ÉTAT DES GRANDS LACS 2022

Rapport technique

EPA Canada

Cat. No.: En161-3/1F-PDF

ISSN 2292-1230

EPA 905-R-22-004

Référence suggérée : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis 2019. *État des Grands Lacs 2019 – Rapport technique*. N° de catalogue En161-3/1F-PDF. EPA 905-R-22-004. Disponible sur binational.net/fr.

Table des matières

Introduction **1**

Résumé des évaluations des Grands Lacs pour 2022 ..... **2**

Objectif général 1 de l'AQEGL : Sous indicateur à l'appui de l'évaluation de l'eau potable **3**

Eau potable traitée 3

Objectif général 2 de l'AQEGL : Sous indicateur à l'appui de l'évaluation des plages **36**

Avis relatifs aux plages 36

Objectif général 3 de l'AQEGL : Sous indicateur à l'appui de l'évaluation de la consommation de poisson **62**

Contaminants dans les poissons comestibles 62

Objectif général 4 de l'AQEGL : Sous indicateurs à l'appui de l'évaluation des produits chimiques toxiques **82**

Produits chimiques toxiques dans les sédiments 82

Produits chimiques toxiques dans l'eau 101

Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers 121

Substances chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté 161

Produits chimiques toxiques dans l'atmosphère 188

Objectif général 5 de l'AQEGL : Sous indicateurs à l'appui de l'évaluation de l'habitat et des espèces **233**

Invertébrés des milieux humides côtiers 233

Poissons des milieux humides côtiers 260

Amphibiens des milieux humides côtiers 285

Oiseaux des milieux humides côtiers 316

Végétaux des milieux humides côtiers 434

Connectivité de l'habitat aquatique 461

Phytoplancton 477

Zooplancton 491

Benthos 509

Diporeia 531

Esturgeon jaune 549

Diversité des poissons proies indigènes 581

Touladi 600

Doré jaune 621

Objectif général 6 : Sous indicateurs à l'appui de l'évaluation des éléments nutritifs et des algues 637

Éléments nutritifs dans les lacs 637

Proliférations d'algues nuisibles 654

Cladophora 679

Objectif général 7 : Sous indicateurs à l'appui de l'évaluation des espèces envahissantes 707

Taux d'établissement de nouvelles espèces aquatiques non indigènes 707

Impacts des espèces aquatiques envahissantes 737

Grande lamproie marine 756

Moules de la famille des Dreissenidés 770

Espèces terrestres envahissantes 792

Objectif général 8 : Sous indicateurs à l'appui de l'évaluation des eaux souterraines 818

Qualité des eaux souterraines 818

Objectif général 9 : Sous indicateurs à l'appui de l'évaluation des répercussions sur les bassins versants et des tendances climatiques 856

Couverture forestier 856

Couverture terrestre 872

Durcissement des rives 908

Qualité de l'eau des affluents 935

Population humaine 962

Quantités de précipitations 1009

Niveaux d'eau 1022

Température des eaux de surface 1041

Couverture de glace 1059

Introduction

Les gouvernements du Canada et des États-Unis, de concert avec leurs nombreux partenaires de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL), ont établi un ensemble de neuf indicateurs scientifiques de la santé de l'écosystème directement liés aux objectifs de l'AQEGL. Ces neuf indicateurs sont appuyés par des sous-indicateurs qui sont utilisés collectivement pour évaluer l'état de l'écosystème des Grands Lacs et suivre les progrès accomplis dans la réalisation des objectifs généraux de l'AQEGL. Le présent Rapport Technique sur L'État des Grands Lacs 2022 contient les rapports sur les 40 sous-indicateurs utilisés pour élaborer le Rapport sur L'État des Grands Lacs 2022.

Plus de 110 scientifiques et autres experts gouvernementaux et non gouvernementaux des Grands Lacs ont analysé les données disponibles (pour la plupart des sous-indicateurs, cela inclut les données jusqu'en 2019 ou 2020) afin de déterminer une évaluation de l'état de chaque indicateur par rapport à l'état de l'écosystème et à la tendance dans le temps. L'état est décrit en termes de Bon, Passable ou Médiocre conditions. Les tendances sont décrites comme s'Améliore, Inchangée ou se Détériore et sont le plus souvent évaluées sur une période de 10 ans. Certains sous-indicateurs ne sont pas évalués à chaque cycle de rapport en raison de différences dans la fréquence de surveillance. Dans ces cas, c'est l'évaluation du rapport précédent qui est présentée.

Un résumé des évaluations de Grands Lacs 2022

Tableau 1. Résumé des évaluations pour chaque indicateur (évalué à l'échelle du bassin des Grands Lacs) et chaque sous-indicateur (évalué à l'échelle du lac).

INDICATEUR	SOUS-INDICATEUR	LAC SUPÉRIEUR	LAC MICHIGAN	LAC HURON	LAC ÉRIÉ	LAC ONTARIO	ÉVALUATION GLOBALE
Eau Potable	Eau Potable Traitée	Bon & Indéterminé	Bon & Indéterminé	Bon & Indéterminé	Bon & Indéterminé	Bon & Indéterminé	**Bon & Inchangée**
Plages	Avis Relatifs aux Plages	Bon & Inchangée	Bon & Inchangée	Bon & Inchangée à S'améliore	Passable & Inchangée	Bon & S'améliore	**Bon & Inchangée à S'améliore**
Consommation de Poisson	Contaminants dans le Poisson Comestible	Passable & Inchangée	Passable & S'améliore	Bon & Inchangée à S'améliore	Passable & S'améliore	Passable & S'améliore	**Passable & S'améliore**
Produits Chimiques Toxiques	Produits Chimiques Toxiques dans les Sédiments	Bon & Inchangée	Passable & Inchangée	Bon & Inchangée	Passable & S'améliore	Passable & S'améliore	**Passable & Inchangée à S'améliore**
	Produits Chimiques Toxiques dans l'Eau	Passable & S'améliore	Passable & Indéterminé	Bon & Inchangée	Passable & Inchangée	Passable & Inchangée	
	Produits Chimiques Toxiques dans les Poissons Entiers	Passable & Inchangée	Passable & Inchangée	Passable & Inchangée	Passable & Inchangée	Passable & Inchangée	
	Substances Chimiques Toxiques dans les œufs de Goéland Argenté	Bon & S'améliore	Bon & S'améliore	Bon & S'améliore	Bon & Inchangée	Bon & S'améliore	
	Substances Chimiques Toxiques dans l'Atmosphère	Passable & S'améliore (Aucune évaluation lac par lac n'a été déterminée)					
Habitat et Espèces	Invertébrés des Milieux Humides Côtiers	Passable & Indéterminé	Passable & Indéterminé	Passable & Inchangée	Indéterminé	Indéterminé	**Passable & Inchangée**
	Poissons des Milieux Humides Côtiers	Passable & Inchangée	Passable & Indéterminé	Passable & Inchangée	Médiocre & Indéterminé	Passable & Inchangée	
	Amphibiens des Milieux Humides Côtières	Passable & Indéterminé	Passable & Indéterminé	Bon & Inchangée	Passable & Inchangée	Passable & S'améliore	
	Oiseaux des Milieux Humides Côtières	Passable & Indéterminé	Passable & Indéterminé	Bon & Inchangée	Passable & Inchangée	Passable & S'améliore	
	Végétaux des Milieux Humides Côtiers	Bon & Inchangée	Passable & Inchangée	Passable & Inchangée	Médiocre & Inchangée	Médiocre & Inchangée	
	Connectivité des Habitats Aquatiques	Passable & S'améliore	Médiocre & S'améliore	Passable & S'améliore	Passable & S'améliore	Passable & S'améliore	
	Phytoplancton	Bon & Se détériore	Passable & Se détériore	Passable & Se détériore	Médiocre & Se détériore	Bon & Inchangée	
	Zooplancton	Bon & Inchangée	Bon & Inchangée	Passable & Inchangée	Bon & S'améliore	Bon & Inchangée	
	Benthos	Bon & Inchangée	Bon & Inchangée	Bon & Inchangée	Médiocre & Inchangée	Passable & Inchangée	
	Diporeia	Bon & Inchangée	Médiocre & Se détériore	Médiocre & Se détériore	Médiocre & Inchangée	Médiocre & Inchangée	
	Esturgeon Jaune	Médiocre & Inchangée	Médiocre & S'améliore	Médiocre & S'améliore	Médiocre & S'améliore	Médiocre & S'améliore	
	Diversité des Poissons Proies Indigènes	Bon & Inchangée	Passable & Inchangée	Passable & Inchangée	Passable & Se détériore	Passable & S'améliore	
	Touladi	Bon & S'améliore	Passable & S'améliore	Passable & S'améliore	Passable & S'améliore	Passable & S'améliore	
	Doré Jaune	Passable & S'améliore	Bon & Inchangée	Bon & Inchangée	Bon & S'améliore	Bon & Inchangée	
Nutriments et Algues	Éléments Nutritifs dans les Lacs	Bon & Inchangée	Passable & Inchangée	Passable & Inchangée	Médiocre & Inchangée	Passable & Inchangée	**Passable & Inchangée**
	Efflorescences Algal Nuisibles : littoral & baies	Bon & Indéterminé	Passable & Inchangée	Passable & Inchangée	Médiocre & S'améliore	Bon & Inchangée	
	Cladophora	Bon & Inchangée	Médiocre & Inchangée	Passable & Indéterminé	Médiocre & Inchangée	Médiocre & Indéterminé	
Espèces Envahissantes	Taux d'établissement de Nouvelles Espèces Aquatiques Non Indigènes ...dans le bassin des Grands Lacs	Évaluation du bassin des Grands Lacs est Bon & Inchangée.					**Évaluation globale à l'échelle du bassin pour Taux d'établissement de Nouvelles Espèces Aquatiques Non Indigènes : Bon & Inchangée** / **Évaluation globale pour Impacts d'Espèces Aquatiques Envahissantes : Médiocre & Inchangée**
	...dans chaque bassin lacustre	Médiocre & S'améliore	Passable & S'améliore	Médiocre & Indéterminé	Passable & Indéterminé	Passable & Inchangée	
	Impacts d'Espèces Aquatiques Envahissantes	Médiocre & Indéterminé	Médiocre & Indéterminé	Médiocre & Indéterminé	Médiocre & Se détériore	Médiocre & Se détériore	
	Grande Lamproie Marine	Médiocre & Se détériore	Bon & S'améliore	Passable & S'améliore	Bon & S'améliore	Bon & S'améliore	
	Moules de la Famille des Dreissenidés	Bon & Inchangée	Médiocre & Se détériore	Médiocre & Se détériore	Passable & Inchangée	Médiocre & Se détériore	
	Espèces Terrestres Envahissante	La méthodologie d'évaluation est en cours d'actualisation. Ce sous-indicateur est actuellement évalué comme Indéterminé.					
Eaux Souterraines	Qualité des Eaux Souterraines	Bon & Indéterminé	Bon & Indéterminé	Bon & Indéterminé	Bon & Indéterminé	Passable & Indéterminé	**Bon & Indéterminé**
Répercussions sur le Bassin Versant	Couverture Forestier	Bon & S'améliore	Passable & Inchangée	Passable & Inchangée	Médiocre & Inchangée	Passable & Inchangée	**Passable & Inchangée**
	Couverture Terrestre	Bon & Inchangée	Passable & Inchangée	Passable & Inchangée	Médiocre & Se détériore	Passable & Se détériore	
	Durcissement des Rives	Bon & Indéterminé	Bon & Se détériore	Bon & Se détériore	Médiocre & Se détériore	Médiocre & Se détériore	
	Qualité de l'Eau des Affluents	Indéterminé	Pas évalué	Passable & Inchangée	Médiocre & Inchangée	Passable & Inchangée	
	Population Humaine	Inchangée	À la hausse	À la hausse	À la hausse	À la hausse	
Tendances Climatiques	Quantités de Précipitations dans le Bassin des Grands Lacs (1950-2020)	Inchangée	À la hausse		À la hausse	À la hausse	**Pas d'évaluation globale**
	Niveaux d'Eau (1918 - 2020)	Inchangée	Inchangée		À la hausse	Inchangée	
	Température des Eaux de Surface (1980-2020)	À la hausse	À la hausse	À la hausse	À la hausse	À la hausse	
	Couverture de Glace (1973 - 2020)	À la baisse	À la baisse	À la baisse	À la baisse	À la baisse	

ÉTAT

Bon | Passable | Médiocre | Indéterminé

Les cellules gris clair dans la colonne des Sous-indicateurs indiquent les sous-indicateurs qui ne sont pas utilisés dans les évaluations globales, mais des rapports complets sur les sous-indicateurs sont disponibles pour fournir des informations plus détaillées.

L'évaluation de l'indicateur des espèces envahissantes est déterminée en utilisant uniquement le sous indicateur du Taux d'établissement de Nouvelles Espèces Aquatiques Non Indigènes dans les Grands Lacs et sur le sous indicateur Impacts d'Espèces Aquatiques Envahissantes. Ces deux sous indicateurs rendent compte de la présence et de l'impact de la lamproie marine et des moules Dreissenid dans le bassin des Grands Lacs. Les évaluations des sous-indicateurs de la lamproie marine et des moules Dreissenid sont également présentées afin de fournir des informations supplémentaires sur le statut et les tendances de ces espèces. La méthode d'évaluation du sous indicateur Espèces Terrestres Envahissantes faisant actuellement l'objet d'un examen, et ce sous-indicateur n'est pas évalué. Le rapport comprend toutefois des informations sur les espèces terrestres envahissantes qui ont un impact sur l'écosystème des Grands Lacs.

Tableau 2. Résumé des évaluations pour chaque lac et l'évaluation globale des Grands Lacs.

	LAC SUPÉRIEUR	LAC MICHIGAN	LAC HURON	LAC ÉRIÉ	LAC ONTARIO	GLOBALEMENT GRANDS LACS
ÉVALUATIONS GLOBALES	Bon & Inchangée	Passable & Inchangée	Bon & Inchangée	Médiocre & Inchangée	Passable & Inchangée à S'améliore	Passable & Inchangée

ÉTAT

Bon | Passable | Médiocre | Indéterminé

Sous-indicateur : Eau potable traitée

Évaluation globale

Remarque : L'évaluation globale est fondée sur des mesures de l'eau traitée : population desservie par un réseau d'aqueduc communautaire (RAC) qui respecte toutes les normes sanitaires pour les États-Unis et résultats d'analyse des échantillons d'eau traitée qui sont conformes aux normes de qualité de l'eau pour l'Ontario. L'information sur les sources d'eau pour l'Ontario est incluse dans la section « Justification » uniquement à titre de renseignements contextuels.

État : Bon

Tendances :

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (Ontario : 2004-2020; États-Unis : indéterminée) : Inchangée

Justification

Ontario : Chaque année de 2004 à 2020, de 99,74 % à 99,88 % des analyses de l'eau potable traitée de tous les réseaux résidentiels municipaux de l'Ontario respectaient les normes de qualité de l'eau potable de la province pour les microbes, les produits chimiques et les radionucléides. La qualité de l'eau des Grands Lacs qui alimente les RAC a été évaluée en fonction des normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario pour certains produits chimiques et le tritium à l'aide de l'indice de qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (IQE du CCME, ou, plus court, IQE). Les données de comparaison pour les années 2012 à 2017 (de 2012 à 2016 pour le lac Érié) étaient insuffisantes. Pour les années où il y avait suffisamment de données pour calculer l'IQE, la qualité de l'eau des Grands Lacs a été classée comme « excellente » ou « bonne » selon l'IQE. Les données étaient insuffisantes pour déterminer l'IQE pour certaines années de 2017 à 2020, mais, lorsque l'IQE a pu être calculé, les IQE de chaque lac étaient les mêmes pour la période 2017-2020 que pour la période 2007-2011.

États-Unis : Au cours de l'année 2020, 19,5 millions de résidents américains ont reçu de l'eau potable de 810 RAC alimentés par les eaux de surface des Grands Lacs et des rivières qui les relient (y compris la section internationale du fleuve Saint-Laurent). Dans l'ensemble, 98,5 % des 810 RAC respectaient toutes les normes sanitaires, et 99,1 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires, faisant en sorte que la qualité de l'eau potable du côté américain du bassin des Grands Lacs a été classée « bonne ».

Évaluation lac par lac

Remarque : Les évaluations lac par lac sont fondées sur des mesures de l'eau traitée pour les États-Unis (population desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires) et sur la qualité de l'eau des sources d'approvisionnement des RAC pour l'Ontario (concentrations de contaminants dans cette eau). Pour en savoir plus, consultez les sections « Définitions de l'évaluation de l'état », « Définitions des tendances évaluées » et « Mesure », plus bas. Il n'y avait pas suffisamment de données afin d'évaluer la tendance sur 10 ans pour l'Ontario; par conséquent, les évaluations pour tous les lacs sont indéterminées. Dans le cadre du présent rapport, les évaluations lac par lac ne concernent que les données américaines de 2020, de sorte qu'il n'y a pas de période de référence de

10 ans ou à long terme. Par conséquent, l'évaluation est indéterminée.

Lac Supérieur

État : Bon (eau potable traitée aux États-Unis : bon; eau des sources d'approvisionnement en Ontario : bon)

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme

Ontario (2007-2019) : Inchangée

États-Unis : Indéterminée

Justification

Ontario : L'IQE pour l'eau des sources d'approvisionnement est 100.

États-Unis : Il y a 17 RAC alimentés par des eaux de surface du lac Supérieur, desservant une population de 174 008 personnes. L'état de l'eau a été jugé « bon » du fait que 94,3 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires et que 15 des 17 RAC (88,2 %) respectaient toutes les normes sanitaires, d'où la cote « passable ».

Lac Michigan

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : Le lac Michigan se trouve entièrement aux États-Unis. Il y a 356 RAC alimentés par des eaux de surface du lac Michigan, desservant une population de 9 552 028 personnes. L'état de l'eau a été jugé « bon » du fait que 99,4 % des RAC respectaient toutes les normes sanitaires et que 99,1 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

État : Bon (eau potable traitée aux États-Unis : bon; eau des sources d'approvisionnement en Ontario : bon)

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme

Ontario (2007-2019) : Inchangée

États-Unis : Indéterminée

Justification

Ontario : IQE de 100.

États-Unis : Il y a 133 RAC alimentés par des eaux de surface du lac Huron (n = 132) et de la rivière Sainte-Marie (n = 1), desservant une population de 1 678 942 personnes. L'état a été jugé « bon » du fait que 99,2 % des RAC respectaient toutes les normes sanitaires et que 99,1 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires.

Dans le cadre de l'évaluation concernant précisément le lac Huron, il a été établi que, sur 132 RAC alimentés par de l'eau du lac, 100 % respectaient toutes les normes sanitaires et que 100 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires, les deux mesures donnant lieu à un état « bon ».

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

État : Bon (eau potable traitée aux États-Unis : bon; eau des sources d'approvisionnement en Ontario : bon)

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme

Ontario (2007-2019) : Inchangée

États-Unis : Indéterminée

Justification

Ontario : IQE de 100.

États-Unis : Il y a 205 RAC alimentés par des eaux de surface du lac Érié (n = 117) et des rivières Sainte-Claire et Détroit (n = 88), desservant une population de 6 705 016 personnes. L'état a été jugé « bon » du fait que 96,6 % des RAC respectaient toutes les normes sanitaires et que 99 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires.

Dans le cadre de l'évaluation concernant précisément le lac Érié, il a été établi que 95,7 % des 117 RAC alimentés par l'eau du lac respectaient toutes les normes sanitaires et que 99,1 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires, les deux mesures donnant lieu à un état « bon ».

Dans le cadre de l'évaluation concernant précisément les rivières Sainte-Claire et Détroit, il a été établi que 97,7 % des 88 RAC alimentés par de l'eau des rivières Sainte-Claire et Détroit respectaient toutes les normes sanitaires et que 98,8 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires, les deux mesures donnant lieu à un état « bon ».

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Bon (eau potable traitée aux États-Unis : bon; eau des sources d'approvisionnement en Ontario : bon)

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme

Ontario (2007-2020) : Inchangée

États-Unis : Indéterminée

Justification

Ontario* : IQE entre 94 et 95.

États-Unis : Il y a 99 RAC alimentés par des eaux de surface de la rivière Niagara (n = 30)**, du lac Ontario (n = 51) et de la section internationale du fleuve Saint-Laurent (n = 18), desservant une population de 1 443 789 personnes. L'état a été jugé « bon » du fait que 100 % des RAC respectaient toutes les normes sanitaires et que 100 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires.

***Remarque :** *L'analyse de l'Ontario inclut trois RAC (Port Colbourne, Welland et St. Catherines) qui tirent leur eau du canal Welland.*

****Remarque :** *Aux États-Unis, les RAC qui dépendent de la rivière Niagara puisent l'eau en amont des chutes Niagara. Aucun RAC aux États-Unis ne tire son eau en aval des chutes Niagara.*

Définitions de l'évaluation de l'état

Ontario

Qualité de l'eau traitée : Selon le pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui respectent les normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario.

Bonne : Au moins 99 %

Passable : De 97 % à 98,9 %

Médiocre : Moins de 97 %

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour déterminer le pourcentage d'analyses de l'eau potable traitée qui respectent les normes.

Qualité de l'eau des sources d'approvisionnement : Valeurs calculées de l'IQE du CCME

Pour l'évaluation de l'état des Grands Lacs, les valeurs de l'IQE du CCME sont regroupées comme suit :

bonnes : de 80 à 100;

passables : de 65 à 79;

médiocres : de 0 à 64;

indéterminées : les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour déterminer la valeur de l'IQE du CCME.

États-Unis

Bon : Au moins 90 % des RAC respectaient toutes les normes sanitaires et au moins 90 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires.

Passable : De 80 % à 90 % des RAC respectaient toutes les normes sanitaires et de 80 % à 90 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires.

Médiocre : Moins de 80 % des RAC respectaient toutes les normes sanitaires et moins de 80 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires.

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées

Ontario

Qualité de l'eau traitée

S'améliore : Augmentation du pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui respectent les normes.

Inchangée : Aucun changement dans le pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui respectent les normes.

Se détériore : Diminution du pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui respectent les normes.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour déterminer la tendance du pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui respectent les normes.

Qualité de l'eau des sources d'approvisionnement

S'améliore : Augmentation de la valeur de l'IQE du CCME.

Inchangée : Aucun changement de la valeur de l'IQE du CCME.

Se détériore : Diminution de la valeur de l'IQE du CCME.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour déterminer la valeur de l'IQE du CCME.

États-Unis

S'améliore : Augmentation de la proportion de la population desservie ayant accès à de l'eau potable traitée respectant toutes les normes sanitaires.

Inchangé : Aucun changement dans la proportion de la population desservie ayant accès à de l'eau potable traitée respectant toutes les normes sanitaires.

Se détériore : Diminution de la proportion de la population desservie ayant accès à de l'eau potable traitée respectant toutes les normes sanitaires.

Indéterminé : La tendance des infractions sanitaires liées à l'eau potable traitée n'a pas été déterminée, ou les données n'étaient pas disponibles.

Paramètres et/ou cibles

Les concentrations d'organismes pathogènes, de produits chimiques dangereux ou toxiques et de substances radioactives ne devraient pas dépasser les normes ou les lignes directrices en matière d'eau potable, ainsi que les objectifs en matière de santé humaine établis par le gouvernement fédéral des États-Unis, les États et les provinces.

Raison d'être du sous-indicateur

Le sous-indicateur vise à :

- évaluer les concentrations de contaminants chimiques, microbiens et radiologiques dans l'eau potable;
- évaluer la possibilité d'exposition humaine aux contaminants de l'eau potable;
- évaluer l'efficacité des politiques et des technologies pour assurer la salubrité de l'eau potable.

Objectif écosystémique

L'écosystème des Grands Lacs constituant une source vitale d'eau potable, l'objectif est de le protéger contre les contaminants microbiens, chimiques et radiologiques nocifs qui nécessitent des traitements avancés pour respecter toutes les normes relatives à l'eau potable.

Le sous-indicateur appuie le mieux les travaux visant le premier objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, qui prévoit que l'eau des Grands Lacs devrait « fournir une source d'eau potable sécuritaire, de haute qualité ».

Mesure

En raison de différences substantielles entre leurs régimes de réglementation de l'eau potable, les deux pays ont évalué indépendamment l'indicateur au moyen de mesures et d'analyses qui leur sont propres.

Ontario

La qualité de l'eau des sources d'approvisionnement a été évaluée en fonction des normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario à l'aide de l'IQE du CCME. Depuis 2001, l'IQE du CCME est largement utilisé au Canada et partout dans le monde pour la production de rapports sur l'état de la qualité de l'eau. Les valeurs calculées par l'IQE du CCME sont fondées sur une combinaison de trois facteurs :

- le nombre de paramètres qui ne respectent pas les normes (portée);
- la fréquence à laquelle les normes ne sont pas respectées (fréquence);
- la mesure dans laquelle les normes ne sont pas respectées (amplitude).

Les normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario s'appliquent uniquement à l'eau traitée; toutefois, l'évaluation de la qualité de l'eau des sources d'approvisionnement en fonction des normes fournit des renseignements utiles sur l'état des Grands Lacs.

Le critère d'évaluation de l'eau potable traitée est le pourcentage de résultats d'analyse qui respectent les normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario.

États-Unis

Pour la partie américaine du bassin des Grands Lacs, la qualité de l'eau potable a été évaluée en calculant la proportion de la population desservie par un RAC qui fournit de l'eau potable tirant sa source des eaux de surface des Grands Lacs et qui respecte toutes les normes sanitaires applicables, telles qu'elles figurent dans le Safe Drinking Water Information System (SDWIS) des Federal Reporting Services. Les infractions sanitaires peuvent se produire relativement à l'eau potable distribuée (traitée) d'un réseau d'aqueduc public (y compris les stations de traitement de l'eau potable et leurs réseaux de distribution). Des infractions sanitaires peuvent être constatées parce qu'un réseau d'aqueduc public n'est pas conforme aux exigences relatives à une technique de traitement (TT) ou en raison de résultats d'échantillonnage produisant des concentrations élevées de contaminants, comme des produits

chimiques (p. ex. arsenic, atrazine, nitrate, nitrite, radionucléides et métaux lourds), des sous-produits de désinfection (p. ex. acides haloacétiques et trihalométhanes) ou des microorganismes (p. ex. *E. coli*)[1].

Pour évaluer la qualité de l'eau potable aux États-Unis, les indicateurs suivants ont été utilisés :

- proportion de RAC qui respectaient toutes les normes sanitaires;
- proportion de la population desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires[2].

Conditions écologiques

La qualité de l'eau des sources d'approvisionnement et son utilisation prévue déterminent le niveau de traitement requis (c.-à-d., les spécifications pour l'usage prévu). L'eau potable est assujettie à des normes et à des exigences de traitement rigoureuses pour protéger la santé publique, tandis que différentes normes et différents traitements peuvent être appropriés pour des fins de non-consommation, comme l'irrigation, l'extinction des incendies, la chasse d'eau des toilettes et les procédés industriels. Pour toutes les applications, la protection de la qualité de l'eau des sources d'approvisionnement est une stratégie importante visant à réduire les besoins et dépenses de traitement. Les gouvernements ont adopté des lois et des programmes de soutien exigeant un suivi et la production de rapports, le traitement en vue de l'élimination des contaminants et la protection des sources d'eau, exigences qui sont décrites ci-dessous.

Ontario

Même une eau de bonne qualité doit être traitée pour être potable. Afin de réduire le risque de voir la contamination de l'eau atteindre le robinet du consommateur et de maintenir les coûts de traitement de l'eau potable à un bas niveau, il faut des efforts continuels pour réduire la contamination microbienne, chimique et radiologique des sources d'eau.

Le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario a fourni les données du volet canadien du présent rapport.

- Les données sur l'eau des sources d'approvisionnement pour 2007-2017 proviennent du système de gestion de l'information sur l'eau potable (DWIMS). Les données sur l'eau des sources d'approvisionnement pour 2018-2020 proviennent du DWIMS et du système d'information sur l'eau potable (DWIS). Le DWIMS est la base de données du Programme de surveillance de l'eau potable, un programme scientifique mené en partenariat avec des municipalités volontaires et des Premières Nations. Le DWIS est la base de données de la Division de la conformité en matière d'eau potable et d'environnement, qui est la division de la conformité réglementaire du Ministère.
- Les données sur l'eau traitée pour toutes les années (2007-2020) proviennent du DWIS.

Eau des sources d'approvisionnement

Onze paramètres ont été choisis aux fins du calcul des valeurs de l'IQE du CCME. Ils représentent un large éventail

[1] Voir le Drinking Water Regulations pour obtenir de plus amples renseignements sur les normes sanitaires de l'United States Environmental Protection Agency (USEPA).

[2] Comme le sous-indicateur de l'eau potable fait partie de l'évaluation de la santé humaine, la proportion de la population desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires était la mesure qui déterminait l'état global et l'état lac par lac.

de menaces pour la qualité de l'eau potable. Certains paramètres ont été trouvés en concentrations élevées dans l'eau des sources d'approvisionnement et quelques-uns, à des concentrations élevées dans l'eau potable traitée. Les onze paramètres sont les suivants :

- glyphosate – compte pour environ 54 % de l'utilisation des pesticides agricoles en Ontario;
- atrazine et métabolites désalkylés – pesticide le plus fréquemment détecté dans l'eau potable traitée en Ontario;
- 2,4-D – a été détecté dans l'eau potable traitée de l'Ontario;
- microcystine-LR – l'une des toxines les plus toxiques et les plus courantes produites par des proliférations d'algues en Ontario;
- acide nitrilotriacétique – substitut du phosphate largement utilisé dans les détergents et d'autres produits de nettoyage. Il a été détecté à des concentrations élevées dans l'eau des sources d'approvisionnement de deux stations de traitement de l'eau de l'Ontario, dont une du lac Huron;
- toluène – l'une des composantes de l'essence (benzène, toluène, éthylbenzène et xylène). Il est le plus fréquemment détecté dans les échantillons prélevés dans le cadre du Programme de surveillance de l'eau potable. Il est également utilisé comme solvant et comme intermédiaire dans la fabrication de produits chimiques;
- nitrate – contaminant couramment présent dans les engrais, les eaux usées et les déchets d'élevage;
- nitrite – contaminant couramment présent dans les engrais, les eaux usées et les déchets d'élevage;
- arsenic – a été détecté à une concentration élevée dans un échantillon d'eau alimentant une station de traitement de l'eau de l'Ontario;
- sodium – l'une des principales composantes du sel de voirie;
- tritium – composé radioactif rejeté lors de déversements provenant de centrales nucléaires.

Les données sur les sources d'eau provenaient de 79 stations de traitement de l'eau des Grands Lacs :

- lac Ontario – 36 stations;
- lac Érié – 18 stations;
- lac Huron – 21 stations;
- lac Supérieur – 4 stations.

La figure 1 montre l'emplacement des stations.

Habituellement, les résultats d'analyse de l'eau des sources d'approvisionnement pour chacun des paramètres provenaient d'un sous-ensemble de stations de traitement de l'eau de chaque lac parce que les données pour un paramètre donné n'étaient pas disponibles pour toutes les stations. En tant que pourcentage de stations de traitement de l'eau de chaque lac, les sous-ensembles de stations de traitement de l'eau du lac Huron étaient les plus petits, pour lesquels les données pour un paramètre donné au cours d'une année donnée provenaient souvent de quatre ou cinq stations. Les valeurs de l'IQE ont été calculées pour chaque lac, plutôt que pour chaque station de traitement de l'eau, car il n'y avait pas suffisamment de données pour de nombreuses stations de traitement de l'eau afin de calculer une valeur de l'IQE.

Le tableau 1 présente les valeurs annuelles de l'IQE du CCME pour chaque eau de lac. Dans les cas où il n'y avait

pas suffisamment de données pour calculer les valeurs annuelles de l'IQE, il y avait parfois assez de données sur deux ou trois ans pour calculer la valeur de l'IQE pour ces périodes. Cependant, même compte tenu de la possibilité de regrouper les années, il y avait encore des périodes pour lesquelles les données étaient insuffisantes.

L'IQE du CCME classe la qualité de l'eau comme suit :

excellente : valeur de l'IQE de 95 à 100;

bonne : valeur de l'IQE de 80 à 94;

passable : valeur de l'IQE de 65 à 79;

marginale : valeur de l'IQE de 45 à 64;

médiocre : valeur de l'IQE de 0 à 44.

La meilleure valeur possible de l'IQE est 100, ce qui signifie qu'aucune des mesures de l'eau des sources d'approvisionnement n'enfreignait les normes de l'eau traitée pour les paramètres inclus dans le calcul de l'IQE. D'après la structure de classification du rapport sur l'état des Grands Lacs, la qualité de l'eau est bonne, passable, médiocre ou indéterminée. Elle ne prévoit pas de catégorie « excellente »; par conséquent, aux fins du présent rapport, les résultats d'analyse de l'eau des sources d'approvisionnement correspondant à une qualité « excellente » ou « bonne » d'après l'IQE ont été classées comme ayant une bonne qualité de l'eau.

Les lacs Érié et Supérieur affichaient une bonne qualité d'eau d'approvisionnement, compte tenu de valeurs de l'IQE de 100 pour chaque année ou pour les périodes pluriannuelles où l'IQE pouvait être calculé.

Le lac Huron affichait une bonne qualité d'eau d'approvisionnement, compte tenu de valeurs de l'IQE de 100 pour la plupart des années et d'une valeur de 94,2 en 2008. En 2008, la concentration d'acide nitrilotriacétique d'un échantillon d'eau d'approvisionnement ne respectait pas la norme de qualité de l'eau potable de l'Ontario.

Le lac Ontario affichait une bonne qualité d'eau d'approvisionnement. Les valeurs de l'IQE se situaient entre 94 et 95 pour chaque année où l'IQE a pu être calculé, sauf en 2008, où la valeur de l'IQE était de 100. Les valeurs de l'IQE se situant entre 94 et 95 étaient attribuables à des concentrations élevées de sodium dans certains échantillons d'eau d'approvisionnement, probablement en raison de l'épandage de sels sur les routes dans le bassin versant. Pour les huit années qui se sont écoulées entre les périodes 2007-2011 et 2018-2020, le pourcentage annuel d'échantillons du lac Ontario contenant des concentrations de sodium supérieures à 20 mg/L variait de 0 % à 6,8 %, la médiane étant de 3,6 %. Le sodium n'est pas toxique, et il n'y a aucune norme de qualité de l'eau potable en Ontario en ce qui concerne le sodium. Cependant, les personnes atteintes d'hypertension ou d'une maladie cardiaque congestive peuvent devoir se soumettre à un régime faible en sodium, auquel cas l'apport en sodium de l'eau potable pourrait devenir significatif. Le médecin-conseil en santé publique local doit être avisé lorsque la concentration en sodium dépasse 20 mg/L afin que cette information puisse être transmise aux médecins locaux.

La tendance sur 10 ans de la qualité de l'eau des sources d'approvisionnement n'a pu être déterminée pour aucun des lacs parce que l'IQE n'a pas pu être calculé pour les années 2012 à 2016 et parfois pour 2017. La tendance à long terme a toutefois pu être estimée. Pour chaque lac, les IQE de 2007 à 2011 étaient les mêmes que ceux pour la période allant de 2017-2018 à 2019-2020. Cela donne à penser que la tendance à long terme dans chaque lac demeure inchangée.

Eau traitée

La figure 2 présente les résultats d'analyse d'eaux traitées pour la période allant de 2004 à 2017. Les résultats sont ceux d'analyses microbiennes, chimiques et radiologiques de tous les réseaux municipaux de distribution d'eau potable résidentielle de l'Ontario. En 2004, il y avait 729 réseaux municipaux d'eau potable résidentielle en Ontario.

Ce nombre a diminué, passant à 657 en 2020, principalement en raison du regroupement de réseaux. La majorité de ces réseaux n'utilisent pas l'eau des Grands Lacs. Ils utilisent des eaux souterraines ou l'eau provenant de rivières et de lacs intérieurs. En Ontario, les Grands Lacs sont néanmoins parmi les meilleures sources d'eau sur le plan de la qualité. Les pourcentages des résultats d'analyse d'eaux traitées provenant des réseaux des Grands Lacs qui respectent les normes seraient probablement semblables ou supérieurs à ceux indiqués à la figure 2.

Depuis 2004, le pourcentage de résultats d'analyse respectant les normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario est demeuré dans la fourchette de 99,74 % à 99,88 %. De 2004 à 2020, la qualité de l'eau potable traitée en Ontario est demeurée systématiquement bonne. Un petit pourcentage de résultats d'analyse ne respectaient pas les normes. Lorsqu'un résultat d'analyse ne respecte pas une norme, cela ne signifie pas nécessairement que l'eau potable n'est pas salubre, mais plutôt que le propriétaire et l'exploitant du réseau d'eau potable doivent enquêter sur ce qui a pu causer le résultat d'analyse défavorable et prendre toutes les mesures nécessaires pour régler le problème.

États-Unis

Aux États-Unis, la principale loi régissant la pollution des eaux de surface du pays est la Federal Water Pollution Control Act, mieux connue en tant que Clean Water Act. Initialement promulguée en 1948, elle a été entièrement révisée à la suite de modifications apportées en 1972 qui ont donné à la loi sa dimension actuelle. La loi de 1972 énonçait des programmes ambitieux d'amélioration de la qualité de l'eau, qui ont depuis été élargis et qui sont toujours mis en œuvre par les industries et les municipalités (CRS, 2016).

La Safe Drinking Water Act (SWDA), titre XIV de la Public Health Service Act, est la principale loi fédérale visant à protéger les approvisionnements publics en eau potable contre les contaminants nocifs. Promulguée pour la première fois en 1974 et substantiellement modifiée en 1986, 1996 et 2018, la loi est gérée par l'entremise de programmes qui établissent des normes et des exigences de traitement pour les approvisionnements publics en eau potable, qui financent des projets d'infrastructure d'eau potable, qui favorisent la conformité des réseaux d'eau et qui contrôlent l'injection souterraine de fluides afin de protéger les sources souterraines d'eau potable. La loi de 1974 a établi le régime actuel entre le gouvernement fédéral et les États au titre duquel les États peuvent se voir déléguer le pouvoir principal de mise en œuvre et d'application (c.-à-d., la primauté) au chapitre du programme d'eau potable. Le programme de surveillance de l'approvisionnement public en eau, qui est géré par les États, demeure le programme de base pour la réglementation des réseaux publics d'aqueduc du pays. Au total, 49 États et la nation Navajo ont assumé cette autorité principale (CRS, 2017). En date de décembre 2020, l'United States Environmental Protection Agency (USEPA) a fixé des normes ayant force exécutoire pour 94 contaminants, conformément aux National Primary Drinking Water Regulations (NPDWR) (CRS, 2021).

Les modifications apportées en 1996 à la SDWA (P.L. 104-182) exigent que les responsables des RAC transmettent chaque année à leurs consommateurs des renseignements sur la qualité de l'eau potable. Pour se conformer à cette obligation, les responsables des RAC des États-Unis produisent un rapport annuel sur la confiance des consommateurs[3]. Ces rapports fournissent de l'information, y compris au sujet de sources d'eau potable particulières et de la disponibilité des évaluations de ces sources, et présentent un résumé des éléments suivants :

- les sources de contamination potentielles;
- les procédés de traitement de l'eau;

[3] Pour obtenir de plus amples renseignements et pour trouver le rapport local sur la confiance des consommateurs, allez à l'adresse suivante : https://www.epa.gov/ccr/ccr-information-consumers.

- les contaminants détectés dans l'eau potable distribuée;
- les infractions survenues;
- d'autres renseignements pertinents.

Selon les règles applicables, la surveillance des contaminants dans l'eau des sources d'approvisionnement (avant le traitement), à la station de traitement de l'eau potable, au point d'entrée du réseau de distribution (après le traitement) et/ou dans le réseau de distribution peut être requise. En ce qui concerne les contaminants microbiens, bien que *Legionella*, *Giardia* et les virus soient réglementés suivant les règles de traitement des eaux de surface (SWTR), aucune surveillance n'est requise (exigences relatives à la TT). La surveillance de *Cryptosporidium* est requise pendant 24 mois pour les nouveaux réseaux d'aqueduc publics en application de la règle « Long Term 2 »[4]. Fait à noter, les résultats d'échantillonnage requis ne sont pas déclarés directement à l'USEPA, sauf dans des situations limitées, comme la mise en œuvre directe, les infractions aux règles, les cycles de révision de six ans de la SDWA[5] et la conformité avec les règles de surveillance des contaminants non réglementées[6]. Les résultats d'échantillonnage sont consignés dans des bases de données tenues à jour par les organismes responsables de la mise en œuvre de la SWDA (p. ex. les ministères responsables de la protection de l'environnement des États), et les infractions aux règles sont communiquées aux responsables des réseaux d'aqueduc publics par ces organismes et sont signalées à l'USEPA.

Aux fins du rapport sur le présent sous-indicateur, l'information disponible évaluée par l'USEPA était axée sur la qualité de l'eau potable distribuée (traitée), comme l'indiquent les infractions sanitaires des réseaux d'aqueduc publics au regard de la principale source d'eau de surface des Grands Lacs ou des rivières qui les relient. Par conséquent, seul un petit sous-ensemble de tous les réseaux d'aqueduc publics a été inclus dans nos analyses[7]. Ont été exclus les réseaux d'aqueduc publics dont la source principale d'eau de surface provient de plans d'eau

[4] La Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule est entrée en vigueur en janvier 2006 et exigeait que les réseaux d'aqueduc alimentés par des eaux de surface effectuent une surveillance de ces eaux pendant 24 mois, calculent la concentration moyenne de *Cryptosporidium* et utilisent les résultats pour établir si leur source d'eau est vulnérable à la contamination, ce qui nécessiterait un traitement supplémentaire. La plupart des réseaux d'aqueduc publics ont déjà satisfait aux exigences de surveillance de cette règle et ne sont plus tenus de déclarer les résultats de la surveillance des eaux de surface à leur organisme principal ou à l'USEPA. Les nouveaux réseaux d'aqueduc alimentés par des eaux de surface sont assujettis à cette règle. Voir les Surface Water Treatment Rules pour obtenir plus d'information.

[5] Pour consulter les données de la révision après six ans des contaminants, allez à l'adresse suivante : https://www.epa.gov/dwsixyearreview/contaminant-occurrence-and-related-data-six-year-review-drinking-water-standards.

[6] Pour consulter les données sur les règles de surveillance des contaminants non réglementés, allez à l'adresse suivante : https://www.epa.gov/monitoring-unregulated-drinking-water-contaminants/occurrence-data-unregulated-contaminant.

[7] L'USEPA a établi trois grandes catégories de réseaux d'aqueduc publics. Le RAC dessert la même population toute l'année. Le réseau d'aqueduc non communautaire permanent approvisionne régulièrement en eau au moins 25 mêmes personnes au moins 6 mois par année, mais pas toute l'année (p. ex. des écoles, des usines, des immeubles de bureaux et des hôpitaux qui ont leur propre puits). Les réseaux d'aqueduc non communautaires transitoires approvisionnent en eau les endroits où les gens ne restent pas longtemps (p. ex. stations-service, restaurants et terrains de camping). Comme les personnes obtiennent habituellement de l'eau potable de plusieurs réseaux d'aqueduc publics (p. ex. domicile, lieu de travail, école, bâtiment communautaire et restaurant) tout au long de la journée, il peut y avoir un double dénombrement de la population desservie dans les trois catégories. Voir l'ébauche du guide de l'USEPA pour obtenir des éclaircissements sur les définitions et les méthodes (WSG 61A).

intérieurs ou d'eaux souterraines, les réseaux d'aqueduc non communautaires et les réseaux desservant moins de 25 personnes.

La réduction du nombre d'infractions sanitaires fait partie du plan stratégique de l'USEPA pour les exercices allant de 2018 à 2022, qui prévoit une réduction de 25 % du nombre de réseaux d'aqueduc publics non conformes aux normes sanitaires (USEPA, 2021). Les données sur le nombre et le type d'infractions sanitaires sont consignées et accessibles au public dans le SDWIS de l'USEPA des services fédéraux de déclaration. Aux États-Unis, les infractions sanitaires portent sur ce qui suit :

- les concentrations maximales de contaminants (CMC), c'est-à-dire la concentration la plus élevée d'un contaminant permise dans l'eau potable;
- les concentrations maximales de désinfectant résiduel, c'est-à-dire la concentration la plus élevée d'un désinfectant permise dans l'eau potable;
- la TT, c'est-à-dire le procédé obligatoire qui doit réduire la concentration de contaminants dans l'eau potable.

Il est prévu que les auteurs des infractions sanitaires soient de nouveau conformes dès que possible, mais des changements à long terme pourraient être nécessaires pour y parvenir, comme l'obtention d'un soutien technique, de gestion et financier supplémentaire ou la mise à niveau de l'infrastructure (p. ex. des procédés supplémentaires de traitement avancé, le changement de la source d'approvisionnement en eau à l'aide d'un nouveau puits ou d'une nouvelle prise d'eau ou une entente d'achat).

Évaluation des infractions sanitaires

Pour mettre les choses en contexte, au cours de l'année 2020, il y a avait aux États-Unis près de 144 000 réseaux d'aqueduc publics actifs qui ont desservi plus de 330 millions de personnes. Dans les huit États des Grands Lacs, il y avait près de 58 000 réseaux d'aqueduc publics actifs qui desservaient plus de 80 millions de personnes, dont 11 358 RAC qui desservaient 73 millions de personnes (tableau 2)[8].

Si les RAC sont classés en fonction de la source d'eau principale, sur les 11 358 RAC répartis dans les 8 États des Grands Lacs, seulement 2 371 (20,9 %) tiraient leur source principale d'eaux de surface, ce qui correspond à près de 52 millions de personnes desservies (70,7 %) (tableau 3). Par ailleurs, il y avait 8 987 RAC (79,1 %) dont la principale source était des eaux souterraines, ce qui correspond à près de 21,5 millions de personnes desservies (29,3 %). En raison de l'accent mis dans le présent rapport sur l'évaluation de la qualité de l'eau potable provenant des Grands Lacs, les RAC dont la source principale est l'eau souterraine ont été exclus de nos analyses.

Comme le montre le tableau 4, sur les 2 371 RAC répartis dans les 8 États des Grands Lacs et dont la source principale était l'eau de surface, seulement 810 étaient des RAC dont la source principale était l'eau de surface provenant des Grands Lacs ou des rivières qui les relient (écosystème allant du lac Supérieur au lac Huron : rivière Sainte-Marie; écosystème allant du lac Huron au lac Érié : rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire et rivière Détroit; écosystème allant du lac Érié au lac Ontario : rivière Niagara et section internationale du

[8] Le nombre de réseaux d'aqueduc et la population desservie comprennent les réseaux d'aqueduc tribaux. La région 2 de l'USEPA et la région 5 de l'USEPA mettent directement en œuvre les NPDWR pour les réseaux tribaux de la région des Grands Lacs. Voir les tableaux 2, 3 et 4 pour une ventilation des réseaux d'aqueduc par organisme de première instance.

fleuve Saint-Laurent)[9], qui ne représentaient que 7 % de tous les RAC actifs dans les 8 États des Grands Lacs. Ces 810 RAC desservaient une population de 19 554 093 personnes, soit 37,7 % de la population desservie par tous les RAC actifs dans les États des Grands Lacs.

Afin d'évaluer la qualité de l'eau potable des Grands Lacs, les 810 RAC dont la principale source est l'eau de surface provenant des Grands Lacs et des rivières qui les relient ont été inclus dans nos analyses aux fins du rapport sur le présent sous-indicateur. Ces RAC ont été cernés à la suite d'une demande adressée aux organismes responsables de la mise en œuvre de la SWDA et à l'aide de la Drinking Water Mapping Application to Protect Source Waters (DWMAPS)[10].

Au chapitre des résultats, au cours de l'année 2020, il y avait 810 RAC alimentés par des eaux de surface des Grands Lacs ou des rivières qui les relient, lesquels desservaient une population de 19 553 763 personnes (tableau 4). Le lac Michigan était la principale source d'eau de surface quant au nombre de RAC (356 ou 44 %) et à la population desservie (9 552 028 personnes ou 48,9 %). La figure 3 est une carte des RAC alimentés par des eaux de surface des Grands Lacs par comté. La figure 4 est une carte de la population desservie par les RAC alimentés par des eaux de surface des Grands Lacs par comté.

Le tableau 5 montre le nombre d'infractions sanitaires par source d'eau de surface. Au cours de l'année 2020, 16 infractions sanitaires ont été commises relativement à 12 des 810 RAC. Par conséquent, 798 (98,5 %) des RAC respectaient toutes les normes sanitaires, donnant ainsi lieu à la cote globale « Bon » (> 90 %). Au chapitre de la population desservie, 181 856 personnes (0,9 %) étaient desservies par un RAC ayant fait l'objet d'une ou de plusieurs infractions sanitaires. Par conséquent, 99,1 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires, donnant ainsi lieu à la cote globale « Bon ».

Au chapitre des sources d'eau de surface, toutes les sources d'eau de surface, sauf une, ont obtenu la cote « Bon » selon les deux mesures : proportion des RAC qui respectaient toutes les normes sanitaires et proportion de la population desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires[11]. En fait, en 2020, tous les RAC tirant leur source principale de l'eau de surface du lac Huron (132 RAC qui desservaient 1 664 253 personnes), du lac Ontario (51 RAC qui desservaient 1 053 451 personnes), de la rivière Niagara (30 RAC qui desservaient 341 678 personnes) et de la section internationale du fleuve Saint-Laurent (18 RAC qui desservaient 48 660 personnes) respectaient toutes les normes sanitaires.

Quelques RAC qui sont alimentés par de l'eau des lacs Michigan et Érié ont fait l'objet d'infractions sanitaires, mais les deux lacs ont reçu la cote « Bon » selon les deux mesures parce que plus de 90 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires et parce que plus de 90 % des RAC respectaient toutes les normes sanitaires.

Le lac Supérieur a obtenu à la fois la cote « Passable » et la cote « Bon » (tableau 5). La cote « Passable » a été attribuée en raison de 3 infractions sanitaires commises relativement à 2 des 17 RAC (88,2 % respectaient toutes les normes sanitaires) alimentés par de l'eau du lac Supérieur. Malgré ces 2 RAC en question, 94,3 % de la population était desservie par un RAC qui respectait toutes les normes sanitaires, donnant ainsi lieu à la cote

[9] La section internationale du fleuve Saint-Laurent est la section du fleuve située à peu près entre Cape Vincent (New York) et St. Regis (New York). Voir l'article premier de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs pour connaître la définition officielle.

[10] Pour obtenir la liste des réseaux d'aqueduc évalués dans le cadre du présent rapport, veuillez communiquer avec les auteurs. Consultez la section Remerciements pour obtenir la liste des auteurs et leurs coordonnées.

[11] La rivière Sainte-Marie n'a pas été évaluée en raison de la taille insuffisante de l'échantillon de RAC (n = 1).

globale « Bon ». Fait à noter, le lac Supérieur compte le moins de RAC (n = 17) parmi les cinq Grands Lacs, ce qui fait en sorte que la cote basée sur la proportion est particulièrement sensible, même compte tenu d'un seul RAC ayant fait l'objet d'une infraction sanitaire (1 RAC sur 17 correspond à une variation de 5,9 %). Les quatre autres Grands Lacs comptent chacun 99 RAC ou plus (1 RAC sur 99 correspond à une variation de 1 %).

La figure 5 montre la population totale desservie par rapport à la population desservie par un RAC ayant fait l'objet d'une infraction sanitaire par source d'eau de surface.

La figure 6 montre le type d'infractions sanitaires par règle et par source d'eau de surface. Il y a eu sept infractions en matière de TT aux règles sur le plomb et le cuivre (défaut de présenter une étude optimale sur la lutte à la corrosion, défaut de maintenir les paramètres optimaux en matière de qualité de l'eau, défaut de respecter toutes les exigences en matière d'éducation du public et dépassement du seuil d'intervention pour le plomb), six infractions aux règles sur les désinfectants et les sous-produits de désinfection (réseaux dont la moyenne annuelle mobile par site d'échantillonnage dépassait les CMC pour les trihalométhanes totaux ou les acides haloacétiques; et un réseau qui n'était pas exploité par un exploitant agréé par l'État), deux infractions à la règle sur le traitement des eaux de surface (un réseau qui ne respectait pas la concentration minimale de désinfectant résiduel; et un échantillon de turbidité post-filtration qui dépassait 1 uTN) et une infraction à la règle révisée sur les coliformes totaux (un échantillon positif à *E. coli* prélevé dans le réseau de distribution).

Liens

Voici une brève discussion portant sur d'autres sous-indicateurs des Grands Lacs qui peuvent avoir un effet sur la qualité de l'eau potable. En général, il est possible d'établir un lien entre la qualité de l'eau potable traitée et d'autres sous-indicateurs, et les exigences d'une population humaine toujours croissante peuvent avoir un effet négatif sur la qualité.

- Qualité des eaux souterraines – ce sous-indicateur est important, car beaucoup de municipalités tirent leur eau potable de sources souterraines.
- Qualité de l'eau dans les affluents – ce sous-indicateur est important, car certaines municipalités s'approvisionnent en eau potable à même les affluents, et ces derniers constituent la principale voie par laquelle les contaminants parviennent jusqu'aux Grands Lacs.
- Les sous-indicateurs des précipitations dans le bassin des Grands Lacs, de facteurs de stress du bassin hydrographique, de couverture forestière, de couverture terrestre et d'instabilité des affluents sont liés au sous-indicateur de l'eau potable traitée, car ils ont un effet sur la possibilité pour les contaminants de se déverser dans les affluents et d'atteindre des prises d'eau potable dans le bassin des Grands Lacs.
- Proliférations d'algues nuisibles, qui peuvent contaminer par des toxines algales des sources d'approvisionnement en eau potable. C'est pourquoi les sous-indicateurs connexes que constituent les éléments nutritifs dans les lacs et la température des eaux de surface sont importants pour l'établissement de la qualité de l'eau potable.
- Les produits chimiques toxiques présents dans l'atmosphère et dans l'eau peuvent avoir une incidence sur les concentrations de produits toxiques aux prises d'eau potable.

Le sous-indicateur a aussi des liens directs avec d'autres sous-indicateurs liés à la santé humaine, y compris les avis affichés sur les plages et la présence de contaminants dans le poisson comestible.

Connaissances écologiques traditionnelles, science citoyenne et autres ensembles de connaissances

Les modes de vie des tribus et des Premières Nations du bassin des Grands Lacs sont inexorablement liés aux ressources en eau des Grands Lacs. Ces tribus et ces Premières Nations ont conservé leurs droits de chasse, de pêche et de cueillette dans le bassin des Grands Lacs dans des zones cédées aux États-Unis ou au Canada dans le cadre de divers traités (GLRC, 2005; HETF, 2005). À titre d'exemple de cet engagement, en 2004, les tribus et les Premières Nations des Grands Lacs ont revendiqué d'un commun accord auprès des gouvernements fédéraux, étatiques et provinciaux de la région des Grands Lacs leurs droits de protéger et de préserver les eaux du bassin des Grands Lacs, d'assurer un avenir sain aux Grands Lacs et de participer pleinement aux négociations du Pacte des Grands Lacs.

Dans un récent sondage mené auprès de résidents du bassin des Grands Lacs, un plus grand nombre de répondants qui s'identifiaient comme Autochtones ou Métis estimaient qu'il était important de protéger la qualité de l'eau des Grands Lacs que les répondants non autochtones (Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs, 2018). En fait, les répondants autochtones étaient beaucoup plus susceptibles que les répondants non autochtones de communiquer avec des fonctionnaires, d'assister à des réunions publiques et d'intervenir en ligne pour protéger la qualité de l'eau des Grands Lacs (Guo et coll., 2020).

Dans une série d'entrevues menées auprès de résidents anishinaabe et non autochtones dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, les deux groupes de personnes interrogées ont affirmé que l'eau caractérise le « mode de vie » et se sont dits davantage préoccupés par la qualité de l'eau que par la quantité d'eau. Toutefois, les répondants anishinaabe ont davantage exprimé des valeurs liées à l'eau que les résidents non autochtones (Kozich et coll., 2018).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.			X	
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables pour le sous-indicateur.	X			

Les données utilisées dans l'évaluation sont ouvertement disponibles et accessibles.	Oui	Les données se trouvent ici : États-Unis : Les sources sont décrites et font l'objet d'un lien dans le texte. Communiquez avec les auteurs pour demander les dossiers des RAC analysés. Canada : Les données du Programme de surveillance de l'eau potable se trouvent ici : https://data.ontario.ca/fr/dataset/drinking-water-surveillance-program.

Limites des données

Le but du sous-indicateur est d'évaluer les eaux des Grands Lacs en tant que source d'eau potable sûre et de grande qualité. De nombreuses limites relatives aux données ont empêché une évaluation binationale harmonisée d'une série cohérente d'indicateurs de l'eau des sources d'approvisionnement et de l'eau potable traitée.

Les mesures que l'USEPA utilise dans le présent rapport portaient sur les RAC qui respectaient toutes les normes sanitaires pour l'eau potable traitée, ce qui est davantage l'expression de la conformité avec les règlements actuels de la SDWA et de la surveillance effectuées par les organismes responsables que de la qualité de l'eau des sources d'approvisionnement. Une évaluation d'une série harmonisée d'indicateurs de la qualité de l'eau comparant la qualité de l'eau d'approvisionnement aux prises d'eau par rapport à la qualité de l'eau traitée serait idéale, mais les limitations relatives aux exigences en matière d'échantillonnage de l'eau d'approvisionnement et à l'accessibilité des données sont des obstacles. L'accès aux données de surveillance des sources d'eau nécessiterait un échantillonnage accru et une plus grande collaboration avec les responsables des RAC ou d'autres organismes. Par exemple, le Great Lakes Environmental Research Laboratory de la National Oceanic and Atmospheric Administration, le Great Lakes Observing System et des organisations de science citoyenne (p. ex. les organismes de la Waterkeeper Alliance et les conseils des bassins versants) effectuent une surveillance et une modélisation saisonnières de l'eau d'approvisionnement, qui pourraient être incluses dans les analyses futures. Les données de surveillance de la qualité de l'eau distribuée sont conservées par les organismes responsables de la mise en œuvre de la SWDA (p. ex. les ministères responsables de la protection de l'environnement des États), ce qui nécessiterait des initiatives supplémentaires visant à coordonner l'accès aux données d'échantillonnage aux fins de la conformité provenant des 145 RAC aux États-Unis qui puisent leur eau à la surface des Grands Lacs ou des rivières qui les relient[12]. Une surveillance supplémentaire pourrait être nécessaire, par exemple par l'entremise des relevés nationaux des ressources aquatiques de l'USEPA.

[12] Comme il a été évalué aux fins du présent rapport, 810 RAC dépendent des eaux de surface des Grands Lacs ou des rivières qui les relient comme source d'eau. De ces 810 RAC, 145 sont des réseaux dont les prises d'eau sont situées dans ces plans d'eau. Les 665 autres RAC achètent leur eau de ces 145 RAC. Une liste de ces réseaux est disponible sur demande.

Renseignements supplémentaires

Les modifications apportées en 1987 à l'AQEGL ont permis d'intégrer une procédure d'évaluation des données, de désignation des secteurs préoccupants et d'élaboration de plans d'assainissement correspondants fondés sur une série de 14 altérations des utilisations bénéfiques[13]. La neuvième altération, « Restriction de la consommation d'eau potable ou problèmes quant au goût ou à l'odeur de l'eau », est pertinente pour l'eau potable. Sur les 43 emplacements officiellement désignés comme secteurs préoccupants par le Canada et les États-Unis, 8 ont été jugés comme comportant une altération des utilisations bénéfiques ayant une incidence sur l'eau potable (neuvième altération). Depuis 1987, 6 de ces 8 emplacements ont pris des mesures correctives pour remédier à cette altération pour l'eau potable. Les 2 emplacements pour lesquels la désignation d'altération pour l'eau potable est toujours attribuée sont le secteur préoccupant de la partie inférieure de la baie de Green Bay et de la rivière Fox, au Wisconsin[14], et le secteur préoccupant binational de la rivière Sainte-Claire[15]. Aucun RAC n'utilise la rivière Fox ou la partie inférieure de la baie de Green Bay comme source d'eau. Au Michigan, il y a 12 RAC desservant près de 100 000 résidents, qui dépendent de la rivière Sainte-Claire pour s'approvisionner en eau, et les 12 RAC respectaient toutes les normes sanitaires en 2020.

États-Unis

Nous avons amélioré les méthodes de nos évaluations comparativement aux rapports État des Grands Lacs précédents. Il convient de souligner que l'ensemble des réseaux d'aqueduc des États-Unis analysés dans le présent rapport sur le sous-indicateur est plus précis que celui des rapports État des Grands Lacs antérieurs. Dans le cadre de ces derniers, tous les RAC actifs (y compris ceux dont la source principale est les eaux souterraines) dans les comtés qui bordent les rives des Grands Lacs aux États-Unis étaient évalués. Comme le montrent les figures 2 et 3, ce ne sont pas tous les comtés qui bordent les Grands Lacs qui disposent d'un RAC alimenté par des eaux de surface des Grands Lacs. Au total, 23 comtés à l'intérieur des terres (DuPage et Will, en Illinois; Waukesha, au Wisconsin; Genesee, Kent, Lapeer, Midland, Oakland, Saginaw et Washtenaw, au Michigan; Ashland, Fulton, Geauga, Huron, Medina, Portage et Wood, en Ohio; et Cattaraugus, Genesee, Livingston, Onondaga, Ontario et Wyoming, New York) comptent 166 RAC (20,5 % des RAC évalués) alimentés par des eaux de surface des Grands Lacs, lesquels desservaient une population de 3 433 077 personnes (17,6 % de la population évaluée). Notre évaluation actuelle comprenait également une analyse par source d'eau de surface (c.-à-d., par Grand Lac et rivière communicante), tandis que les rapports précédents fournissaient des évaluations en fonction des États où les RAC étaient situés, et non par source d'eau de surface.

Par ailleurs, la population ayant de l'eau potable provenant des Grands Lacs et des rivières qui les relient évaluée dans le présent rapport sur le sous-indicateur est différente de la population résidente du bassin des Grands Lacs. Cela est attribuable à de nombreux facteurs, y compris le fait que des millions de résidents à l'extérieur du bassin

---

[13] Pour en savoir plus sur le programme des secteurs préoccupants : https://binational.net/annexes/a1/, https://www.ijc.org/fr/quoi/secteurs-grands-lacs, https://www.epa.gov/great-lakes-aocs et https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/protection-grands-lacs/secteur-preoccupant.html.

[14] Pour obtenir un complément d'information : https://www.epa.gov/great-lakes-aocs/lower-green-bayfox-river-aoc.

[15] Pour obtenir un complément d'information : https://www.epa.gov/great-lakes-aocs/st-clair-river-aoc et https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/protection-grands-lacs/secteur-preoccupant/riviere-sainte-claire.html.

des Grands Lacs reçoivent de l'eau potable provenant des Grands Lacs (en particulier dans les régions métropolitaines de Chicago et de Milwaukee, où les limites du bassin se trouvent près des eaux de surface du lac Michigan et où de nombreuses sources d'eaux souterraines présentent des concentrations élevées de contaminants nécessitant un traitement coûteux pour assurer leur conformité)[16] et que des millions de résidents du bassin des Grands Lacs qui reçoivent de l'eau potable provenant d'autres sources ont été exclus de nos analyses (p. ex. eaux souterraines, plans d'eau de surface à l'intérieur des terres et réseaux qui desservent moins de 25 personnes)[17]. Pour obtenir des renseignements sur les tendances de la population humaine dans le bassin des Grands Lacs, veuillez consulter la section du présent rapport portant sur le sous-indicateur de la population humaine.

Remerciements

Auteurs

Pat McInnis, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs, Toronto (Ontario), 2018. patrick.mcinnis@ontario.ca | 416-235-6204.
Ryan C. Graydon, région 5 de l'USEPA, Chicago (Illinois). graydon.ryan@epa.gov | 312-886-7450.
Cary McElhinney, région 5 de l'USEPA, Chicago (Illinois). mcelhinney.cary@epa.gov | 312-886-4313.

Contributeur

Eric Sulej, région 5 de l'USEPA, Chicago (Illinois). sulej.eric@epa.gov | 312-886-3473

Sources d'information

Congressional Research Service (CRS), 2016. Clean Water Act (CWA): A summary of the law (RL30030). 18 October 2016. Laura Gatz, Congressional Research Service.
https://crsreports.congress.gov/product/pdf/RL/RL30030

[16] À titre d'exemple, la Ville de Waukesha, au Wisconsin, dispose actuellement d'un approvisionnement provenant d'un aquifère profond contaminé par des concentrations élevées de radium, ce qui nécessite un traitement coûteux pour assurer la conformité avec les NPDWR de la SDWA. La ville a reçu des tribunaux une ordonnance modifiée l'obligeant à se conformer aux normes relatives au radium d'ici le 1er septembre 2023. En raison de la contamination des eaux souterraines et des exigences coûteuses en de traitement, Waukesha a présenté en 2013 une demande révisée au département des ressources naturelles du Wisconsin (WDNR) pour la déviation de l'eau du lac Michigan au titre du Pacte des Grands Lacs en tant que [traduction] « collectivité dans un comté chevauchant ». En 2016, le WDNR a transmis son examen de la demande au Conseil du Pacte, qui a approuvé en juin 2016 la demande de déviation de Waukesha, sous réserve de certaines conditions. Le WDNR a approuvé en juin 2021 le plan de déviation et de zones de service d'approvisionnement en eau de la Ville. Grâce à l'approbation, la Ville a obtenu tous les permis fédéraux, étatiques et locaux nécessaires pour mettre en œuvre la déviation. Pour en savoir plus sur la déviation approuvée : https://dnr.wisconsin.gov/topic/wateruse/waukesha.html.

[17] Comme le montre le tableau 3, près de 21,5 millions de résidents des États-Unis dans la région des Grands Lacs sont desservis par un RAC dont la source principale est les eaux souterraines. Au Michigan, près de 4,5 millions (45 %) de résidents reçoivent de l'eau potable traitée provenant de sources souterraines. Le Michigan compte 1,25 million de puits domestiques privés (le plus grand de tous les États), qui desservent près de 2,6 millions de résidents (département de la qualité environnementale du Michigan, 2018). Compte tenu de l'accent mis dans le présent rapport sur l'évaluation de la qualité de l'eau potable provenant des eaux de surface des Grands Lacs, les sources d'eaux souterraines ont été exclues de nos analyses.

Congressional Research Service (CRS), 2017. Safe Drinking Water Act (SDWA): A summary of the act and its major requirements (RL31243). 17 March 2017. Mary Tiemann, Congressional Research Service. https://crsreports.congress.gov/product/pdf/RL/RL31243.

Congressional Research Service (CRS), 2021. Regulating Contaminants Under the Safe Drinking Water Act (SDWA) (R46652). 8 January 2021. Elena H. Humphreys, Congressional Research Service. https://crsreports.congress.gov/product/pdf/R/R46652.

Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs. 2018. Deuxième sondage binational du bassin des Grands Lacs. Présenté à la Commission mixte internationale. 1er mai 2018. Windsor (Ontario), Canada. https://ijc.org/fr/second-binational-great-lakes-basin-poll.

Guo, T., R.C. Graydon et R.S. Bejankiwar. 2020. Informing Public Engagement Strategies to Motivate the Public to Protect the Great Lakes: Lessons learned from the 2018 Great Lakes Basin Binational Poll. *Environmental Management*, 66 : 733-741. https://doi.org/10.1007/s00267-020-01364-8.

Haudenosaunee Environmental Task Force (HETF), 2005. *Position on the Great Lakes*. Report to the Great Lakes Regional Collaboration. 9 September 2005. Rooseveltown, New York. https://gsgp.org/media/ksdl0pka/haudenosaunee-env-task-force.pdf.

Kozich, A.T., K.E. Halvorsen et A.S. Mayer. 2018. Perspectives on Water Resources among Anishinaabe and non-native Residents of the Great Lakes Region. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 163 : 94-108. https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2018.03272.x.

Michigan Department of Environmental Quality (MDEQ). 2018. DEQ Fact Sheet: Groundwater Statistics. Drinking Water & Municipal Assistance Division: Environmental Assistance Center. Révisé en janvier 2018. https://www.michigan.gov/documents/deq/deq-wd-gws-wcu-groundwaterstatistics_270606_7.pdf.

Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario. Rapport annuel 2019-2020 de l'inspectrice en chef de l'eau potable. https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-annuel-2019-2020-de-linspectrice-en-chef-de-leau-potable.

Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario

- Système de gestion de l'information sur l'eau potable, 2021
- Système d'information sur l'eau potable, 2021

Personne-ressource : Pat McInnis, 416-235-6204, patrick.mcinnis@ontario.ca.

Tribal and First Nations Great Lakes Water Accord. 23 novembre 2004. https://static1.squarespace.com/static/54ade7ebe4b07588aa079c94/t/54ea4fa3e4b06d2d72224dc0/1424641955323/Tribal-and-First-Nations-Great-Lakes-Water-Accord.pdf.

U.S. Environmental Protection Agency. 2021. National Compliance Initiative: Reducing Noncompliance with Drinking Water Standards at Community Water Systems. Dernière mise à jour : 16 avril 2021. https://www.epa.gov/enforcement/national-compliance-initiative-reducing-noncompliance-drinking-water-standards-community (dernière consultation : 12 juillet 2021).

Liste des tableaux

Tableau 1. Indice de qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement par Grand Lac, 2007-2020.

Tableau 2. Réseaux d'aqueduc publics des États-Unis dans la région des Grands Lacs.

Tableau 3. Réseaux d'aqueduc communautaires dans la région des Grands Lacs des États-Unis par source principale.

Tableau 4. Population des États-Unis desservie par un réseau d'aqueduc communautaire alimenté par des eaux de surface des Grands Lacs ou des rivières qui les relient.

Tableau 5. Réseaux d'aqueduc communautaires des Grands Lacs des États-Unis : infractions sanitaires et populations desservies.

Liste des figures

Figure 1. Emplacements des réseaux d'eau potable de l'Ontario qui ont fourni des données sur les sources d'eau.

Figure 2. Tendance du pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui sont conformes aux normes de la qualité de l'eau potable de l'Ontario dans le cas des réseaux municipaux de distribution d'eau potable résidentielle, 2004-2020.

Figure 3. Réseaux d'aqueduc communautaires des États-Unis alimentés par des eaux de surface des Grands Lacs

Figure 4. Population des États-Unis desservie par un réseau d'aqueduc communautaire alimenté par des eaux de surface des Grands Lacs.

Figure 5. Réseaux d'aqueduc communautaires des Grands Lacs aux États-Unis : population totale desservie par rapport à la population desservie par un réseau d'aqueduc communautaire ayant fait l'objet d'une infraction sanitaire.

Figure 6. Réseaux d'aqueduc communautaires des Grands Lacs aux États-Unis : infractions sanitaires par règle et par source d'eau de surface.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Lac Ontario	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
	94.7	94.7	94.2	100	94.7	---	---	---	---	---	---	94.7	94.1	94.2
Lac Érié	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
	100	100	100	100	100	---	---	---	---	---	100	100	100	---
Lac Huron	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018-2019		2020
	100	94.2	100	100	100	---	---	---	---	---	---	100		---
Lac Supérieur	2007-2009			2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018-2019		2020
	100			100	100	---	---	---	---	---	---	100		---

« --- » = Données insuffisantes pour déterminer la valeur de l'IQE du CCME

Tableau 1. Indice de qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement par Grand Lac, 2007-2020
Source : Pat McInnis, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, Toronto (Ontario), 2021.

	Réseau d'aqueduc communautaire		Réseau d'aqueduc non communautaire permanent		Réseau d'aqueduc non communautaire transitoire		Globalement	
Organisme responsable	Nombre de réseaux	Population desservie	Nombre de réseaux	Population desservie	Nombre de réseaux	Population desservie	Nombre de réseaux	Population desservie
Région 2 de l'USEPA	7	12 190	1	175	1	200	9	12 565
Région 5 de l'USEPA	74	121 782	22	20 026	14	2 171	110	143 979
Illinois	1 759	12 029 152	422	164 275	3 097	298 756	5 278	12 492 183
Indiana	774	4 984 430	580	210 224	2 648	352 104	4 002	5 546 758
Michigan	1 377	7 377 605	1 277	306 032	7 569	1 080 609	10 223	8 764 246
Minnesota	964	4 475 035	475	70 272	5 209	507 387	6 648	5 052 694
État de New York	2 292	18 243 235	725	228 813	5 271	796 278	8 288	19 268 326
Ohio	1 161	10 485 619	610	264 666	2 591	374 727	4 362	11 125 012
Pennsylvanie	1 911	11 423 803	1 176	526 450	4 981	694 829	8 068	12 645 082
Wisconsin	1 039	4 087 264	901	197 308	8 970	688 852	10 910	4 973 424
Total de la colonne	11 358	73 240 115	6 189	1 988 241	40 351	4 795 913	**57 898**	**80 024 269**
% total global	19,6 %	91,5 %	10,7 %	2,5 %	69,7 %	6 %	**100 %**	**100 %**

Tableau 2. Réseaux d'aqueduc publics des États-Unis dans la région des Grands Lacs.

Remarque : Les données sont pour l'année 2020 (gel des données du SDWIS des services fédéraux au premier trimestre de 2021) et portent sur tous les réseaux d'aqueduc publics actifs (sources d'eau de surface et d'eaux souterraines).

Les rangées présentent les organismes qui assument la responsabilité première de l'application des NPDWR. Les huit États des Grands Lacs ont chacun la primauté pour la mise en œuvre des NPDWR. La région 2 de l'USEPA met directement en œuvre les NPDWR pour les réseaux d'aqueduc tribaux de l'État de New York. La région 5 de l'USEPA met directement en œuvre les NPDWR pour les réseaux d'aqueduc tribaux de l'Indiana, du Michigan, du Minnesota et du Wisconsin. Il n'y a aucune tribu reconnue par le gouvernement fédéral en Illinois, en Ohio ou en Pennsylvanie (86 FR 7554).

L'USEPA a établi trois grandes catégories de réseaux d'aqueduc publics. Le RAC dessert la même population toute l'année. Le réseau d'aqueduc non communautaire permanent approvisionne régulièrement en eau au moins 25 mêmes personnes au moins 6 mois par année, mais pas toute l'année (p. ex. des écoles, des usines, des immeubles de bureaux et des hôpitaux qui ont leur propre puits). Les réseaux d'aqueduc non communautaires transitoires approvisionnent en eau les endroits où les gens ne restent pas longtemps (p. ex. stations-service, restaurants et terrains de camping). Comme les personnes obtiennent habituellement de l'eau potable de plusieurs réseaux

d'aqueduc publics (p. ex. domicile, lieu de travail, école, bâtiment communautaire et restaurant) tout au long de la journée, il peut y avoir un double dénombrement de la population desservie dans les trois catégories. Voir l'ébauche du guide de l'USEPA pour obtenir des éclaircissements sur les définitions et les méthodes (WSG 61A)

Source : Recherche avancée dans les rapports fédéraux dans le SDWIS à l'aide des filtres suivants : résumé du réseau d'aqueduc par type de réseau d'aqueduc public; année de présentation du rapport 2021; premier trimestre; région 5 de l'USEPA; région 2 de l'USEPA; New York (dans la région 2 de l'USEPA); Pennsylvanie (dans la région 3 de l'EPA); et état actif d'activités.

	Eau de surface				Eau souterraine				Globalement			
Organisme responsable	Nombre de RAC	% de RAC	Population desservie	% de la population desservie	Nombre de RAC	% de RAC	Population desservie	% de la population desservie	Nombre de RAC	% de RAC	Population desservie	% de la population desservie
Région 2 de l'USEPA	2	0,02 %	10 500	0,01 %	5	0,04 %	1 690	0,002 %	7	0,1 %	12 190	0,02 %
Région 5 de l'USEPA	3	0,03 %	5 823	0,01 %	71	0,6 %	115 959	0,2 %	74	0,7 %	121 782	0,2 %
Illinois	611	5,4 %	8 827 995	12,1 %	1 148	10,1 %	3 201 157	4,4 %	1 759	15,5 %	12 029 152	16,4 %
Indiana	103	0,9 %	2 382 580	3,3 %	671	5,9 %	2 601 850	3,6 %	774	6,8 %	4 984 430	6,8 %
Michigan	304	2,7 %	5 598 159	7,6 %	1 073	9,4 %	1 779 446	2,4 %	1 377	12,1 %	7 377 605	10,1 %
Minnesota	42	0,4 %	1 434 304	2 %	922	8,1 %	3 040 731	4,2 %	964	8,5 %	4 475 035	6,1 %
New York	568	5 %	14 073 101	19,2 %	1 724	15,2 %	4 170 134	5,7 %	2 292	20,2 %	18 243 235	24,9 %
Ohio	265	2,3 %	7 680 417	10,5 %	896	7,9 %	2 805 202	3,8 %	1 161	10,2 %	10 485 619	14,3 %
Pennsylvanie	416	3,7 %	9 917 478	13,5 %	1 495	13,2 %	1 506 325	2,1 %	1 911	16,8 %	11 423 803	15,6 %
Wisconsin	57	0,5 %	1 820 620	2,5 %	982	8,6 %	2 266 644	3,1 %	1 039	9,1 %	4 087 264	5,6 %
Total de la colonne	**2 371**	**20,9 %**	**51 750 977**	**70,7 %**	**8 987**	**79,1 %**	**21 489 138**	**29,3 %**	**11 358**	**100 %**	**73 240 115**	**100 %**

Tableau 3. Réseaux d'aqueduc communautaires dans la région des Grands Lacs des États-Unis par source principale.

Remarque : Les données sont pour l'année 2020 (gel des données du SDWIS des services fédéraux au premier trimestre de 2021) et portent sur les RAC uniquement (à l'exclusion des réseaux d'aqueduc non communautaires).

Le pourcentage de RAC et le pourcentage de la population desservie sont des proportions de leur total global respectif.

Les rangées présentent les organismes qui assument la responsabilité première de l'application des NPDWR. Les huit États des Grands Lacs ont la primauté pour la mise en œuvre des NPDWR. La région 2 de l'USEPA met directement en œuvre les NPDWR pour les réseaux d'aqueduc tribaux de l'État de New York. La région 5 de l'USEPA met directement en œuvre les NPDWR pour les réseaux d'aqueduc tribaux de l'Indiana, du Michigan, du Minnesota et du Wisconsin. Il n'y a aucune tribu reconnue par le gouvernement fédéral en Illinois, en Ohio ou en Pennsylvanie (86 FR 7554).

Acronyme : Réseaux d'aqueduc communautaires (RAC). **Source :** Recherche avancée dans les rapports fédéraux dans le SDWIS à l'aide des filtres suivants : résumé du réseau d'aqueduc par type de source principale en eau; année de présentation du rapport 2021; premier trimestre; région 5 de l'USEPA; région 2 de l'USEPA; New York (dans la région 2 de l'USEPA); Pennsylvanie (dans la région 3 de l'EPA); et état actif d'activités.

Organisme responsable	Statistiques	Source d'eau de surface									
		Lac Supérieur	Lac Michigan	Rivière Sainte-Marie	Lac Huron	Rivières Sainte-Claire et Détroit	Lac Érié	Rivière Niagara	Lac Ontario	Fleuve Saint-Laurent	Total de la rangée
Région 2 de l'USEPA	Nombre de RAC	-	-	-	-	-	1	-	-	1	2
	Population desservie	-	-	-	-	-	5 000	-	-	5 500	10 500
Région 5 de l'USEPA	Nombre de RAC	2	-	-	1	-	-	-	-	-	3
	Population desservie	1 170	-	-	4 653	-	-	-	-	-	5 823
Illinois	Nombre de RAC	-	231	-	-	-	-	-	-	-	231
	Population desservie	-	6 612 558	-	-	-	-	-	-	-	6 612 558
Indiana	Nombre de RAC	-	16	-	-	-	-	-	-	-	16
	Population desservie	-	485 520	-	-	-	-	-	-	-	485 520
Michigan	Nombre de RAC	5	62	1	131	88	5	-	-	-	292
	Population desservie	30 746	888 760	14 689	1 659 600	2 690 668	104 326	-	-	-	5 388 789
Minnesota	Nombre de RAC	8	-	-	-	-	-	-	-	-	8
	Population desservie	103 406	-	-	-	-	-	-	-	-	103 406
New York	Nombre de RAC	-	-	-	-	-	30	30	51	17	128
	Population desservie	-	-	-	-	-	818 445	341 678	1 053 451	43 160	2 256 734
Ohio	Nombre de RAC	-	-	-	-	-	73	-	-	-	73
	Population desservie	-	-	-	-	-	2 840 982	-	-	-	2 840 982
Pennsylvanie	Nombre de RAC	-	-	-	-	-	8	-	-	-	8
	Population desservie	-	-	-	-	-	245 575	-	-	-	245 575
Wisconsin	Nombre de RAC	2	47	-	-	-	-	-	-	-	49
	Population desservie	38 686	1 565 190	-	-	-	-	-	-	-	1 603 876
Total de la colonne	Nombre de RAC	17	356	1	132	88	117	30	51	18	**810**
	Population desservie	174 008	9 552 028	14 689	1 664 253	2 690 668	4 014 328	341 678	1 053 451	48 660	**19 553 763**

Tableau 4. Population des États-Unis desservie par un réseau d'aqueduc communautaire alimenté par des eaux de surface des Grands Lacs ou des rivières qui les relient.

Remarque : Les données proviennent de l'année 2020 (gel des données du SDWIS au premier trimestre de 2021) et portent sur les RAC dont la principale source est les eaux de surface des Grands Lacs ou des rivières qui les relient. Les entités principales assument la responsabilité première de l'application des NPDWR. Les huit États des Grands Lacs ont la primauté pour la mise en œuvre du NPDWR. La région 2 de l'USEPA met directement en œuvre les NPDWR pour les réseaux d'aqueduc tribaux de l'État de New York. La région 5 de l'USEPA met directement en œuvre les NPDWR pour les réseaux d'aqueduc tribaux de l'Indiana, du Michigan, du Minnesota et du Wisconsin. Il n'y a aucune tribu reconnue par le gouvernement fédéral en Illinois, en Ohio ou en Pennsylvanie (86 FR 7554).

Voir les figures 3 et 4 pour les cartes des RAC par comté et population desservie par comté.

Acronyme : Réseaux d'aqueduc communautaires (RAC). **Source :** Recherche avancée des réseaux sélectionnés dans les rapports fédéraux dans le SDWIS à l'aide du filtre suivant : *Health Based* – Yes.

Grand Lac (y compris les rivières qui les relient)	Source d'eau de surface	Infractions sanitaires	RAC ayant fait l'objet d'une infraction sanitaire	Nombre total de RAC	% de RAC qui respectaient toutes les normes sanitaires	Cote	Population desservie par un RAC ayant fait l'objet d'une infraction sanitaire	Population totale desservie	% de population desservie par des RAC qui respectaient toutes les normes sanitaires	Cote
Lac Supérieur	**Lac Supérieur**	3	2	17	88,2 %	Passable	9 935	174 008	94,3 %	Bon
Lac Michigan	**Lac Michigan**	3	2	356	99,4 %	Bon	88 354	9 552 028	99,1 %	Bon
Lac Huron	**Rivière Sainte-Marie**	1	1	1	0 %	-	14 689	14 689	0 %	-
	Lac Huron	0	0	132	100 %	Bon	0	1 664 253	100 %	Bon
	Rivière et lac combinés	1	1	133	99,2 %	Bon	14 689	1 678 942	99,1 %	Bon
Lac Érié	**Rivières Sainte-Claire et Detroit**	2	2	88	97,7 %	Bon	32 820	2 690 688	98,8 %	Bon
	Lac Érié	7	5	117	95,7 %	Bon	36 058	4 014 328	99,1 %	Bon
	Rivières et lac combinés	9	7	205	96,6 %	Bon	68 878	6 705 016	99 %	Bon
Lac Ontario	**Rivière Niagara**	0	0	30	100 %	Bon	0	341 678	100 %	Bon
	Lac Ontario	0	0	51	100 %	Bon	0	1 053 451	100 %	Bon
	Fleuve Saint-Laurent	0	0	18	100 %	Bon	0	48 660	100 %	Bon
	Cours d'eau et lac combinés	0	0	99	100 %	Bon	0	1 443 789	100 %	Bon
Globalement		**16**	**12**	**810**	**98,5 %**	**Bon**	**181 856**	**19 553 763**	**99,1 %**	**Bon**

Tableau 5. *Réseaux d'aqueduc communautaires des Grands Lacs des États-Unis : infractions sanitaires et populations desservies.*

Remarque : Les données sont pour l'année 2020 (gel des données du SDWIS au premier trimestre de 2021) et ne portent que sur les RAC dont la principale source est de l'eau de surface des Grands Lacs ou des écosystèmes des rivières qui les relient. « Fleuve Saint-Laurent » comprend seulement les RAC alimentés par de l'eau de la section internationale du fleuve (entre Cape Vincent, New York, et St. Regis, New York).

Clé de cotation : bon – plus de 90 % des RAC respectaient toutes les normes sanitaires; passable – de 80 % à 90 % des RAC respectaient toutes les normes sanitaires; et médiocre – moins de 80 % respectaient toutes les normes sanitaires. La rivière Sainte-Marie n'a pas été évaluée en raison de la taille insuffisante de l'échantillon de RAC (n = 1).

Voir la figure 5 – Réseaux d'aqueduc communautaires des Grands Lacs aux États-Unis : population totale desservie par rapport à la population desservie par un réseau d'aqueduc communautaire ayant fait l'objet d'une infraction sanitaire

Voir la figure 6 – Réseaux d'aqueduc communautaires des Grands Lacs aux États-Unis : infractions sanitaires par règle et par source d'eau de surface

Acronyme : Réseaux d'aqueduc communautaires (RAC).

Source : Recherche avancée des réseaux sélectionnés dans les rapports fédéraux dans le SDWIS à l'aide du filtre suivant : *Health Based* – *Yes*.



Figure 1. Emplacements des réseaux d'eau potable de l'Ontario qui ont fourni des données sur leurs sources d'eau

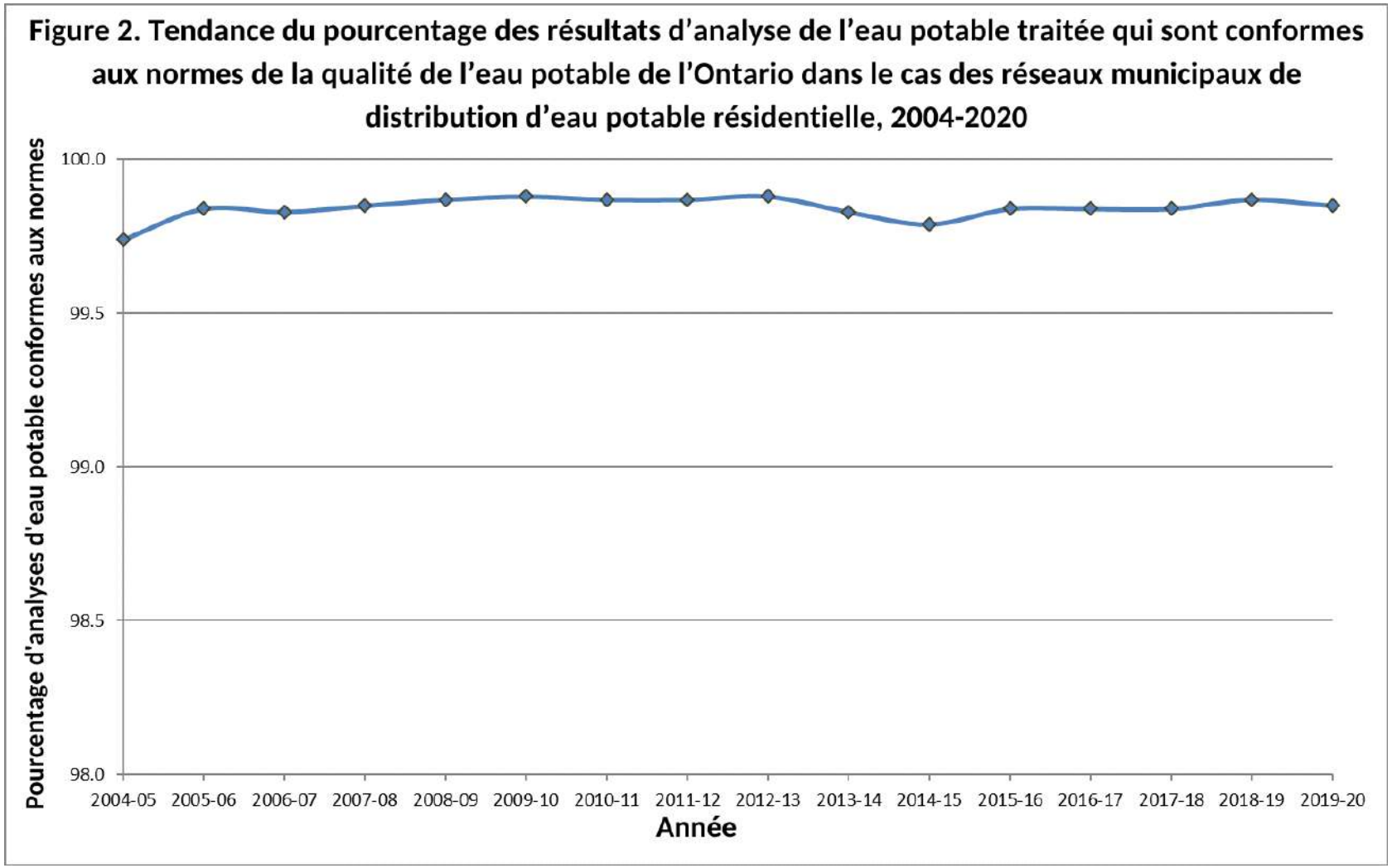


Figure 2. Tendance du pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui sont conformes aux normes de la qualité de l'eau potable de l'Ontario dans le cas des réseaux municipaux de distribution d'eau potable résidentielle, 2004-2020. Source : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, Rapport annuel 2019-2020 de l'inspectrice en chef de l'eau potable, https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-annuel-2019-2020-de-linspectrice-en-chef-de-leau-potable.

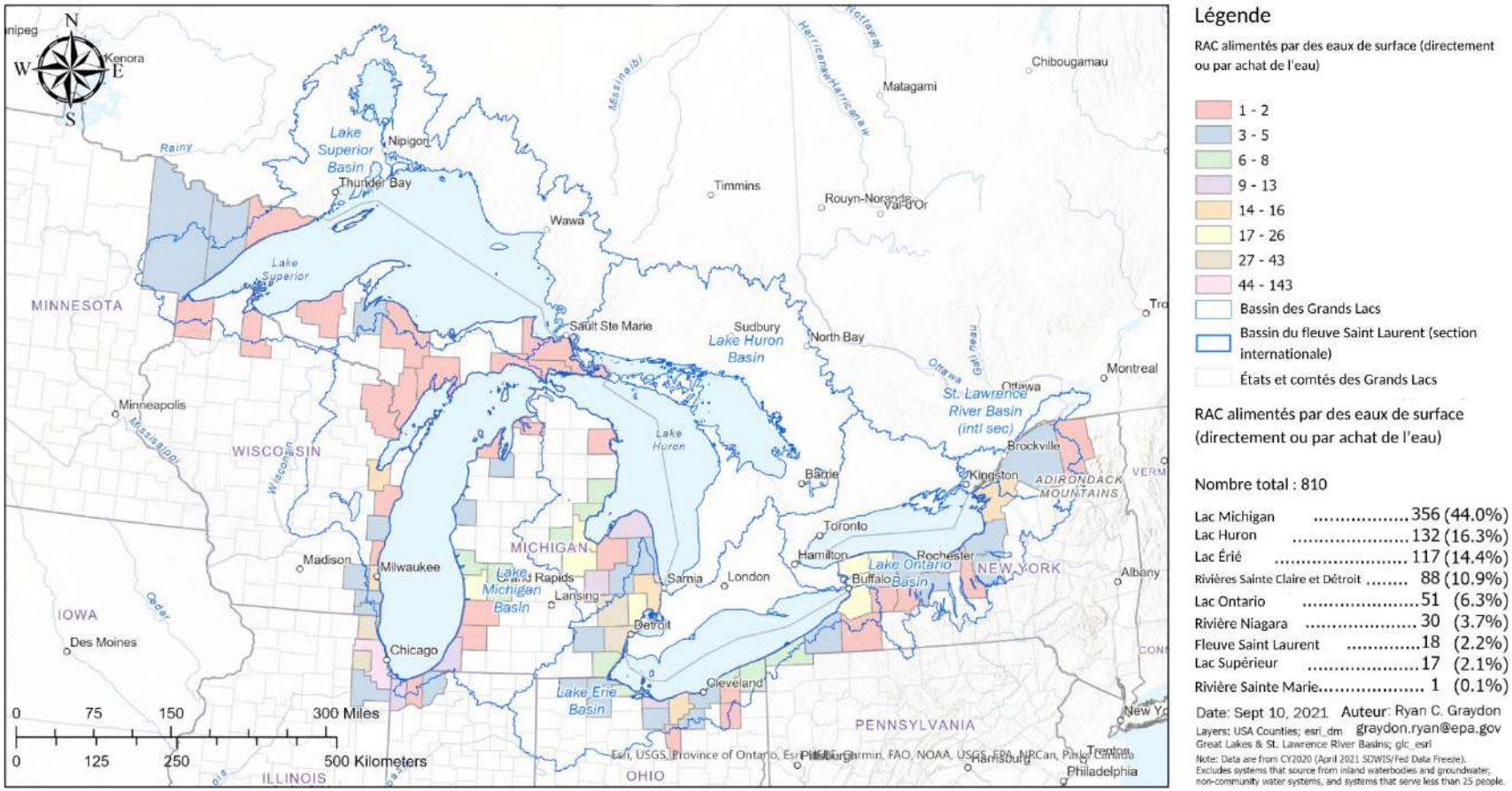


Figure 3. Réseaux d'aqueduc communautaires des États-Unis alimentés par des eaux de surface des Grands Lacs. **Remarque :** Les couleurs indiquent le nombre de RAC alimentés par des eaux de surface des Grands Lacs ou des rivières qui les relient (réseaux qui puisent eux-mêmes ces eaux et réseaux qui leur achètent de l'eau) par comté.

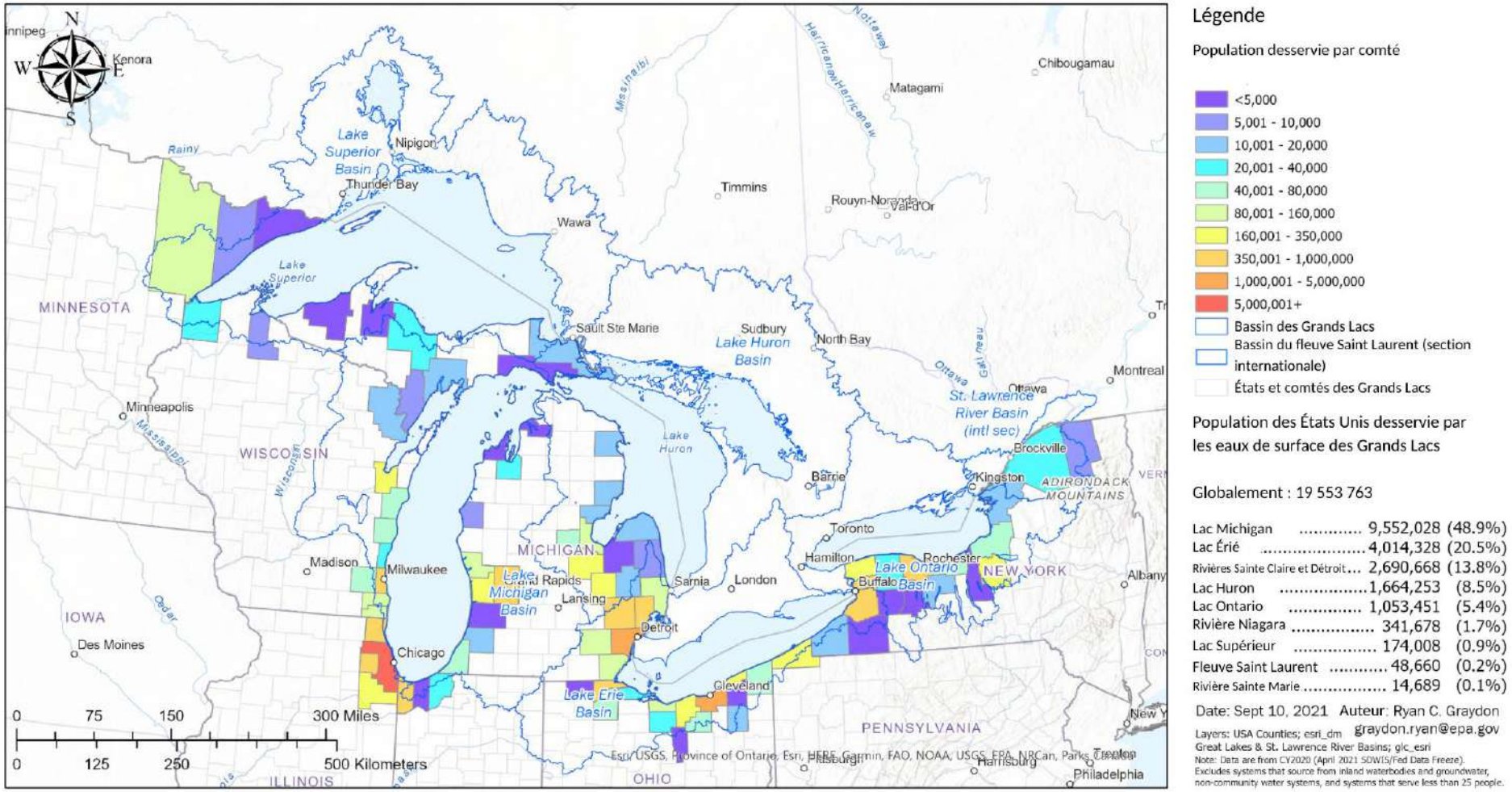


Figure 4. Population des États-Unis desservie par un réseau d'aqueduc communautaire alimenté par des eaux de surface des Grands Lacs

Remarque : Les couleurs indiquent le nombre de RAC alimentés par des eaux de surface des Grands Lacs ou des rivières qui les relient (réseaux qui puisent eux-mêmes ces eaux et réseaux qui leur achètent de l'eau) par comté.

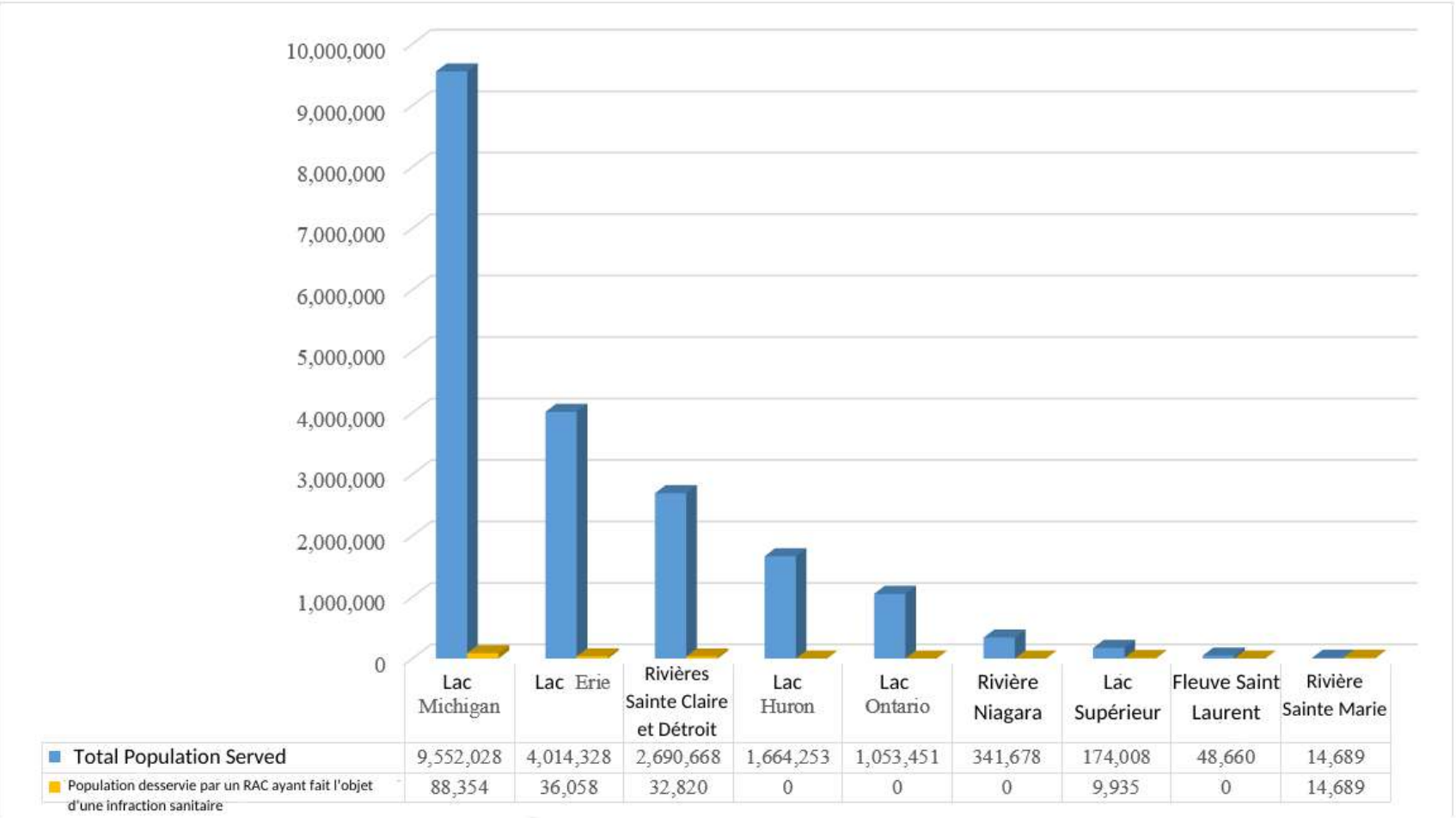


Figure 5. Réseaux d'aqueduc communautaires des Grands Lacs aux États-Unis : population desservie par un réseau d'aqueduc communautaire ayant fait l'objet d'une infraction sanitaire par rapport à la population totale desservie.

Remarque : Les données sont pour l'année 2020 (gel des données du SDWIS au premier trimestre de 2021) et portent uniquement sur les RAC dont la principale source est les eaux de surface des Grands Lacs ou des rivières qui les relient.

Acronyme : Réseaux d'aqueduc communautaires (RAC).

Source : Recherche avancée des réseaux sélectionnés dans les rapports fédéraux dans le SDWIS à l'aide du filtre suivant : *Health Based* – Yes.

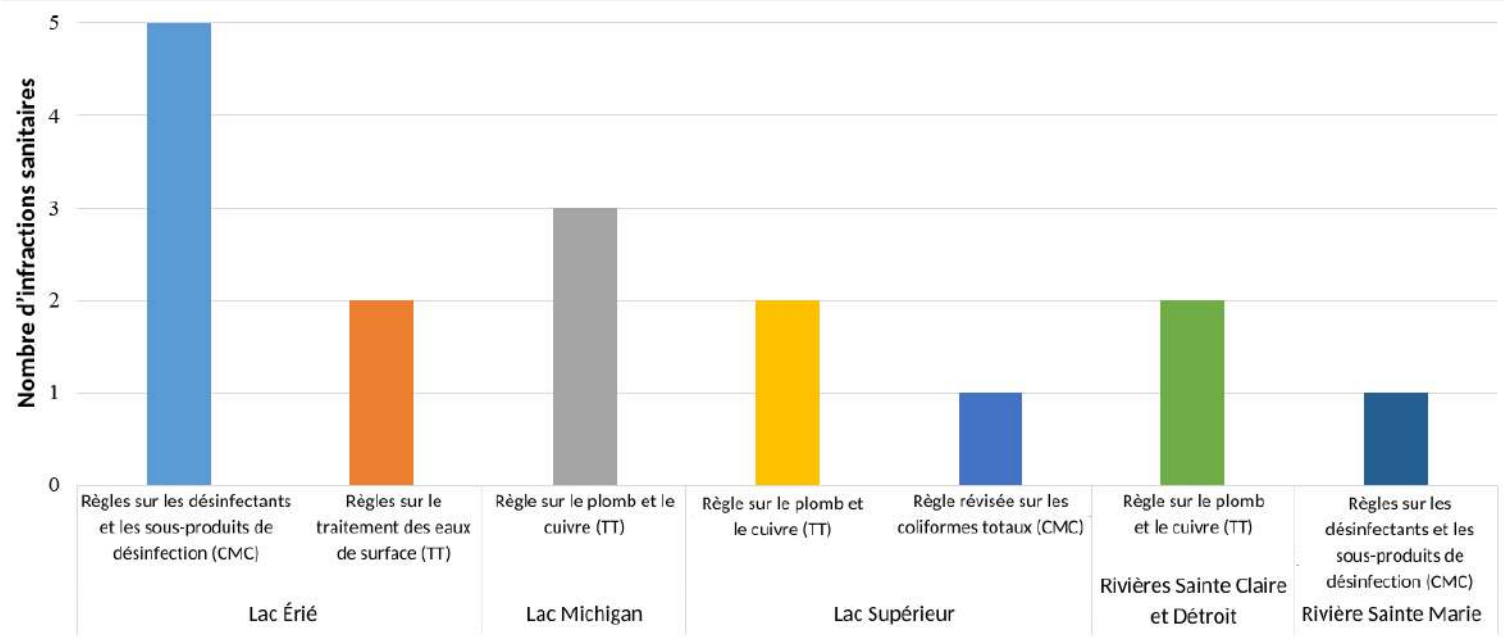


Figure 6. Réseaux d'aqueduc communautaires des Grands Lacs aux États-Unis : infractions sanitaires par règle et par source d'eau de surface.

Remarque : Les données sont pour l'année 2020 (gel des données du SDWIS au premier trimestre de 2021) et portent sur les RAC dont la principale source est les eaux de surface des Grands Lacs ou des rivières qui les relient. Les infractions aux règles sur les désinfectants et les sous-produits de désinfection portaient sur des réseaux dont la moyenne mobile annuelle par site d'échantillonnage dépassait les CMC pour les trihalométhanes totaux ou les acides haloacétiques, et un réseau qui n'était pas exploité par un exploitant agréé par l'État (TT). Les infractions aux règles sur le plomb et le cuivre portaient sur le défaut de présenter une étude optimale sur la lutte à la corrosion, le défaut de maintenir les paramètres optimaux en matière de qualité de l'eau, le défaut de respecter toutes les exigences en matière d'éducation du public et le dépassement du seuil d'intervention pour le plomb. Les infractions aux règles sur les désinfectants et les sous-produits de désinfection portaient sur un réseau dont la moyenne annuelle mobile par site d'échantillonnage dépassait les CMC pour les trihalométhanes totaux ou les acides haloacétiques, et un réseau qui n'était pas exploité par un exploitant agréé par l'État, Les infractions à la règle sur le traitement des eaux de surface portaient sur un réseau qui ne respectait pas la concentration minimale de désinfectant résiduel et sur un échantillon de turbidité post-filtration qui dépassait 1 uTN. L'infraction à la règle révisée sur les coliformes totaux portait sur un échantillon positif à *E. coli* prélevé dans le réseau de distribution. Comme le montre le tableau 5, les réseaux d'aqueduc communautaires alimentés par des eaux de surface du lac Huron, de la rivière Niagara, du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent n'ont fait l'objet d'aucune infraction sanitaire au cours de l'année 2020. **Acronymes** : Concentrations maximales de contaminants (CMC); unité de turbidité néphélémétrique (uTN); technique de traitement (TT). **Source :** Recherche avancée des réseaux sélectionnés dans les rapports fédéraux dans le SDWIS à l'aide du filtre suivant : *Health Based* – Yes.

Sous-indicateur : Avis relatifs aux plages

Évaluation globale

État : Bon

Tendances :

Tendance sur 10 ans : Inchangée à S'améliore

Tendance à long terme (2000-2019) : Inchangée*

Justification : De 2018 à 2019, les plages surveillées des Grands Lacs ont été jugées « bonnes ». Les plages américaines surveillées des Grands Lacs étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 94 % de la saison de baignade, et les plages canadiennes surveillées des Grands Lacs étaient sécuritaires pour la baignade pendant 90 % de la saison, compte tenu des concentrations acceptables d'*Escherichia coli (E. coli)* respectives. Il est estimé que la tendance sur 10 ans est « inchangée ou s'améliore » selon l'analyse de régression linéaire, qui n'a révélé aucun changement au fil du temps dans les données américaines et qui a révélé une légère tendance à l'amélioration dans les données canadiennes. La tendance à long terme est considérée comme « inchangée » parce que l'analyse de régression des données américaines disponibles de 2007 à 2019 n'a révélé aucun changement au fil du temps.

*Remarque : Les tendances à long terme sont fondées uniquement sur des données américaines pour les évaluations globale et lac par lac.

Afin de déterminer une tendance sur 10 ans pour les données canadiennes de 2010 à 2019 à l'aide d'une base de référence uniforme, les données de 2010 à 2019 ont été analysées de nouveau à l'aide des seuils d'*E. coli* de l'Ontario après 2018 afin de déterminer le pourcentage de jours où les plages étaient sécuritaires pour la baignade.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (2007-2019) : Inchangée*

Justification : De 2018 à 2019, les plages surveillées du lac Supérieur ont été jugées « bonnes ». Les plages américaines du *lac Supérieur* étaient ouvertes et sécuritaires pendant une moyenne de 95 % de la saison de baignade, et les plages canadiennes surveillées du lac Supérieur étaient sécuritaires pour la baignade pendant une moyenne de 99 % de la saison, compte tenu des concentrations acceptables d'*E. coli* respectives. La tendance sur 10 ans est considérée comme « inchangée » selon l'analyse de régression linéaire des données américaines et canadiennes. La tendance à long terme est considérée comme « inchangée » parce que l'analyse de régression des données américaines disponibles de 2007 à 2019 n'a révélé aucun changement au fil du temps.

*Remarque : Les tendances à long terme sont fondées uniquement sur des données américaines pour les évaluations globales et lac par lac.

Lac Michigan

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (2007-2019) : S'améliore

Justification : Toutes les plages du lac Michigan se trouvent aux États-Unis, d'où l'absence d'évaluation binationale pour ce lac. De 2018 à 2019, les plages surveillées du lac Michigan ont été jugées « bonnes » parce qu'elles étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant une moyenne de 96 % de la saison de baignade, compte tenu des concentrations acceptables d'*E. coli* aux États-Unis. La tendance sur 10 ans est considérée comme « inchangée » selon l'analyse de régression linéaire. Cependant, la tendance à long terme « s'améliore » parce que l'analyse de régression des données américaines disponibles de 2007 à 2019 indiquait une légère tendance à l'amélioration du pourcentage de jours d'ouverture des plages et de baignade sécuritaire.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée à S'améliore

Tendance à long terme (2007-2019) : Inchangée*

Justification : De 2018 à 2019, les plages surveillées du lac Huron ont été jugées « bonnes ». Les plages américaines surveillées du lac Huron étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 97 % de la saison de baignade, et les plages canadiennes surveillées du lac Huron étaient sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 93 % de la saison, compte tenu des concentrations acceptables d'*E. coli* respectives. Il est estimé que la tendance sur 10 ans est « inchangée ou s'améliore » selon l'analyse de régression linéaire, qui n'a révélé aucun changement au fil du temps dans les données américaines et une légère tendance à l'amélioration dans les données canadiennes. La tendance à long terme est considérée comme « inchangée » parce que l'analyse de régression des données américaines disponibles de 2007 à 2019 n'a révélé aucun changement au fil du temps.

*Remarque : Les tendances à long terme sont fondées uniquement sur des données américaines pour les évaluations globales et lac par lac.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (2007-2019) : Inchangée*

Justification : De 2018 à 2019, les plages surveillées du lac Érié ont été jugées « passables ». Les plages américaines surveillées du lac Érié étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 84 % de la saison de baignade, et les plages canadiennes surveillées du lac Érié étaient sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 79,9 % de la saison, compte tenu des concentrations acceptables d'*E. coli* respectives. La tendance sur 10 ans est considérée comme « inchangée » selon l'analyse de régression linéaire des données américaines et canadiennes. La tendance à long terme est considérée comme « inchangée » parce que l'analyse de régression des données américaines disponibles de 2007 à 2019 n'a révélé aucun changement au fil du temps.

*Remarque : Les tendances à long terme sont fondées uniquement sur des données américaines pour l'évaluation du lac Érié.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara)

État : Bon

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (2007-2019) : S'améliore*

Justification : De 2018 à 2019, les plages surveillées du lac Ontario ont été jugées « bonnes ». Les plages américaines surveillées du lac Ontario étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 95 % de la saison de baignade, et les plages canadiennes surveillées du lac Ontario étaient sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 91 % de la saison, compte tenu des concentrations acceptables d'*E. coli* respectives. Il est estimé que la tendance sur 10 ans « s'améliore » selon l'analyse de régression linéaire des données américaines et canadiennes. Il est estimé que la tendance à long terme « s'améliore » parce que l'analyse de régression des données américaines disponibles de 2007 à 2019 indiquait une tendance légèrement à la hausse du pourcentage de jours d'ouverture des plages et de baignade sécuritaire au fil du temps.

*Remarque : Les tendances à long terme sont fondées uniquement sur des données canadiennes pour l'évaluation du lac Ontario.

Définitions pour l'évaluation de l'état des plages

Bon : Plus de 90 % des jours de plage disponibles aux États-Unis ou plus de 80 % des jours de plage au Canada respectent les normes bactériennes et les plages demeurent ouvertes et sécuritaires pour la baignade.

Passable : De 80 % à 89,99 % des jours de plage disponibles aux États-Unis ou de 70 % à 79,99 % des jours de plage au Canada respectent les normes bactériennes et les plages demeurent ouvertes et sécuritaires pour la baignade.

Médiocre : Moins de 79,9 % des jours de plage disponibles aux États-Unis ou moins de 69,99 % des jours de plage au Canada respectent les normes bactériennes et les plages demeurent ouvertes et sécuritaires pour la baignade.

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions pour l'évaluation des tendances

S'améliore : Le pourcentage de jours de plage conformes aux normes bactériennes évolue vers des conditions plus acceptables selon l'analyse de régression linéaire.

Inchangée : Le pourcentage de jours de plage conformes aux normes bactériennes ne montre aucun changement selon l'analyse de régression linéaire.

Se détériore : Le pourcentage de jours de plage conformes aux normes bactériennes montre un éloignement des conditions acceptables selon l'analyse de régression linéaire.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas une tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Critère et/ou cibles

Cible : Toutes les plages surveillées des Grands Lacs devraient obtenir l'état « bon » et afficher une tendance à l'amélioration ou à un état inchangé. Les plages américaines des Grands Lacs devraient être ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant au moins 90 % de la saison de baignade. Les plages canadiennes des Grands Lacs devraient être ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant au moins 80 % de la saison de baignade.

Critère : Toutes les plages surveillées des Grands Lacs devraient être ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant toute la saison de baignade.

Raison d'être du sous-indicateur

- Évaluer le pourcentage de jours où les plages des Grands Lacs sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade en évaluant les avis ou les fermetures relatifs à la santé associés à la baignade pour les plages récréatives.
- Déduire les risques que les agents pathogènes peuvent représenter pour la santé humaine à la suite du contact du corps avec les eaux des aires récréatives littorales.

Objectif écosystémique

Il faut pouvoir utiliser les eaux à des fins récréatives en toute sécurité. Les eaux qui sont utilisées pour les activités récréatives et avec lesquelles le corps humain entre en contact devraient être exemptes d'agents pathogènes, comme les bactéries, les parasites et les virus, qui peuvent nuire à la santé humaine.

Le sous-indicateur appuie les efforts investis en faveur du deuxième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel les eaux des Grands Lacs devraient « permettre la baignade et d'autres activités récréatives sans restriction due à des préoccupations environnementales quant à la qualité ».

Mesure

Le sous-indicateur mesure le pourcentage de jours où, au cours de la saison des plages, les plages surveillées des Grands Lacs dans le cadre des programmes de sécurité des plages affichent des concentrations acceptables d'*E. coli* et sont donc ouvertes et sécuritaires pour la baignade.

La saison en question s'étend en général de la fin de semaine du jour du Souvenir ou de la fête de la Reine à la fin de semaine de la fête du Travail; cela peut toutefois varier pour certains comtés et bureaux de santé publique, si bien que tous les jours de plage signalés par les comtés et les bureaux de santé publique sont utilisés dans le présent rapport. Le nombre de jours où chaque plage était ouverte et sécuritaire pour la baignade a été calculé selon cette norme, et il est considéré qu'il cadre avec les rapports État des Grands Lacs antérieurs. Les tendances du pourcentage de jours d'ouverture des plages du Canada et des États-Unis ont été déterminées à l'aide de la modélisation linéaire en R. Un test F a été utilisé pour déterminer toute tendance du pourcentage de jours d'ouverture des plages au fil du temps. Une valeur p inférieure ou égale à 0,05 a été jugée importante (R Core Team, 2020).

Aux États-Unis, la fréquence de la surveillance des plages varie d'un État à un autre, d'un échantillonnage hebdomadaire à un échantillonnage quotidien, selon le financement et le personnel disponibles, ce qui rend difficile la comparaison de la qualité des eaux de plage entre les États. Les plages non surveillées sont exclues du

sous-indicateur. Les plages non surveillées sont saisies dans les bases de données américaines comme étant ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 100 % de la saison de la baignade, parce que l'absence de surveillance n'a pas mené à un affichage. L'hypothèse selon laquelle les plages non surveillées sont toujours sécuritaires pour la baignade surestimerait la sécurité des plages des Grands Lacs, et, par conséquent, les plages non surveillées sont exclues de l'analyse.

Les données canadiennes évaluées dans le présent rapport concernent exclusivement les plages des Grands Lacs et des voies interlacustres (à l'exclusion du fleuve Saint-Laurent) surveillées par les bureaux de santé publique. Les plages dont les eaux ne sont pas situées dans les Grands Lacs, comme les plages des lacs intérieurs, ne sont pas incluses dans l'évaluation. La fréquence de la surveillance des plages effectuée par les bureaux de santé publique varie de quotidienne à mensuelle. Le rapport évalue des données accumulées sur 10 ans (2010-2019) à l'aide des seuils d'*E. coli* énoncés dans les lignes directrices sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives en Ontario, qui ont été mises en œuvre en 2018 (Ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario, 2018). Afin de déterminer une tendance sur 10 ans pour la période 2010-2019 à l'aide d'une base de référence cohérente, les données de 2010-2019 ont été analysées de nouveau au moyen des seuils d'*E. coli* de 2018 pour établir le pourcentage de jours où les plages étaient sécuritaires pour la baignade. Par conséquent, il est important de noter que les données présentées ici ne sont pas nécessairement basées sur le nombre réel de jours pendant lesquels les plages ont été fermées par les bureaux de santé publique, mais plutôt sur le nombre de jours pendant lesquels les plages auraient été fermées si les seuils de 2018 de l'Ontario avaient été appliqués. Veuillez consulter la section Conditions écologiques, ci-dessous, pour obtenir de plus amples renseignements.

Conditions écologiques

Contexte

Les activités récréatives comme la baignade, la navigation de plaisance et les activités sur la plage peuvent entraîner un contact direct avec l'eau. Dans certaines situations, l'eau peut être contaminée par des agents pathogènes (parasites, bactéries et virus), qui peuvent entraîner des maladies gastro-intestinales (y compris la diarrhée, les nausées et les vomissements), ainsi que des infections de la peau, des oreilles, des yeux, des voies respiratoires et des plaies. *E. coli* dans l'eau douce et les entérocoques dans l'eau salée sont les bactéries les plus couramment surveillées et utilisées pour indiquer la salubrité de l'eau pour la santé humaine. La surveillance des plages des Grands Lacs vise principalement à détecter la bactérie *E. coli*, un type de bactérie qui vit habituellement dans les intestins des humains et des animaux. *E. coli* peut également indiquer la présence d'autres agents pathogènes nocifs par contamination fécale. Les eaux utilisées à des fins récréatives peuvent être contaminées par *E. coli* et d'autres organismes provenant d'excréments d'animaux et d'humains en raison d'installations septiques défectueuses, de débordements d'égouts unitaires, du ruissellement des eaux pluviales, de la sauvagine, des déchets de navires et d'autres sources de pollution. Lorsque les résultats de la surveillance révèlent des taux élevés d'*E. coli*, l'État, l'administration ou le bureau de santé local diffuse un avis de contamination ou de fermeture d'une plage jusqu'à ce qu'un autre échantillonnage montre que la qualité de l'eau satisfait aux normes de qualité applicables.

Aux États-Unis, l'U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) conseille d'utiliser une valeur [Beach Action Value (BAV)] pour décider d'un avis de contamination ou de fermeture d'une plage. Tout échantillon supérieur à la BAV pourrait donner lieu à une notification jusqu'à ce qu'un échantillon inférieur à la BAV ait été prélevé. Les BAV recommandées de l'USEPA sont décrites dans les critères relatifs à la qualité de l'eau utilisée à des fins récréatives (RWQC), qui ont été révisés en décembre 2012 conformément à la loi sur l'évaluation environnementale des plages et la santé des côtes (loi BEACH). Les critères révisés tiennent compte des plus récentes connaissances

scientifiques et visent à protéger les membres de la population contre l'exposition à des niveaux nocifs d'agents pathogènes lors de la participation à des activités au cours desquelles ils sont en contact avec l'eau.

Les RWQC révisés de l'USEPA correspondent à deux taux de maladies que les États doivent choisir et appliquer dans leurs eaux utilisées à des fins récréatives intérieures et côtières. L'USEPA propose aux États d'utiliser un taux de maladies choisi pour déterminer la BAV correspondante. Se fondant sur un taux de maladies estimé de 36 par 1 000 amateurs de plein air ayant été en contact primaire avec l'eau, l'USEPA recommande une BAV de 235 UFC (unités formant colonie) d'*E. coli* par 100 ml ou de 70 UFC d'entérocoques par 100 ml. Se fondant sur un taux de maladies estimé de 32 par 1 000 amateurs de plein air ayant été en contact primaire avec l'eau, l'USEPA recommande une BAV de 190 UFC d'*E. coli* par 100 ml ou de 60 UFC d'entérocoques par 100 ml (USEPA Recreational Water Quality Criteria, 2012). Pour prendre les décisions relatives aux notifications, l'État du Michigan utilise 130 UFC d'*E. coli* par 100 ml comme moyenne géométrique sur 30 jours et un maximum de 300 UFC d'*E. coli* par 100 ml, selon la moyenne géométrique de trois échantillons ou plus prélevés pendant le même échantillonnage à des endroits représentatifs dans une zone d'échantillonnage définie.

La loi BEACH autorise l'USEPA à accorder des subventions aux États, aux territoires et aux tribus admissibles côtiers et limitrophes des Grands Lacs pour aider les autorités locales à surveiller leurs plages côtières et celles des Grands Lacs et à aviser le public lorsque des problèmes de qualité de l'eau rendent celle-ci impropre à la baignade. Les gestionnaires des plages des Grands Lacs sont en mesure de surveiller régulièrement la qualité de l'eau des plages et d'aviser les baigneurs des risques pour la santé quand les normes bactériologiques relatives à la qualité de l'eau sont dépassées. Lorsque les niveaux de bactéries fécales dépassent la BAV d'un État, la baignade est interdite ou des avis sont diffusés pour informer les baigneurs qu'il n'est peut-être pas sécuritaire de se baigner. La saison de la baignade commence habituellement la fin de semaine du jour du Souvenir et se termine à la fête du Travail. L'USEPA donne au public accès aux données sur les fermetures et les avis de contamination des plages côtières des États-Unis par le truchement de son système de notification en ligne concernant les avis de contamination ou de fermeture de plages (BEACON), dont voici l'adresse : http://www2.epa.gov/waterdata/beacon-20-beach-advisory-and-closing-online-notification (U.S. EPA BEACON).

En Ontario, le bureau de santé publique responsable surveille régulièrement les concentrations d'*E. coli* dans les eaux des plages publiques récréatives. Il observe les résultats de la surveillance pour déterminer s'il est sécuritaire de se baigner dans les eaux de la plage. Jusqu'en 2017, le seuil de l'Ontario de la concentration acceptable d'*E. coli* était une moyenne géométrique de 100 UFC *E. coli* par 100 mL (Ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario, 2014). Les rapports État des Grands Lacs précédents utilisaient ce seuil pour les données canadiennes, mais le présent rapport et les rapports État des Grands Lacs futurs évalueront le sous-indicateur des avis relatifs aux plages en utilisant les seuils de concentration d'*E. coli* décrits dans les Lignes directrices concernant les stratégies opérationnelles d'utilisation de l'eau à des fins récréatives de l'Ontario, qui ont été mises en œuvre en 2018 (Ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario, 2018). Ces nouveaux seuils sont conformes à ceux des Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada, de Santé Canada (2012). Conformément à ces recommandations, pour que les plages soient considérées comme sécuritaires pour la baignade, les concentrations d'*E. coli* dans l'eau ne doivent pas dépasser ce qui suit :

- 200 UFC d'*E. coli* par 100 mL (moyenne géométrique d'un minimum de 5 échantillons);
- 400 UFC d'*E. coli* par 100 mL (limite maximale pour un seul échantillon de qualité de l'eau).

Conformément aux recommandations, les eaux des plages utilisées à des fins récréatives sont affichées comme étant dangereuses pour la baignade lorsque les niveaux d'*E. coli* dépassent les seuils susmentionnés, et les avis demeurent affichés jusqu'à ce qu'un autre échantillonnage montre que les niveaux d'*E. coli* sont tombés sous les seuils. Il est toutefois important de noter que ce ne sont pas tous les bureaux de santé publique qui se conforment à

ces seuils précis. Il appartient au bureau de santé publique de prendre la décision finale de fermer ou non la plage en fonction des résultats de surveillance des concentrations d'*E. coli*. Par exemple, certains bureaux de santé publique peuvent ne pas fermer une plage si un seul échantillon dépasse 400 UFC par 100 mL et peuvent plutôt ne fermer la plage que si la moyenne géométrique dépasse la limite de 200 UFC par 100 mL. Cependant, afin de veiller à la cohérence du présent rapport, les données sur les plages de l'Ontario de 2010 à 2019 ont été analysées de nouveau, par rapport aux seuils d'*E. coli* de l'Ontario de 2018. À cette fin, nous avons analysé les données brutes sur les concentrations d'*E. coli* dans les eaux des plages provenant des activités de surveillance des bureaux de santé publique et avons recalculé le nombre de jours durant la saison de baignade pendant lesquels les plages auraient été sécuritaires ou dangereuses pour la baignade si les seuils d'*E. coli* établis dans les Lignes directrices concernant les stratégies opérationnelles d'utilisation de l'eau à des fins récréatives de 2018 de l'Ontario avaient été utilisés. En ce qui concerne le sous-indicateur des avis relatifs aux plages dans les rapports État des Grands Lacs précédents, les évaluations des plages canadiennes étaient fondées sur des données remontant aussi loin que 1999, et les tendances sur plus de 10 ans avaient donc été évaluées. Aux fins du présent rapport, seules les données remontant aussi loin que 2010 ont toutefois été analysées de nouveau en fonction des mêmes paramètres, de sorte qu'il serait incohérent et inexact de déterminer une tendance basée sur des données antérieures à cette année-là.

La fréquence de surveillance par les bureaux de santé publique au cours des saisons de baignade 2018-2019 variait par ailleurs d'une plage à une autre. Les plages des Grands Lacs d'aval étaient généralement surveillées plus fréquemment que celles des Grands Lacs d'amont. Pour le lac Supérieur, aucune plage n'était surveillée quotidiennement; 42 % étaient surveillées hebdomadairement ou plus souvent (mais pas quotidiennement), et 58 % étaient surveillées mensuellement. Pour le lac Huron, aucune plage n'était surveillée quotidiennement; 77 % étaient surveillées hebdomadairement ou plus souvent (mais pas quotidiennement), 2 % étaient surveillées une fois aux deux ou trois semaines, et 21 % étaient surveillées une fois par mois. Pour le lac Érié, 3 % des plages étaient surveillées quotidiennement; 77 % étaient surveillées hebdomadairement ou plus souvent (mais pas quotidiennement); et 20 % étaient surveillées mensuellement. Pour le lac Ontario, 20 % des plages étaient surveillées quotidiennement; 76 % étaient surveillées hebdomadairement ou plus souvent (mais pas quotidiennement); et 4 % étaient surveillées à une fréquence variant d'une fois toutes les deux ou trois semaines à une fois par mois.

Situation en ce qui concerne les avis relatifs aux plages des Grands Lacs

Plages américaines des Grands Lacs – Évaluation globale

Depuis 2007, les plages américaines des Grands Lacs sont jugées « bonnes », et les tendances à long terme et sur 10 ans du pourcentage des plages américaines surveillées des Grands Lacs qui étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade sont décrites comme étant « inchangées » (figure 1). Globalement, les plages américaines surveillées des Grands Lacs étaient ouvertes et sécuritaires pendant 94 % de la saison de baignade de 2018 à 2019. Au cours de cette période, 883 (81 %) des plages américaines surveillées des Grands Lacs étaient sécuritaires pour la baignade pendant plus de 90 % de la saison de la baignade; 115 (11 %), pendant plus de 80 % de la saison, mais moins de 90 % de la saison; et 89 (8 %), pendant moins de 80 % de la saison, selon les normes relatives à *E. coli* (figure 2).

Plages américaines du lac Supérieur

Les plages américaines du lac Supérieur ont été jugées « bonnes », les plages surveillées étant jugées sécuritaires pour la baignade pendant 95 % des saisons de baignade en 2018 et 2019. Il y a eu peu de changement dans l'état des plages américaines surveillées du lac Supérieur depuis 2007, et les tendances sur 10 ans et à long terme sont décrites comme étant « inchangées » (figure 1). Au cours des saisons de baignade de 2018 et de 2019, 194 plages

américaines surveillées du lac Supérieur (86 %) étaient sécuritaires pour la baignade pendant plus de 90 % de la saison; 23 (10 %), pendant plus de 80 %, mais moins de 90 % de la saison; et 9 (4 %) pendant moins de 80 % de la saison, selon les normes relatives à *E. coli* (figure 2).

Plages américaines du lac Michigan

Les plages américaines du lac Michigan ont été jugées « bonnes », les plages surveillées étant jugées sécuritaires pour la baignade pendant 96 % des saisons de baignade en 2018 et 2019. Depuis 2007, une légère tendance à la hausse du pourcentage du nombre de jours où les plages étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison a été observée. Cependant, de 2010 à 2019, il y a eu peu de changements au fil du temps, de sorte que la tendance sur 10 ans est considérée comme « inchangée », tandis que la tendance à long terme est « s'améliore » (valeur p de 0,03) (figure 1). Au cours des saisons de baignade de 2018 et de 2019, 475 plages américaines surveillées du lac Michigan (89 %) étaient sécuritaires pour la baignade pendant plus de 90 % de la saison; 40 (7 %), pendant plus de 80 %, mais moins de 90 % de la saison; et 20 (4 %), pendant moins de 80 % de la saison, selon les normes relatives à *E. coli* (figure 2).

Plages américaines du lac Huron

Les plages américaines du lac Huron ont été jugées « bonnes », les plages surveillées étant jugées sécuritaires pour la baignade pendant 97 % des saisons de baignade en 2018 et 2019. Depuis 2007, il y a eu relativement peu de changement dans l'état des plages américaines du lac Huron. Selon l'analyse de régression, les tendances à long terme et sur 10 ans sont décrites comme étant « inchangées » (figure 1). Au cours des saisons de baignade de 2018 et de 2019, 98 plages surveillées du lac Huron (92 %) étaient sécuritaires pour la baignade pendant plus de 90 % de la saison; 5 (5 %), pendant plus de 80 %, mais moins de 90 % de la saison; et 4 (4 %), pendant moins de 80 % de la saison, selon les normes relatives à *E. coli* (figure 2).

Plages américaines du lac Érié

Les plages américaines du lac Érié ont été jugées « passables », les plages surveillées étant jugées sécuritaires pour la baignade pendant 84 % des saisons en 2018 et 2019. Depuis 2007, il y a eu relativement peu de changement dans l'état des plages américaines du lac Érié. Selon l'analyse de régression, les tendances à long terme et sur 10 ans sont décrites comme étant « inchangées » (figure 1). Au cours des saisons de baignade de 2018 et de 2019, 71 plages américaines surveillées du lac Érié (43 %) étaient sécuritaires pour la baignade pendant plus de 90 % de la saison; 39 (24 %), pendant plus de 80 %, mais moins de 90 % de la saison; et 54 (33 %), pendant moins de 80 % de la saison, selon les normes relatives à *E. coli* (figure 2).

Plages américaines du lac Ontario

Les plages américaines du lac Ontario ont été jugées « bonnes », les plages surveillées étant jugées sécuritaires pour la baignade pendant 95 % des saisons en 2018 et 2019. Depuis 2007, une légère tendance à la hausse du pourcentage de plages ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison de baignade a été observée. Une tendance à la hausse semblable est également évidente pour la période 2010-2019, de sorte que les tendances à long terme et sur 10 ans sont décrites comme s'étant améliorées (valeurs p de 0,01 et de 0,03, respectivement) (figure 1). Au cours des saisons de baignade de 2018 et de 2019, 45 plages américaines surveillées du lac Ontario (82 %) étaient sécuritaires pour la baignade pendant plus de 90 % de la saison; 8 (14 %), pendant plus de 80 %, mais moins de 90 % de la saison; et 2 (4 %), pendant moins de 80 % de la saison, selon les normes relatives *E. coli* (figure 2).

Plages canadiennes des Grands Lacs – Évaluation globale

De 2018 à 2019, les plages canadiennes surveillées des Grands Lacs ont été jugées « bonnes » parce qu'elles

respectaient les seuils bactériens de l'Ontario et qu'elles étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 90 % de la saison de baignade (figure 3). Les résultats de la modélisation linéaire de la tendance sur 10 ans montrent une tendance qui « s'améliore » (valeur p de 0,03). Les plages canadiennes surveillées des Grands Lacs étaient sécuritaires pour la baignade pendant 86 % de la saison pour la période 2010-2019. La tendance à long terme est indéterminée parce qu'une réévaluation des données de 2010 à 2019 seulement a été effectuée récemment pour tenir compte du changement en 2018 des seuils d'*E. coli* en Ontario.

Pendant les saisons de baignade de 2018 et 2019, 38 % des plages canadiennes des Grands Lacs n'ont jamais dépassé les normes bactériennes de l'Ontario et étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant toute la saison. Il est à noter que ce calcul prend en compte chaque plage de chaque année en tant que valeur indépendante. Par exemple, la série de données pour la saison de baignade de 2018 consiste en 171 plages canadiennes surveillées des Grands Lacs, dont 55 étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant toute la saison. La série de données pour la saison de baignade de 2019 consiste en 168 plages canadiennes surveillées des Grands Lacs (dont la plupart étaient également incluses dans la série de données de 2018), dont 73 étaient sécuritaires pour la baignade pendant toute la saison. Par conséquent, au cours des 2 années, 128 des 339 plages (37 %) étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison de baignade. De plus, au cours de la même période, 82 % des plages ont obtenu la cote « bon » (ouvertes pendant au moins 80 % de la saison de baignade); 11 %, la cote « passable » (ouvertes de 70 % à 79,9 % de la saison de baignade); et 7 % ont été jugées « médiocres » (ouvertes moins de 70 % de la saison de baignade) (figure 4).

Pendant les saisons de baignade de la période 2010-2019, 31 % des plages canadiennes des Grands Lacs n'ont jamais dépassé les seuils bactériens de l'Ontario. De plus, au cours de la même période, 74 % ont obtenu la cote « bon »; 12 %, la cote « passable »; et 13 % ont été jugées « médiocres » (figure 4).

Plages canadiennes du lac Supérieur

De 2018 à 2019, les plages canadiennes surveillées du lac Supérieur ont été jugées « bonnes » parce qu'elles respectaient les seuils bactériens de l'Ontario et parce qu'elles étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 99 % de la saison (figure 3). Les résultats de la modélisation linéaire de la tendance sur 10 ans montrent que la tendance canadienne sur 10 ans est « inchangée ». Les plages canadiennes surveillées du lac Supérieur étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 94 % de la saison pendant la période 2010-2019.

Pendant les saisons de baignade de 2018 et 2019, 88 % des plages canadiennes du lac Supérieur étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade durant toute la saison. De plus, au cours de la même période, 100 % ont obtenu la cote « bon ». Aucune plage n'était passable ou mauvaise (figure 4).

Pendant les saisons de baignade de la période 2010-2019, 66 % des plages canadiennes du lac Supérieur n'ont jamais dépassé les seuils bactériens de l'Ontario. De plus, au cours de la même période, 92 % ont obtenu la cote « bon »; 3 %, la cote « passable »; et 5 % ont été jugées « médiocres » (figure 4).

Plages canadiennes du lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

De 2018 à 2019, les plages canadiennes surveillées du lac Huron ont été jugées « bonnes » parce qu'elles respectaient les seuils bactériens de l'Ontario et parce qu'elles étaient sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 93 % de la saison (figure 3). Les résultats de la modélisation linéaire pour déterminer la tendance sur 10 ans montrent une tendance qui « s'améliore » (valeur p de 0,049). Les plages canadiennes surveillées du lac Huron étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 90 % de la saison pour la période 2010-2019.

Pendant les saisons de baignade de 2018 et 2019, 44 % des plages canadiennes du lac Huron étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade durant toute la saison. Au cours de la même période, 92 % ont obtenu la cote « bon »; 6 %, la cote « passable »; et 2 % ont été jugées « médiocres » (figure 4).

Pendant les saisons de baignade de la période 2010-2019, 44 % des plages canadiennes du lac Huron n'ont jamais dépassé les normes bactériennes de l'Ontario. De plus, au cours de la même période, 81 % ont obtenu la cote « bon »; 10 %, la cote « passable »; et 9 % ont été jugées « médiocres » (figure 4).

Plages canadiennes du lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

De 2018 à 2019, les plages canadiennes surveillées du lac Érié ont été jugées « passables » parce qu'elles respectaient les seuils bactériens de l'Ontario et parce qu'elles étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 79,9 % de la saison (figure 3). Les résultats de la modélisation linéaire montrent que la tendance canadienne sur 10 ans est décrite comme étant « inchangée ». Les plages canadiennes surveillées du lac Érié étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 79,6 % de la saison de baignade pour la période 2010-2019.

Pendant les saisons de baignade de 2018 et 2019, 17 % des plages canadiennes du lac Érié étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade durant toute la saison. De plus, au cours de la même période, 52 % ont obtenu la cote « bon »; 26 %, la cote « passable »; et 22 % ont été jugées « médiocres » (figure 4).

Pendant les saisons de baignade de la période 2010-2019, 14 % des plages canadiennes du lac Érié n'ont jamais dépassé les seuils bactériens de l'Ontario. De plus, au cours de la même période, 60 % ont obtenu la cote « bon »; 18 %, la cote « passable »; et 22 % ont été jugées « médiocres » (figure 4).

Plages canadiennes du lac Ontario (y compris la rivière Niagara)

De 2018 à 2019, les plages canadiennes surveillées du lac Ontario ont été jugées « bonnes » parce qu'elles respectaient les normes bactériennes de l'Ontario et parce qu'elles étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 91 % de la saison (figure 3). Les résultats de la modélisation linéaire montent une tendance sur 10 ans qui « s'améliore » (valeur p de 0,03). Les plages canadiennes surveillées du lac Ontario étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 86 % de la saison pour la période 2010-2019.

Pendant les saisons de baignade de 2018 et 2019, 31 % des plages canadiennes du lac Ontario étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade durant toute la saison. De plus, au cours de la même période, 84 % ont obtenu la cote « bon »; 11 %, la cote « passable »; et 5 % ont été jugées « médiocres » (figure 4).

Pendant les saisons de baignade de la période 2010-2019, 21 % des plages canadiennes du lac Ontario n'ont jamais dépassé les seuils bactériens de l'Ontario. De plus, au cours de la même période, 72 % ont obtenu la cote « bon »; 14 %, la cote « passable »; et 14 % ont été jugées « médiocres » (figure 4).

Liens

Niveaux d'eau

- L'élévation des niveaux d'eau peut entraîner des inondations, un plus grand taux d'érosion, des conditions de baignade dangereuses (en raison des courants et des vagues) et une perte de superficie des plages (U.S. Army Corps of Engineers, 2003; Département des Ressources naturelles du Michigan, 2021). En 2019, le niveau des Grands Lacs était bien au-dessus des niveaux d'eau moyens. Cette année-là, les lacs Érié et Ontario ont tous deux enregistré des niveaux de pointe records, comparativement au niveau maximum record mensuel de chaque lac depuis 1918. En 2019, de nombreuses plages des Grands Lacs ont reculé, des aires récréatives

disparaissant et d'autres étant inondées (Frauhammer, 2019; Holland, 2019; Moore, 2019).

- À compter de 2015, les Grands Lacs ont affiché des niveaux d'eau élevés. Les lacs Supérieur, Michigan, Huron et Érié ont affiché de 2015 à 2019 des niveaux supérieurs aux moyennes mensuelles. De 2017 à 2019, les niveaux d'eau du lac Ontario étaient supérieurs à la moyenne mensuelle, sauf pour une période de trois mois (U.S. Army Corps of Engineers, 2020).

Quantités de précipitations

- Les fortes précipitations et le ruissellement des eaux pluviales peuvent accroître les pathogènes dans les eaux utilisées à des fins récréatives en les déversant directement dans les eaux de surface avoisinantes. Le ruissellement des eaux pluviales peut recueillir des agents pathogènes dans le sol, le sable, les rues ou les terres agricoles. De fortes précipitations peuvent surcharger les réseaux d'égouts unitaires ou les municipalités dont l'infrastructure vieillit, ce qui entraîne le rejet d'eaux usées ou pluviales non traitées dans les ruisseaux, les rivières, les drains ou les lacs. De fortes précipitations et le ruissellement des eaux pluviales peuvent également perturber et remettre en suspension les agents pathogènes dans les sédiments et le sable de plage (Patz, Uejio et McLellan, 2008; Staley et coll., 2018a).
- Des avis relatifs aux plages peuvent être diffusés à la suite de la détection de charges bactériennes provenant d'affluents et d'épisodes de précipitations extrêmes. Améliorer le traitement des eaux usées en réponse à ces pressions pourrait réduire le nombre d'avis. La mise en œuvre de pratiques de gestion exemplaires et d'une infrastructure verte pour réduire le volume du ruissellement pluvial pourrait aussi réduire le nombre d'avis relatifs aux plages (Podolsky et MacDonald, 2008).
- De l'automne 2018 au printemps 2019, le bassin des Grands Lacs a connu une période humide, les précipitations variant de 109 % à 154 %, de 91 % à 101 % et de 101 % à 118 % des précipitations moyennes pour le bassin à l'automne 2018, à l'hiver 2018-2019 et au printemps 2019 respectivement. La période humide a été suivie d'un été plus sec en 2019 et d'un autre automne humide, à la suite de précipitations supérieures à la moyenne (de 88 % à 125 % des valeurs moyennes des précipitations automnales) (Bulletin trimestriel des impacts liés au climat et aperçu saisonnier pour la région des Grands Lacs : décembre 2018, mars 2019, juin 2019, septembre 2019 et décembre 2019).

Cladophora et proliférations d'algues nuisibles

- Les proliférations d'algues nuisibles (PAN) peuvent produire des toxines, ce qui peut avoir des effets nocifs sur la santé. Par conséquent, une plage peut être considérée comme dangereuse pour la baignade, et un avis relatif aux plages peut être diffusé en raison d'une PAN (Centers for Disease Control and Prevention, 2018). La base de données du BEACON des États-Unis ne contient pas d'information sur les avis résultant uniquement d'une PAN. Le présent rapport (tant du côté canadien que du côté américain) porte uniquement sur les avis relatifs aux plages à la suite d'un dépassement des normes relatives à *E. coli*.
- *E. coli* a par ailleurs une association unique et forte avec *Cladophora*. *Cladophora* fournit un habitat propice à la persistance et à la croissance de bactéries indicatrices et de pathogènes potentiels, ce qui peut avoir des répercussions sur la qualité de l'eau des plages récréatives (Englebert et coll., 2008; U.S. Geological Survey, 2009).

Espèces envahissantes : moules dreissénidées

- De fortes densités de moules dreissénidées recouvrent une grande partie du fond des Grands Lacs. La filtration par les moules dreissénidées produit des eaux plus claires, ce qui permet aux rayons UV de pénétrer dans l'eau. Le soleil peut causer des dommages cellulaires chez les bactéries, ce qui peut être lié à

la diminution des concentrations d'*E. coli* dans le lac Michigan (Weiskerger et Whitman, 2018). Cependant, les dommages cellulaires peuvent aussi avoir des répercussions sur les « bonnes » bactéries, qui sont responsables du maintien de la santé de l'écosystème en recyclant le carbone et les nutriments.

Connaissances écologiques traditionnelles, science citoyenne et autres ensembles de connaissances

Grâce au soutien financier de l'Initiative de protection des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), l'organisation Swim Drink Fish a établi et soutient des centres de surveillance dans six collectivités des Grands Lacs, y compris trois Premières Nations. Ces centres permettent aux citoyens scientifiques de sensibiliser leur collectivité aux problèmes de qualité de l'eau, notamment en les invitant à recueillir chaque semaine des données sur la qualité de l'eau à des fins récréatives concernant la bactérie *E. coli*. Les échantillons sont analysés à l'interne, et les données sont mises à la disposition du public sur le site www.theswimguide.org/. De plus, les centres mobilisent les citoyens dans des activités de sensibilisation aux connaissances sur l'eau. L'objectif à long terme du projet est d'élaborer un modèle que les collectivités pourront utiliser afin de lancer leur propre centre de surveillance (Swim Drink Fish, 2021a).

Le centre de Toronto (lancé en 2016) et le centre de Kingston (lancé en 2020) sont des projets qui ont tous deux été mis en œuvre dans le cadre de l'initiative Lake Ontario Waterkeeper (Swim Drink Fish, 2021a). Le centre du lac Érié-Niagara (lancé en 2019) est organisé par la Niagara Coastal Community Collaborative (Swim Drink Fish, 2021a). Le centre de la Première Nation Zhiibaahaasing (lancé en 2018) est organisé par la Première Nation Zhiibaahaasing. En plus de surveiller les plages du lac Huron, le centre a pour mandat de diffuser les connaissances scientifiques qui sous-tendent l'évolution de la qualité de l'eau et les connaissances traditionnelles sur l'importance de l'eau auprès des jeunes de la collectivité (Swim Drink Fish, 2021b). En 2021, le centre de la Première Nation de Kettle et Stony Point sur le lac Huron sera en ligne, tout comme un autre centre d'une Première Nation sur le lac Supérieur, qui n'a pas encore été déterminé.

Ces centres sont de précieuses sources d'informations qui pourraient éventuellement être intégrées dans les futurs rapports sur le sous-indicateur des avis relatifs aux plages de l'État des Grands Lacs. La possibilité de collaborer avec ces centres et d'y inclure leurs données, ainsi que d'autres initiatives de Swim Drink Fish, sera examinée aux fins des futurs rapports État des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X			
Les données proviennent d'un générateur de données connu, fiable et respecté et sont traçables aux sources originales.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données sont appropriées au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables pour le présent rapport sur le sous-indicateur.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont ouvertement disponibles et accessibles.	Oui	Les données se trouvent ici : États-Unis : https://watersgeo.epa.gov/beacon2/reports.html. L'accès aux données canadiennes est possible en en faisant la demande aux bureaux de santé publique.		

Limites des données

- La variabilité des données d'une année à une autre peut découler des fluctuations de la surveillance et des rapports et peut ne pas être uniquement attribuable aux augmentations ou aux diminutions réelles des concentrations de contaminants microbiens. De plus, la variabilité des conditions météorologiques d'une année à une autre peut influer sur la variabilité des concentrations bactériennes.
- Bien que préoccupants en ce qui concerne les eaux utilisées à des fins récréatives, les virus et les parasites sont difficiles à isoler et à quantifier à l'heure actuelle. Des techniques de mesure largement accessibles n'ont pas encore été élaborées.
- Si *E. coli* et/ou *Enterococcus* sont considérés comme des indicateurs fiables de danger pour la santé humaine, leur présence n'est pas nécessairement liée à une contamination fécale.
- Bien que les données obtenues des États-Unis et du Canada soient comparables sur le plan de la qualité des données provenant de la source, les données ne sont PAS comparables sur le plan des affichages

réels sur les plages, puisque chaque pays utilise des critères d'affichage différents et assure une surveillance à des fréquences différentes. Aux États-Unis, une plage est annoncée comme étant dangereuse si les concentrations d'*E. coli* sont supérieures à 235 UFC d'*E. coli* par 100 ml (l'État du Michigan utilise 130 UFC d'*E. coli* par 100 ml comme moyenne géométrique sur 30 jours et un maximum de 300 UFC d'*E. coli* par 100 mL), tandis que l'Ontario (selon les Lignes directrices de 2018) considère qu'une plage n'est pas sécuritaire si les concentrations d'*E. coli* dépassent le seuil de 200 UFC d'*E. coli* par 100 ml (selon une moyenne géométrique d'au moins 5 échantillons) ou une concentration maximale d'au moins 400 UFC d'*E. coli* par 100 ml dans un seul échantillon. Toutefois, comme il a été mentionné précédemment dans le présent rapport, certains bureaux de santé publique peuvent utiliser des seuils différents.

- La tendance à long terme aux États-Unis évalue l'ensemble des données disponibles pour les plages américaines des Grands Lacs à l'aide des données disponibles dans la base de données du BEACON, qui est mise à jour chaque année. Les données à l'échelle du bassin ont commencé à être entrées en 2007. La tendance à long terme pour les plages canadiennes des Grands Lacs est inchangée. Des données plus anciennes sont disponibles, mais il n'est actuellement pas possible de déterminer une tendance à long terme, car elles n'ont pas été analysées de nouveau à l'aide des seuils d'*E. coli* de l'Ontario de 2018 et ne sont donc pas comparables.
- Il est difficile à l'heure actuelle de faire état des avis relatifs aux plages en ce qui concerne les PAN. Certains bureaux de santé notent la présence d'une prolifération lorsqu'ils procèdent à des analyses pour *E. coli*. Des analyses spécialisées et coûteuses demeurent toutefois nécessaires pour établir si les algues sont toxiques. Les avis de contamination ou de fermeture d'une plage en raison de proliférations algales pourraient dans l'avenir faire partie du présent rapport, mais le sous-indicateur évalue actuellement le pourcentage de jours pendant lesquels les plages étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade durant la saison de baignade en fonction des niveaux d'*E. coli*.
- La fréquence de surveillance des plages varie selon l'État. De l'information sur l'élaboration des programmes étatiques de surveillance des plages se trouve dans le document de l'USEPA *National Beach Guidance and Performance Criteria for Grants* à l'adresse suivante : http://www2.epa.gov/beach-tech/national-beach-guidance-and-required-performance-criteria-grants. En tant qu'organismes subventionnaires en vertu de la loi BEACH, les États sont tenus d'élaborer un plan de surveillance à plusieurs niveaux qui doit traiter adéquatement de la fréquence et de la localisation de la surveillance, ainsi que de l'évaluation des eaux récréatives côtières en fonction d'un examen des données de surveillance existantes, des périodes d'utilisation récréative des eaux, de la nature et de l'étendue de l'utilisation des eaux, de la proximité de sources de pollution ponctuelle et diffuse connues et des répercussions du ruissellement des eaux de pluie sur ces dernières. L'objectif d'un plan de surveillance à plusieurs niveaux est de définir des combinaisons d'activités de surveillance qui s'harmonisent avec les priorités établies (niveaux) et qui conviennent au niveau de risque et à l'utilisation d'une plage donnée; d'affecter efficacement les ressources de surveillance disponibles; et de tenir compte des circonstances propres au site. Un programme subventionné au titre de la loi BEACH doit accorder la priorité à l'utilisation des fonds de subvention pour la surveillance en fonction de l'utilisation des eaux et des risques pour la santé humaine. Par exemple, le Michigan, qui compte des centaines de plages côtières, surveille ses plages de niveau 1 une fois par semaine, tandis que l'Illinois surveille nombre de ses plages sept jours par semaine. La proportion annuelle de plages du Michigan dont l'état est « Ouverte » se situe en moyenne à environ 97 % du temps, tandis que celle de l'Illinois se situe plutôt dans la fourchette de 89 %. Les plages de niveau 1 ou de « priorité élevée » sont surveillées plus fréquemment que les plages

de niveau 3, dont certaines peuvent ne pas l'être du tout. Il est possible de connaître la fréquence de surveillance pour chaque entité en consultant le système BEACON de l'USEPA (rubrique « Report Selection ») à l'adresse suivante : http://watersgeo.epa.gov/beacon2/reports.html.

- La plupart des plages canadiennes des Grands Lacs font l'objet d'une surveillance hebdomadaire, mais certaines peuvent être surveillées plus ou moins fréquemment en fonction des ressources des bureaux de santé publique, de la fréquence d'utilisation par le public, de l'historique des dépassements des normes d'une plage et des conditions actuelles. Les plages surveillées peuvent être fermées plus longtemps que nécessaire en raison de dépassements, ou les plages peuvent rester ouvertes si les concentrations d'*E. coli* dépassent les seuils de sécurité entre les jours de surveillance. Les bureaux de santé publique de l'Ontario sont généralement chargés de surveiller les plages de leur comté, mais ils ne surveillent pas nécessairement toutes les plages de leur secteur.
- Le présent rapport comprend des renseignements sur le pourcentage de plages canadiennes qui sont ouvertes pendant toute la saison de baignade, mais il est important de tenir compte du fait qu'une partie relativement petite des plages est surveillée quotidiennement. La plupart des plages font l'objet d'une surveillance hebdomadaire ou moins fréquente, notamment de nombreuses plages qui font l'objet d'une surveillance mensuelle. Par conséquent, il est possible qu'il y ait eu des dépassements des seuils d'*E. coli* entre les événements de surveillance, mais ils n'auraient pas été reconnus, car la plage n'a pas été surveillée lorsque ces dépassements se sont produits.
- À l'heure actuelle, le contenu canadien du présent rapport comprend des données sur la qualité de l'eau de plage provenant des bureaux de santé publique de l'Ontario et ne comprend pas les données sur la qualité de l'eau de plage provenant de parcs provinciaux ni d'autres sources de données. Les possibilités d'inclure d'autres sources de données sur les plages seront explorées en vue du prochain cycle de production des rapports État des Grands Lacs.
- Le pourcentage de jours pendant lesquels les plages américaines des Grands Lacs étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la période 2007-2017 calculé dans le présent rapport diffère légèrement des calculs du rapport précédent en raison de la gestion des données dans la base de données BEACON. Si des erreurs dans les données sont détectées, les données sont supprimées de la base de données. Par conséquent, les données consultées en 2017 pourraient différer des données consultées en 2020. Les données du présent rapport ont été consultées dans BEACON entre décembre 2020 et janvier 2021.
- Les plages des voies interlacustres des Grands Lacs sont incluses dans la présente évaluation, mais pas les plages du fleuve Saint-Laurent.
- Ce ne sont pas tous les bureaux de santé publique qui fournissent les données sur chaque échantillon d'eau recueilli aux plages canadiennes : certains ne fournissent que des données sur la moyenne géométrique. Par conséquent, pendant la réanalyse, il est possible qu'il y ait eu d'autres cas où les plages auraient dépassé les seuils bactériens de 2018 de l'Ontario, ce qui comprend la concentration maximale pour un échantillon unique de 400 UFC d'*E. coli* par 100 ml, mais ces cas n'ont pas été comptabilisés du fait que seule la moyenne géométrique avait été enregistrée.
- Il n'a pas été possible d'analyser de nouveau les données sur la saison de baignade 2011 et 2012 des plages surveillées par la circonscription sanitaire régionale de Niagara, car les données brutes n'ont pas été fournies à temps pour effectuer la réanalyse. Les données de ces années ne sont pas incluses dans le présent rapport.

- En Ontario, certains bureaux de santé publique peuvent avoir recours à la modélisation prédictive afin de prendre la décision d'annoncer que des plages ne sont pas sécuritaires pour la baignade. Toutefois, dans le cadre du présent rapport, seuls les résultats bruts d'échantillonnage d'*E. coli* par les bureaux de santé publique, et non les résultats de la modélisation ont été analysés.

Renseignements supplémentaires

L'ajout de sources de pollution ponctuelle et diffuse dans les zones côtières en raison de la croissance de la population humaine et de l'utilisation accrue des terres peut entraîner l'ajout d'avis relatifs aux plages, particulièrement par temps pluvieux, à moins que les sources de contaminants soient réduites ou éliminées (ou que de nouveaux contrôles soient mis en place). Les résultats d'échantillonnage des plages des Grands Lacs affichent généralement des concentrations de bactéries semblables après des événements comportant des conditions météorologiques semblables (principalement, la direction des vents ainsi que le volume et la durée des précipitations). Si des épisodes de qualité médiocre de l'eau utilisée à des fins récréatives peuvent être associés à des événements particuliers (comme des phénomènes météorologiques d'une certaine intensité), la prévision des épisodes au cours desquels la concentration bactérienne est élevée pourrait s'améliorer.

Recherche sur les technologies naissantes aux plages de Toronto

Au cours des dernières années, les plages de Toronto et de la région environnante ont servi de terrains privilégiés pour la recherche, le développement et l'application de technologies novatrices visant à déterminer les sources de contamination microbienne. En 2018, des échantillons d'eau du port de Toronto et du bassin versant de la rivière Don ont été analysés pour détecter la présence d'*E. coli* et de produits chimiques dans les eaux usées et pour retracer des sources de pollution microbienne au moyen d'une technique numérique de réaction en chaîne de la polymérase (PCRn) (Edge et coll., 2020). Les marqueurs d'ADN microbien se sont révélés utiles pour interpréter les sources de concentrations élevées d'*E. coli* et ont été utilisés pour identifier les bactéries présentes dans l'intestin des goélands afin de distinguer la contamination fécale des goélands de celle d'autres oiseaux, notamment la bernache du Canada. Bien que les épisodes de pluies aient été corrélés à des augmentations de la concentration d'*E. coli* et des marqueurs d'ADN humain, ces marqueurs ont également été largement détectés par temps sec, ce qui laisse croire qu'il y a beaucoup de jonctions fautives où des eaux usées s'écoulent dans les réseaux d'égouts pluviaux et les déversoirs d'orage des réseaux d'égouts unitaires (Edge et coll., 2020). Ces résultats ont permis d'établir que l'impact cumulatif des jonctions fautives est probablement plus important que ce qui avait prévu au départ et que la contamination par les eaux usées urbaines n'est pas seulement une préoccupation liée au débordement des égouts unitaires par temps pluvieux.

À la plage Marie Curtis, Staley et coll. (2018a) ont appliqué le séquençage de l'ADN environnemental (ADNe) pour analyser l'ADN extrait d'échantillons d'eau afin d'améliorer la compréhension des sources de pollution fécale. Ces chercheurs ont analysé des échantillons d'eau pour y détecter des séquences d'ADN d'humains, d'autres mammifères ou d'oiseaux. D'après les résultats de cette étude, les épisodes de pluie extrême peuvent non seulement augmenter considérablement la concentration d'*E. coli* dans les eaux des plages, mais ils peuvent aussi entraîner une augmentation de la diversité des séquences d'ADNe de mammifères et d'oiseaux (Staley et coll., 2018a).

À la plage Rouge, qui est située dans le secteur préoccupant de la région de Toronto, Staley et coll. (2018b) ont évalué la bactérie *E. coli*, ainsi que des marqueurs de dépistage des sources de pollution microbienne propres aux humains et aux goélands, au moyen d'une technique quantitative de réaction en chaîne de la polymérase (PCRq). Une comparaison préliminaire de ces marqueurs a été effectuée à l'aide de techniques de PCRn afin d'en évaluer la

sensibilité et la spécificité. L'étude a révélé que la contamination fécale humaine le long de la plage Rouge était associée à des épisodes de pluie et que, par temps sec, la principale source de contamination fécale était les déjections de goélands. De plus, l'étude a permis d'établir que, bien que les techniques de PCRn et de PCRq aient permis de déterminer des niveaux correspondants de marqueurs humains et de marqueurs de goélands dans les eaux pluviales et les plages respectivement, l'essai PCRn multiplex était plus sensible, détectant une contamination fécale qui n'a pas été décelée par les essais de PCRq. Ces résultats montrent que l'essai PCRn pourrait être un outil précieux permettant aux gestionnaires de plage de déterminer les faibles niveaux de contamination fécale (Staley et coll., 2018b).

Les activités de recherche en cours dans les secteurs public et privé ainsi que dans les universités des deux pays pourraient révéler de nouveaux indicateurs et donner naissance à de nouvelles méthodes de détection. Bien que les virus et les parasites soient à l'heure actuelle préoccupants dans les eaux récréatives, ils sont difficiles à isoler et à quantifier, et des techniques de mesure largement accessibles n'ont pas encore été mises au point. Si *E. coli* et/ou *Enterococcus* sont considérés comme des indicateurs fiables de danger pour la santé humaine, leur présence n'est pas nécessairement liée à une contamination fécale.

De nouvelles méthodes de détection rapide permettant de donner au public de l'information en temps réel sur la qualité de l'eau des plages commencent à être utilisées à plusieurs endroits des Grands Lacs. Le service de santé de la Ville de Racine utilise la technique rapide de PCRq pour détecter *E. coli* à la plage North, ainsi que la méthode de culture pendant 18 heures (Colilert) aux fins de validation de la technique. Racine a été la première entité des Grands Lacs à se servir de la technique rapide de PCRq pour *E. coli*. Le service d'eau de Wilmette, en Illinois, et le service de santé de Milwaukee, au Wisconsin, ont également effectué des essais comparatifs entre la technique de PCRq et la méthode de culture pour détecter la bactérie *E. coli* à certaines de leurs plages. Diverses entités du Michigan commencent aussi à utiliser la technique rapide de PCRq pour *E. coli* en même temps que la méthode Colilert. Le bureau de la recherche et du développement de l'USEPA à Cincinnati, en Ohio, a aidé le Département de la Qualité environnementale de l'État du Michigan en offrant de la formation à plusieurs services de santé de l'État. L'approche en question peut être adoptée afin de surveiller la qualité de l'eau des plages, mais elle est très coûteuse.

Réussites au chapitre de la gestion des plages

L'état de la qualité de l'eau des plages des Grands Lacs est modulé par des facteurs nuisibles comme les agents pathogènes et *E. coli.* Cependant, il y a eu des cas où des plages dont l'eau était de médiocre qualité et qui ont été jugées dangereuses pour la baignade ont connu une amélioration remarquable grâce à des mesures d'assainissement de l'eau. Par conséquent, certaines de ces plages respectent désormais les seuils de qualité de l'eau et sont maintenant ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant de 80 à 100 % de la saison de baignade.

Plage de Bluffer's Park

Située dans le secteur préoccupant de la région de Toronto, la plage de Bluffer's Park a été affectée dans le passé par la contamination bactérienne. Depuis les années 1980, des avis de contamination de la plage sont diffusés dans une proportion dépassant souvent 80 % de la saison de baignade, notamment une année (2005) où la plage n'était pas sécuritaire pour la baignade pendant 93 % de la saison (Ville de Toronto, 2009; Lake Ontario Waterkeeper, 2006). De 2005 à 2007, la surveillance de la bactérie *E. coli* et le dépistage des sources de pollution microbienne ont été élargis pour cerner les sources de pollution fécale. Des zones de forte concentration d'*E. coli* ont été repérées dans l'eau interstitielle du sable de la plage. Il a été découvert que, à la suite de pluies, le débordement de cours d'eau avoisinants et de l'eau d'un stationnement contaminait les eaux de la plage. D'après les résultats de dépistage des sources microbiennes, la principale source de contamination était la pollution fécale animale, plutôt que les eaux usées d'origine humaine. Ces constatations concordaient avec les observations de sauvagine (principalement des

goélands et des bernaches du Canada) et de faune terrestre dans le secteur de la plage, notamment les observations d'excréments, qui sont des sources directes d'*E. coli* (Edge et coll., 2018). À titre de mesure d'assainissement, la Ville de Toronto a mis en œuvre un programme de gestion des oiseaux qui comprenait le recours à des chiens dressés pour empêcher la nidification de la sauvagine, ainsi que la sensibilisation du public pour le dissuader d'alimenter la sauvagine. De plus, le système de terres humides et de dunes derrière la plage a été réorganisé, ce qui a augmenté la capacité de rétention d'eau du marais, en plus de créer une barrière pour prévenir le ruissellement sur la plage et diriger les débordements d'eaux pluviales vers les bassins d'infiltration. La mobilisation des collectivités a également joué un rôle clé dans le processus de restauration, car les membres du public ont aidé à l'aménagement des dunes et des terres humides (Edge et coll., 2018). Grâce à ces efforts d'assainissement, la qualité de l'eau s'est améliorée considérablement à la plage de Bluffer's Park, qui, en 2011, a été officiellement désignée comme plage « drapeau bleu », ce qui lui a permis de réussir des tests de qualité de l'eau plus de 80 % du temps et de respecter les normes de gestion environnementale et de sécurité (Toronto and Region Conservation Authority, 2017). En 2021, la plage de Bluffer's Park est toujours officiellement une plage « drapeau bleu » (Lake Ontario Waterkeeper, s. d.).

Secteur préoccupant de la rivière Niagara

Depuis 1993, l'utilisation bénéfique des fermetures de plages a été désignée comme étant « altérée » pour le côté canadien du secteur préoccupant de la rivière Niagara en raison du fait que les objectifs de qualité de l'eau ne sont pas atteints à la plage Queen's Royal (Green, 2021), qui est la seule plage publique du côté canadien du secteur préoccupant. De vastes études de suivi des sources microbiennes entre 2010 et 2015 ont indiqué que la principale source de contamination bactérienne provenait d'une décharge d'eaux pluviales à proximité. Des enquêtes plus poussées ont permis d'établir que la zone de captage de cette décharge présentait plusieurs problèmes de contamination bactérienne provenant de diverses sources. Des mesures d'assainissement ont été prises à l'égard de ces sources, y compris l'installation de grilles contre les ratons laveurs, l'amélioration de l'infrastructure d'égout et la construction d'une écobaissière pour filtrer les eaux pluviales avant qu'elles ne se déversent sur la plage. La surveillance de la qualité de l'eau a permis d'évaluer l'état des plages à la suite de ces mesures d'assainissement. Les résultats indiquent des améliorations, comme une réduction de 82 % des marqueurs d'ADN d'*E. coli* provenant d'animaux par temps pluvieux et une réduction de 99 % des marqueurs d'ADN humain, comparativement à la valeur la plus élevée enregistrée en 2014 (Green, 2021). De plus, la surveillance à la plage Queen's Royal confirme qu'au moins 80 % des échantillons respectaient les lignes directrices en matière de baignade de 2018 à 2020. Par conséquent, en 2021, l'équipe du plan d'assainissement a recommandé que la désignation de l'utilisation bénéfique des fermetures de plages passe d'« altérée » à « non altérée ».

Remerciements

Auteurs

Peggy Donnell, région 5, USEPA
Jacob Orlandi, ECCC
Rae-Ann MacLellan-Hurd, participante à la recherche de l'Oak Ridge Institute for Science and Education du Great Lakes National Program Office de l'USEPA

Contributeurs

Nancy Stadler-Salt, ECCC
Erika Kolli, ECCC
Stacey Cherwaty-Pergentile, ECCC

Tom Edge, Université McMaster
Tracie Greenberg, ECCC

Sources d'information

Données sur les plages des Grands Lacs fournies par l'USEPA

http://watersgeo.epa.gov/beacon2/

Les données sur les plages des Grands Lacs au Canada ont été fournies par les bureaux de santé suivants de l'Ontario, dans le territoire desquels se trouvent ces plages : Algoma, Chatham Kent, région de Durham, Elgin St. Thomas, Grey Bruce, district Haliburton Kawartha Pine Ridge, région de Halton, Hamilton, comtés de Hastings et Prince Edward, comté de Huron, Kingston, comté de Lambton, région de Niagara, district de North Bay et Parry Sound, région de Peel, district de Simcoe Muskoka, Sudbury et district, district de Thunder Bay, Toronto et comté de Windsor-Essex.

Bulletin trimestriel des impacts liés au climat et aperçu saisonnier pour la région des Grands Lacs : décembre 2018, affiché sur www.binational.net.

Bulletin trimestriel des impacts liés au climat et aperçu saisonnier pour la région des Grands Lacs : mars 2019, affiché sur www.binational.net.

Bulletin trimestriel des impacts liés au climat et aperçu saisonnier pour la région des Grands Lacs : juin 2019, affiché sur www.binational.net.

Bulletin trimestriel des impacts liés au climat et aperçu saisonnier pour la région des Grands Lacs : septembre 2019, affiché sur www.binational.net.

Bulletin trimestriel des impacts liés au climat et aperçu saisonnier pour la région des Grands Lacs : décembre 2019, affiché sur www.binational.net.

Centers for Disease Control and Prevention. Harmful Algal Blooms. 2018. https://www.cdc.gov/features/harmful-algal-blooms/index.html, dernière consultation le 31 août 2018.

Cheusheva, S. (30 juillet 2021). Linear Regression Analysis in Excel. *Excel tutorials, functions and advanced formula examples*. https://www.ablebits.com/office-addins-blog/2018/08/01/linear-regression-analysis-excel/.

City of Toronto, 2009. Great City, Great Beaches. Plan des plages de Toronto. Janvier 2009, Ville de Toronto. https://www.toronto.ca/legdocs/mmis/2009/ex/bgrd/backgroundfile-18573.pdf.

Edge, T.A., R. Boyd, P. Shum et J. Thomas. 2020. Microbial source tracking to identify fecal sources contaminating the Toronto Harbour and Don River watershed in wet and dry weather. *Journal of Great Lakes Research*. 47 (2), 366-377.

Edge, T.A., S. Hill, A. Crowe, K. Marsalek, P. Seto, B. Snograss, R. Toniger et M. Patel. 2018. Remediation of a Beneficial Use Impairment at Bluffer's Park Beach in the Toronto Area of Concern. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 21 : 3, 285-292.

Englebert, Erik T., Colleen McDermott et Gregory T. Kleinheinz. 2008. Effects of the nuisance algae, Cladophora, on Escherichia coli at recreational beaches in Wisconsin. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969708005500?via%3Dihub, dernière consultation le 17 décembre 2018.

États-Unis et Canada. 2012. Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 et les modifications au Protocole signé en 1987. Ottawa et Washington. https://binational.net/fr/2012/09/05/2012-glwqa-aqeql/.

Frauhammer, K. 2019. Great Lakes water levels have swung from record lows to record highs. Here's why. https://www.washingtonpost.com/weather/2019/11/08/great-lakes-water-levels-have-swung-record-lows-record-highs-heres-why/, dernière consultation le 16 mars 2021.

Great Lakes Restoration Initiative Action Plan. 2010. http://greatlakesrestoration.us/pdfs/glri_actionplan.pdf.

Green, N. 2021. Beach Closings Beneficial Use Impairment Assessment Report for the Niagara River (Ontario) Area of Concern. Welland (Ont.), p. 11 .

Holland, J. 2019. High Water Levels on Great Lakes Flood Towns, Shrink Beaches.

https://www.wsj.com/articles/high-water-levels-on-great-lakes-flood-towns-shrink-beaches-11558517400, dernière consultation le 16 mars 2021.

Lake Ontario Waterkeeper. 2006. Investigating Municipal Beaches: Lessons from Bluffer's Park. https://static1.squarespace.com/static/5266049fe4b08e763cc00c4b/t/57b1c814893fc027c7a2e2b2/1471268893606/LOW+BeachReport+2006.pdf.

Lake Ontario Waterkeeper. s. d. Bluffers Beach. https://www.theswimguide.org/beach/29?set_language=fr, dernière consultation le 16 août 2021.

Podolsky, Liat et Elaine Macdonald. 2008. Green Cities Great Lake: Using Green Infrastructure to Reduce Combined Sewer Overflows. https://www.ecojustice.ca/wp-content/uploads/2014/11/Green-Cities-Great-Lakes-2008.pdf, dernière consultation le 17 décembre 2018.

Michigan Department of Natural Resources. High Water. 2021. https://www.michigan.gov/dnr/0,4570,7-350-79135_81057_98132---,00.html, dernière consultation le 16 mars 2021.

Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs. 2012. Rapport sur la qualité de l'eau en Ontario, 2014. https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-sur-la-qualite-de-leau-en-ontario-2014, dernière consultation le 4 septembre 2018.

Ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario. 2014. Document d'orientation sur la gestion des plages, 2014.

https://web.archive.org/web/20150617024103/http:/www.health.gov.on.ca/fr/pro/programs/publichealth/oph_standards/docs/guidance/guide_beachf.pdf.

Ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario. 2018. Lignes directrices concernant les stratégies opérationnelles d'utilisation de l'eau à des fins récréatives, 2018. https://www.health.gov.on.ca/fr/pro/programs/publichealth/oph_standards/docs/protocols_guidelines/Operational_Approaches_to_Rec_Water_Guideline_2018_fr.pdf.

Moore, L. High Great Lakes water levels cause havoc across Michigan. https://www.mlive.com/news/muskegon/2019/08/high-great-lakes-water-levels-cause-havoc-across-michigan.html, dernière consultation le 16 mars 2021.

Patz, J.A., S.J. Vavrus, CK Uejio et SL McLellan. 2008. Climate Change and Waterborne Disease Risk in the Great Lakes Region of the U.S. *American Journal of Preventive Medicine*. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18929971, dernière consultation le 5 septembre 2018.

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for

Statistical Computing, Vienne, Austriche. https://www.R-project.org/.

Staley, Z.R., J.D. Chuong, S.J. Hill, J. Grabuski, S. Shokralla, M. Hajibabaei et T.A. Edge. 2018a. Fecal source tracking and eDNA profiling in an urban creek following an extreme rain event. *Scientific Reports*. 8.

Staley, Z.R., R.J. Boyd, T.A. Edge et P. Shum. 2018b. Microbial Source Tracking Using Quantitaive ans Digital PCR to Identify Sources of Fecal Contamination in Stormwater, River Water, and Beach Water in a Great Lakes Area of Concern. *Applied and Environmental Microbiology*. 84 (20).

Swim Drink Fish. (2021a). Citizen Science. Swim Drink Fish. https://www.swimdrinkfish.ca/citizen-science.

Swim Drink Fish. (2021b). Zhiibaahaasing First Nation Hub. Swim Guide. https://www.theswimguide.org/affiliates/zhiibaahaasing-first-nation/.

Toronto and Region Conservation Authority. 2017. Getting to Know the Scarborough Waterfront Project - The West Segment. https://trca.ca/news/getting-know-scarborough-waterfront-project-west-segment/.

U.S. Army Corps of Engineers. 2003. Living on the Coast. Detroit District.

https://www.lre.usace.army.mil/Portals/69/docs/GreatLakesInfo/docs/CoastalProgram/Living%20on%20the%20Coast%20Booklet.pdf?ver=2016-06-06-105107-683, dernière consultation le 16 mars 2021

U.S. Army Corps of Engineers. 2020. Great Lakes Update Volume 205: 2019 Annual Summary.

https://www.lre.usace.army.mil/Portals/69/docs/GreatLakesInfo/docs/UpdateArticles/update205_final.pdf?ver=2020-02-05-103145-093, dernière consultation le 16 mars 2021.

U.S. Environmental Protection Agency. 1986. Ambient Water Quality Criteria for Bacteria - 1986.

http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2009_04_13_beaches_1986crit.pdf, dernière consultation le 18 août 2008.

U.S. Environmental Protection Agency's Beach Advisory and Closing On-line Notification (BEACON) system.

https://watersgeo.epa.gov/beacon2/.

U.S. Environmental Protection Agency. 2012. Recreational Water Quality Criteria.

http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/health/recreation/upload/RWQC2012.pdf.

U.S. Geological Survey. 2019. Algal (Cladophora) Mats Harbor High Concentrations of Indicator Bacteria and Pathogens. http://www.seagrant.wisc.edu/home/Portals/0/Files/Water%20quality/Cladophora%20fact%20sheet%202009_approved.pdf.

Wickham, H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2016.

Weiskerger, C. J. et R. L. Whitman. (2018). Monitoring E. coli in a changing beachscape. *Science of the Total Environment*, 619-620, 1236-1246. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.167.

Liste des figures

Figure 1. Pourcentage de jours durant la saison de baignade où les plages américaines des Grands Lacs étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2007 à 2019. La présence d'une ligne noire pointillée indique une tendance à long terme significative (valeur p ≤ 0,05) dans les données. La présence d'une ligne noire pleine indique

une tendance sur 10 ans significative (valeur p ≤ 0,05) dans les données. La valeur entre ( ) est le nombre de plages surveillées chaque année. La ligne verte pointillée représente le seuil américain pour la cote « bon » (plages ouvertes pendant 90 % du temps). La ligne rouge pointillée représente le seuil américain pour la cote « médiocre » (plages ouvertes pendant 80 % du temps).

Figure 2. Nombre de plages américaines des Grands Lacs ayant obtenu les cotes « bon », « passable » et « médiocre » pour la période 2010-2019. La valeur au-dessus des barres est le nombre total de plages correspondant à chaque cote.

Figure 3. Pourcentage de jours durant la saison de baignade où les plages canadiennes des Grands Lacs étaient sécuritaires pour la baignade de 2010 à 2019. La ligne noire signifie la présence d'une tendance sur 10 ans significative (valeur p ≤ 0,05) dans les données. La valeur entre ( ) est le nombre de plages surveillées chaque année. La ligne verte pointillée représente le seuil canadien pour la cote « bon » (jours de baignade sécuritaire pendant 80 % du temps). La ligne rouge pointillée représente le seuil canadien pour la cote « médiocre » (plage ouverte pendant 69,9 % du temps). Les barres dépassant la ligne verte pointillée représentent les années où la cote des plages était « bon ». Les barres se situant entre les lignes verte et rouge pointillées représentent les années où la cote des plages était « passable ». Les barres sous la ligne rouge pointillée représentent les années où la cote des plages était « médiocre ».

Figure 4. Nombre de plages canadiennes des Grands Lacs ayant obtenu les cotes « bon », « passable » et « médiocre » pour la période 2010-2019. La valeur au-dessus des barres est le nombre total de plages correspondant à chaque cote.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

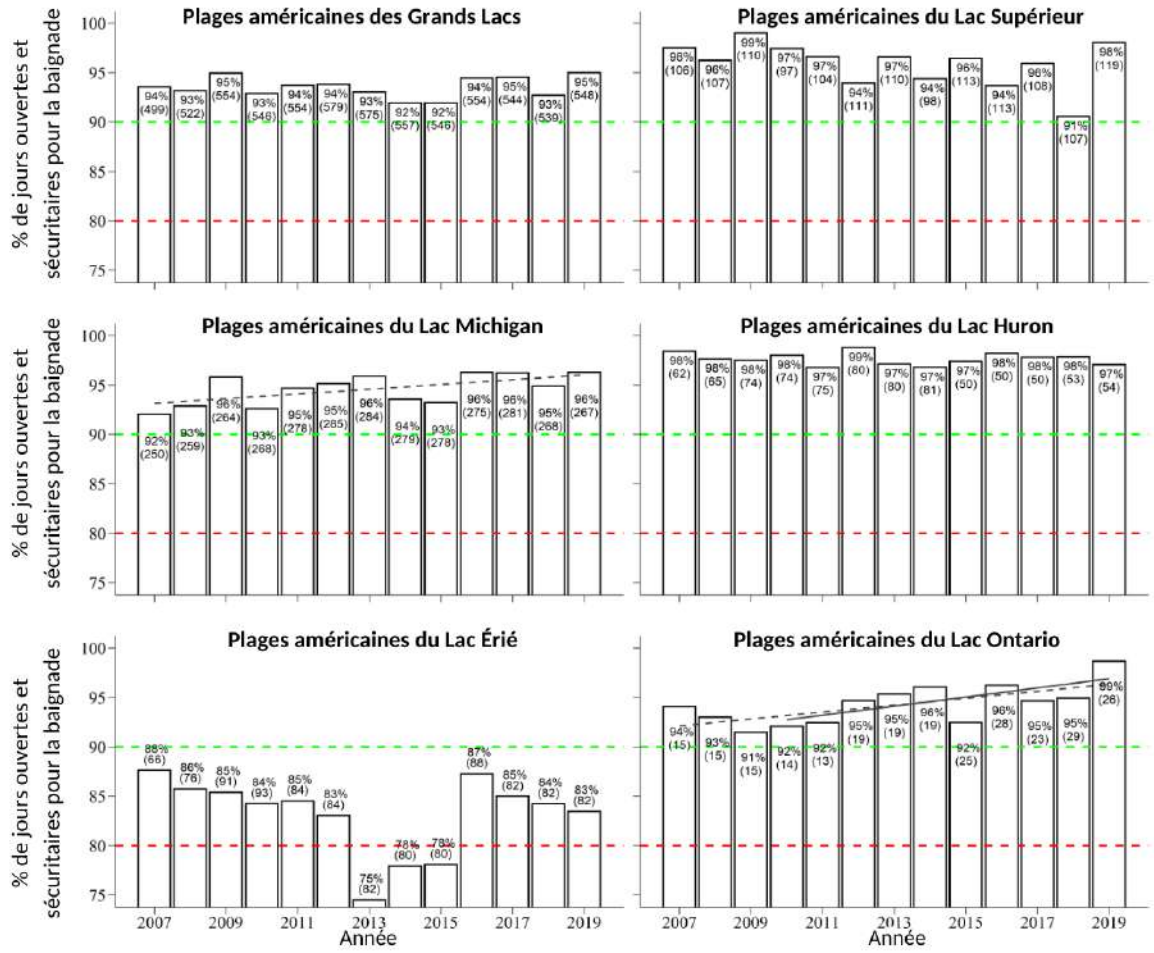


Figure 1. Pourcentage de jours durant la saison de baignade où les plages américaines des Grands Lacs étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2007 à 2019. La présence d'une ligne noire pointillée indique une tendance à long terme significative (valeur $p \leq 0,05$) dans les données. La présence d'une ligne noire pleine indique une tendance sur 10 ans significative (valeur $p \leq 0,05$) dans les données. La valeur entre ( ) est le nombre de plages surveillées chaque année. La ligne verte pointillée représente le seuil américain pour la cote « bon » (plages ouvertes pendant 90 % du temps). La ligne rouge pointillée représente le seuil américain pour la cote « médiocre » (plages ouvertes pendant 80 % du temps).

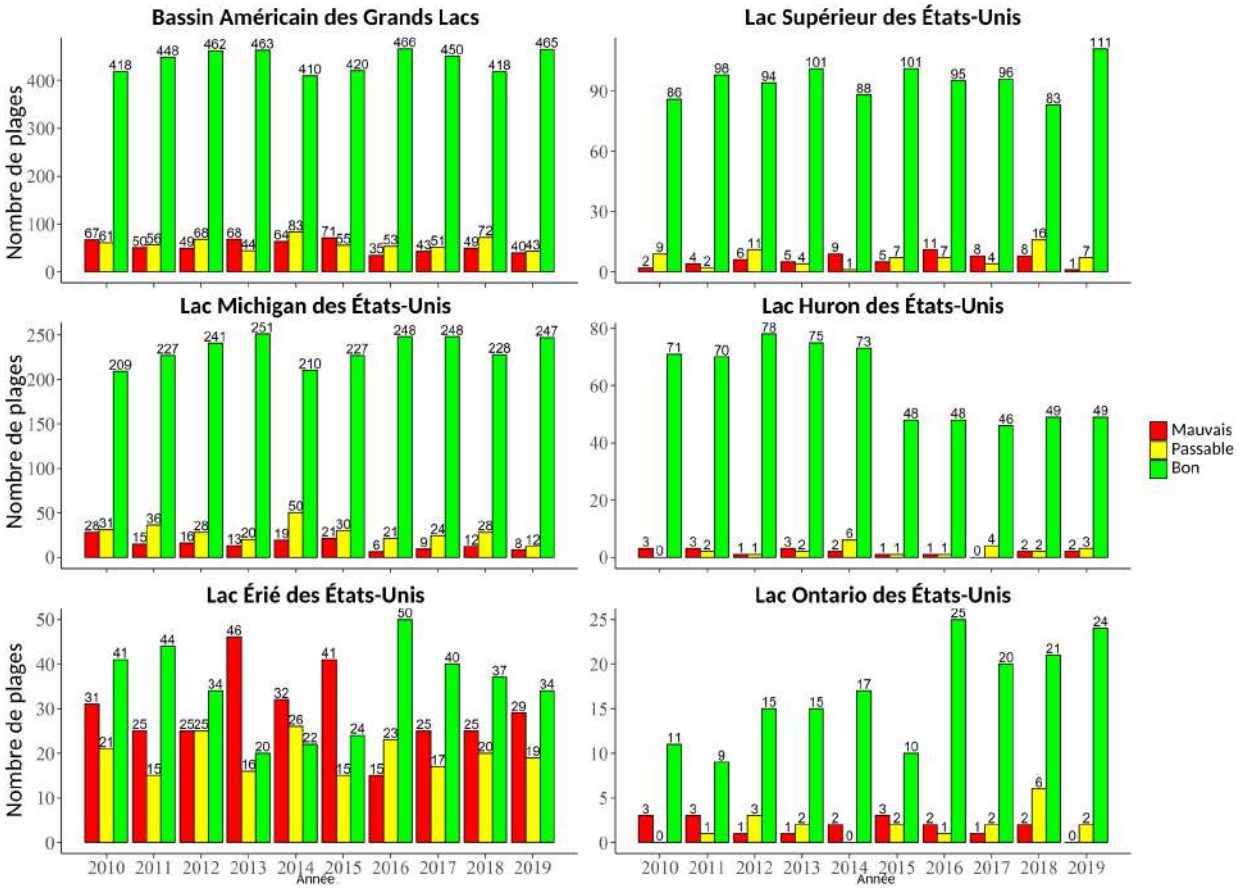


Figure 2. Nombre de plages américaines des Grands Lacs ayant obtenu les cotes « bon », « passable » et « médiocre » pour la période 2010-2019. La valeur au-dessus des barres est le nombre total de plages correspondant à chaque cote.

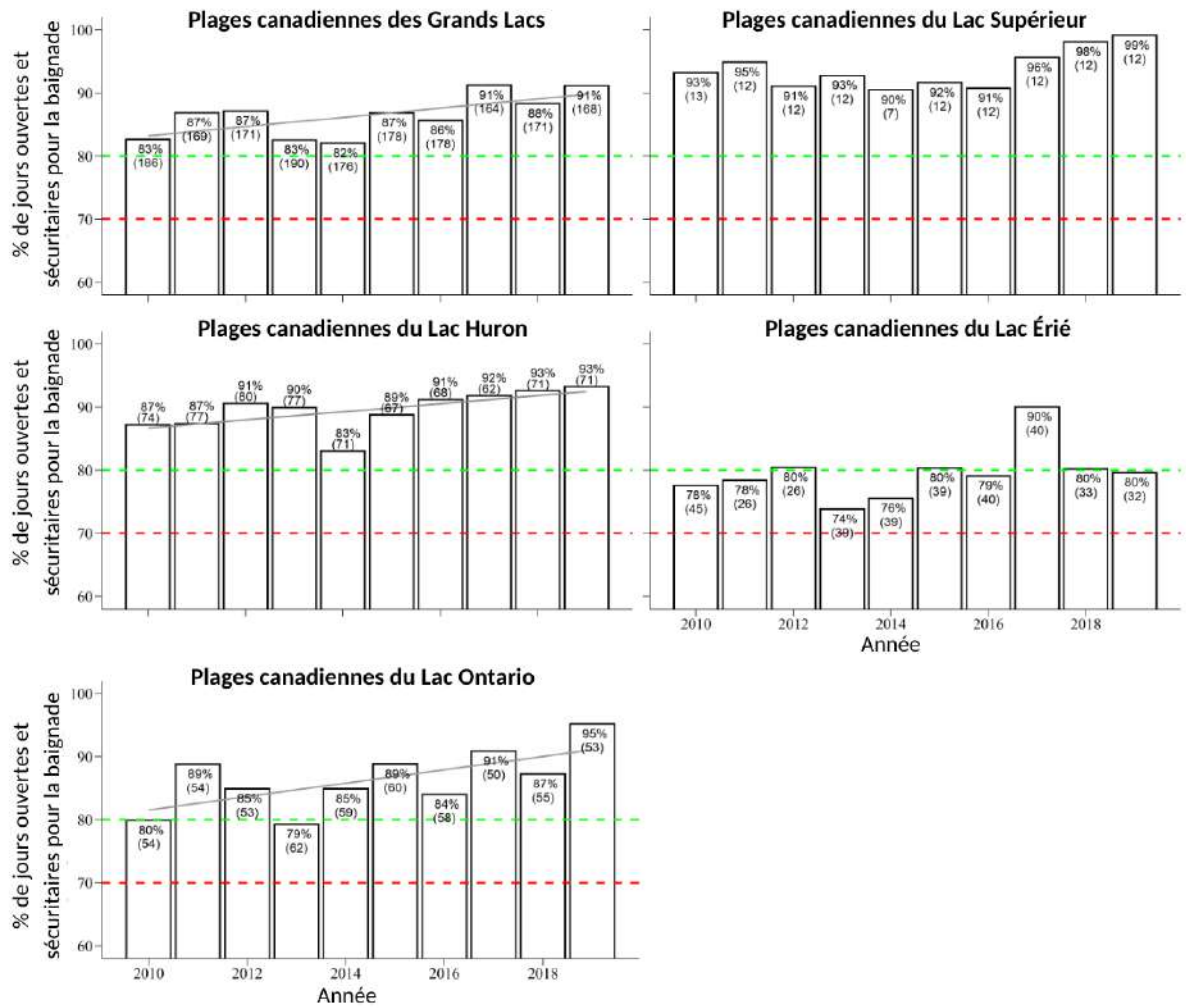


Figure 3. Pourcentage de jours durant la saison de baignade où les plages canadiennes des Grands Lacs étaient sécuritaires pour la baignade de 2010 à 2019. La ligne noire signifie la présence d'une tendance sur 10 ans significative (valeur $p \leq 0,05$) dans les données. La valeur entre ( ) est le nombre de plages surveillées chaque année. La ligne verte pointillée représente le seuil canadien pour la cote « bon » (jours de baignade sécuritaire pendant 80 % du temps). La ligne rouge pointillée représente le seuil canadien pour la cote « médiocre » (plage ouverte pendant 69,9 % du temps). Les barres dépassant la ligne verte pointillée représentent les années où la cote des plages était « bon ». Les barres se situant entre les lignes verte et rouge pointillées représentent les années où la cote des plages était « passable ». Les barres sous la ligne rouge pointillée représentent les années où la cote des plages était « médiocre ».

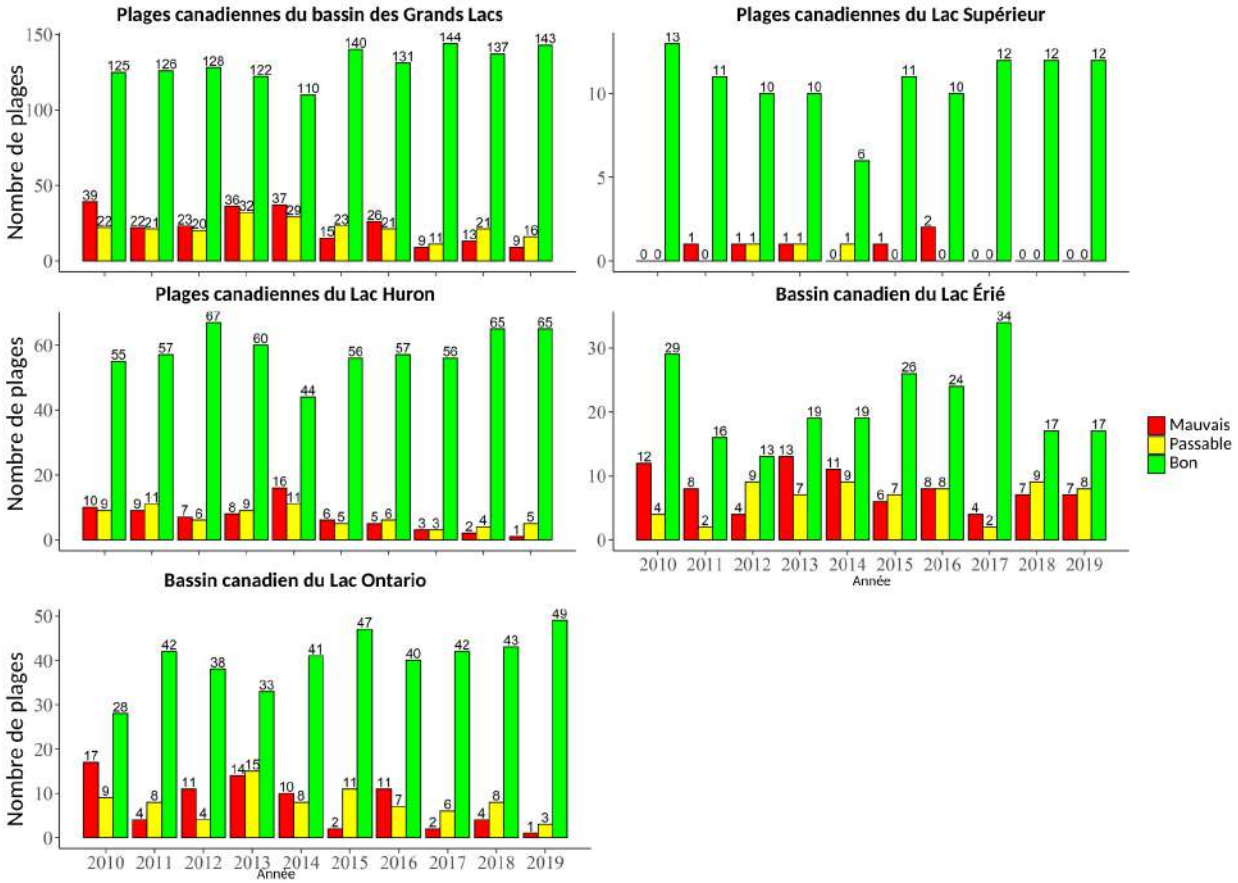


Figure 4. Nombre de plages canadiennes des Grands Lacs ayant obtenu les cotes « bon », « passable » et « médiocre » pour la période 2010-2019. La valeur au-dessus des barres est le nombre total de plages correspondant à chaque cote.

Sous-indicateur : Contaminants dans le poisson comestible

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1975-2029) : S'améliore

Justification : Les avis relatifs à la consommation du poisson à tous les Grands Lacs sont habituellement attribuables aux biphényles polychlorés (BPC). Les concentrations de BPC dans la partie comestible des poissons des Grands Lacs ont diminué considérablement (de plus de 90 % dans un grand nombre de cas) depuis la mise en application de mesures réglementaires et d'assainissement dans les années 1970 (figure 1). Le mercure a été une deuxième cause des avis relatifs à la consommation du poisson. Les concentrations de mercure dans la partie comestible des poissons des Grands Lacs ont également diminué d'environ la moitié depuis les 40 à 50 dernières années (figure 2). Dans l'ensemble, les tendances à long terme ont révélé des améliorations relatives aux concentrations des deux contaminants dans les cinq Grands Lacs. Si l'on examine les tendances à court terme sur les 10 dernières années, on constate que les concentrations de BPC dans la partie comestible des tissus du poisson se sont également améliorées ou sont restées inchangées dans l'ensemble des Grands Lacs (figure 1). Cependant, les concentrations de BPC mesurées récemment sont généralement demeurées dans la catégorie « passable » (figure 1, tableau 1), car l'une ou plusieurs des espèces et des tailles de poissons examinées contenaient des concentrations de contaminants dépassant le critère de la catégorie « bon » (tableau 2). Par contre, les tendances à court terme des concentrations de mercure semblent être demeurées stables ou se sont légèrement améliorées dans la dernière décennie (figure 2) et les concentrations de mercure récemment mesurées ont en général conservé l'état « bon » (tableau 2).

Les évaluations de l'état de la tendance reposent sur des données générées par la province de l'Ontario pour les lacs Supérieur, Huron, Érié et Ontario, tandis que celles pour le lac Michigan, elles sont fondées sur les données fournies par l'USEPA et les États du Michigan, du Wisconsin, de l'Illinois et de l'Indiana. L'exploitation d'une source de données unique, comme la province, permettait des comparaisons plus justes d'un cycle de rapports à l'autre, mais pourrait ne pas refléter l'état ou les tendances à l'échelle des États.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1975-2017) : S'améliore

Justification :

Les avis relatifs à la consommation du poisson au lac Supérieur sont principalement attribuables aux BPC et deuxièmement au mercure. Les autres avis relatifs à la consommation du poisson au lac Supérieur sont dus aux

concentrations élevées de dioxines et furanes et d'octachlorocamphène (toxaphène). Des améliorations considérables ont été observées relativement aux concentrations de tous ces contaminants depuis les 45 dernières années; cependant, les niveaux semblent être inchangée depuis quelques années (p. ex., figures 1 et 2). L'état relatif aux concentrations moyennes de BPC (0,019 à 0,27 µg/g) et de mercure (0,10 à 0,31 µg/g) demeure surtout dans la catégorie « passable » (figures 1 et 2, tableau 2). Cependant, il faudrait de nouvelles données de surveillance afin de mieux évaluer l'état actuel et la tendance à court terme avec plus de confiance. Étant donné l'amélioration relative aux concentrations de contaminants dans les tissus comestibles des poissons depuis les 20 dernières années, les avis relatifs à la consommation du poisson devraient diminuer une fois que de nouvelles données de surveillance plus étendues seront recueillies.

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1975-2019) : S'améliore

Justification :

Les concentrations de BPC dans les poissons du lac Michigan étaient depuis longtemps parmi les pires des Grands Lacs, mais elles ont diminué considérablement et l'écart avec les autres Grands Lacs est maintenant réduit. Néanmoins, selon les plus récentes mesures des BPC dans le lac Michigan, les concentrations demeurent généralement plus élevées que dans les autres Grands Lacs (figure 1), et sont les principales responsables des avis relatifs à la consommation du poisson au lac Michigan. Pendant la dernière décennie, les concentrations de BPC dans le saumon coho ont baissé. Cependant, chez le saumon chinook, le touladi, le doré jaune et le grand corégone, les concentrations de BPC ont augmenté (figure 1). En ce qui concerne le mercure, les concentrations chez le touladi ont diminué, elles sont demeurées inchangées chez le saumon coho et le grand corégone, mais elles ont augmenté chez le saumon chinook et le doré jaune (figure 2). Si l'on examine de plus près les récentes données de surveillance, les écarts dans les mesures effectuées par différents États au fil des ans et le faible nombre de mesures réalisées dans certains cas ont probablement contribué à la variabilité . Il est recommandé de coordonner une surveillance panlacustre ainsi qu'une analyse statistique exhaustive des concentrations de BPC et de mercure dans les poissons pour mieux connaître l'état actuel et les tendances au lac Michigan.

Lac Huron

État : Bon

Tendance sur 10 ans : S'améliore-Inchangée

Tendance à long terme (1975-2016) : S'améliore

Justification :

Dans le Rapport Canada–États-Unis de 2019 sur l'état des Grands Lacs (REGL), il est indiqué que bien que les concentrations de BPC et de mercure dans les poissons du lac Huron aient diminué dans les années 1970 et 1980, les améliorations observées ont depuis ralenti (figure 1). Ce ralentissement a été attribué à des perturbations de la structure du réseau trophique du lac Huron dues à des espèces envahissantes. Selon les plus récentes données de surveillance prises en compte dans le présent cycle de rapports, une diminution continue a été observée dans les concentrations de BPC (figure 1), qui est le premier contaminant déclenchant des avis relatifs à la consommation du poisson pour le lac Huron. Les concentrations de mercure semblent inchangées depuis les deux dernières décennies, mais ces concentrations sont généralement considérées comme faibles (figure 2, tableau 2). En général,

l'état relatif aux concentrations de BPC (26 à 110 ng/g) et de mercure (0,09 à 0,25 µg/g) mesurées récemment dans les tissus comestibles des poissons a, en moyenne, été classé comme « bon » (figures 1 et 2, tableau 2), par rapport à « passable » dans le Rapport Canada–États-Unis de 2019 sur l'état des Grands Lacs (REGL).

Lac Érié

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1975-2019) : S'améliore

Justification :

Les concentrations de BPC et de mercure dans les poissons du lac Érié sont depuis longtemps les plus faibles et ont encore diminué pendant les années 1970 et 1980 (figure 2). Cependant, comme indiqué dans le Rapport Canada–États-Unis de 2019 sur l'état des Grands Lacs (REGL), ces concentrations se sont ensuite stabilisées et, dans certains cas, ont légèrement diminué (figure 2). L'augmentation des concentrations de mercure et de BPC pourrait être attribuée à des modifications du réseau trophique causées par des espèces envahissantes telles que les moules et le gobie à taches noires (Hogan et *al.*, 2007, Bhavsar et *al.*, 2010). D'après les récentes mesures effectuées dans cette évaluation, les concentrations étaient en général plus faibles et les tendances indiquaient des améliorations à long et à court termes (figures 1 et 2). L'état relatif aux concentrations de mercure mesurées récemment (0,01 à 0,21 µg/g) dans les tissus comestibles des poissons a été classé dans la catégorie « bon », mais celui relatif aux concentrations de BPC (89 à 436 ng/g) a été jugé comme « passable » dans certains cas (figures 1 et 2, tableau 2).

Lac Ontario

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1976-2019) : S'améliore

Justification : Les concentrations de BPC dans les parties comestibles des poissons du lac Ontario étaient les plus élevées de tous les Grands Lacs, mais ont diminué en général de plus de 90 % depuis les années 1970 (figure 1). Malgré ces améliorations considérables, les concentrations de BPC demeurent quand même élevées par rapport aux concentrations de référence à partir desquelles on émet un avis de restriction de consommer des poissons du lac Ontario. L'état relatif aux concentrations (25 à 266 ng/g) est toutefois considéré comme « passable » et est plus proche de la catégorie « bon » que de la catégorie « médiocre » (figure 1, tableau 2). Depuis les 10 dernières années, les concentrations de BPC mesurées dans les cinq types de poissons examinés semblent indiquer que l'état du lac Ontario continue de s'améliorer. Les concentrations de mercure ont également diminué de moitié environ depuis les 40 à 50 dernières années (figure 2). Les mesures de concentrations de mercure les plus récentes (0,09 à 0,17 µg/g) dans certaines tailles des cinq types de poissons examinés sont considérées comme faibles (figure 2, tableau 2).

Définitions de l'évaluation de l'état

Bon : Concentration moyenne récemment mesurée de mercure inférieure à 0,25 partie par million (en ppm ou en µg/g) et concentration de BPC inférieure à 0,1 ppm dans les tissus comestibles des poissons débouchant généralement sur des avis limitant la consommation à 8 repas de poisson ou plus par mois.

Passable : Concentration moyenne récemment mesurée de mercure entre 0,25 et 1 ppm ou concentration de BPC

entre 0,1 et 1 ppm dans les tissus comestibles des poisons débouchant généralement sur des avis limitant la consommation à 1 à 4 repas de poisson par mois.

Médiocre : Concentration moyenne récemment mesurée de mercure ou de BPC supérieure à 1 ppm dans les tissus comestibles des poisons débouchant généralement sur des avis limitant la consommation à moins de 1 repas par mois ou à des avis de « ne pas consommer ».

Indéterminé : Il n'y avait aucune donnée disponible ou les données disponibles n'étaient pas suffisantes pour évaluer l'état des composants de l'écosystème.

Définitions de l'évaluation de la tendance

S'améliore : Les concentrations de BPC et de mercure diminuent, en moyenne.

Inchangée : Les concentrations de BPC et de mercure ne diminuent ni n'augmentent.

Se détériore : Les concentrations de BPC et de mercure augmentent, en moyenne.

Indéterminée : Données insuffisantes pour dégager une tendance avec confiance.

Paramètres et/ou cibles

L'évaluation des contaminants d'intérêt dans les tissus comestibles des poissons peut nous aider à suivre les progrès réalisés en vue de l'atteinte de l'objectif écosystémique, défini ainsi : « Le poisson dans l'écosystème des Grands Lacs devrait être comestible sans danger. Les contaminants produits par des activités humaines ne devraient pas en limiter la consommation. » Les évaluations comprennent l'étude des tendances à long et à court termes de la concentration des contaminants préoccupants dans les tissus comestibles des poissons. Une tendance à la baisse de la concentration de ces contaminants représente une amélioration de l'état de l'environnement et une potentielle réduction de l'exposition aux contaminants par la consommation de poissons des Grands Lacs. L'élimination des avis limitant la consommation de poissons des Grands Lacs ou un assouplissement des restrictions sur la consommation de poissons de ces lacs pourraient également constituer un résultat final approprié (voir les tableaux 1 et 2).

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur sert à évaluer les concentrations de contaminants qui présentent un risque pour la santé humaine et à déduire le préjudice que pourrait causer la consommation de poisson des Grands Lacs. On a accordé une importance spéciale aux contaminants ayant déclenché l'émission d'avis relatifs à la consommation de poissons comme les contaminants persistants, bioaccumulables et toxiques (PBT), dont le mercure et les BPC, dans les tissus comestibles des poissons des Grands Lacs.

Le présent rapport sur les contaminants des poissons comestibles comprend les renseignements sur les contaminants pour les filets de poissons normalement consommés par la population. Le rapport sur le sous-indicateur Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers des Grands Lacs comprend des renseignements sur les contaminants pour les os, les organes, les écailles, le sang, etc. des poissons. Il existe d'autres différences entre les espèces de poissons examinées et les produits chimiques évalués dans chaque rapport.

Objectif écosystémique

La consommation de poisson dans l'écosystème des Grands Lacs devrait être sans danger. Les contaminants d'origine anthropique ne devraient pas en limiter la consommation.

Ce sous-indicateur appuie le mieux le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 3 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs de 2012, qui « devrait permettre la consommation humaine de poisson et de faune sans limites attribuables à des préoccupations liées aux polluants nuisibles ».

Les organismes des États-Unis et du Canada surveillent les contaminants présents dans les parties comestibles des poissons des Grands Lacs afin de produire les avis sur la consommation sécuritaire. Ce sous-indicateur évalue l'état de l'écosystème en comparant les concentrations de contaminants dans les poissons à celles fondées sur le risque établies par les programmes qui diffusent les avis limitant la consommation de poissons. On utilise alors le résultat de cette comparaison pour établir un lien entre l'état de l'écosystème et l'objectif général nº 3 de l'AQEGL.

Mesure

Les concentrations de contaminants (p. ex., BPC, mercure) dans les tissus comestibles des poissons des espèces les plus consommées par la population du bassin des Grands Lacs sont utilisées comme indicateur de l'exposition à ces contaminants. Les tendances temporelles des contaminants et l'évaluation des seuils d'émission d'avis fondés sur le risque, seuils associés à ces contaminants, servent à suivre les progrès vers l'atteinte de l'objectif écosystémique. Les concentrations de contaminants dans le poisson sont mesurées au moyen d'échantillons individuels ou composés, tout en tenant compte du fait qu'elles varient selon le type et la taille du poisson ainsi que selon l'endroit. Le choix des bonnes espèces indicatrices est crucial et devrait se fonder sur les habitudes de consommation de poisson et la disponibilité des données, qui peuvent changer dans le temps. Ainsi, la correspondance pourrait ne pas être exacte entre différentes années de rapport.

Dans la Province de l'Ontario, les poissons sont recueillis une fois par an, conformément au Programme de surveillance des contaminants des poissons du ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (MEPPO). Les échantillons des États-Unis sont collectés conformément aux programmes des États américains sur les Grands Lacs. En ce qui concerne l'évaluation de l'état, les concentrations et les tendances relatives aux produits chimiques PBT dans la partie la plus comestible du poisson (c.-à-d. le filet) sont évaluées et comparées aux seuils de concentration des catégories d'avis utilisées par la province de l'Ontario et les États américains des Grands Lacs et qui proviennent du Guide de consommation du poisson de l'Ontario et du protocole pour un avis uniforme de consommation du poisson de sport des Grands Lacs (tableaux 1 et 2).

Depuis la décennie 1970, les concentrations de nombreux contaminants PBT ont diminué dans le bassin des Grands Lacs après qu'on en a interdit l'utilisation ou la production et qu'on a limité les émissions. Parce qu'ils peuvent s'accumuler et persister dans l'environnement, les contaminants PBT demeurent toutefois très préoccupants. Les concentrations élevées de tout un éventail de contaminants, y compris les BPC, le mercure, les dioxines/furanes, le Mirex et le toxaphène ont toujours limité la consommation de poissons des Grands Lacs. Les concentrations de beaucoup de contaminants PBT, y compris le toxaphène et le Mirex, ont toutefois baissé à des niveaux tels qu'il est possible de les éliminer de la surveillance périodique afin d'affecter en priorité les ressources à d'autres fins comme la surveillance des contaminants d'intérêt émergent (Gandhi et coll., 2014, 2015). Puisque les BPC et le mercure sont actuellement les contaminants limitant le plus la consommation du poisson des Grands Lacs, l'évaluation dépend principalement de la détection de BPC et de mercure. Les concentrations de BPC sont assez élevées pour être le produit chimique dominant justifiant les avis sur la consommation de poisson. Les avis justifiés

par les BPC et le mercure sont estimés offrir une protection suffisante contre tous les autres produits chimiques surveillés.

La surveillance des contaminants d'intérêt émergent demeure une priorité pour les programmes des provinces, des États et des tribus à mesure que l'on continue d'évaluer les concentrations et la toxicité de ces contaminants pour les inclure dans les avis. Pour le moment, les risques attribuables aux contaminants d'intérêt émergent ne dépassent toutefois pas ceux que représentent les BPC et le mercure. Aux fins de la présente évaluation, on a tenu compte des substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (SPFA), mais non des polybromodiphényléthers (PBDE) ni des naphtalènes polychlorés (NPC) parce que la consommation de poisson n'est pas considérée comme la voie d'exposition principale pour le moment (Gandhi et coll. 2017a; Gewurtz et coll. 2018; Lorber 2008). La concentration de PBDE dans les tissus comestibles des poissons semble avoir diminué dans une proportion de 46 % à 74 % entre 2006-2007 et 2012. Même s'ils demeureront présents dans des articles de consommation existants pendant un certain temps, leur accumulation dans le poisson ne sera pas importante (Gandhi et coll. 2017a). De même, la concentration de NPC est relativement faible dans le poisson des Grands Lacs, et les contaminants NPC importants (NPC-66/67) semblent avoir diminué entre 2006 et 2012 (Gewurtz et coll. 2018). Ces tendances sont appuyées par une baisse signalée précédemment des NPC dans le touladi du lac Ontario entre 1979 et 2004 (Gewurtz et coll. 2009).

Conditions écologiques

Contexte

Les données de surveillance des contaminants dans le poisson incluses dans cette évaluation comprennent celles que produisent chaque année le Programme de surveillance des contaminants des poissons de l'Ontario, les programmes de surveillance des États en particulier, sans oublier les résultats de la Great Lakes Human Health Fish Tissue Study réalisée en 2010. En 2009, le programme de contrôle et de surveillance du poisson des Grands Lacs du Great Lakes National Program Office de l'EPA des É.-U. a éliminé le volet de son programme qui portait sur l'analyse du poisson comestible, a recentré ses efforts pour déterminer les contaminants émergents dans le poisson entier, et n'a donc pu fournir de nouvelles données sur ce sous-indicateur. L'analyse relative à ce sous-indicateur a été limitée à des espèces de poisson d'intérêt pour la consommation humaine et qui sont aussi de bons indicateurs de la présence de contaminants préoccupants (c.-à-d. BPC et mercure). On a choisi cinq espèces de poisson, soit le touladi, le doré jaune, le grand corégone, le saumon coho et le saumon chinook. L'âge du poisson et, par conséquent, sa taille, peuvent jouer sur les concentrations de contaminants. Afin de dégager des tendances spatiales et temporelles, on a tenu compte de plages étroites de tailles, soit de 55 à 65 cm dans le cas du touladi, du saumon coho et du saumon chinook, de 45 à 55 cm dans celui du doré jaune et du grand corégone. Les échantillons inclus dans l'analyse relative à ce sous-indicateur ont été choisis de façon à offrir des résultats à l'échelle spatiale et temporelle la plus étendue. On a appliqué cette échelle étendue en sollicitant des données produites par la province de l'Ontario, le programme de surveillance de l'état des huit Grands Lacs et la Great Lakes Human Health Fish Tissue Study réalisée en 2010 par l'EPA des É.-U.

Programme de surveillance des contaminants des poissons de l'Ontario

L'Ontario a commencé à surveiller les contaminants dans le poisson à la fin de la décennie 1960. La province a lancé officiellement son programme de surveillance des contaminants des poissons en 1976 et a diffusé ses premiers avis sur la consommation du poisson en 1977. Les membres du personnel du ministère l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (MEPPO) prélèvent le poisson que le MEPPO analyse ensuite pour déterminer la présence de tout un éventail de substances, y compris le mercure, les BPC, le mirex, le DDT, les dioxines et de

nouveaux contaminants préoccupants (p. ex., les PBDE et les SPFA). Les résultats servent à produire le Guide de consommation du poisson de l'Ontario qui présente des recommandations sur la consommation liées à la taille de chaque espèce et emplacement analysés. Le Guide de consommation du poisson de l'Ontario présente des recommandations aux pêcheurs sportifs, aux pêcheurs de subsistance et à leur famille, aux collectivités métisses et des Premières Nations qui veulent déterminer quelles espèces de poisson et de quelle taille prises dans des plans d'eau de l'Ontario il est possible de consommer de façon à minimiser l'exposition aux toxines. Le guide présente de l'information sur plus de 2 500 endroits de la province de l'Ontario, y compris une soixantaine de régions couvrant les eaux canadiennes des Grands Lacs.

Étude sur les tissus des poissons et la santé humaine dans la région des Grands Lacs

L'Office of Water, le Great Lakes National Program Office et l'Office of Research and Development de l'EPA des É.-U. ont collaboré pour mener l'étude sur les tissus des poissons et la santé humaine dans la région des Grands Lacs. L'étude a été lancée en 2010 dans le contexte du programme d'évaluation nationale de l'état des côtes (NCCA) de l'Agence et il s'agit de la première étude statistique portant sur les contaminants dans le poisson des Grands Lacs. On a prélevé des échantillons de poisson de 157 endroits choisis au hasard en 2010 et de 152 endroits choisis au hasard en 2015 dans les cinq Grands Lacs des États-Unis. Des échantillons de filets ont été analysés pour y repérer la concentration de mercure, de BPC, de PBDE, de SPFA et d'acides gras oméga-3 en 2010. On a analysé les échantillons de filet pour en déterminer la concentration en mercure, en BPC, en SPFA, en dioxines et en furanes, en produits chimiques nouveaux et en acides gras oméga-3 et oméga-6 en 2015.

Great Lakes Consortium for Fish Consumption Advisories

Le Great Lakes Consortium for Fish Consumption Advisories (le Consortium) est un collectif de gestionnaires de programmes de consultation sur le poisson représentant des agences gouvernementales chargées de la santé, de la qualité de l'eau et des pêches de huit États américains frontaliers des Grands Lacs et de la province de l'Ontario. Le Consortium doit partager de l'information sur les contaminants découverts dans le poisson de la région des Grands Lacs, en évaluer les effets sur la santé humaine et créer des protocoles et des méthodes pour déterminer les avis et les communications sur la consommation de poisson. Le Consortium émane d'un groupe de travail créé au début de la décennie 1980. Sa composition est fluide, mais il inclut habituellement des représentants des huit États américains frontaliers des Grands Lacs, soit l'Indiana, l'Illinois, le Michigan, le Minnesota, l'État de New York, l'Ohio, la Pennsylvanie et le Wisconsin. Des membres du personnel du MEPPO et de la Great Lakes Indian Fish and Wildlife Commission y participent également. Les objectifs suivants des avis sur la consommation du poisson guident le travail continu du Consortium : 1) mettre au point des méthodes communes pour déterminer les avis de consommation s'appliquant et mettre en œuvre des avis uniformes pour les eaux partagées; 2) utiliser, diffuser et faire progresser les données et la science crédibles; 3) évaluer les risques et les bienfaits que représente la consommation de poisson des Grands Lacs pour établir une compréhension commune entre les membres du Consortium et intégrer ces messages aux avis de consommation de poisson; 4) établir des pratiques exemplaires et s'en servir pour communiquer les risques et les bienfaits ainsi qu'influencer le comportement des consommateurs de poisson. Les membres ont fourni des données sur la concentration de contaminants pour ce sous-indicateur.

BPC

Les concentrations de BPC totaux dans le poisson ont varié de quelques centaines à des milliers de nanogrammes par gramme (ng/g) au cours de la décennie 1970 (figure 1). Dans beaucoup de cas, ces concentrations historiques dépassaient le paramètre recommandé de BPC fixé à environ 2 µg/g ou en parties par million (ppm) à l'époque (tableau 1). Les BPC ont été interdits à la fin de la décennie 1970, ce qui en a fait baisser la concentration dans l'environnement. Les concentrations de BPC ont diminué considérablement au cours des quatre dernières décennies

dans tous les Grands Lacs (figure 1). Les diminutions ont varié selon le type de poisson et de lac, mais elles ont pu dépasser >90 % dans beaucoup de cas. Les concentrations récentes de BPC dans les poissons de certaines tailles des cinq Grands Lacs n'atteignent pas 0,5 µg/g.

Des études scientifiques réalisées entre les décennies 1980 et 2000 ont mis en évidence la plus grande toxicité des BPC, ce qui a entraîné une diminution des paramètres recommandés avec le temps. Les paramètres recommandés actuellement dans le cas d'une restriction rigoureuse de la consommation de poisson (c.-à-d. au plus un à deux repas par mois) s'établissent à environ un ordre de grandeur de moins. Même si les concentrations de BPC dans le poisson ont diminué considérablement, les BPC demeurent une substance préoccupante pour la santé des êtres humains qui consomment le poisson des Grands Lacs.

L'état relatif aux concentrations de BPC semble s'améliorer dans la plupart des cas, mais plus lentement par rapport aux diminutions observées dans les années 1970 et 1980. Une tendance à la hausse observée dans les concentrations de BPC dans les poissons du lac Michigan doit être confirmée à l'aide de données de surveillance plus complètes, comme il a été mentionné ci-dessus. À des concentrations inférieures, une variabilité plus importante et des diminutions plus lentes sont courantes et d'autres facteurs de stress (p. ex., espèces envahissantes, changements climatiques) peuvent contribuer au ralentissement des améliorations. Ces facteurs peuvent affecter la dynamique du réseau trophique et les voies des contaminants pour atteindre les poissons qui sont plus haut dans la chaîne trophique. Voir la section Liens.

Mercure

Dans le passé, les concentrations de mercure dans le poisson dépassaient plus souvent les seuils des avis sur la consommation de poisson que maintenant (figure 2). Les concentrations ont diminué en général de moitié au cours des quatre dernières décennies et celles que l'on retrouve dans le poisson de certaines tailles des cinq Grands Lacs sont maintenant inférieures à 0,25 µg/g (figure 2).

SPFA

Des contaminants émergents, comme les SPFA, dans le poisson comestible des Grands Lacs demeurent, pour les États des Grands Lacs et la province de l'Ontario, une priorité en matière de surveillance et de contrôle. La province de l'Ontario et les États des Grands Lacs ont mesuré les concentrations de SPFA dans le poisson et ont diffusé des avis propres à chaque site où la concentration mesurée d'acide perfluorooctane sulfonique (PFOS), un produit chimique de la famille des SPFA, était élevée. Dans une publication récente sur les SPFA, issue de l'évaluation nationale des conditions côtières et de l'évaluation nationale des rivières et des cours d'eau, on indiquait que les acides PFOS constituaient les SPFA les plus dominantes contenues dans leurs échantillons et les concentrations maximales de PFOS atteignaient 127 et 80 ng/g dans les échantillons de cours d'eau urbains et des échantillons provenant des Grands Lacs respectivement (Stahl, et coll. 2014). Dernièrement, des avis limitant la consommation de poissons visant certains poissons ou endroits des Grands Lacs ont été émis par la province de l'Ontario et l'État du Wisconsin, en raison de l'augmentation des concentrations de SPFA dans certains poissons et à certains endroits des Grands Lacs. En général, les concentrations de SPFA n'ont entraîné l'émission que d'environ 1 % de tous les avis limitant la consommation de poissons. C'est pourquoi on n'a pas procédé à une évaluation détaillée des SPFA lors du présent cycle de rapports. Cependant, il serait approprié de continuer à surveiller les SPFA dans les parties comestibles des poissons des Grands Lacs et il devrait en être tenu compte au besoin dans les rapports à venir.

Dioxines et furanes, Toxaphène et Mirex

Les précédents cycles de rapport ont déterminé que les dioxines et furanes, le toxaphène et le Mirex sont moins

préoccupants que les contaminants dominants à l'origine des avis sur la consommation, comme les BPC et le mercure, dans l'optique du risque pour la santé humaine posé par la consommation de poisson. Les concentrations de ces contaminants ont diminué dans les 30 à 40 dernières années et continuent de diminuer depuis quelques années (Gandhi et *al*., 2014, 2015, 2019). Les concentrations récemment mesurées ont entraîné des restrictions relativement mineures sur la consommation de poissons des Grands Lacs. C'est pourquoi les dioxines et furanes, le toxaphène et le Mirex ne feront plus l'objet d'un rapport dans ce sous-indicateur.

Acides gras oméga-3

Information, recherche et travaux à venir sur les acides gras oméga-3

Le poisson contient des éléments nutritifs bénéfiques comme des acides gras oméga-3, des protéines maigres de grande qualité, des minéraux et des vitamines. Les acides gras oméga-3 jouent un rôle important dans le développement du jeune cerveau et ont été associés à une réduction des maladies chroniques. Il importe de tenir compte à la fois du risque de contamination et des bienfaits des acides gras lorsque l'on choisit le poisson à consommer. Les concentrations de contaminants préoccupants sont en général plus élevées dans le poisson plus âgé et celles d'acide gras oméga-3 sont plus élevées dans les espèces d'eau froide. Il est possible de tirer le maximum de bienfait tout en minimisant le risque en consommant un éventail de poissons d'eau froide de plus petite taille et en suivant les recommandations pertinentes sur la consommation.

Les acides gras oméga-3 sont des acides gras polyinsaturés (AGPI) qui contiennent trois gras importants sur le plan nutritif : l'acide α-linolénique (AAL), l'acide eicosapentaenoïque (AEP) et l'acide docosahexaenoïque (ADH). Le corps humain est incapable de synthétiser les acides gras oméga-3, mais il peut les tirer de l'alimentation. On trouve en général l'AAL dans des huiles végétales, tandis que l'on trouve couramment l'AEP et l'ADH dans les huiles de poisson, les algues et le phytoplancton. Les avantages associés à la consommation d'acides gras oméga-3 comprennent une amélioration de la capacité cognitive et de la santé cardiovasculaire. Il se peut toutefois, selon les concentrations présentes, que les bienfaits produits par la consommation d'acides gras oméga-3 contenus dans le poisson des Grands Lacs ne l'emportent pas sur le risque d'exposition humaine à des produits chimiques toxiques préoccupants comme le mercure et les BPC. Les recherches sur la relation entre le risque et l'avantage de la consommation de poisson se poursuivent. Les chercheurs essaient d'accroître la masse de connaissances actuelles en 1) produisant des données sur les acides gras contenus dans les espèces de poisson des Grands Lacs, qui présentent actuellement une lacune importante; 2) comparant les concentrations de ces acides gras à celles des contaminants; 3) intégrant finalement ces données dans des avis sur la consommation de poisson (Ginsberg et coll. 2009; Ginsberg et coll. 2015; Groth et coll. 2017; Neff et coll. 2014a; Stern et coll. 2011; Turyk et coll. 2012; Williams et coll. 2014).

Depuis quelques années, les gouvernements des provinces et des États chargés de diffuser des avis sur la consommation se penchent à la fois sur les risques et sur les avantages découlant de la consommation de poisson des Grands Lacs lorsqu'ils diffusent leurs avis limitant la consommation de poissons. Bien que quelques analyses quantitatives basées sur le mercure et les acides gras ont été effectuées (Ginsberg 2016), à l'heure actuelle, ils y parviennent sur le plan qualitatif en évaluant à la fois la charge de contaminants du poisson et les concentrations d'acides gras. Même s'il faut davantage de données de surveillance pour comprendre les concentrations d'acides gras dans le poisson des Grands Lacs, des éléments de preuve indiquent qu'il peut constituer une bonne source d'acides gras polyinsaturés à chaîne longue bénéfiques. Par exemple, des évaluations récentes effectuées par l'Office of Science and Technology de l'EPA des É.-U. et la province de l'Ontario indiquent que les concentrations d'AEP et d'ADH dans des espèces communes des Grands Lacs augmentent en fonction de la taille du poisson (figure 3). Ces affirmations sont étayées par une évaluation récente portant sur 13 poissons sportifs du Wisconsin qui a établi un lien positif entre la taille du poisson et les acides gras totaux de tous les poissons évalués, mais a

déterminé que le lien n'était pas positif dans le cas d'aucune espèce en particulier (Williams et coll. 2014). L'étude a en outre montré que parmi les espèces évaluées, les salmonidés contenaient généralement les plus fortes concentrations d'acides gras totaux tandis que les percidés et les centrarchidés contenaient des concentrations plus faibles, et que l'alimentation des poissons constituait un meilleur prédicteur de concentrations d'acides gras que la famille taxonomique (Williams et coll. 2014).

Les concentrations en AEP et ADH sont généralement plus élevées dans les gros poissons gras qui habituellement, contiennent toutefois aussi de plus grandes concentrations de BPC (Neff et coll. 2014a). Des données limitées indiquent que les concentrations en AEP et en ADH dans le poisson du lac Érié se comparent à celles que l'on trouve dans des poissons et des crustacés commerciaux comme le thon à nageoires jaunes, la crevette, la morue du Pacifique, le flétan, le homard et le pétoncle (Neff et coll. 2014a). Compte tenu de mesures simultanées des concentrations en contaminants et en acides gras, on a conclu que la consommation de certains poissons du lac Érié ne dépasse pas les seuils des avis limitant la consommation de poissons qui peuvent être une bonne source supplémentaire d'AGPI (Neff et coll. 2014a). De plus, la cuisson a en général peu d'effet sur la concentration en acides gras oméga-3 dans le poisson (Neff et coll. 2014b). C'est pourquoi la cuisson du poisson sur un gril pour laisser égoutter les gras et les contaminants organiques associés comme les BPC constitue une bonne façon d'améliorer les bienfaits par rapport au risque que présente la consommation de poisson des Grands Lacs. Il faut des données plus détaillées sur les acides gras et les contaminants pour formuler des avis sur la consommation qui tiennent compte non seulement du risque posé par la consommation de poisson des Grands Lacs, mais aussi des bienfaits qu'elle offre.

Il est généralement admis que la consommation de poissons peut présenter des bienfaits et des risques. Le profil risques-bienfaits général de manger du poisson varie en fonction de divers facteurs. Même si des études scientifiques ont commencé à évaluer les risques et les bienfaits pour la santé de la consommation de poisson, nous n'en avons pas une idée précise à cause des bienfaits différents des divers éléments nutritifs et des risques pour la santé présentés par différents contaminants. Il devient donc difficile de comparer dans chaque cas les bienfaits et les risques. En raison des limites actuelles, les avis limitant la consommation de poisson émis pour les Grands Lacs continuent de reposer uniquement sur le risque associé aux contaminants. Les rapports à venir continueront de montrer l'évolution des concentrations de contaminants dans le poisson et pourront aussi décrire le bienfait de la consommation de poisson des Grands Lacs, ce qui produira une évaluation plus complète des « qualités halieutiques ».

Liens

Les sources de contaminants chimiques et leur cycle dans l'écosystème varient selon les lacs. Il est donc important de comprendre comment les contaminants parviennent dans les Grands Lacs et aboutissent finalement dans les espèces de poisson par l'alimentation, sans oublier la présence des contaminants ni les torts qu'ils peuvent causer. Il est facile de relier ce sous-indicateur à la plupart des autres sous-indicateurs de l'indicateur des produits chimiques toxiques :

- Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers
    - Les concentrations de produits chimiques toxiques observées dans les parties comestibles du poisson peuvent être mises en relation avec leurs concentrations dans les poissons entiers. Ainsi, les tendances présentées pour les touladis et les dorés jaunes entiers sont comparables à celles présentées dans le présent indicateur pour les parties comestibles de ces espèces.
- Produits chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté

- Les produits chimiques toxiques retrouvés dans les oiseaux aquatiques coloniaux et piscivores présentent un lien étroit avec les concentrations de ces produits chimiques observées dans les poissons entiers et les parties de poisson comestibles susceptibles d'être consommées par les oiseaux aquatiques.

- Produits chimiques toxiques dans l'eau
  - Les poissons sont exposés aux produits chimiques toxiques par leur alimentation et par l'absorption par leurs branchies. Les concentrations de produits toxiques dans l'eau peuvent ainsi être un indicateur d'une exposition partielle des poissons, et un lien peut être fait avec les concentrations retrouvées dans les parties comestibles des poissons.
- Produits chimiques toxiques dans les sédiments
  - Il est possible de tracer un lien entre les concentrations de produits chimiques toxiques dans le poisson et les concentrations correspondantes dans les sédiments, les poissons pouvant absorber des produits chimiques toxiques par l'entremise d'espèces de niveau trophique inférieur, comme les benthos, qui sont en contact avec les sédiments par les processus de leurs réseaux alimentaires.

Il est à noter que d'autres facteurs externes, comme des espèces envahissantes et les changements climatiques, peuvent modifier les tendances de contaminants chez les poissons, et ce, que les bassins de contaminants du système diminuent ou non. Par exemple, les invasions de moules de la famille des Dreissenidés et de gobies à taches noires dans le lac Érié semblent avoir accru le transfert de contaminants jusqu'ici déposés dans les sédiments vers des poissons de niveau trophique supérieur (p. ex., Bhavsar et coll. 2010; Hogan et coll. 2007). De même, les changements climatiques peuvent altérer la quantité de mercure se déposant dans les Grands Lacs et s'accumulant dans le réseau alimentaire (Krabbenhoft et Sunderland 2013).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou une organisation ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont ouvertes et libres d'accès.	Non			

Limites des données

Il existe des données permettant d'améliorer les indicateurs; toutefois, celles-ci présentent des différences d'étendue, de fréquence et de méthodes de collecte d'échantillons ainsi qu'en matière de techniques d'analyse pour mesurer les contaminants, et ce, au sein d'une même administration et d'une administration à l'autre.

Les évaluations de l'état et des tendances reposent sur les données produites par la province de l'Ontario pour le lac Supérieur, le lac Huron, le lac Érié et le lac Ontario. Les évaluations de l'état et des tendances du lac Michigan sont fondées sur les données fournies par l'USEPA et les États du Michigan, du Wisconsin, de l'Illinois et de l'Indiana. Le recours à une seule source de données, comme celles de la province, nous a permis de faire des comparaisons plus cohérentes entre les cycles de rapports, mais les résultats peuvent ne pas représenter l'état et/ou les tendances dans chaque État.

Renseignements supplémentaires

La façon d'analyser les contaminants dans des échantillons de poisson et de produire les avis sur la consommation de poisson diffère aux États-Unis et au Canada. Cela signifie qu'il est impossible de comparer directement les données et les avis limitant la consommation de poisson entre les deux pays. Dans le cas du présent sous-indicateur, des données plus uniformes produites par la province de l'Ontario pour le poisson des eaux canadiennes des Grands Lacs (une agence provinciale face à huit États) ont été utilisées surtout pour les lacs Ontario, Érié, Huron et Supérieur, tandis que des données produites par les agences américaines ont été utilisées dans le cas du lac Michigan. Comme les poissons de forte taille sur lesquels a porté cette évaluation ont un vaste domaine vital et franchissent probablement la frontière, l'utilisation de données produites par l'Ontario seulement pour les lacs Supérieur, Huron, Érié et Ontario ne devrait pas constituer un problème majeur. On a comparé les concentrations récentes de contaminants aux recommandations correspondantes en tenant compte des similitudes des paramètres utilisés par les agences des deux côtés de la frontière.

Les programmes de surveillance des États-Unis et du Canada visent davantage les contaminants émergents. Le Great Lakes National Program Office de l'EPA des É.-U. ne prélève ni n'analyse plus aucun échantillon de tissu comestible de poissons sportif, mais l'office a lancé un programme de surveillance d'urgence des contaminants présents dans des poissons entiers pour déterminer la présence ou l'absence de contaminants émergents d'intérêt et qui informera les programmes de surveillance et de conseil des États.

Le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario continue de surveiller les contaminants préoccupants à long terme comme les BPC, les dioxines/furanes, le mercure et les pesticides organochlorés. Au cours de la dernière décennie, la province a commencé à analyser de nouveaux contaminants préoccupants dans l'environnement des Grands Lacs comme les PBDE, les SPFA et les NPC dans certains échantillons de poisson.

Il convient de signaler que l'analyse présentée dans ce rapport sur les sous-indicateurs est superficielle et que nous recommandons une analyse plus approfondie des données de surveillance afin de tirer des conclusions fermes au sujet des tendances des contaminants. On n'a pas tenu compte des données de surveillance sur les voies interlacustres des Grands Lacs, car le poisson capturé dans les chenaux pourrait être migratoire et il se pourrait que les données ne reflètent pas la conjoncture locale.

Remerciements

Auteurs

Satyendra P. Bhavsar, Programme de surveillance des contaminants des poissons, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario

Brian Lenell, Great Lakes National Program Office, Environmental Protection Agency des États-Unis

Nous tenons à remercier Jacqueline Fisher du Great Lakes National Program Office, de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, pour sa contribution à la révision du présent rapport sur un sous-indicateur.

Sources d'information

MEPPO Carte du Guide de consommation du poisson de l'Ontario – https://www.ontario.ca/fr/environnement-et-energie/consommation-du-poisson-de-lontario

Programmes de surveillance et de conseil des États – https://www.health.state.mn.us/communities/environment/fish/consortium/members.html

Great Lakes Human Health Fish Tissue Study – http://www2.epa.gov/fish-tech/studies-fish-contamination

Leanne Stahl, Environmental Protection Agency des É.-U., OST

Blaine Snyder, TetraTech

Chip McCarty, Computer Sciences Corporation

John Wathen, Environmental Protection Agency des É.-U., OST

Personnes-ressources pour les données des États incluses dans le présent sous-indicateur

Ali Meils, Indiana Department of Environmental Management

Justin Irlam, Illinois Environmental Protection Agency

Sean Strom, Wisconsin Department of Natural Resources

Brandon Armstrong, Michigan Department of Environment, Great Lakes and Energy

Publications citées

Azim, M.E., Kumarappah, A., Arhonditsis, G.B., Bhavsar, S.P., Backus, S.M. 2011. Detection of the spatiotemporal trends of mercury in Lake Erie fish communities: a Bayesian approach. Environmental Science and Technology 45: 2217–2226, 2011.

Bhavsar, S.P., Gewurtz, S.B., McGoldrick, D.J., Keir, M.J., Backus, S.M. 2010. Changes in Mercury Levels in Great Lakes fish between 1970s and 2007. Environmental Science and Technology 44:3273–3279, 2010.

French TD, Campbell LM, Jackson DA, Casselman JM, Scheider WA, Hayton A. 2006. Long-term changes in legacy trace organic contaminants and mercury in lake Ontario salmon in relation to source controls, trophodynamics, and climatic variability. Limnology and Oceanography 51:2794-2807.

French, T.D., Petro, S., Reiner, E.J., Bhavsar, S.P., Jackson, D.A. 2011. Thirty-year time series of PCB concentrations

in a small invertivorous fish (Notropis Hudsonius): An examination of post-1990 trajectory shifts in the Lower Great Lakes. Ecosystems 14: 415–429, 2011.

Gandhi, N., Bhavsar, S.P., R.W.K., Tang, A. Drouillard, K.G., Arhonditsis, G.B. 2014. Significance of toxaphene in Great Lakes fish consumption advisories. Journal of Great Lakes Research 40, 71-79.

Gandhi, N., R.W.K., Tang, Bhavsar, S.P., Reiner, E.J., Morse, D., Arhonditsis, G.B., Drouillard, K.G., Chen, T. 2015. Is Mirex still a contaminant of concern for the North American Great Lakes?, Journal of Great Lakes Research 41 (2015) 1114–1122.

Gandhi, N., Gewurtz, S.B., Drouillard, K.G., Kolic, T., MacPherson, K., Reiner, E.J., Bhavsar, S.P. 2017a. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Great Lakes fish: Levels, patterns, trends and implications for human exposure. Science of the Total Environment 576 (2017) 907–916.

Gandhi, N., Drouillard, K.G., Arhonditsis, G.B., Gewurtz, S.B., Bhavsar, S.P. 2017b. Are fish consumption advisories for the great lakes adequately protective against chemical mixture? Environmental Health Perspective DOI: 10.1289/EHP104.

Gandhi, N., Gewurtz, S.B., Drouillard, K.G., Kolic, T., MacPherson, K., Reiner, E.J., Bhavsar, S.P. 2019. Dioxins in Great Lakes fish: Past, present and implications for future monitoring. Chemosphere 222 (2019) 479-488.

Gewurtz, S.B., Lega, R., Crozier, P.W., Whittle, D.M., Fayez, L., Reiner, E.J., et coll., 2009. Factors influencing trends of polychlorinated naphthalenes and other dioxin-like compounds in lake trout (*Salvelinus namaycush*) from Lake Ontario, North America (1979–2004). Environ. Toxicol. Chem. 28, 921–930.

Gewurtz, S.B., Gandhi, N., Drouillard, K., Kolic, T., MacPherson, K., Reiner, E.J., Bhavsar, S.P. 2018. Levels, patterns, trends and significance of polychlorinated naphthalenes (PCNs) in Great Lakes fish. Science of the Total Environment. 624:499-508.

Ginsberg, G.L., Toal, B.F, 2009. Quantitative Approach for Incorporating Methylmercury Risks and Omega-3 Fatty Acid Benefits in Developing Species-Specific Fish Consumption Advice. Environmental Health Perspectives. DOI:10.1289/ehp.11368.

Ginsberg, G.L., Toal, B.F., McCann, P.J., 2015. Updated Risk/Benefit Analysis of Fish Consumption Effects on Neurodevelopment: Implications for Setting Advisories, Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 21:7, 1810-1839, DOI: 10.1080/10807039.2014.992851

Ginsberg, G.L. 2016. Risk/Benefit Analysis of Great Lakes Fish for Neurodevelopmental Outcomes. Available at: https://www.health.state.mn.us/communities/environment/fish/docs/consortium/201607riskben2.pdf

Groth 3rd, E., 2017. Scientific foundations of fish-consumption advice for pregnant women: Epidemiological evidence, benefit-risk modeling, and an integrated approach. Environmental Research, 152:386-406

Hogan, L.S., Marschall, E., Folt, C., Stein, R.A., 2007. How non-native species in Lake Erie influence trophic transfer of mercury and lead to top predators. Journal of Great Lakes Research. 33:46–61.

Krabbenhoft, D.P., and Sunderland, E.M., 2013, Global change and mercury: Science, 341(6153)1457-1458.

Lorber, M. 2008. Exposure of Americans to polybrominated diphenyl ethers. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 18, 2-19.

Neff, M.R., Bhavsar, S.P., Ni F.J., Carpenter, D.O., Drouillard, K.G., Fisk, A.T., Arts, M.T. 2014a. Risk-benefit of consuming Lake Erie fish. Environmental Research, 134, 57–65.

Neff, M. R., Bhavsar, S. P., Braekevelt, E., et Arts, M. T. 2014b. Effects of different cooking methods on fatty acid

profiles in four freshwater fishes from the Laurentian Great Lakes region. Food Chemistry, 164, 544-550.

MEACCO, 2017. 2017-2018 Guide de consommation du poisson de l'Ontario. Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, Toronto (Ontario), Canada.

Sadraddini, S., Azim, M.E., Shimoda, Y., Bhavsar, S.P., Drouillard, K.G., Backus, S.M., Arhonditsis, G.B. 2011. A Bayesian assessment of the PCB temporal trends in Lake Erie fish communities. Journal of Great Lakes Research. 37(3): 507-520, 2011.

Stahl, L.L., Snyder, B.D., Olsen, A.R., Kincaid, T.M, Wathen, J.B., McCarty, H.B. 2014. Perfluorinated compounds in fish from U.S. urban rivers and the Great Lakes. Science and the Total Environment, 499, 185–195.

Stern, A.H., Korn, L.R., 2011. An Approach for Quantitatively Balancing Methylmercury Risk and Omega-3 Benefit in Avis relatifs à la consommation du poisson. Environmental Health Perspectives. 119(8):1043-1046. DOI:10.1289/ehp.1002824.

Turyk, M.E., Bhavsar, S.P., Bowerman, W., Boysen, E., Clark, M., Diamond, M., Mergler, D., Pantazopoulos, P., Schantz, S., Carpenter, D.O. 2012. Risks and Benefits of Consumption of Great Lakes Fish Environmental Health Perspectives, 120, 11-8

Williams, M.C.W., Schrank, C., Anderson, H.S., 2014. Fatty Acids in Thirteen Wisconsin Sport Fish Species. Journal of Great Lakes Research, 40, 771-777.

Liste des tableaux

Tableau 1. Limites de consommation fixées par le Guide de consommation du poisson de l'Ontario (basées sur les DJA de Santé Canada) et le Sport Fish Advisory Taskforce. La population sensible comprend les femmes en âge de procréer et les enfants de moins de 15 ans. Sources : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et Great Lakes Sport Fish Advisory Task Force (protocole sur les BPC de 1993, protocole sur le mercure de 2007).

Tableau 2. Critères d'évaluation de l'état en fonction des concentrations de contaminants. Les critères ont été fondés sur les limites de consommation présentées au tableau 1 et servent à évaluer l'état comme bon, passable ou médiocre. Les concentrations sont exprimées en µg/g ou en parties par million (ppm).

Liste des figures

Figure 1. Concentrations totales de BPC (ng/g) dans cinq espèces de poissons des Grands Lacs observées entre 1975 et 2019, l'accent étant mis sur l'an 2000 et les années suivantes. Les mesures prises au lac Michigan ont porté sur les filets avec la peau et celles prises dans les autres lacs, sur les filets sans la peau. Facteur de conversion : 1 000 ng/g = 1 µg/g ou partie par million (ppm). Les lignes pointillées en rouge et en vert représentent le seuil au-dessus et en dessous duquel l'état relatif à la concentration est considéré comme « médiocre » et « bon », respectivement, conformément au tableau 2.

Sources : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, Environmental Protection Agency des É.-U., Indiana Department of Environmental Management, Illinois Environmental Protection Agency, Wisconsin Department of Natural Resources, Michigan Department of Environment, Great Lakes and Energy.

Figure 2. Concentrations totales de mercure (µg/g) dans cinq espèces de poissons des Grands Lacs observées entre

1975 et 2019. Les mesures prises au lac Michigan portaient sur les filets avec la peau et celles prises dans les autres lacs, sur les filets sans la peau. Les lignes en traits verts représentent le seuil sous lequel l'état relatif aux concentrations est considéré comme « bon », conformément au tableau 2. un paramètre sanitaire binational estimé pour les populations générale et sensible respectivement

Sources : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, Environmental Protection Agency des É.-U., Indiana Department of Environmental Management, Illinois Environmental Protection Agency, Wisconsin Department of Natural Resources, Michigan Department of Environment, Great Lakes and Energy.

Figure 3. Comparaison des AEP + ADH (mg/g) à la longueur (cm) d'espèces communes des Grands Lacs. Les mesures portent sur les échantillons prélevés entre 2010 et 2017.

Sources : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et Environmental Protection Agency des É.-U.

Dernière mise à jour

Rapport État des Grands Lacs 2022

Repas par mois	BPC (ug/g)			Hg (ug/g)		
	Sensible*	Sensible**	Général**	Sensible*	Sensible**	Général**
32	0 - 0,05	<0,026	<0,026	0 <= 0,05	<0,06	<0,15
16		0,026 - 0,053	0,026 - 0,053		0,06 - 0,12	0,15 - 0,3
12		0,053 - 0,070	0,053 - 0,070		0,12 - 0,16	0,3 - 0,4
8		0,070 - 0,105	0,070 - 0,105	>0,05 <=0,11	0,16 - 0,25	0,4 - 0,6
4	0,06 - 0,2	0,105 - 0,211	0,105 - 0,211	0,11 <=0,22	0,25 - 0,5	0,6 - 1,2
2			0,211 - 0,422			1,2 - 1,8
1	0,21 - 1,0		0,422 - 0,844	>0,22 <=0,95		
0.5	1,1 - 1,9					
0 (ne pas manger)	>1,9	>0,211	>0,844	>0,95	>0,5	>1,8

* Protocole du Consortium consultatif sur le poisson sportif
** Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario

Tableau 1. Concentrations de contaminants et recommandations relatives à la consommation de poisson établies par le Guide de consommation du poisson de l'Ontario (basées sur les DJA de Santé Canada) et le Sport Fish Advisory Taskforce. La population sensible comprend les femmes en âge de procréer et les enfants de moins de 15 ans. La catégorie en vert représente les avis sur huit repas de poisson et plus par mois qui peuvent être considérés comme « non limités », la catégorie en jaune représente les avis limitant à un à quatre repas de poisson par mois ou une « restriction partielle » et la catégorie en rouge représente les avis limitant à aucun ou à un demi-repas de poisson par mois ou une « restriction rigoureuse ». Sources : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et Great Lakes Sport Fish Advisory Task Force (protocole sur les BPC de 1993, protocole sur le mercure de 2007).

État	BPC (µg/g)	Hg (µg/g)
Bon	< 0,1	< 0,25
Passable	0,1 - 1	0,25 - 1
Médiocre	> 1	> 1

Tableau 2. Critères d'évaluation de l'état en fonction des concentrations de contaminants. Les critères ont été fondés sur les limites de consommation présentées au tableau 1 et servent à évaluer l'état comme bon, passable ou médiocre. Les concentrations sont exprimées en µg/g ou en parties par million (ppm).

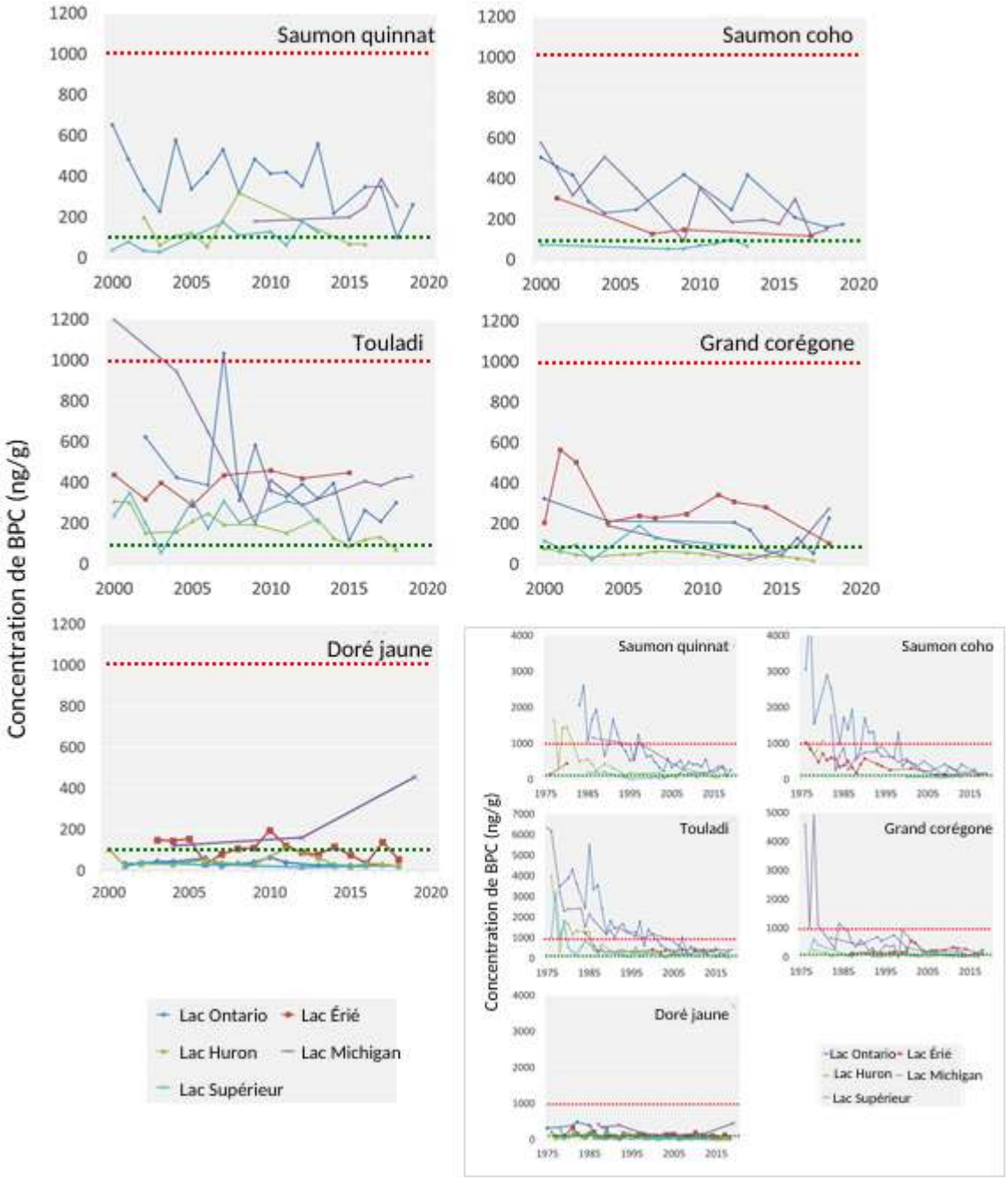


Figure 1. Concentrations totales de BPC (ng/g) dans cinq espèces de poissons des Grands Lacs, observées entre 1975 et 2019, l'accent étant mis sur l'an 2000 et les années suivantes. Les mesures prises au lac Michigan ont porté sur les filets avec la peau et celles prises dans les autres lacs, sur les filets sans la peau. Facteur de conversion : 1 000 ng/g = 1 µg/g ou partie par million (ppm). Les lignes pointillées en rouge et en vert représentent le seuil au-dessus et en dessous duquel l'état relatif à la concentration est considéré comme « médiocre » et « bon », respectivement, conformément au tableau 2. Sources : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, Environmental Protection Agency des É.-U., Indiana Department of Environmental Management, Illinois Environmental Protection Agency, Wisconsin Department of Natural Resources, Michigan Department of Environment, Great Lakes and Energy.

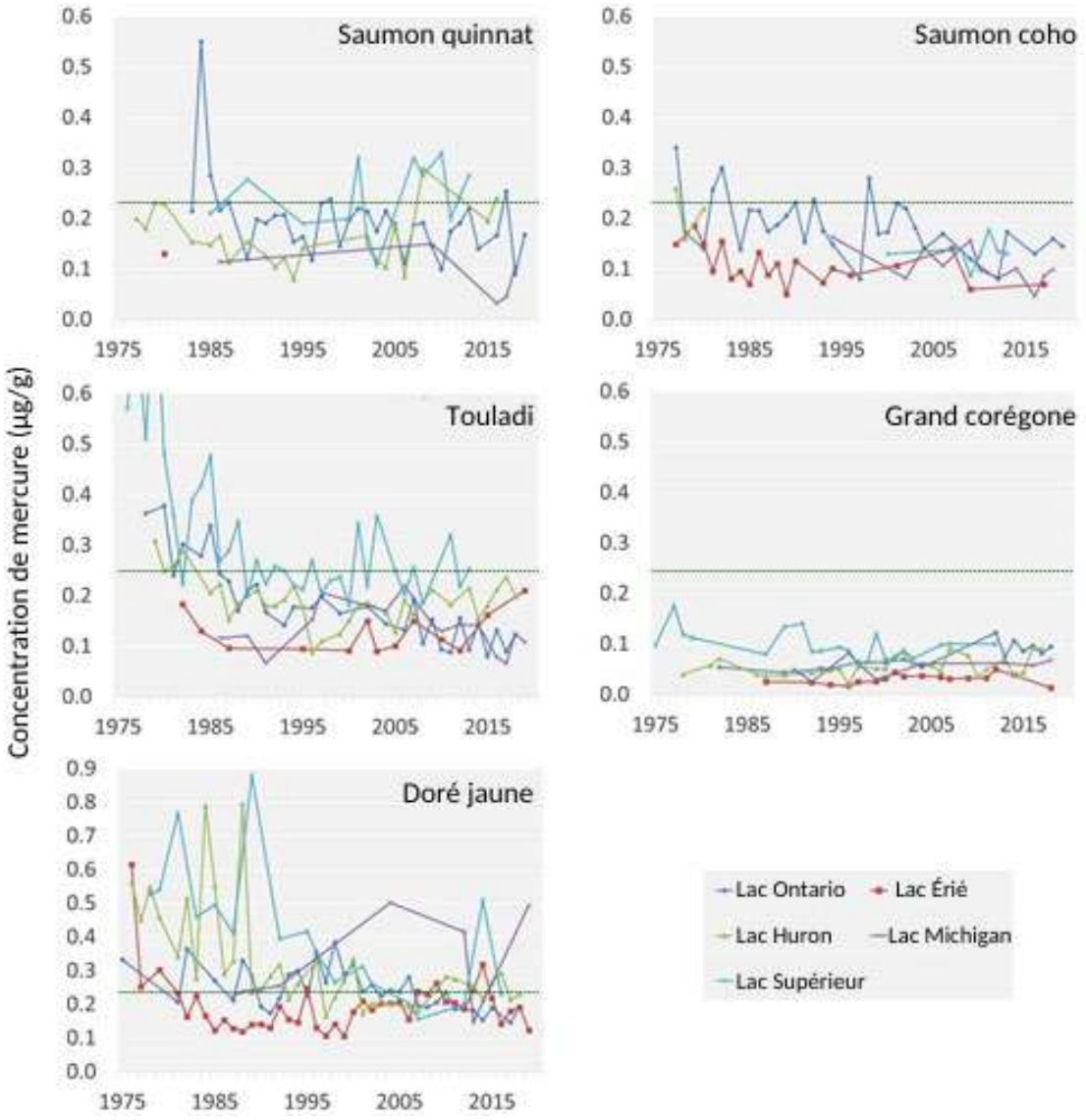


Figure 2. Concentrations totales de mercure (µg/g) dans cinq espèces de poissons des Grands Lacs observées entre 1975 et 2019. Les mesures prises au lac Michigan portaient sur les filets avec la peau et celles prises dans les autres lacs, sur les filets sans la peau. Les lignes en traits verts représentent le seuil sous lequel l'état relatif aux concentrations est considéré comme « bon », conformément au tableau 2. un paramètre sanitaire binational estimé pour les populations générale et sensible respectivement. Sources : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, Environmental Protection Agency des É.-U., Indiana Department of Environmental Management, Illinois Environmental Protection Agency, Wisconsin Department of Natural Resources, Michigan Department of Environment, Great Lakes and Energy.

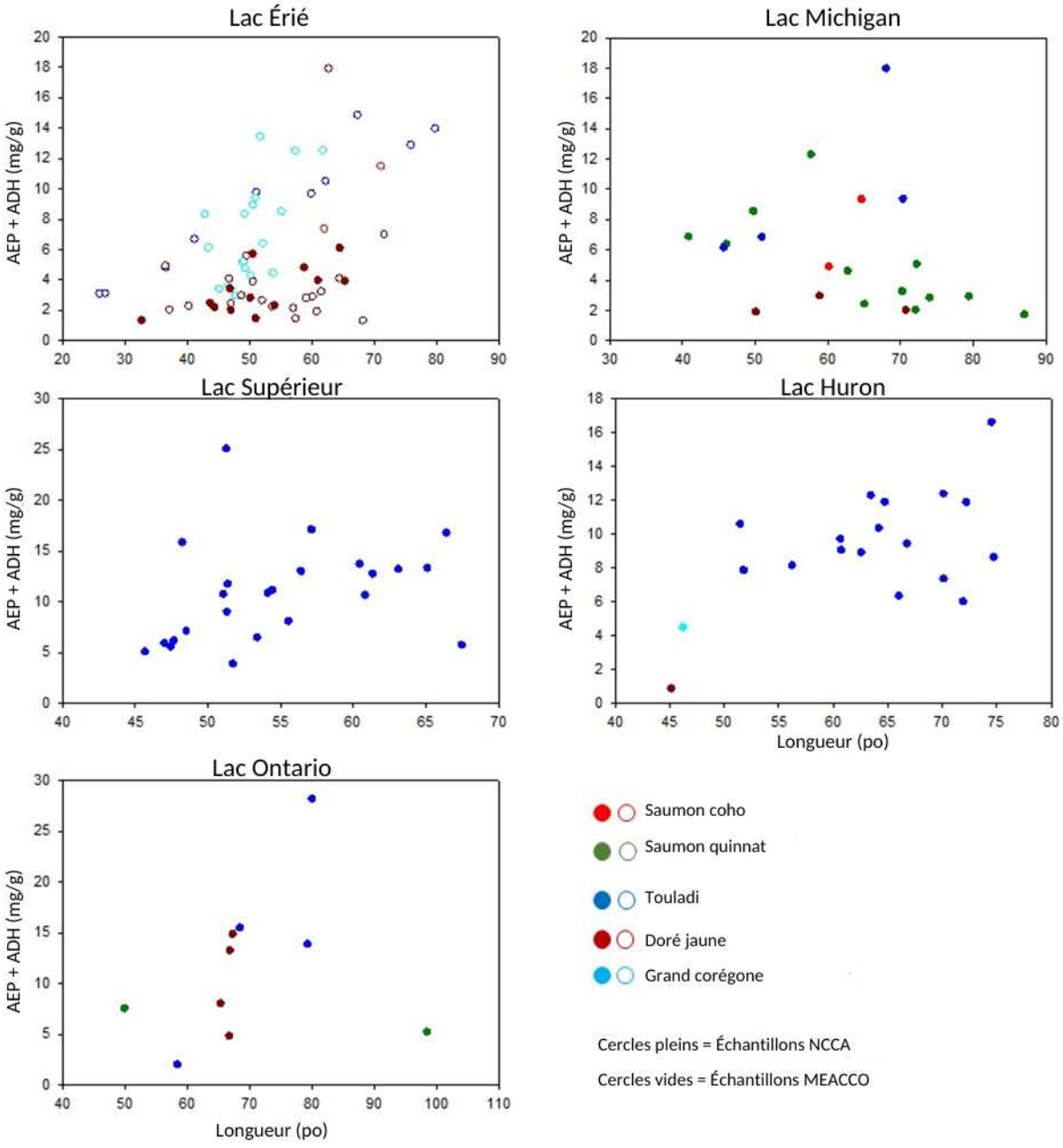


Figure 3. Comparaison des AEP + ADH (mg/g) à la longueur (cm) d'espèces communes des Grands Lacs. Les mesures portent sur les échantillons recueillis entre 2010 et 2017. Sources : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et Environmental Protection Agency des É.-U.

Sous-indicateur : Produits chimiques toxiques dans les sédiments

Remarque : Même si la pandémie de COVID-19 et les mesures de confinement qui en ont découlé ont eu des répercussions sur la collecte et la diffusion des données servant à l'évaluation des substances chimiques toxiques dans les sédiments des Grands Lacs (voir la description détaillée ci-dessous), l'incidence sur l'évaluation du sous-indicateur des substances chimiques dans les sédiments devrait être globalement minime. Ce sous-indicateur sert à communiquer les tendances à long terme quant aux contaminants présents dans les sédiments, et non les changements à court terme. Les effets de la pandémie ont donc peu de chance d'influencer l'analyse des tendances à cette échelle de temps. De nombreux produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) ont été inscrits à l'annexe 3 précisément parce qu'ils persistent dans l'environnement et qu'ils sont bioaccumulables dans la chaîne alimentaire. Les contaminants hérités du passé, comme les BPC, ont également des demi-vies de premier ordre considérablement plus longues que la période sur laquelle l'indicateur est appliqué (Li et *al.*, 2009; tableau 3). Compte tenu de ces facteurs, les évaluations du sous-indicateur des substances chimiques dans les sédiments présentées dans le rapport de 2019 sont toujours des indicateurs valides de l'état des Grands Lacs en 2021.

La pandémie a eu des répercussions importantes tant sur la collecte des données dans l'ensemble des Grands Lacs que sur le traitement en laboratoire des échantillons prélevés avant l'imposition de mesures de confinement. Les activités d'échantillonnage qu'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) aurait normalement réalisées durant les saisons d'eau libre 2020 et 2021 ont toutes été annulées, et il y aura donc des trous dans les données au cours des prochaines années. Toutefois, les tendances à court terme ne sont pas le centre d'attention de ce sous-indicateur, et les sédiments sont généralement lents à réagir aux variations dans la charge des contaminants. Les activités d'échantillonnage des sédiments pour le cycle de l'initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS) ont été réalisées en 2019, mais pas en 2021 dans le lac Supérieur. Avec la diminution des effets de la pandémie, on espère qu'ECCC sera en mesure de suivre le calendrier d'échantillonnage prévu dans le cadre de l'ICSS pour les autres Grands Lacs. Les activités d'échantillonnage prévues dans le cadre du programme de surveillance des sédiments des Grands Lacs pour l'ICSS dans le lac Michigan, qui auraient dû être réalisées en 2020 par l'Environmental Protection Agency (EPA) et l'United States Geological Survey (USGS) ont été annulées. Toutefois l'échantillonnage dans le cadre de ce programme a bien été réalisé en 2021 dans le lac Supérieur, et il est prévu pour les années de terrain 2022 à 2025 de l'ICSS.

Les mesures de confinement associées à la pandémie ont également eu des répercussions sur l'analyse en laboratoire des échantillons prélevés en 2019 par ECCC. Les échantillons de sédiments du lac Ontario ont été envoyés aux laboratoires pour analyse à l'hiver 2020, mais n'ont pu être traités avant la fermeture. Même si les laboratoires d'ECCC commencent à rouvrir, plusieurs facteurs pourraient encore retarder les analyses ou réduire la quantité de ces analyses qui pourront être réalisées. En particulier, comme les laboratoires auront à traiter l'arriéré en plus des nouveaux échantillons, des problèmes de capacité pourraient ralentir la production des données jusqu'au cours de l'année suivante.

La diffusion des données après l'analyse a aussi été considérablement touchée par la pandémie. Même si les données des échantillons analysés avant les mesures de confinement ont été transmises aux scientifiques d'ECCC, elles n'ont pu être publiées sur le portail des données ouvertes du gouvernement. Durant la pandémie, le transfert des données a été interrompu pour permettre d'effectuer des mises à niveau logicielles et de redévelopper le catalogue des données. L'interruption a fait en sorte d'accumuler un arriéré dans la publication des données, laquelle est en attente de la version définitive du nouveau catalogue et du transfert subséquent sur le portail du gouvernement. Les retards de publication devraient être éliminés dans un avenir proche.

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Comparaison sur dix ans : Inchangée

Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore

Justification : De façon générale, la teneur en contaminants existants qui sont persistants, bioaccumulatifs ou toxiques a diminué dans les sédiments des Grands Lacs. Les tendances à long terme dans le cas d'un grand nombre de contaminants existants, y compris le mercure, sont à la baisse ou stables. Les teneurs en composés existants, y compris les BPC et le DDT, sont en général inférieures aux valeurs recommandées par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) en ce qui concerne la qualité des sédiments tandis que celles d'autres contaminants, y compris le mercure, l'arsenic, les dibenzo-p-dioxines et dibenzofuranes polychlorés (DDPC/DFPC) et les polybromodiphényléthers (PBDE) dépassent parfois les concentrations indiquées dans les recommandations, particulièrement dans le lac Ontario. Les contaminants émergents et nouveaux présentent un intérêt, car leurs concentrations ont tendance à augmenter dans beaucoup de cas et il faut les étudier plus à fond pour déterminer les limites acceptables.

Les définitions utilisées dans l'évaluation de la situation et de la tendance suivent la section « Évaluation lac par lac ».

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Comparaison sur dix ans : Inchangée

Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore

Justification : Le lac Supérieur est le plus grand, le plus froid et le plus profond des Grands Lacs. Des processus physiques comme des cycles des contaminants plus longs et des taux moins élevés de volatilisation ont fait baisser les taux de diminution des concentrations de certains contaminants existants par rapport aux autres Grands Lacs. Les concentrations types de contaminants dans les sédiments en eau profonde au large sont toutefois très faibles et les rejets atmosphériques en sont la principale source. Ce sont les concentrations les plus élevées des Grands Lacs, toutefois les concentrations de toxaphène ont diminué d'un ordre de grandeur depuis leur crête au cours de la décennie 1980. Les concentrations de cuivre et de plomb dépassent souvent les recommandations les plus strictes sur la qualité des sédiments à cause de la géochimie du bassin hydrographique (bouclier précambrien), tandis que des sources régionales historiques associées à l'exploitation minière et aux fonderies causent probablement le dépassement des recommandations relatives à l'arsenic. Les concentrations de certains ignifugeants bromés (IB), y compris le BDE 209, le dechlorane 604 et le décabromodiphényléthane (DBDPE), sont les plus faibles des Grands Lacs, mais elles sont toutefois à la hausse et il leur faut de respectivement 7 à 24 ans, de 5 à 38 ans et de 5 à 16 ans pour doubler (Guo 2015), en raison des mêmes processus physiques qui influent sur les concentrations des contaminants existants.

Lac Michigan

État : Passable

Comparaison sur dix ans : Inchangée

Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore

Justification : Le lac Michigan est constitué d'un bassin nord froid, profond et boisé et d'un bassin méridional plus urbanisé. Les dépôts atmosphériques constituent une source de première importance de la plupart des contaminants présents dans les sédiments à cause de la vaste superficie du lac, mais les apports provenant des affluents et d'autres sources locales sont importants également (Lepak et coll. 2015; Zhang et coll. 2009; Eisenreich et Strachan 1992). La concentration de certains produits chimiques dans les sédiments est élevée dans certains cas, dans des secteurs comme Green Bay, à des endroits situés sur les rives est du lac ou dans le bassin sud. Les concentrations de mercure sont les plus élevées à Green Bay, où les sources industrielles et dérivées du bassin géographique produisent les apports les plus importants (Lepak et coll. 2015). La concentration de certains ignifugeants est la plus élevée dans le lac Michigan comparativement à la partie supérieure des Grands Lacs (on n'évalue pas les secteurs inférieurs des Grands Lacs), les concentrations les plus fortes sont présentes dans la partie sud-est du lac et à proximité des dunes Sleeping Bear (Guo 2015). Les concentrations de BPC baissent, mais très lentement. Dans le lac Michigan, leur demi-vie dans les sédiments est de 32 à 179 ans (Li et coll. 2009). Les CPF, qui ont remplacé les SPFO et les APFO plus connus se trouvent actuellement à des concentrations comparables à celles des SPFO et des APFO dans les sédiments du lac Michigan (Codling et coll. 2014).

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

État : Bon

Comparaison sur dix ans : Inchangée

Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore

Justification : Sur le plan de la contamination des sédiments, le lac Huron ressemble au lac Supérieur, car il est vaste, froid et profond et les contaminants proviennent principalement des dépôts atmosphériques. Les concentrations types de contaminants dans les sédiments sont très faibles, mais celles de DDPC/DFPC, de nickel et de cuivre dépassent les recommandations dans les secteurs du port de Spanish et du chenal Whalesback à cause de l'activité industrielle et minière historique locale. Les concentrations en arsenic dépassent les recommandations dans le tiers du lac et pourraient être en hausse (ECCC). Les taux de sédimentation très faibles ont une incidence négative sur le rétablissement naturel dans le lac.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

État : Passable

Comparaison sur dix ans : S'améliore

Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore

Justification : La contamination du lac Érié présente un gradient spatial évident : les concentrations diminuent du bassin occidental vers le bassin oriental et du sud vers le nord du bassin central. Cette répartition spatiale dans le lac Érié est attribuable à des activités industrielles dans le bassin hydrographique des principaux affluents, y compris les rivières Détroit et Sainte-Claire qui, avec la rivière Maumee, ont des effets hydrodynamiques sur la rive sud. La qualité des sédiments du bassin oriental demeure excellente. Les diminutions dans tout le lac des concentrations de contaminants existants dans les sédiments sont impressionnantes, le repli dépassant 50 % dans

le cas du mercure, des BPC, de l'hexachlorobenzène (HCB), du DDT et du plomb (tableau 1). Les initiatives et les mesures correctives prises par le gouvernement ont effectivement réduit les sources ponctuelles dans tout le bassin des Grands Lacs. Le lac Érié affichait le taux de sédimentation le plus élevé de tous les Grands Lacs et c'est pourquoi la diminution des concentrations de contaminants existants dans les sédiments de fond y est la plus importante. La concentration moyenne d'oligoéléments ne dépasse plus la concentration sans effet prévu (CSEP) fédérale fixée par le CCME pour les trois bassins du lac. Cependant, la concentration produisant un effet probable (CEP) est parfois dépassée dans le bassin occidental (tableau 2).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara)

État : Passable

Comparaison sur dix ans : S'améliore

Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore

Justification : De tous les Grands Lacs, c'est dans le lac Ontario que la qualité des sédiments demeure la plus mauvaise. Ce sont les concentrations de DDPC/DFPC et de mercure (tableau 2) qui dépassent le plus souvent en fréquence et en importance les lignes directrices du CCME sur la qualité des sédiments. Ce problème de contaminants existants découle de l'activité industrielle historique dans le bassin hydrographique de la rivière Niagara et de l'influence de sources dans les lacs situés en amont, ce qui provoque à terme l'accumulation de contaminants dans les strates sédimentaires du lac Ontario. Toutefois, les concentrations actuelles de contamination par les DDPC/DFPC représentent une diminution de 53 % par rapport à la crête de la décennie 1970. Le mercure continue de dépasser la CEP dans des secteurs de dépôt situés au large, mais dans tout le lac, on observe des diminutions allant jusqu'à 90 %. Les tendances de la plupart des produits chimiques existants dans le lac Ontario indiquent une amélioration de la qualité des sédiments avec le temps. La plupart des concentrations d'IB sont peut-être faibles, mais celles du dechlorane plus, qui découlent aussi de l'activité d'anciens sites industriels dans le bassin de la rivière Niagara, sont plusieurs fois plus élevées dans le lac Ontario que dans les autres Grands Lacs. Les concentrations de bisphénol A (BPA) sont de 5 à 10 fois plus élevées dans les ports de Hamilton et de Toronto que dans les sédiments des eaux libres des lacs, ce qui montre que les zones urbaines sont les principales sources de BPA et que les usines de traitement des eaux usées en sont les principaux vecteurs (ECCC).

Définitions relatives à l'évaluation de la situation

Bon : Les valeurs mesurées indiquent que les concentrations de produits chimiques toxiques satisfont aux objectifs établis pour l'écosystème ou qu'elles sont autrement acceptables.

Passable : Les valeurs mesurées indiquent que les concentrations de produits chimiques toxiques ne satisfont pas aux objectifs établis pour l'écosystème, mais qu'elles présentent des conditions minimalement acceptables.

Médiocre : Les valeurs mesurées indiquent que les concentrations de produits chimiques toxiques ne présentent pas des conditions minimalement acceptables et que l'écosystème est gravement touché.

Définitions relatives à l'évaluation de la tendance

S'améliore : Diminution de la concentration ou de la fréquence de détection de produits chimiques toxiques.

Inchangée : Aucun changement à la concentration ou à la fréquence de détection de produits chimiques toxiques.

Se détériore : Augmentation de la concentration ou de la fréquence de détection de produits chimiques toxiques.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou suffisantes pour évaluer les tendances ou la fréquence de détection actuellement, ou les différents groupes de produits chimiques toxiques présentent des tendances contradictoires et les experts ne s'entendent pas sur une tendance globale.

Paramètres ou objectifs

L'objectif ou paramètre de ce sous-indicateur aura été atteint lorsque les sédiments des Grands Lacs ne contiendront plus de polluants en quantités ou en concentrations susceptibles de nuire à la santé humaine, à la faune ou aux organismes, à la suite d'une exposition directe ou indirecte par la chaîne alimentaire.

La situation des sédiments superficiels sera déterminée en la comparant à des critères de qualité des sédiments (p. ex., concentration produisant un effet probable selon le CCME), ou l'on procédera au cas par cas en l'absence de recommandations. On adoptera une démarche fondée sur le poids de la preuve lors des évaluations et tiendra compte de facteurs comme le nombre de produits chimiques détectés, la comparaison avec les recommandations pour la qualité des sédiments ou la toxicité relative, le cas échéant. On évaluera la situation des tendances temporelles à l'aide des profils de concentration des carottes de sédiments. Les progrès seront déterminés en fonction des tendances à la hausse ou à la baisse des produits chimiques, du taux de variation des concentrations et du nombre de produits chimiques dont les tendances évoluent.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à évaluer les concentrations de produits chimiques toxiques dans les sédiments dans tous les Grands Lacs; à réduire la possibilité de détérioration de la qualité des sédiments des Grands Lacs par des polluants nuisibles; à déduire les progrès réalisés vers la quasi-élimination des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles; à orienter l'évaluation des risques posés par les produits chimiques toxiques et l'élaboration de stratégies de gestion du risque; à éclairer l'élaboration de recommandations portant sur la qualité de l'environnement; et à produire des rapports sur la façon dont l'environnement réagit, c.-à-d. progresse vers l'atteinte des objectifs établis dans les plans d'action et les stratégies de gestion du risque lié aux produits chimiques toxiques dans le bassin des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème

Ce sous-indicateur appuie le mieux le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs (AQEGL) de 2012 selon lequel les eaux des Grands Lacs devraient « être dépourvues de polluants en quantités ou concentrations susceptibles de nuire à la santé humaine, à la faune ou aux organismes, par exposition directe ou indirecte à travers la chaîne alimentaire ».

Mesure

Ce sous-indicateur vise à évaluer les tendances temporelles et les distributions spatiales des produits chimiques toxiques dans les sédiments des cinq Grands Lacs. Pour chaque Grand Lac, on évaluera un éventail de substances chimiques appartenant à plusieurs catégories. Les produits chimiques évalués pourront inclure l'hexachlorobenzène (HCB), les biphényles polychlorés (BPC), le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), les dioxines, le plomb et le

mercure, ainsi que les PBDE, les ignifugeants non bromés et les paraffines chlorées. Le rapport sur ce sous-indicateur inclura les résultats des activités de contrôle et de surveillance portant sur des produits chimiques toxiques actuellement préoccupants ou qui le deviendront. Les données de surveillance serviront à éclairer la sélection des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles pour l'annexe 3 de l'AQEGL, ainsi qu'à contrôler l'efficacité des mesures de prévention et de contrôle de la pollution portant sur ces composés et les progrès réalisés.

Comme sous-indicateur des *tendances temporelles* à long terme, on mesurera les concentrations de produits chimiques toxiques dans des carottes de sédiments prélevées à certains endroits des Grands Lacs. L'échantillonnage de chaque lac suivra le calendrier de l'Initiative des sciences coopératives et de surveillance (ISCS). Les produits chimiques préoccupants comprennent les substances préoccupantes aujourd'hui et qui le deviendront à l'avenir et qui peuvent être nuisibles pour l'écosystème du bassin des Grands Lacs. On décrira les concentrations dans les sédiments au moyen des tableaux et figures types illustrant le changement de la concentration à des profondeurs différentes. On pourra aussi décrire des tendances temporelles à partir des flux estimés de sédiments pour chaque tranche de carotte.

On ne peut pas mesurer les tendances à court terme (10 ans ou moins) dans les Grands Lacs à l'aide de ce sous-indicateur. On déterminera les changements à court terme (10 ans ou moins) en comparant les concentrations de sédiments superficiels mesurées sur 10 ans ou, en l'absence de données, en comparant les deux tranches supérieures (1 cm) d'une carotte de sédiments.

L'évaluation des tendances temporelles et des concentrations de contaminants dans les sédiments dépend de nombreux facteurs, dont des processus physiques (p. ex., régime des courants, taux de sédimentation) et certaines propriétés physicochimiques des produits chimiques (solubilité, persistance). En raison de ces facteurs, les sédiments réagissent lentement aux variations des charges de contaminants de façon générale, et donc, les concentrations pourraient ne pas changer avant de nombreuses années.

Comme sous-indicateur de la présence et de la *distribution spatiale*, on mesurera les concentrations de produits chimiques toxiques dans les sédiments superficiels. L'échantillonnage suivra habituellement le calendrier de l'ISCS. Les lieux d'échantillonnage incluront non seulement les zones de dépôt des lacs, mais aussi des lieux à proximité des côtes. Les sédiments superficiels peuvent représenter les trois centimètres supérieurs prélevés dans les lacs Michigan, Huron, Érié, Ontario et Supérieur ou un échantillon homogénéisé recueilli à l'aide d'une benne Ponar.

Le nombre de stations d'échantillonnages varie selon le lac, en fonction des stations historiques, de la sédimentologie et de la bathymétrie. Un ensemble de cartes indiquant les lieux et les concentrations permettrait de mieux faire comprendre le sous-indicateur.

Étant donné que l'on ne recueille pas annuellement les données sur les contaminants bioaccumulatifs à l'échelle du bassin, le rapport sur le sous-indicateur sera partiellement actualisé à tous les deux cycles de production de rapports sur l'état des Grands Lacs, soit tous les six ans.

Conditions écologiques

Situation des contaminants dans les sédiments

En général, les sédiments des Grands Lacs constituent un puits principal pour contaminants, mais ils peuvent aussi en constituer une source à la suite de resuspension et de redistribution. L'enfouissement dans les sédiments constitue aussi un mécanisme de premier plan par lequel les contaminants sont séquestrés et ne peuvent se retrouver de nouveau dans la colonne d'eau. Dans le cadre d'une nouvelle initiative d'Environnement et

Changement climatique Canada (2014), le prélèvement d'échantillons de sédiments des Grands Lacs selon le calendrier de l'ISCS permettront d'obtenir une évaluation plus détaillée (sur les plans spatial et temporel) à la fois pour les chenaux connecteurs et les Grands Lacs pour les besoins de rapports à venir sur la situation des Grands Lacs (appelés auparavant rapports de la CÉÉGL).

La comparaison entre les concentrations de contaminants dans les sédiments superficiels et les concentrations maximales sous la surface indique une baisse générale des concentrations de contaminants de plus de 50 % et, dans certains cas, jusqu'à 90 % dans les Grands Lacs inférieurs au cours des quatre dernières décennies (tableau 1).

Il est aussi possible d'évaluer les concentrations de sédiments en fonction des valeurs indicatives pour la protection du biote aquatique, p. ex., concentrations produisant un effet probable prévues dans les Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments (PEP, CCME 1999). On peut utiliser ces recommandations comme outil de dépistage lors de l'évaluation du risque potentiel et pour caractériser les préoccupations suscitées par la qualité relative des sédiments.

Situation des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM)

En mai 2016, les Parties à l'AQEGL ont désigné la première série de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM). Pour le rapport sur l'état des Grands Lacs de 2019 et les rapports subséquents, les sous-indicateurs relatifs aux produits chimiques toxiques appuieront, dans la mesure du possible, la production de rapports plus exhaustifs, uniformes et transparents sur les PCSPM. Les renseignements sur d'autres produits chimiques dignes d'intérêt dans les Grands Lacs (qui ne sont pas des PCSPM) doivent figurer au rapport et seront inclus dans une section distincte plus bas, le cas échéant. Le rapport sur le sous-indicateur relatif aux produits chimiques toxiques dans les sédiments de 2019 ne repose pas uniquement sur les PCSPM.

Les produits chimiques suivants constituent la première série de PCSPM :

- acide perfluorooctanoïque (APFO)
- acides perfluorocarboxyliques à chaîne longue (APFC-CL)
- biphényles polychlorés (BPC)
- hexabromocyclododécane (HBCD)
- mercure (Hg)
- paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC)
- polybromodiphényléthers (PBDE)
- sulfonate de perfluorooctane (SPFO).

Mercure et métaux

La répartition spatiale de la contamination par le mercure dans les sédiments des Grands Lacs représente de façon générale celle d'autres composés toxiques existants, y compris d'autres métaux et matières organiques comme les BPC, car l'accumulation d'un vaste éventail de contaminants propres à chaque lac peut être causée par des sources communes. On observe les concentrations de mercure les plus élevées dans les sédiments des lacs Michigan, Érié et Ontario dans les zones de dépôt au large caractérisées par leurs sédiments à grains fins. Il y a en général un lien entre les concentrations de contaminants et la taille des particules et c'est pourquoi la distribution du mercure est fonction non seulement des charges et de la proximité des sources, mais aussi du type de substrat et des caractéristiques bathymétriques. Une étude actuellement menée par ECCC permet de corroborer les conclusions

d'une étude antérieure de Marvin et coll. (2004), selon lesquelles la contamination par le mercure est en général assez faible dans les lacs Huron, Michigan, Supérieur et, plus récemment, le lac Sainte-Claire, mais elles sont plus élevées dans le lac Ontario et le bassin occidental du lac Érié (figure 1). Les concentrations de mercure dans les Grands Lacs laissent à penser que la plus grande partie du lac Ontario, l'ouest du lac Érié et des zones au nord du lac Supérieur ont des concentrations qui dépassent encore les recommandations relatives à la CEP (figure 1). La contamination du lac Érié présente un gradient orienté vers une diminution des concentrations depuis le bassin occidental (moyenne de 410 ng/g) vers le bassin central (190 ng/g) et le bassin oriental (62 ng/g) [ECCC]. La distribution spatiale dans le lac Érié est influencée par l'activité industrielle dans les bassins des principaux affluents, y compris la rivière Détroit et des secteurs le long de la rive sud (Marvin et coll. 2004). Les sources et les charges de mercure qui atteignent le lac Huron semblent avoir diminué au point où on ne décèle aucune tendance spatiale. La contamination courante des sédiments est beaucoup moins élevée que les concentrations maximales observées du milieu de la décennie 1950 jusqu'au début de la décennie 1970 pour tous les lacs, ainsi que les réductions concomitantes dans les voies interlacustres, y compris la rivière Niagara, le secteur aval de la rivière Détroit et le secteur amont de la rivière Sainte-Claire, qui sont tous associés à une contamination historique par le mercure causée par le procédé chlore-alcali. Ces secteurs étaient aussi très industrialisés et constituaient des sources de premier plan de tout un éventail de substances toxiques persistantes dans les lacs ouverts, y compris les BPC. Des études réalisées plus récemment de 2012 à 2014 (Lepak et coll. 2015) et de 2013 à 2018 (figure 1; ECCC) concordent avec des études antérieures et révèlent que :

- la concentration de mercure total varie considérablement dans les sédiments des Grands Lacs;
- l'on a observé la concentration de mercure total la plus faible au large dans les lacs Huron et Supérieur et la plus élevée dans la partie occidentale du lac Érié et dans le lac Ontario;
- les concentrations régionales de mercure augmentent par rapport à celles que l'on observe au large dans le lac Michigan (Green Bay) et le lac Supérieur (Thunder Bay).

Dans le cas des métaux, les concentrations de plomb, de cadmium, de zinc et de mercure ont souvent dépassé celles des recommandations relatives à la CEP. Les recommandations (CEP) ont été rarement excédées dans tous les autres lacs, sauf dans le cas du plomb dans le lac Michigan, où la CEP (91,3 µg/g) était dépassée dans plus de la moitié des sites et, dans le cas de l'arsenic, dans les lacs Huron et Ontario (tableau 2).

BPC

Les résultats d'études de Li et coll. (2009) sur les BPC réalisées au cours de la même période que l'étude de Burniston et coll. (2011) ont révélé que la concentration de BPC avait baissé de 30 % dans les Grands Lacs comparativement aux résultats rapportés par Eisenreich (1987), le lac Ontario affichant la diminution la plus importante. Les changements de la méthodologie d'analyse complexifient les comparaisons des concentrations totales de BPC aux résultats d'études historiques. La comparaison de sédiments de surface aux maximums sous-marins basée sur des techniques d'analyse semblables pourrait produire des résultats plus fiables. Si l'on compare la moyenne de tous les lacs dans le cas des sédiments superficiels aux maximums sous-marins, les réductions des concentrations de BPC dans les Grands Lacs ont varié de 5 % dans le lac Michigan à 94 % dans le lac Ontario. Dans le cas des BPC, même si une réduction de la production contribue à cette baisse, la diminution des concentrations peut aussi découler de la perte de congénères légers attribuable à la remise en suspension répétée de sédiments superficiels, à la désorption de congénères légers et à l'évaporation subséquente (dans le lac Michigan; Li et coll. 2009), ou à la déchloration réductrice anaérobie (dans le lac Ontario; Li et coll. 2009). À cause de la toxicité différente des congénères, la déchloration réductrice anaérobie pourrait réduire la toxicité due aux BPC (Li et coll. 2009). Les demi-vies de premier ordre ($t_{1/2}$) varient de 44,9 ans (lac Huron) à 9,7 ans (lac Supérieur). Voir le tableau 3. On trouve des demi-vies plus brèves à certains lieux (lacs Ontario, Érié, Supérieur) plus proches des

sources d'affluents et qui réagissent donc davantage aux réductions des sources de BPC (Li et coll. 2009). Bien que les concentrations de BPC dépassent rarement les recommandations relatives à la CEP (277 ng/g BPC totaux) dans les sédiments des Grands Lacs en ce moment, elles demeurent hautes dans certaines zones de l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit.

Ignifugeants

Les ignifugeants sont très utilisés dans le monde entier dans la fabrication d'un vaste éventail de produits de consommation et de matériaux de construction. On a constaté la bioaccumulation d'ignifugeants dans les poissons des Grands Lacs et le lait maternel des femmes nord-américaines (Schecter et coll. 2003). Les rejets industriels ne sont peut-être pas la cause de la contamination continue, mais les centres industriels et urbains modernes peuvent agir comme sources diffuses. Les études de profils de carottes de sédiments de PBDE dans le lac Ontario indiquent que l'accumulation de ces produits chimiques a plafonné récemment, ou qu'elle continue d'augmenter (Marvin et coll. 2007; Shen et coll. 2010). Le profil des PBDE totaux du lac Ontario indique que l'accumulation s'est stabilisée au cours de la dernière décennie, ce qui est possiblement attribuable au fait qu'on a volontairement cessé de produire ces composés en Amérique du Nord. Des études de carottes récentes (ECCC) ont permis de déterminer les concentrations maximales de PBDE totaux à la surface du lac Supérieur (moyenne de 3,4 ng/g pour le lac), tandis que dans le lac Huron, les concentrations ont commencé à diminuer (figure 2). En effet, les concentrations de PBDE totaux et de BDE 209 dans les sédiments superficiels du lac Huron sont faibles et varient entre 0,1 et 14 ng/g et entre <0,1 et 12 ng/g, respectivement. D'autres études modernes (Guo, 2015; Zhu et Hites, 2005) ont toutefois montré que les PBDE totaux, et en particulier le BDE 209 décasubstitué, continuent d'augmenter dans les cinq Grands Lacs et qu'il leur faut de 4 à 74 ans pour que leurs concentrations doublent. Le BDE 209 a été produit aux États-Unis jusqu'en 2014, mais il persiste dans beaucoup de produits et constitue le principal congénère des sédiments, représentant plus de 90 % des PBDE totaux. La situation préoccupe parce que le BDE 209 peut se dégrader dans le biote et former des sédiments avec des BDE moins substitués qui sont plus toxiques et plus bioaccumulatifs (Gauthier et coll. 2008). Une étude portant sur la partie supérieure des lacs effectuée par Guo (2015) a révélé que les concentrations superficielles les plus élevées à la fois de PBDE totaux et de BDE 209 se trouvaient dans le lac Michigan (et en particulier dans le secteur sud-est et dans celui des dunes Sleeping Bear) et le lac Huron (en particulier dans la baie Saginaw et le chenal nord), qu'elles étaient comparables aux concentrations du lac Érié, mais qu'elles étaient plus faibles que celles du lac Ontario.

D'autres ignifugeants comme le dechlorane plus (isomères anti et syn) et les composés apparentés Dec604 et Dec602 sont présents à de faibles concentrations dans tout le secteur supérieur des Grands Lacs, mais les concentrations sont plus élevées dans le lac Érié et plus élevées d'un ordre de grandeur dans le lac Ontario (figure 3). Les concentrations de la plupart des ignifugeants ont augmenté considérablement après 1920 pour se stabiliser ou diminuer depuis 2000, mais les concentrations de Dec 604 et de DBDPE pourraient être encore en hausse dans le lac Ontario. Dans la partie supérieure des Grands Lacs, les concentrations de PBDE et de 1,2-bis (2,4,6-tribromophénoxy)éthane (BTBPE) dominent à la fois dans la partie sud et dans la partie nord du lac Michigan, et en particulier la partie sud-est du lac et les sites situés à proximité de la dune Sleeping Bear. En dépit de ces tendances, les concentrations maximales de beaucoup d'ignifugeants demeurent très en deçà des concentrations maximales de contaminants comme le DDT et les BPC observées dans le passé. Dans les Grands Lacs inférieurs, les concentrations ont commencé à se stabiliser dans les dernières années. Une étude récente menée par ECCC a permis de détecter quelques ignifugeants halogénés dans le lac Érié (n = 10), y compris du HBCD, et de relever fréquemment la présence d'acide 2,3,4,5-tétrabromo-benzoïque de 2-éthylhexyle (TBB) et de bis(2-éthyl-1-hexyl)tétrabromophthalate (TBPH), quoiqu'en faibles quantités, dans la rivière Détroit (n = 12).

Composés perfluoroalkylés

Les composés perfluoroalkylés (CPF) suscitent l'intérêt sur les plans scientifique et réglementaire depuis quelques années après qu'on en eut détecté la présence dans le monde entier chez les humains et la faune. On détecte régulièrement des CPF dans les précipitations et l'air des milieux urbains et ruraux. Ces composés ont une multitude d'applications, mais ils sont surtout utilisés comme agents antisalissants et hydrofuges dans les papiers, les textiles et les moquettes. Deux catégories de CPF, soient les acides sulfonates perfluoroalkyliques (ASPF), et en particulier le sulfonate de perfluorooctane (SPFO), et les perfluorocarboxylates (PFCA), en particulier l'acide perfluorooctanoïque (APFO), sont les CPF les plus fréquemment observés dans les sédiments. Très stables et persistants dans l'environnement, ces composés peuvent être toxiques. Les concentrations de sulfonate de perfluorobutane (SPFB) et d'acide perfluoro-n-butanoïque (APFB) sont maintenant comparables à celles des CPF que ces produits ont remplacés (SPFO et APFO) (Codling et coll. 2014). On a détecté la présence de CPF dans des échantillons environnementaux prélevés dans des régions éloignées comme l'Arctique canadien. Les propriétés physiques et chimiques des CPF sont différentes de celles de nombreux autres polluants semi-volatils, car ils ont des propriétés hydrophiles et hydrophobes. Même s'ils sont persistants et bioaccumulatifs, les CPF sont transportés en phase aqueuse et non aqueuse. De plus, les CPF de sédiments de fond peuvent se diffuser jusqu'à la surface et devenir biodisponibles.

Les concentrations de CPF tendent à augmenter depuis les Grands Lacs les plus élevés (Supérieur et Huron) jusqu'aux les Grands Lacs inférieurs (Érié et Ontario). Cette tendance spatiale est reflétée par les concentrations de SPFO dans les sédiments superficiels, qui varient entre 0,24 et 6,26 ng/g et entre 0,19 et 5,29 ng/g pour les lacs Supérieur et Huron, respectivement, et entre 0,66 et 15,3 ng/g et entre 0,65 et 46,0 ng/g pour les lacs Érié et Ontario, respectivement (ECCC). En comparant les concentrations de CPF mesurées dans le lac Sainte-Claire avec celles d'échantillons de sédiments (Marvin et coll. 2004) et de poissons (McGoldrick et Murphy 2016) prélevés dans les Grands Lacs, on peut voir que les concentrations de CPF dans les lacs Ontario et Érié étaient plus élevées. Les concentrations de CPF dans les sédiments sont attribuables non seulement à la proximité des sources, mais aussi à des processus physiques et aux caractéristiques bathymétriques. Les bassins hydrographiques des lacs Supérieur et Huron sont moins densément peuplés, et les concentrations de CPF y sont généralement moindres. Les concentrations mesurées à la plupart des sites révèlent une contamination diffuse. Toutefois, les concentrations de CPF mesurées dans les sédiments de quelques sites sont plus élevées, ce qui est signe d'incidences de sources plus locales. Dans le lac Supérieur, les sédiments plus profonds montrent généralement une concentration plus faible de CPF. Étant donné le temps de séjour plus long de l'eau du lac Supérieur, certains de ces composés pourraient se décomposer ou être absorbés avant d'atteindre la couche de sédiments. Le recours à l'APFB et au SPFB en remplacement causerait probablement des rejets plus importants dans l'environnement.

Les sédiments de surface contiennent principalement de l'APFB et de l'acide perfluoro-n-hexanoïque (APFHx), ce qui laisse à penser que ces composés ne se lient peut-être pas aux sédiments en phase solide. Les concentrations d'APFB mesurées dans les sédiments profonds d'échantillons de carottes étaient plus élevées que ce qu'on aurait pu prédire étant données les quantités de substance fabriquées et utilisées. Les concentrations montrent que la contamination pourrait pénétrer dans la chaîne alimentaire (Codling et coll. 2018b). De façon générale, les concentrations de CPF ont augmenté dans le temps, ce qui correspond essentiellement à une utilisation accrue. Toutefois, les concentrations des CPF ayant fait l'objet de mesures ciblées ont diminué dans les sédiments. Par exemple, les concentrations de SPFO ont atteint un sommet en 2001 (Myers et coll. 2012). On a aussi souvent détecté la présence d'APFB et d'APFHx dans les sédiments de surface et dans les échantillons supérieurs de carottes, ce qui indique une variation des profils d'utilisation. Les distributions de CPF dans les carottes datées correspondaient généralement à une utilisation accrue, mais également aux propriétés physicochimiques qui influent sur la distribution. Les CPF dont les chaînes contiennent plus de sept atomes de carbone, y compris le sulfonate de

perfluorooctane (SPFO), se lient plus fortement aux sédiments, ce qui a permis d'analyser leurs tendances temporelles avec plus de précision. Les CPF à courte chaîne, comme l'APFB, principal remplaçant des composés à huit atomes de carbone qui ont été éliminés, sont plus solubles et ont été détectés dans certaines couches de carottes à des profondeurs correspondant à des périodes antérieures à la fabrication. Par conséquent, l'analyse des tendances temporelles pour ces composés plus solubles à partir de carottes de sédiments est moins précise. En fonction de leurs propriétés physicochimiques, les sédiments ne sont peut-être pas le milieu le plus adapté à la surveillance (Codling et coll. 2018a).

Liens

La contamination des sédiments a une incidence à la fois sur la qualité de l'eau et sur la vie qui dépend des milieux aquatiques. Les sédiments peuvent être une source de mercure et d'autres produits chimiques toxiques qui pénètrent dans la colonne d'eau. Ces produits chimiques sont des éléments constituants des indicateurs que sont les produits chimiques toxiques, l'habitat et les espèces et comprennent les « substances chimiques toxiques dans l'eau » et les « substances chimiques toxiques dans l'atmosphère ».

Les liens à d'autres sous-indicateurs de la série des indicateurs sont les suivants :

- Benthos/*Diporeia* – Les sédiments constituent l'habitat de nombreuses espèces et communautés benthiques. Toutefois, ils servent aussi de réservoir pour la bioaccumulation et le transfert trophique de contaminants, engendrant ainsi potentiellement des effets sur les communautés benthiques, les poissons et d'autres espèces du réseau trophique.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent de sources connues, fiables et respectées auxquelles il est possible de remonter.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables à celles provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées pour l'évaluation sont librement disponibles et accessibles.	Oui	Great Lakes Sediment Monitoring and Surveillance Data - Open Government Portal (canada.ca) Great Lakes Sediment Archive Database (1960-1975) - Open Government Portal (canada.ca)		

Limites des données

On ne prélève des carottes de sédiments que tous les dix ans environ, ce qui empêche la publication de mises à jour selon un cycle de trois ans. Cependant, lorsque de nouveaux renseignements sont disponibles, les mises à jour du sous-indicateur s'appliquent aux années antérieures, car les carottes de sédiments permettent de retracer l'historique de la décennie précédente. Les plus fines couches de carottes de sédiments prélevées de lacs à faible taux de sédimentation (comme le lac Supérieur) n'offrent pas une résolution temporelle adéquate permettant de déterminer les variations de concentrations de contaminants d'une année à 'autre.

Renseignements supplémentaires

Le présent sous-indicateur permettra de voir si les concentrations des produits chimiques toxiques (en tant que groupe) diminuent, restent identiques ou augmentent au fil du temps dans les eaux des Grands Lacs. Les données du sous-indicateur rendront aussi compte de l'ampleur des tendances associées aux différents produits chimiques. L'ampleur des tendances est exprimée en demi-vie, soit le temps requis pour que la concentration d'un produit chimique diminue de moitié. Le temps le plus pertinent pour la quasi-élimination est la demi-vie la plus longue des produits chimiques mesurés.

On évaluera la qualité des sédiments littoraux à l'aide de sédiments superficiels prélevés aux 5 à 10 ans à partir de sites ayant déjà fait l'objet d'une surveillance relative à la présence de contaminants dans les sédiments, l'eau ou les poissons, ou de sites désignés par des gestionnaires de ressources comme étant très prioritaires en matière de renseignements sur les sédiments superficiels (p. ex., source tributaire). Les sites seront aussi sélectionnés en fonction du type de sédiments, des taux de sédimentation prévus et de la proximité avec des sources potentielles. Les carottes seront divisées, datées et analysées pour détecter des produits chimiques toxiques.

Les efforts visant à contrôler les dépôts de contaminants existants ont entraîné une baisse des concentrations de contaminants dans les sédiments des eaux libres des Grands Lacs dans le cas d'un grand nombre de produits chimiques existants. Il se peut toutefois que des produits chimiques comme des ignifugeants et des produits antiparasitaires d'usage courant soient des problèmes émergents et de possibles agents stressants futurs de l'écosystème. Ces résultats corroborent les observations faites à l'échelle mondiale qui indiquent que les grands centres urbains constituent des sources diffuses de produits chimiques très utilisés pour soutenir le mode de vie de notre société moderne.

Des programmes de recherche et de surveillance de longue durée sont des outils précieux pour démontrer l'efficacité des mesures de remise en état et d'initiatives de gestion, ainsi que comme indicateurs de problèmes émergents. Des études améliorées sur les Grands Lacs canadiens comprennent maintenant l'échantillonnage périodique des sédiments qui seront prélevés suivant le calendrier de l'ISCS. Le programme de surveillance des Grands Lacs est un programme complémentaire des États-Unis. Il est actuellement difficile de comparer les résultats relatifs aux contaminants entre les études et les lacs à cause de différences sur les plans de la conception de l'échantillonnage, des points d'échantillonnage et des procédures d'analyse. Il est impossible de détecter des changements du dépôt de contaminants sur des périodes moins longues que la résolution temporelle des échantillons de sédiments superficiels, qui peut durer de 3 à 220 ans.

Les Parties à l'AQEGL ont terminé le choix des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM). Ces PCSPM et tout autre PCSPM ajouté à l'avenir seront inclus dans les futurs rapports, dans la mesure du possible, dans les sous-indicateurs de la catégorie des indicateurs des produits chimiques toxiques de la série des indicateurs des Grands Lacs.

Remerciements

Auteurs

Debbie Burniston, Division de la surveillance de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada, 867, promenade Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1

Meg Corcoran, Oak Ridge Institute for Science et boursière en éducation-recherche nommée aux Great Lakes National Program Office de l'Environmental Protection Agency des É.-U., Chicago (Illinois)

Chris Marvin, Direction de la recherche sur les contaminants aquatiques, Environnement et Changement climatique Canada, 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1

Todd Nettesheim, Great Lakes National Program Office de l'Environmental Protection Agency des É.-U., Chicago, (Illinois)

Sources d'information

Burniston, D., Klawunn, P., Backus, S., Hill, H., Dove, A.,Waltho, J., Richardson, V., Struger, J., Bradley, L., McGoldrick, D., Marvin, C. « Spatial distributions and temporal trends in pollutants in the Great Lakes 1968–2008 ». *Water Qual. Res. J. of Can.* 2011 46(1).

Codling (a), G., Hosseini, S., Corcoran, M., Bonina, S., Lin, T., Li, A., Sturchio,N., Rockne, K., Ji, K., Peng, H. et Giesy, J. « Current and historical concentrations of poly and perfluorinated compounds in sediments of the northern Great Lakes—Superior, Huron, and Michigan ». *Environmental Pollution* 2018, v. 236, 9. p. 373-381.

Codling (b), G., Sturchio, N., Rockne, K., Li, A.,Peng, H., Tse, T, Jones, P. et Giesy, J. « Spatial and temporal trends in poly- and per-fluorinated compounds in the Laurentian Great Lakes Erie, Ontario and St. Clair ». *Environmental Pollution* 2018, v. 237, p. 396-405.

Codling, G., Vogt, A., Jones, P. D., Wang, T., Wang, P., Lu, Y. L., Corcoran, M., Bonina, S., Li, A., Sturchio, N. C., Rockne, K. J., Ji, K., Khim, J. S., Naile, J. E. et Giesy, J. P., « Historical trends of inorganic and organic fluorine in sediments of Lake Michigan ». *Chemosphere* 2014, v. 114, p. 203-209.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg (Manitoba).

Eisenreich, S.J. « The Chemical Limnology of nonpolar organic contaminants-Polychlorinated biphenyls in Lake Superior, dans Sources and Fates of Aquatic Pollutants », R.A. Hites et S.J Eisenreich, dir., *Advances in Chemistry* 216 (American Chemical Society: Washington D.C.), 1987, p. 393-470.

Eisenreich, S. J.,. Strachan, W. M. J. (1992). *Estimating Atmospheric Deposition of Toxic Substances to the Great Lakes—An Update*, Report of the Gray Freshwater Biological Institute, Université du Minnesota, C.P. 100, Navarre, MN 55392.

Gauthier, L. T., Hebert, C. E., Weseloh, D. V. C., Letcher, R. J. « Dramatic Changes in the Temporal Trends of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Herring Gull Eggs From the Laurentian Great Lakes » 1982–2006. *Environ. Sci. Technol.* 2008, 42 (5), 1524–1530.

Guo, Jiehong. *Spatial Distribution and Time Ten of Organic Pollutant Chemicals in the Sediments of the Upper Great Lakes*. Thèse doctorale. 2015. Université d'Illinois à Chicago.

Lepak, Ryan F., Yin, Runshing, Krabbenhoft, David P., Ogorek, Jacob M., DeWild, John F., Holsen, Thomas M., Hurley, James P. « Use of Stable Isotope signatures to Determine Mercury Sources in the Great Lakes ». *Environ. Sci. Technol. Lett.* 2015 2(12) 335-341.

Li, A., Rockne, K. J., Sturchio, N., Song, W., Ford, J. C. et Wei, H. « PCBs in sediments of the Great Lakes—distribution and trends, homolog and chlorine patterns, and in situ degradation ». *Environ Pollut*, 2009 157 (1) 141-147.

Marvin, C., S. Painter, S.,Williams, D.,Richardson, V., Rossmann, R., VanHoof, P. « Spatial and Temporal Trends In Surface Water and Sediment Contamination in the Laurentian Great Lakes ». *Environmental Pollution* 2004. 129:131-144.

Marvin, C., Williams, D., Kuntz, K., Klawunn, P., Backus, S., Kolic, T., Lucaciu, C., MacPherson, K., Reiner, E. « Temporal Trends in polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans, dioxin-like PCBs, and polybrominated diphenyl ethers in Niagara River suspended sediment ». *Chemosphere* 2007 67 1808-1815.

McGoldrick, Daryl J., Murphy, Elizabeth W. Concentration and distribution of contaminants in lake trout and walleye from the Laurentian Great Lakes (2008-2012). *Environmental Pollution* 2016, vol. 217, p. 85-96.

Myers, Anne L., Crozier, Patrick W., Helm, Paul A., Brimacombe, Corina, Furdui, Vasile I., Reiner, Eric J., Burniston, Debbie, Marvin, Chris H. « Fate, distribution, and contrasting temporal trends of perfluoroalkyl substances (PFASs) in Lake Ontario, Canada ». *Environmental International* 2012, vol. 44, p. 92-99.

Schecter A, Pavuk M, Päpke O, Ryan JJ, Birnbaum L, Rosen R. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in U.S. mothers' milk. *Environ Health Perspect.* 2003; 111(14):1723–1729. doi:10.1289/ehp.6466.

Shen, L., Reiner, E., MacPherson, K., Kolic, T., Sverko, E., Helm, P., Bhavsar, S.; Brindle, I., Marvin, C. « Identification and Screening Analysis of Halogenated Norbornene Flame Retardants in the Laurentian Great Lakes: Dechloranes 602,603, and 604 ». *Environ. Sci. Technol.* 2010, 44(2), 760-766.

Yang, Ruigiang, Wei, Hua, Guo, Jiehong, McLeod, Colin, Li, An, Sturchio, Neil C. « Historically and Currently Used Dechloranes in the Sediments of the Great Lakes ». *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45 5156-5163.

Yang, Ruigiang, Wei, Hua, Guo, Jiehong et An Li. « Emerging Brominated Flame Retardants in the Sediment of the Great Lakes ». *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46 3119-3126.

Zhang, X., Rygwelski, K.R., Rossmann, R. « The Lake Michigan contaminant transport and fate model, LM2-toxic: Development, overview, and application ». *J. Great Lakes Res* 2009, 35, 128-136.

Zhu, L., Hites, R. « Brominated Flame Retardants in Sediment Cores from Lakes Michigan and Erie ». *Environ. Sci. Technol.* 2005, 39, 3488-3494.

Liste des tableaux

Tableau 1. Pourcentages estimatifs de diminution de la contamination des sédiments dans les Grands Lacs (1970-2015) basés sur une comparaison des concentrations dans les sédiments de surface et des concentrations maximales dans les sédiments sous la surface.

Sources : Environnement et Changement climatique Canada; Li (2006); Marvin (2004)

Tableau 2. Présence de plomb, d'arsenic et de mercure dans les sédiments des Grands Lacs comparativement aux recommandations du CCME. Les sites sans sédiment affichent une valeur de « 0 » pour tous les contaminants.

Source : Environnement et Changement climatique Canada

Tableau 3. Demi-vie (t1/2) de premier ordre des BPC dans les sédiments des Grands Lacs.

Source : Li et coll. (2009)

Liste des figures

Figure 1. Distribution spatiale de la contamination de mercure dans les sédiments superficiels dans les secteurs à eaux libres et les voies interlacustres des Grands Lacs.

Source : Environnement et Changement climatique Canada.

Figure 2. Tendances temporelles des concentrations de polybromodiphényléthers dans les sédiments du lac Huron.

Source : Environnement et Changement climatique Canada.

Figure 3. Distribution spatiale du BTBPE et du dechlorane plus (somme des isomères syn et anti) dans les sédiments des Grands Lacs (échantillonnage : 2010-2014).

Sources : Lacs Supérieur, Michigan et Huron – Guo (2015); rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire, rivière Détroit et lac Érié – Environnement et Changement climatique Canada; lac Ontario – Yang et coll. 2011 et 2012.

Figure 4. Concentrations des acides sulfoniques perfluorés (ASPF) totaux et d'acide perfluorooctane sulfonique dans les sédiments des Grands Lacs. Source : Environnement et Changement climatique Canada.

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2019, Rapport Technique

	Lac Supérieur	Lac Huron	Lac Michigan	Lac Érié	Lac Ontario
Mercure	4,5	11	49	60	94
BPC	45	9	5	51	85
DDPC/DFP	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	53
HCB	S.O.	S.O.	S.O.	78	40
DDT	S.O.	93	S.O.	60	60
Plomb	10	43	S.O.	71	65

Tableau 1. Pourcentages estimatifs de diminution de la contamination des sédiments dans les Grands Lacs (1970-2015) basés sur une comparaison des concentrations dans les sédiments de surface et des concentrations maximales dans les sédiments sous la surface. Sources : Environnement et Changement climatique Canada; Li (2006); Marvin (2004).

% des sites dépassant les recommandations. Valeurs recommandées exprimées en µg/g		**Plomb**				**Arsenic**				**Mercure**			
	N	CSEP (35)	CPE (91,3)	CME (31)	CEG (250)	CSEP (5,9)	CPE (17)	CME (6)	CEG (33)	CSEP (0,17)	CPE (0,486)	CME (0,2)	CEG (2)
Lac Supérieur 2016	76	53	6,6	57	0	73,7	16	72	2,6	12	0	3,95	0
Lac Huron 2017	93	42	6,5	44	0	59	28	56	5,4	0	0	0	0
Lac Érié 2014	54	48	1,9	50	0	76	3,7	65	0	35	11,1	31	0
Lac Ontario 2018	42	95	45	100	0	100	71	100	4,8	86	57	86	0

Tableau 2. Présence de plomb, d'arsenic et de mercure dans les sédiments des Grands Lacs comparativement aux recommandations du CCME. Les sites sans sédiment affichent une valeur de « 0 » pour tous les contaminants. Source : Environnement et Changement climatique Canada.

Lac	Lieu	Année du maximum	Demi-vie, $t_{1/2}$ (ans)
Supérieur	SU22	1993	9,7±7,9
Michigan	LM41[b]	1979	31,7±14,3
Huron	HU12[b]	1981	44,9±1,0
Érié	ER37	1981	16,6±2,2
Ontario	ON-30	1973	11,0±1,0
Ontario	ON-40	1963	17,0±4,4

[a] Il est impossible d'obtenir les valeurs $t_{1/2}$ de premier ordre à d'autres lieux d'échantillonnage à cause du nombre insuffisant (<3) de points de données (SU08, SU12, SU16, HU38, HU48) ou du mélange important de sédiments (ER09). [b] Le segment supérieur a été exclu dans les calculs de la $t_{1/2}$ à ces endroits.

Tableau 3. Demi-vie ($t_{1/2}$) de premier ordre des BPC dans les sédiments des Grands Lacs[a]. Source : Li et coll. (2009)

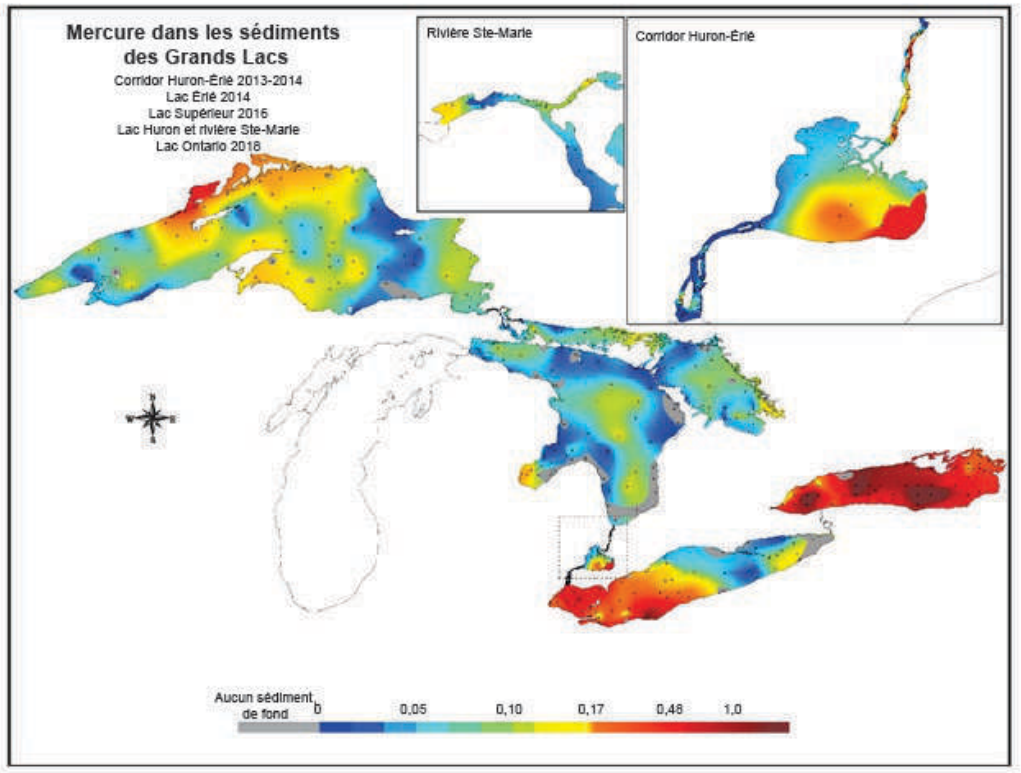


Figure 1. Distribution spatiale de la contamination par le mercure dans les sédiments superficiels dans les secteurs à eaux libres et les voies interlacustres des Grands Lacs. Source : Environnement et Changement climatique Canada.

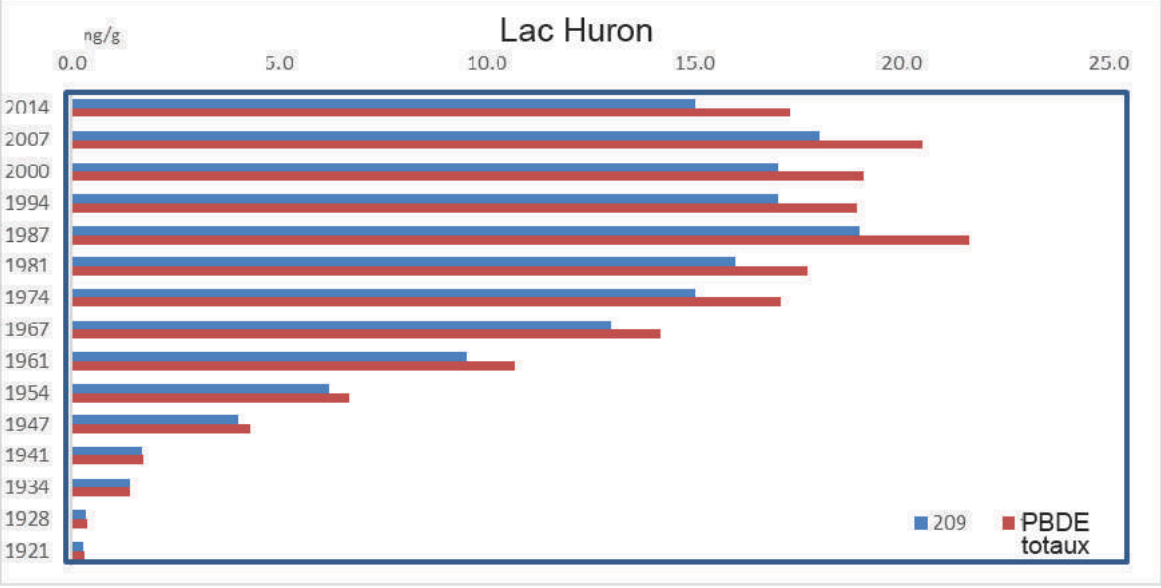


Figure 2. Tendances temporelles des concentrations de polybromodiphényléthers dans les sédiments du lac Huron. Source : Environnement et Changement climatique Canada.

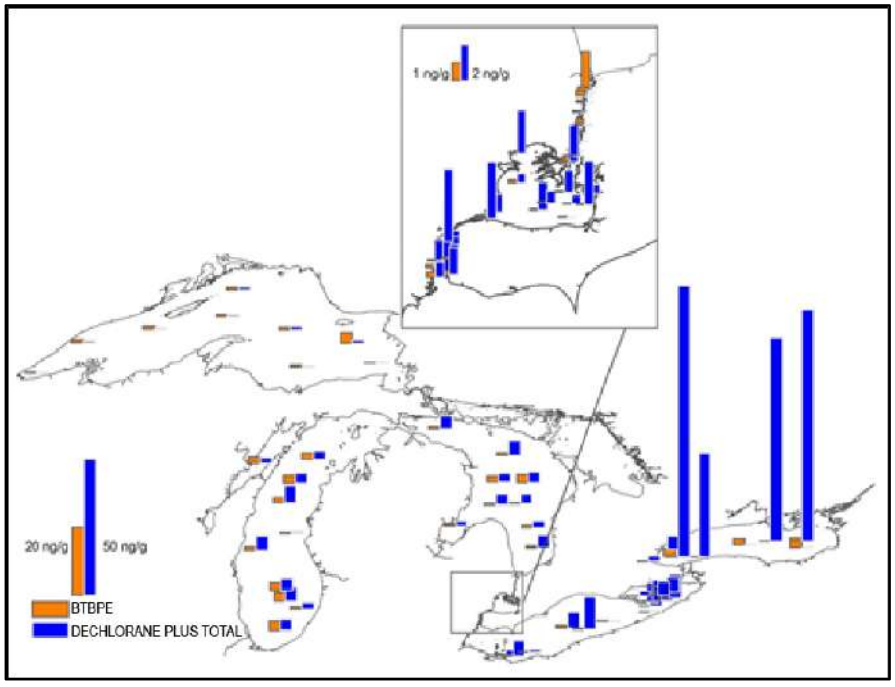


Figure 3. Distribution spatiale du BTBPE et du dechlorane plus (somme des isomères syn et anti) dans les Grands Lacs (échantillonnage : 2010-2014). Sources : Lacs Supérieur, Michigan et Huron – Guo (2015), rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire, rivière Détroit et lac Érié – Environnement et Changement climatique Canada; lac Ontario – Yang et coll. 2011 et 2012.

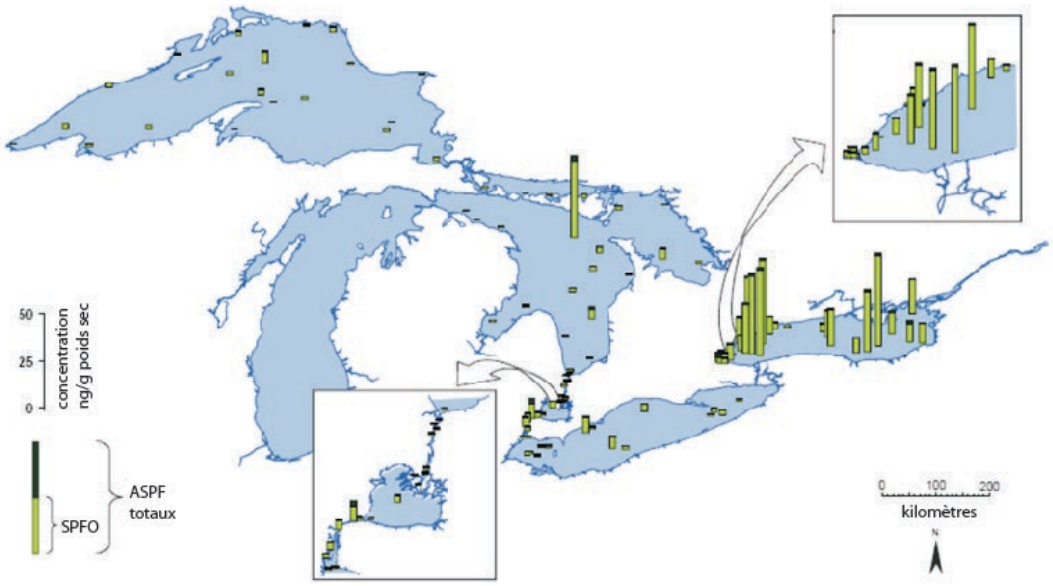


Figure 4. Concentrations des acides sulfoniques perfluorés (ASPF) totaux et d'acide perfluorooctane sulfonique dans les sédiments des Grands Lacs. Source : Environnement et Changement climatique Canada.

Sous-indicateur : Produits chimiques toxiques dans l'eau

Remarque : Ce sous-indicateur n'a pas été mis à jour depuis l'évaluation précédente (rapport sur l'état des Grands Lacs de 2019). Des problèmes liés aux travaux sur le terrain et aux activités de laboratoire, de même qu'à la pandémie de COVID-19, ont eu des répercussions importantes sur la collecte de données dans les Grands Lacs. Au printemps 2018, la campagne d'échantillonnage de la qualité de l'eau du lac Ontario a été annulée en raison de problèmes de personnel pour le navire de la Garde côtière canadienne (NGCC) Limnos. Même si certaines études interorganismes ont pu être réalisées avec l'Environmental Protection Agency (USEPA) et d'autres collaborateurs cette année-là, la grande majorité des échantillons pour l'analyse des contaminants toxiques n'ont pu être prélevés. ECCC a effectué un échantillonnage de la qualité de l'eau dans le lac Érié en 2019, qui comprenait des travaux liés aux substances toxiques, mais des échantillons destinés à l'analyse de certains composés, comme les BPC, ont malheureusement été perdus à un laboratoire externe et ne peuvent être remplacés. En 2020, ECCC a complètement interrompu ses activités d'échantillonnage en raison de la pandémie. À l'été 2021, l'échantillonnage a repris à bord du NGCC Limnos, et les campagnes estivales sur les lacs Érié et Ontario comprenaient certaines substances chimiques, comme des pesticides actuellement en usage et des composés perfluorés. Nous prévoyons un retour à des collectes plus régulières dans les Grands Lacs, à tour de rôle, en commençant par le lac Huron au printemps 2022. Ce sous-indicateur ne peut être mis à jour pour l'instant, principalement en raison de la rareté des nouvelles données sur lesquelles appuyer l'évaluation. On considère les conclusions précédentes comme pertinentes, mais aucune nouvelle donnée n'a été recueillie à une échelle qui permette d'appuyer cette évaluation pour l'ensemble du bassin versant. Ces trous dans les données auront une incidence considérable sur notre capacité d'évaluer et de communiquer les tendances suivies par les substances chimiques dans l'eau lors de la production des rapports subséquents.

Évaluation globale

État : Bon

Tendances

Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2004-2017)* : Inchangée

Justification : Les composés chimiques dont il est question dans le présent rapport sont des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) ou des produits chimiques susceptibles de devenir des PCSPM en raison de leurs propriétés qui les rendent persistants, bioaccumulables et/ou toxiques (PBT). À long terme, la majorité des contaminants PBT hérités du passé ont diminué dans les eaux des Grands Lacs. Ces produits sont présents en concentrations globales plus faibles, bien que les données les plus récentes indiquent une évolution stable. On observe des dépassements occasionnels des valeurs recommandées pour la qualité de l'eau dans le cas des BPC totaux dans les lacs Érié et Ontario. Le nombre de composés surveillés s'accroît, ce qui enrichit nos connaissances. Pour certains PCSPM (les HBCD, les PBDE, les PFOS et les PFOA), les tendances sont indéterminées, et bien que l'on fasse état de la situation, cette dernière est incomplète en raison de lacunes sur le plan de la surveillance des composés dans tous les secteurs. Dans le cadre d'une évaluation antérieure, la situation a été jugée comme étant bonne. Le changement de situation à « passable » s'explique par la récente détection de PCSPM (voir ci-dessus) dans les eaux extracôtières.

* La tendance à long terme relative aux produits chimiques évalués dans le présent rapport servira à déterminer la tendance sur 10 ans.

La terminologie associée à l'évaluation de la situation et des tendances se trouve immédiatement après la section

portant sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable

Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2005-2016)*: S'améliore

Justification :

En général, la qualité de l'eau dans le lac Supérieur est passable, mais celle-ci présente les plus fortes concentrations de certains composés, dont l'alpha-HCN, le gamma-chlordane, le lindane et le toxaphène, lesquels produits s'accumulent dans les eaux froides au fond du lac et disparaissent lentement en raison de la persistance des composés et du long temps de résidence de l'eau dans le lac. La concentration de ces composés décroît à long terme, mais elle n'a pas évolué ces dernières années. Le lac Supérieur présente des concentrations parmi les plus faibles pour divers nouveaux composés, dont les surfactifs perfluorés et les ignifuges bromés. Auparavant, la situation était jugée « bonne ». La modification à « passable » est fondée sur les récentes détections de PCSPM dans les eaux extracotières; toutefois, il ne s'est pas écoulé suffisamment de temps pour permettre l'évaluation de toutes les tendances relatives aux PCSPM.

* La tendance à long terme relative aux produits chimiques évalués dans le présent rapport servira à déterminer la tendance sur 10 ans.

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2006-2015) : Indéterminée

Justification : On dispose de moins de données sur le lac Michigan; les données disponibles indiquent que la situation d'un grand nombre de composés est stable (cependant, les concentrations de dieldrine seraient à la baisse). Aucun dépassement des valeurs actuellement recommandées pour la qualité de l'eau n'a été constaté. Des données supplémentaires sur un ensemble de composés seront fournies par l'EPA américaine et figureront dans les futurs rapports sur l'état des Grands Lacs. Aucune tendance ne peut être dégagée en raison du manque de données et d'informations sur lesquelles fonder l'évaluation.

Lac Huron

État : Bon

Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2004-2017)*: Inchangée

Justification : Le lac Huron présente certaines des concentrations les plus faibles pour plusieurs contaminants. Cette situation s'explique par le fait que les sources sont peu nombreuses et que ce lac est moins exposé aux dépôts atmosphériques et aux longs séjours de composés persistants en raison de sa situation géographique. Il existe des données indiquant une augmentation des concentrations de HAP à la baie Georgienne, mais les valeurs sont faibles et aucune valeur recommandée pour la qualité de l'eau n'a été dépassée aux sites de surveillance. À long terme, la tendance est également à la baisse pour le mercure et plusieurs importants organochlorés hérités du passé.

* La tendance à long terme relative aux produits chimiques évalués dans le présent rapport servira à déterminer la tendance sur 10 ans.

Lac Érié

État : Passable

Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2004-2014)*: Inchangée

Justification : Le lac Érié présente des concentrations relativement élevées de sous-produits industriels et de certains organochlorés hérités du passé, puisqu'il se trouve en aval des sources historiques de pollution. Ce lac présente également les concentrations les plus élevées de certains HAP. Les pesticides actuellement en usage sont en général les plus concentrés au lac Érié et dans ses affluents, mais peu d'activités de surveillance ont été réalisées dernièrement. La variabilité observée est la plus marquée au lac Érié pour la plupart des paramètres contrôlés, et peu de tendances se dégagent. On relève une diminution importante du mercure total dans le bassin de l'est, seulement. Les plus récentes analyses de la qualité de l'eau n'indiquent aucun dépassement des valeurs recommandées pour la qualité de l'eau, aux endroits ayant fait l'objet d'une surveillance.

* La tendance à long terme relative aux produits chimiques évalués dans le présent rapport servira à déterminer la tendance sur 10 ans.

Lac Ontario

État : Passable

Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2004-2013)*: Inchangée

Justification : Comme ce lac se situe en aval des autres Grands Lacs et dans une région densément peuplée, on y relève des concentrations relativement élevées de certains contaminants, comme les HAP. D'ailleurs, une augmentation des concentrations de HAP totaux et de certains composés industriels a été observée. D'autres composés typiques des sources de produits de consommation (p. ex., PBDE et composés perfluorés) sont également présents en fortes concentrations. Les concentrations de plusieurs organochlorés sont à la baisse, comme dans les autres Grands Lacs.

* La tendance à long terme relative aux produits chimiques évalués dans le présent rapport servira à déterminer la tendance sur 10 ans.

Terminologie relative à l'évaluation de la situation

Bon : Les mesures montrent que les concentrations de produits chimiques toxiques respectent les objectifs écosystémiques, ou qu'elles sont acceptables.

Passable : Les mesures montrent que les concentrations de produits chimiques toxiques ne respectent pas les objectifs écosystémique, mais celles-ci présentent des conditions minimalement acceptables.

Médiocre : Les mesures montrent que les concentrations de produits chimiques toxiques ne présentent pas de conditions minimalement acceptables et qu'elles sont gravement affectées.

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Terminologie relative à l'évaluation des tendances

S'améliore : Diminution de la concentration ou de la fréquence de détection des produits chimiques toxiques.

Inchangée : Aucun changement dans la concentration ou la fréquence de détection des produits chimiques toxiques.

Se détériore : Augmentation de la concentration ou de la fréquence de détection des produits chimiques toxiques.

Indéterminée : À l'heure actuelle, les données ne sont pas disponibles ou elles sont insuffisantes pour évaluer les tendances ou la fréquence de détection des concentrations de produits chimiques toxiques, ou les différents groupes de produits chimiques toxiques n'évoluent pas dans la même direction et les experts ne s'entendent pas sur l'orientation générale de la tendance.

Critères d'effet et/ou objectifs

L'objectif ou le critère d'effet pour ce sous-indicateur aura été respecté quand les eaux des Grands Lacs seront à l'abri des polluants en des quantités ou dans des concentrations qui pourraient être nocives pour la santé humaine, la faune ou les organismes aquatiques du fait d'une exposition directe ou indirecte dans le cadre de la chaîne alimentaire. En raison de la complexité (mélanges de composés chimiques, sources et effets potentiels) et de la présence de tendances potentiellement contradictoires (augmentation de la présence de certains composés jumelée à la diminution d'autres), la détermination de la situation et des tendances repose sur le poids de la preuve en matière d'évaluation par un expert, y compris du nombre de composés qui sont détectables et/ou dont la concentration est inférieure aux lignes directrices sur la qualité de l'eau (p. ex., Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique du CCME; objectifs précis et objectifs écosystémiques panlacustres de l'AQEGL, le cas échéant) et les effets relatifs des composés, s'ils sont connus. Les progrès seront déterminés en fonction du caractère positif ou négatif des tendances relatives aux produits chimiques toxiques, du taux de variation des concentrations, et du nombre de produits chimiques dont les concentrations varient. L'accent sera mis sur les composés définis par les Parties comme étant des produits chimiques d'intérêt mutuel.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur permet d'évaluer les concentrations de produits chimiques toxiques dans les eaux des Grands Lacs, d'établir par inférence les risques d'altération de la qualité de l'eau par les polluants toxiques, d'inférer également les progrès accomplis dans l'élimination des produits chimiques qui sont « source de préoccupations mutuelles », d'éclairer l'évaluation des risques liés à ces produits toxiques et l'élaboration de stratégies de gestion des risques, d'orienter les recommandations portant sur la qualité de l'environnement, et de faire état des progrès écologiques par rapport aux cibles fixées par les plans d'action et les stratégies de prise en charge des risques pour les substances chimiques toxiques du bassin des Grands Lacs.

Objectif écosystémique

Ce sous-indicateur appuie l'objectif général nº 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, qui est de veiller à ce que les eaux lacustres soient « à l'abri des polluants en des quantités ou dans des concentrations qui pourraient être nocives pour la santé humaine, la faune ou les organismes aquatiques du fait d'une exposition directe ou indirecte dans le cadre de la chaîne alimentaire ».

Mesure

Ce sous-indicateur permet d'évaluer l'état actuel des produits chimiques toxiques et de suivre la situation afin de juger si les concentrations diminuent, si elles sont stables ou si elles augmentent au fil des ans dans les eaux des Grands Lacs. Parmi les substances visées, on retrouve les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) présentés à l'annexe 3 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. D'autres produits chimiques persistants, bioaccumulables et/ou toxiques (PBT) font également l'objet d'une évaluation dans le présent rapport. Ces substances PBT comprennent, sans toutefois s'y limiter : d'autres pesticides organochlorés, des hydrocarbures aromatiques polycycliques, des chlorobenzènes, des métaux, des pesticides actuellement utilisés, et d'autres produits chimiques toxiques. Les données de surveillance serviront à évaluer les progrès réalisés ainsi que l'efficacité des mesures de prévention de la pollution et de lutte aux PCSPM et à d'autres composés. Le présent sous-indicateur fournira des données sur les eaux extracôtières, lesquelles constituent le point de mire pour l'évaluation des tendances. L'état de ce sous-indicateur tiendra compte des eaux littorales, dans les secteurs où de telles données seront disponibles (voir la section sur les limites des données).

Un ensemble de composés fait l'objet d'une surveillance en vertu du calendrier de renouvellement (aux cinq ans, par lac) de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS). Entre-temps, un suivi supplémentaire sera effectué, en fonction de la pertinence, de la faisabilité et de la disponibilité des ressources. Le nombre de stations d'échantillonnage varie selon les lacs. Il faudra plusieurs décennies à ce calendrier de renouvellement pour permettre l'établissement de tendances potentielles concernant les PCSPM, comme le HCBD et le PBDE dont les concentrations dans l'eau n'ont fait l'objet d'aucune surveillance constante avant 2011.

État écologique

Programmes et méthodes

Les gouvernements fédéraux canadien et américain surveillent les concentrations de produits chimiques toxiques dans les eaux des Grands Lacs. Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) possède des navires qui sillonnent les eaux afin de prélever des échantillons de qualité de l'eau dans le cadre du Programme de surveillance des Grands Lacs. Depuis 2004, le Ministère a notamment surveillé les « contaminants organiques hérités du passé », y compris les produits organochlorés, les BPC, les benzènes chlorés et les hydrocarbures aromatiques polycycliques à l'aide d'une technique spécialisée et améliorée qui permet la détection précise des concentrations dans les eaux des Grands Lacs. L'observation par navire se fait généralement en période printanière. On a en effet jugé que cette saison était optimale pour l'établissement des maxima annuels d'un grand nombre de composés hérités du passé (Williams et *al.*, 2001). De 2004 à 2013, on a surveillé les contaminants dans chaque lac à intervalles de deux ou trois ans. Depuis 2013, la surveillance est coordonnée avec l'Initiative de coopération pour la science et le suivi (ICSS), de sorte que le travail porte sur un des Grands Lacs chaque année. De plus, la fréquence des travaux a été quelque peu réduite. En ce qui concerne le mercure et les BPC, qui sont des PCSPM, des données uniformes et de grande qualité sont disponibles depuis 2004 pour tous les Grands Lacs faisant l'objet d'une surveillance par ECCC.

Des données provenant d'un sous-ensemble de 18 stations réparties dans les cinq Grands Lacs ont été recueillies dans le cadre d'activités binationales d'échantillonnage en 2011-2012 à l'aide d'une technique consistant à concentrer des échantillons de très grand volume (100 à 200 l) dans des colonnes de résine (Venier et *al.*, 2014). Ces données ont permis d'évaluer les concentrations de contaminants hérités du passé, ainsi que du HCBD et du PBDE et de certains produits de remplacement du PBDE susceptibles de ne pas avoir été détectés en plus petits volumes. Les données recueillies à l'aide de la résine depuis cette date seront intégrées aux futurs rapports; toutefois, en raison de la faible fréquence de rééchantillonnage (une fois tous les cinq ans), il faudra peut-être

plusieurs décennies pour déterminer les tendances dans les eaux des Grands Lacs en ce qui concerne les HBCD et les PBDE.

En ce qui concerne les PFOA et les PFOS, qui sont des PCSPM, la première surveillance a eu lieu en 2008 dans le lac Ontario et le lac Supérieur, et une surveillance plus serrée a été entreprise en 2012. L'échantillonnage a été plus fréquent que le calendrier de l'ICSS, mais il ne s'est pas encore écoulé suffisamment de temps pour rendre compte des tendances dans les eaux des lacs. Les travaux de Gewurtz et *al.* (2019) font état de la plus récente évaluation des composés perfluorés présents dans l'eau.

ECCC et l'EPA des États-Unis ont effectué conjointement une analyse des produits chimiques toxiques présents dans les eaux du lac Michigan en 2006, 2010 et 2012. Depuis, la surveillance est réalisée par l'Université Clarkson en vertu d'une bourse attribuée par l'EPA des É.-U. Les données relatives aux activités de surveillance réalisées au cours des dernières années sont présentées dans le tableau 1. Les données seront incluses dans les futurs rapports sur l'état des Grands Lacs.

Toutes les grandes zones des Grands Lacs (près des rives, au large et dans les principales échancrures) font l'objet d'une surveillance dans le cadre du programme d'ECCC. L'échantillonnage des affluents, plus près des sources et plus instructif en ce qui concerne les concentrations maximales, fait largement défaut; certaines informations peuvent exister, mais elles n'ont pas été intégrées dans le présent rapport. En raison des coûts élevés associés à la collecte d'échantillons et à l'analyse en laboratoire, les échantillons sont généralement petits, ce qui limite notre capacité à évaluer toutes les zones et tous les paramètres. Nous nous penchons actuellement sur l'adoption d'autres techniques de terrain afin de réduire les coûts associés à l'échantillonnage. On dresse l'état des contaminants des Grands Lacs à l'aide de toutes les données ayant fait l'objet d'un contrôle de la qualité, et on dégage les tendances avec les données recueillies depuis 2004 parce que les techniques de laboratoire et de terrain se sont grandement améliorées à ce moment-là.

Situation concernant les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM)

Les parties à l'AQEGL ont établi le premier ensemble de PCSPM en mai 2016. Pour le Rapport sur l'état des Grands Lacs de 2019 et les années subséquentes, les sous-indicateurs de produits chimiques toxiques appuieront, dans la mesure du possible, une présentation plus exhaustive, plus uniforme et plus transparente sur les PCSPM. L'inclusion dans le rapport d'informations portant sur les autres produits chimiques d'intérêt pour les Grands Lacs (autres que les PCSPM) pourrait se révéler utile. Au besoin, ces informations seront présentées dans une section distincte, ci-dessous. Dans le rapport de 2019 sur l'indicateur sur les concentrations de produits chimiques toxiques dans l'eau, l'évaluation n'est pas uniquement fondée sur les PCSPM.

Les PCSPM sont les suivants :

- Hexabromocyclododécane (HBCD)
- Acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (APFC à LC)
- Mercure (Hg)
- Acide perfluorooctanoïque (APFO)
- Sulfonate de perfluorooctane (SPFO)
- Polybromodiphényléthers (PBDE)
- Biphényles polychlorés (BPC)

- Paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC)

Le tableau 1 présente l'historique de surveillance des PCSPM dans chacun des Grands Lacs depuis 2011.

Biphényles polychlorés

Les BPC sont à la fois des PCSPM et un contaminant hérité du passé. Bien qu'ayant été interdits en 1977 aux États-Unis et au Canada, les BPC ont continué à être utilisés et stockés. Les stocks ont diminué ces quelques dernières décennies, mais ces substances sont toujours détectées partout dans les Grands Lacs. Les concentrations de BPC totaux qui sont observées suivent la tendance spatiale suivante : Ontario ≈ Érié > Huron ≈ Michigan > Supérieur ($p < 0,001$; Venier et *al*., 2014). Dans chaque lac, la répartition spatiale se caractérise par des concentrations supérieures dans les ports et les régions littorales, par opposition au large. Les concentrations individuelles les plus élevées s'observent dans l'ouest du lac Érié. Les concentrations diminuent avec l'écoulement des eaux vers le centre et l'est du lac Érié. Au lac Michigan, les concentrations de BPC sont supérieures dans la baie de Green Bay et près de Chicago, comparativement aux eaux extracôtières. Dans le lac Huron, les concentrations de BPC sont les plus élevées dans la baie Saginaw, et les concentrations au large des côtes sont plus faibles et semblent diminuer du sud au nord dans la partie principale du lac. Aucune tendance temporelle ne se dégage pour les BPC totaux depuis 2004, mais nous savons par les données des carottes de sédiments (voir le sous-indicateur des produits chimiques toxiques dans les sédiments) et des tissus des poissons (voir le sous-indicateur des produits chimiques toxiques dans les poissons entiers) que les concentrations sont en baisse sur le long terme. L'objectif de l'Ontario pour la qualité de l'eau de 1 ng/l est notre valeur de référence, et celle-ci a été dépassée certaines années au lac Érié et au port de Hamilton (lac Ontario). Les données les plus récentes confirment la répartition spatiale déjà décrite, mais aucun dépassement de la valeur de référence n'a été constaté.

Mercure

Les concentrations de mercure total (c.-à-d., eau non filtrée) sont les plus élevées dans le lac Érié, et sont significativement moindres dans les eaux extracôtières des autres Grands Lacs (figure 1). La valeur recommandée par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 1999) pour le mercure dans l'eau (26 ng/l pour la protection de la vie aquatique) n'a pas été dépassée, bien que les concentrations dans l'ouest du lac Érié en 2009 (moyenne de 13,2 ng/l et maximum de 18,2 ng/l) ont approché cette valeur limite. On a observé des concentrations supérieures de mercure au lac Érié dans le passé (Dove et *al*., 2011) à cause de la présence antérieure d'établissements de production de chlore-alcali et d'autres établissements industriels dans le canal reliant la rivière Sainte-Claire à la rivière Détroit.

Les mesures à long terme des poissons et des sédiments confirment que les fortes concentrations passées de mercure sont aujourd'hui généralement en baisse (p. ex., voir les rapports sur les sous-indicateurs des produits chimiques toxiques dans les poissons entiers et les sédiments). Le mercure dans l'eau a diminué de façon importante entre 2003 et 2009 (Dove et *al*., 2011), mais depuis, cette tendance a ralenti ou a cessé (voir la figure 2). Depuis le début des années 2000, on a remarqué que les concentrations de mercure présentes dans la chair des poissons prédateurs des Grands Lacs sont demeurées stables ou ont augmenté (Bhavsar et *al*., 2010, Blukacz-Richards et *al*., 2017, Rapport sur le sous-indicateur des produits chimiques toxiques dans les poissons entiers). L'augmentation des concentrations de mercure dans le poisson, sans augmentation parallèle dans l'eau, signifie que le cycle du mercure pourrait être en train de changer dans l'environnement des Grands Lacs.

Ignifuges

Dans le cadre de récents travaux menés dans chacun des Grands Lacs, des échantillons ont été recueillis afin de mesurer la présence de polybromodiphényléthers (PBDE) et d'autres ignifuges (Venier et *al*., 2014). Les résultats ont indiqué des concentrations élevées de ces produits dans les Grands Lacs inférieurs, et les configurations spatiales de celles-ci concordaient avec celles des produits de consommation comme source principale (figure 3). La

configuration des congénères des PBDE rappelle celle des mélanges de penta-BDE et de déca-BDE. On a détecté d'autres ignifuges bromés dont la configuration reflète la large utilisation de ces produits de substitution pour le mélange commercial penta-BDE. Les concentrations de déchlorane Plus et d'hexabromocyclododécane (HBCDD) étaient les plus fortes dans le lac Ontario, reflet des sources de fabrication et de la configuration d'utilisation. L'omniprésence des ignifuges tient à leur usage répandu dans les produits commerciaux. Il sera important de maintenir les activités d'évaluation des risques, de surveillance des concentrations ambiantes et de suivre l'évolution des tendances lorsque ces composés seront assujettis à une réglementation.

Perfluorocarbures (CPF, PFOS et PFOA)

Les résultats concernant les CPF reflètent la configuration des sources ponctuelles de consommation, et des concentrations plus importantes ont été relevées à proximité des régions urbaines (Gewurtz et *al.*, 2013, 2019). Des années supplémentaires de surveillance seront nécessaires pour déterminer les tendances relatives à la présence de CPF dans l'eau des Grands Lacs; aucun de ces produits n'a été détecté depuis le début des activités de surveillance en 2008. L'information sur les concentrations récentes de ces composés est communiquée rapidement aux organismes d'évaluation et de gestion des risques afin que la prise de décisions soit fondée sur les données scientifiques les plus récentes et les plus fiables disponibles.

Autres produits chimiques d'intérêt

Le tableau 2 présente les paramètres associés à l'ensemble des contaminants hérités du passé et qui font l'objet d'une surveillance régulière depuis 2004. Il indique également lesquels de ces contaminants ont été détectés dans plus de 10 % des récents échantillons prélevés dans chacun des lacs.

Pesticides organochlorés et sous-produits industriels

Bien que les pesticides organochlorés aient été interdits ou que leur utilisation ait été restreinte, plusieurs de ces produits antiparasitaires demeurent omniprésents dans les Grands Lacs. Dans l'ensemble, les organochlorés les plus abondants dans les eaux des Grands Lacs sont l'alpha-HCN, la dieldrine et le lindane. Les concentrations d'alpha-HCN et de gamma-HCN (lindane; figure 4) sont les plus élevées au lac Supérieur. Les concentrations de dieldrine sont généralement les plus élevées au lac Michigan, mais des données récentes indiquent qu'elles culminent dans l'ouest du lac Érié. En raison de sa grande superficie, de la froideur de ses eaux et de sa longue période de rétention, le lac Supérieur se prête le plus à l'accumulation de ces composés. Cependant, ces trois substances enregistrent un déclin dans le temps. La tendance à la baisse du lindane est considérable (figure 5). En 1998, le Conseil canadien du canola a annoncé qu'il abandonnait volontairement le lindane (Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie, 2001). En 2006, l'EPA des États-Unis a proscrit toute utilisation agricole du lindane et, en 2009, la production et l'utilisation agricole de ce pesticide ont été interdites par la Convention de Stockholm. La figure 5 démontre que les concentrations lacustres ont réagi à l'adoption de ces mesures par une décroissance observée dans chacun des Grands Lacs (avec des valeurs statistiquement significatives pour les lacs Érié et Ontario) depuis que nous avons entrepris nos analyses en 2004.

Dans la catégorie des sous-produits industriels, les substances les plus abondantes sont l'hexachlorobenzène (HCB) et l'hexachlorobutadiène (HCBD). Les concentrations sont plus élevées dans les Grands Lacs inférieurs (lacs Érié et Ontario), puisque les sources de ces substances ont toujours été plus importantes dans les régions plus industrialisées et que ces composés ne sont pas transportés par les courants atmosphériques. On observe des tendances à la hausse pour ces deux produits chimiques dans la plupart des lacs, mais les tendances sont statistiquement significatives ($p<0,05$) seulement pour le HCB au lac Huron et dans l'est du lac Érié, et pour le HCBD dans le lac Ontario.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Parmi les HAP les plus abondants observés dans les Grands Lacs, on retrouve notamment le naphtalène, le phénanthrène, le fluoranthène, le fluorène et le pyrène. Les HAP de plus grand poids moléculaire sont moins fréquemment détectés, car ils sont généralement moins hydrosolubles et se subdivisent au lieu de se sédimenter. Les concentrations de HAP totaux (somme des 17 composés HAP) sont les plus élevées dans les lacs Érié et Ontario, elles sont médianes dans les lacs Huron et Michigan, et elles sont les plus faibles dans le lac Supérieur. Cette répartition spatiale est conforme aux tendances relatives à leur utilisation, l'activité industrielle et l'urbanisation observées étant plus intenses dans les Grands Lacs inférieurs. On relève généralement des tendances stables ou croissantes quant aux HAP. Les HAP totaux sont demeurés inchangés dans la plupart des lacs, mais des hausses statistiquement significatives sont constatées dans le lac Ontario et la baie Georgienne, avec surtout une augmentation des concentrations de naphtalène et de fluorène. En milieu urbain, les HAP détectés dans le lac Ontario provenaient principalement des affluents. Ainsi, toute réduction pourrait, au final, provenir de sources non ponctuelles (Melymuk et *al*., 2014).

Pesticides en usage

Les concentrations de pesticides actuellement en usage font l'objet d'une surveillance dans les Grands Lacs depuis environ 1994, et dans les affluents jugés hautement prioritaires par le gouvernement fédéral de 2002 à 2016. Cette surveillance vise un ensemble de composés appelés herbicides acides, herbicides neutres et insecticides organophosphorés (Struger et *al*., 2004). Les plus récentes analyses ont révélé la présence d'autres composés, comme du glyphosate et des carbamates, en raison de l'augmentation fulgurante de leur utilisation dans le bassin des Grands Lacs. Les composés les plus souvent observés étaient l'atrazine, le métolachlore et le 2,4-D. Dans les eaux des Grands Lacs, les concentrations aux sites de surveillance n'ont pas dépassé les valeurs recommandées par le CCME, ce qui signifie que la situation est bonne. En outre, aucune tendance temporelle n'a été constatée. Les concentrations les plus élevées de composés se trouvaient dans les Grands Lacs inférieurs (c.-à-d., les lacs Érié et Ontario), les concentrations maximales étant généralement observées dans la partie Ouest du bassin du lac Érié (p. ex., pour le glyphosate). Dans les effluents, les concentrations tendent à être supérieures dans les secteurs agricoles et urbains, bien que l'on ait récemment observé d'importantes réductions dans les concentrations de pesticides urbains dans les cours d'eau ontariens. Ces réductions seraient principalement attribuables à la réglementation sur les pesticides adoptée par la province (Todd et Struger, 2014). Les concentrations de pesticides présentes dans les effluents surveillés témoignent du dépassement occasionnel (à certains sites régulièrement surveillés) des valeurs directrices (p. ex., 2,4-D, atrazine, métolachlore, chlorpyrifos) et de la présence à grande échelle de plusieurs composés de pesticides (Struger, communications personnelles, Struger et *al*., 2016). L'effet cumulatif de l'exposition chronique aux mélanges de pesticides constitue également une lacune à laquelle nous devons voir. La surveillance des pesticides a été réduite dans les Grands Lacs, au point où il se pourrait que l'on ne puisse plus rendre compte de la situation et des tendances à l'avenir.

Toxaphène

Le taxophène ne fait pas l'objet d'une surveillance régulière, mais il incombe d'en parler en raison de sa pertinence par rapport aux Grands Lacs. Le toxaphène a été banni il y a une quarantaine d'années, et bien que son utilisation était très réduite dans le bassin des Grands Lacs, le transport atmosphérique et le dépôt de cette substance, jumelés à sa grande persistance et rétention dans les environnements froids, ont fait en sorte que ce produit chimique se retrouve en concentrations relativement élevées dans les Grands Lacs (Muir et *al*., 2006) et la chair des poissons (Xia et *al*., 2012). C'est dans le lac Supérieur que les concentrations de toxaphène sont les plus élevées. Environ 7 % des avis sur la consommation de poisson visant ce lac portent sur ce produit chimique (Ministère de l'Environnement et du Changement climatique de l'Ontario, 2015). Les concentrations de toxaphène dans tous les lacs est en diminution, sa demi-vie modélisée étant de 9,2 années dans le lac Supérieur (Xia et *al*., 2011 Des taux semblables

de décroissance ont été relevés dans les poissons des Grands Lacs (Xia et *al*., 2012). On pourrait devoir attendre jusqu'à 30 ans pour que les concentrations dans les tissus du touladi au lac Supérieur diminuent pour atteindre les concentrations observées dans les autres Grands Lacs (Xia et *al*., 2011).

Liens

Liens avec d'autres sous-indicateurs de cette catégorie :

- Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers – on interprète conjointement les données sur l'état et les tendances de manière à établir le degré de concordance entre les sources d'information; on détermine, par exemple, si les tendances temporelles dégagées pour le poisson sont dues aux variations de la qualité de l'eau ou à la médiation biologique..
- Produits chimiques toxiques dans les sédiments – on peut dégager les tendances à plus long terme pour les produits toxiques présents dans les Grands Lacs par l'analyse rétrospective de carottes de sédiments; la tendance à la hausse des HAP de grand poids moléculaire peut être surveillée avec plus de précision dans les sédiments. L'un des inconvénients de cette méthode est qu'il se pourrait que le suivi des progrès nécessite beaucoup de temps.
- Produits chimiques toxiques dans l'atmosphère – les données sur la qualité de l'eau sont nécessaires pour que l'on puisse calculer les flux, et des données temporelles sont requises pour que l'on puisse interpréter les tendances relatives aux concentrations dans l'atmosphère et les charges associées aux taux de dépôts.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs			X	
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada		X		
L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et dans les limites acceptables pour le présent rapport	X			
Les données utilisées pour l'évaluation sont librement disponibles et accessibles.	Oui*	https://open.canada.ca/data/en/dataset/cfdafa0c-a644-47cc-ad54-460304facf2e		
Notes explicatives : Les données ont été recueillies à l'échelle du bassin au moyen de méthodes d'analyse uniformes. La couverture géographique est insuffisante pour permettre l'évaluation de toutes les zones, surtout celles à proximité des sources. D'autres données relatives au territoire américain sont en cours d'acquisition ou de production. Celles-ci seront intégrées dans les futurs rapports sur les sous-indicateurs.				

*Le contenu est actuellement incomplet, mais sera rendu accessible à un moment ultérieur.

Limites des données

- À l'heure actuelle, le Canada surveille régulièrement la présence de contaminants dans les eaux extracôtières de chacun des Grands Lacs. Certaines informations sont disponibles aux États-Unis et seront fournies dans le rapport sur les sous-indicateurs lorsqu'elles seront disponibles.
- Bien que certains renseignements sur les eaux littorales soient disponibles, l'inclusion de données supplémentaires provenant des États-Unis et de la province de l'Ontario et d'autres contributeurs potentiels, le cas échéant, peut être utile pour évaluer l'état et les tendances des eaux littorales.
- Les données de surveillance des chenaux de liaison des Grands Lacs (p. ex., rivière Niagara et rivière Sainte-Claire) pourraient être intégrées dans l'avenir afin de rendre compte des tendances à long terme.

Informations supplémentaires

Les parties continueront de surveiller les concentrations de produits chimiques toxiques dans les eaux des Grands Lacs. Compte tenu des exigences relativement complexes des activités réalisées sur le terrain et en laboratoire, l'évaluation des contaminants organiques dans l'eau peut se révéler ardue. Les coûts élevés qui y sont associés limitent la surveillance des produits chimiques toxiques dans les eaux des Grands Lacs; par exemple, la surveillance des pesticides a été en grande partie interrompue. L'eau peut constituer un milieu stable pour l'évaluation de contaminants organiques plus difficiles à observer dans d'autres milieux (composés, par exemple, qui séjournent brièvement dans l'air, qui ne sont pas en bioaccumulation dans les tissus des poissons, qui se fixent aux sédiments ou qui sont soumis à une transformation ou à un cycle biogéochimique dans l'environnement). L'information provenant d'autres milieux devrait être prise en compte pour certains composés, en particulier ceux qui sont bioaccumulables et/ou persistants. L'évaluation des contaminants dans les eaux extracôtières des Grands Lacs est un moyen précieux de déterminer l'état et les tendances des composés solubles et/ou toxiques, y compris des nombreux PCSPM, et de recueillir des informations sur les composés qui pourraient être identifiés en tant que PCSPM dans l'avenir.

Plusieurs des recommandations sur la qualité de l'environnement qui visaient auparavant les contaminants organiques hérités du passé ont été retirées (le Conseil canadien des ministres de l'environnement l'a fait pour l'alpha-HCN et les BPC présents dans l'eau en optant plutôt pour des recommandations relatives aux poissons et aux sédiments, car les composés en cause sont hydrophobes et/ou biocumulatifs). Il y a donc un manque de jalons par rapport auxquels on pourrait évaluer l'état des lacs. Malgré l'absence relative de valeurs recommandées, il importe d'évaluer les contaminants toxiques, puisque l'état de situation actuellement dressé constitue un important moyen de caractériser l'exposition du biote et que les séries temporelles qui concernent les eaux au large nous permettent de cerner les tendances.

Les concentrations d'un grand nombre de contaminants organiques hérités du passé sont faibles dans les eaux extracôtières des Grands Lacs. Elles sont d'ailleurs en baisse par rapport à leurs maximums historiques, et leur évolution est lente. L'harmonisation du calendrier de surveillance avec la CSMI fera que des données sur ces composés seront recueillies moins fréquemment, ce qui est justifiable. Pour les PCSPM potentiels nécessitant une surveillance, et pour ceux qui nécessitent une évaluation plus fréquente en raison de leur évolution dans l'environnement, le calendrier de surveillance pourrait s'écarter des exigences de la CSMI afin d'autoriser une surveillance adéquate.

Remerciements

Auteurs

Alice Dove, scientifique de l'environnement, Contrôle et surveillance de la qualité des eaux douces, Environnement et Changement climatique Canada, 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1. Alice.Dove@canada.ca

Sean Backus, chef de la Section des Grands Lacs, Contrôle et surveillance de la qualité des eaux douces, Environnement et Changement climatique Canada, 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1. Sean.Backus@canada.ca

Sources d'information

Bhavsar, S.P., S.B. Gewurtz, D.J. McGoldrick, M.J. Keir et S.M. Backus, 2010. Changes in Mercury Levels in Great Lakes Fish Between 1970s and 2007, Environ. Sci. Technol., 2010, 44 (9), p. 3273-3279, DOI: 10.1021/es903874x

Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, mises à jour de 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 et 2007, http://ceqg-rcqe.ccme.ca/fr/index.html. Consultation le 15 janvier 2016.

Gewurtz, S.B., S.M. Backus, A.O. De Silva, L. Ahrens, A. Armellin, M. Evans, S. Fraser, M. Gledhill, P. Guerra, T. Harner, P.A. Helm, H. Hung, N. Khera, M.G. Kim, M. King, S.C. Lee, R.J. Letcher, P. Martin, C. Marvin, D.J. McGoldrick, A.L. Myers, M. Pelletier, P. Pomeroy, E.J. Reiner, M. Rondeau, M.-C. Sauve, M. Sekela, M. Shoeib, D.W. Smith, S.A. Smyth, J. Struger, D. Spry, J. Syrgiannis et J. Waltho, 2013. Perfluoroalkyl acids in the Canadian environment: Multi-media assessment of current status and trends, Environment International 59: 183-200.

Gewurtz, S.B., L.E. Bradley, S. Backus, A. Dove, D. McGoldrick, H. Hung and H, Dryfhout-Clark, 2019, Perfluoroalkyl Acids in Great Lakes Precipitation and Surface Water (2006 – 2018) Indicate Response to Phase-outs, Regulatory Action, and Variability in Fate and Transport Processes, Environmental Science and Technology, https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01337

Melymuk, L., M. Robson, S.A. Csiszar, P.A. Helm, G. Kaltenecker, S. Backus, L. Bradley, B. Gilbert, P. Blanchard, L. Jantunen et M. Diamond, 2014. From the City to the Lake: Loadings of PCBs, PBDEs, PAHs and PCMs from Toronto to Lake Ontario, Env. Sci. Techn. 48:3732-3741. dx.doi.org/10.1021/es403209z

Muir, D.C.G., D.L. Swackhammer, T.F. Bidelman et L.M. Jantunen, 2006. Toxaphene in the Great Lakes in Persistent Organic Pollutants in the Great Lakes, volume 5N de la série The Handbook of Environmental Chemistry, p. 201-265. DOI: 10.1007/698_5_042

Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie, 2001, La gestion des substances potentiellement toxiques au Canada, http://publications.qc.ca/collections/Collection/En134-32-2001F.pdf. Consultation le 8 janvier 2016.

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, 2015, Guide de consommation du poisson de l'Ontario, https://www.ontario.ca/fr/page/consommation-du-poisson-de-lontario-2017-2018. Consultation le 15 janvier 2016.

Struger, J., S. L'Italien et E. Sverko, 2004. In-use Pesticide Concentrations in Surface Waters of the Laurentian Great Lakes, 1994 – 2000, J. Great Lakes Res. 30(3): 454-450.

Struger, J., J. Grabuski, S. Cagampan, E. Sverko et C. Marvin, 2016. Occurrence and Distribution of Carbamate Pesticides and Metalaxyl in Southern Ontario Surface Waters 2007 – 2010, Bull. Env. Cont. Tox. http://dx.doi.org/10.1007/s00128-015-1719-x

Todd, A., et J. Struger, 2014. Changes in acid herbicide concentrations in urban streams after a cosmetic pesticides ban. Challenges 5: 138-151.

Venier, M., A. Dove, K. Romanak, S. Backus et R. Hites, 2014. Flame Retardants and Legacy Chemicals in Great Lakes Waters. Environmental Science and Technology 48(16): 9563–9572. http://dx.doi.org/10.1021/es501509r

Williams, D.J., K.W. Kuntz, S. L'Italien et V. Richardson, 2001. Programme de surveillance des Grands Lacs – contaminants organiques des Grands Lacs (1992-1998), Intra- and Inter-lake spatial distributions and temporal trends, Direction générale de la conservation de l'environnement/région de l'Ontario, Division de la santé des écosystèmes, Environnement et Changement climatique Canada, rapport nº EHD/ECB-OR/01-01/I.

Xia, X., P.K. Hopke, T.M. Holsen et B.S. Crimmins, 2011. Modeling toxaphene behavior in the Great Lakes. Sci. Total Environ. 409, 792–799. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.10.051

Xia, X., P.K. Hopke, B.S. Crimmins, J.J. Pagano, M.S. Milligan et T.M. Holsen, 2012. Toxaphene trends in the Great Lakes fish, Journal of Great Lakes Research 38 (2012) 31–38. doi:10.1016/j.jglr.2011.11.001

Liste des tableaux

Tableau 1. Surveillance des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles dans les eaux des Grands Lacs. L'année de la surveillance la plus récente est indiquée.

Source : Environnement et Changement climatique Canada

Tableau 2. Contaminants organiques hérités du passé faisant l'objet d'une surveillance dans les eaux de surface des Grands Lacs, dans le cadre du Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada. Les paramètres sont surveillés dans le cadre de sorties sur l'eau au printemps, à partir d'échantillons volumineux (16-24 l) et dissous (filtrés), à l'aide de techniques propres. Les paramètres relevés dans plus de 10 % des échantillons sont marqués d'un x.

Source : Environnement et Changement climatique Canada

Liste des figures

Figure 1. Répartition spatiale du mercure total dans les Grands Lacs. L'information consiste en des données printanières de surface le plus récemment disponibles dans toutes les stations. * = années correspondant aux données incluses dans les analyses portant sur le mercure total.

Source : Les données sont tirées du Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada

Figure 2. Variations temporelles du mercure total dans les Grands Lacs. L'information consiste en a) des données printanières de surface dans les stations extracôtières, et b) pour le lac Érié, en données printanières de surface dans l'ensemble des stations par bassin. Les données relatives au bassin de l'ouest du lac Érié sont cadrées dans l'axe vertical gauche et les données relatives aux bassins du centre et de l'est, dans l'axe vertical droit. Les données sont la médiane et les premier et troisième quartiles, ainsi que les valeurs 1,5x écart interquartile. Les tendances temporelles montrent que les concentrations diminuent dans tous les lacs (la variation n'est pas statistiquement significative dans le cas de la baie Georgienne) sauf pour le lac Érié où les variations ne sont pas significatives.

Source **:** Les données sont tirées du Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada.

Figure 3. Répartition spatiale de la concentration de PBDE total, pg/L.

Source : Venier et *al*., 2014

Figure 4. Répartition spatiale du lindane dissous (gamma hexachlorocyclohexane) dans les Grands Lacs. L'information consiste en données printanières de surface le plus récemment disponibles dans toutes les stations. * = années correspondant aux données incluses dans les analyses visant le lindane.

Source : Les données sont tirées du Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada

Figure 5. Variations temporelles du lindane dissous dans les Grands Lacs. L'information consiste en données printanières de surface dans les stations au large. Les données sont la médiane et les premier et troisième quartiles, ainsi que les valeurs 1,5x écart interquartile.
Source : Les données sont tirées du Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2019, Rapport Technique

Paramètre	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Baie georgienne	Lac Érié	Lac Ontario
Mercure	**2011, 2013, 2016**	**2014** [a]	**2012, 2014, 2015, 2017**	**2012, 2014, 2017**	**2012, 2014, 2017**	**2011, 2012, 2013, 2015**
APFO	**2016**		**2012, 2014, 2017**	**2012, 2014, 2017**	**2012, 2013, 2015**	**2013, 2015**
APFC à LC						
HBCD	**2011, 2016**	**2012**	**2012, 2017**	**2012, 2017**	**2012, 2014**	**2011, 2013**
BPC	**2011, 2016**	**2012, 2015** [a]	**2012, 2017**	**2012, 2017**	**2012, 2014**	**2011, 2013**
SPFO	**2016**		**2012, 2014, 2017**	**2012, 2014, 2017**	**2012, 2013, 2015**	**2013, 2015**
PBDE	**2011, 2016**	**2012**	**2012, 2017**	**2012, 2017**	**2012, 2014**	**2011, 2013**
SCCP						

Tableau 1. Surveillance des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles dans les eaux des Grands Lacs, 2011 – 2017. Source : Environnement et Changement climatique Canada, à l'exception de [a)] qui a pour source l'Université Clarkson

Paramètre	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Baie Georgienn	Lac Érié	Lac Ontario
Organochlorés						
Alpha-chlordane	×	×			×	×
Alpha-endosulfan		×	×		×	×
Alpha-HCN	×	×	×	×	×	×
Bêta-endosulfan	×	×			×	×
Dieldrine	×	×	×	×	×	×
Gamma-chlordane					×	×
Lindane	×	×	×	×	×	×
Mirex						
o,p'-DDT						
Octachlorostyrène						
p,p'-DDD					×	×
p,p'-DDE					×	×
p,p'-DDT						
Sous-produits industriels						
Hexachlorobenzène	×	×	×	×	×	×
Hexachlorobutadiène					×	×
Pentachlorobenzène	×	×	×	×	×	×
Biphényles polychlorés[1]	×	×	×	×	×	×
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)						
Acénaphtène		×	×		×	×
Acénaphtylène					×	×
Anthracène					×	×
Benzo(a)anthracène					×	×
Benzo(a)pyrène					×	
Benzo(b,k)fluoranthène					×	×
Benzo(e)pyrène					×	×
Benzo(ghi)perylène						
Chrysène	×				×	×
Dibenzo(ah)anthracène						
Fluoranthène	×	×	×	×	×	×
Fluorène	×	×	×	×	×	×
Indéno(1,2,3-cd)pyrène					×	
Naphtalène	×	×	×	×	×	×
Perylène		×				
Phénanthrène	×	×	×	×	×	×
Pyrène	×	×	×		×	×

Tableau 2. Contaminants organiques hérités du passé surveillés dans les eaux de surface des Grands Lacs. Les paramètres relevés dans plus de 10 % des échantillons sont marqués d'un x. Source : Environnement et Changement climatique

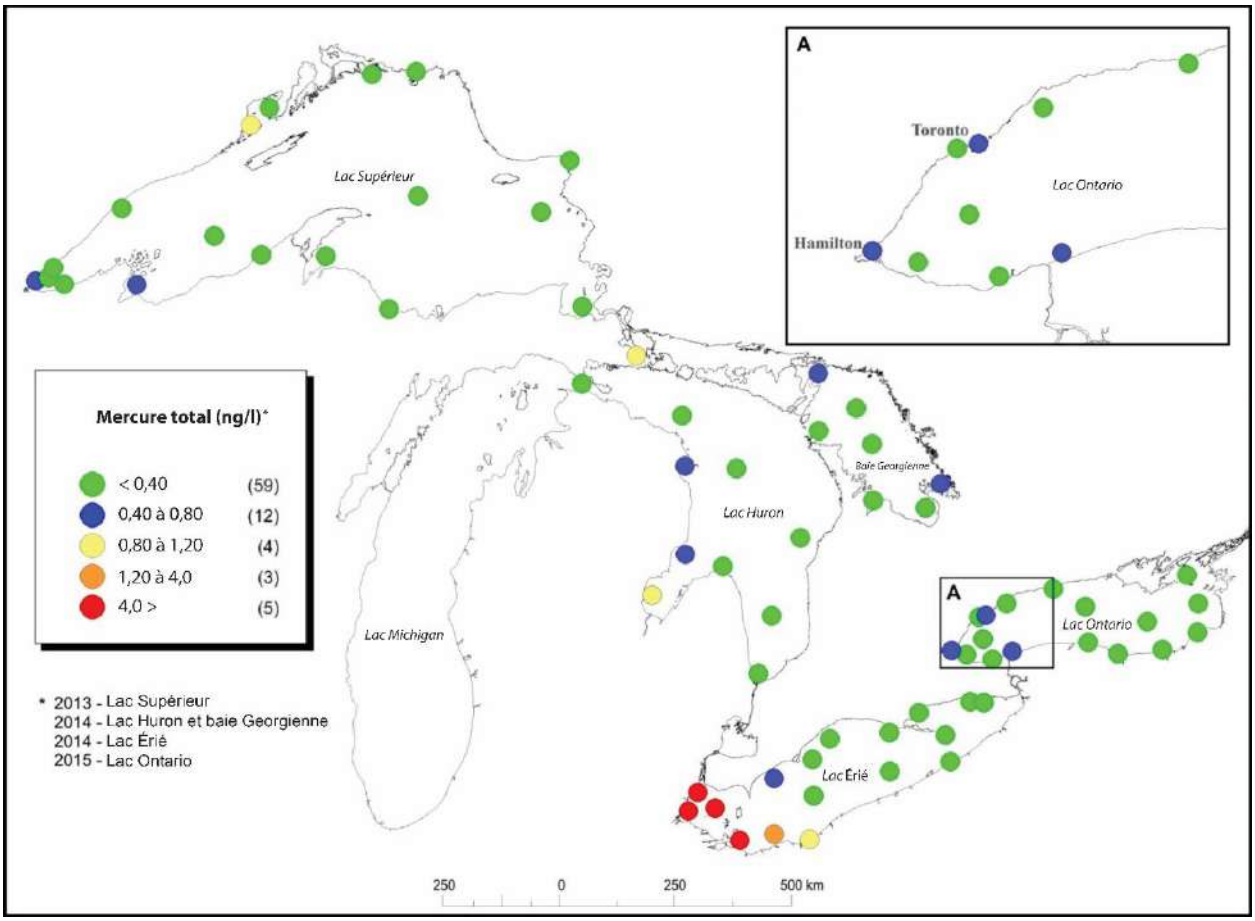
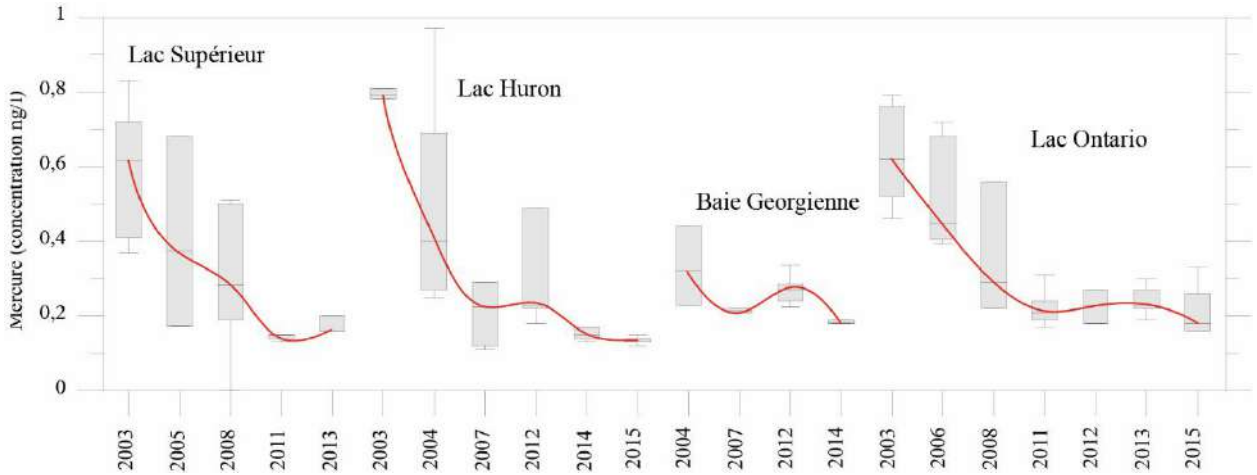


Figure 1. Répartition spatiale du mercure total dans les Grands Lacs. L'information consiste en des données printanières de surface le plus récemment disponibles dans toutes les stations. * = années correspondant aux données incluses dans les analyses portant sur le mercure total. Source : Les données sont tirées du Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada

a)



b)

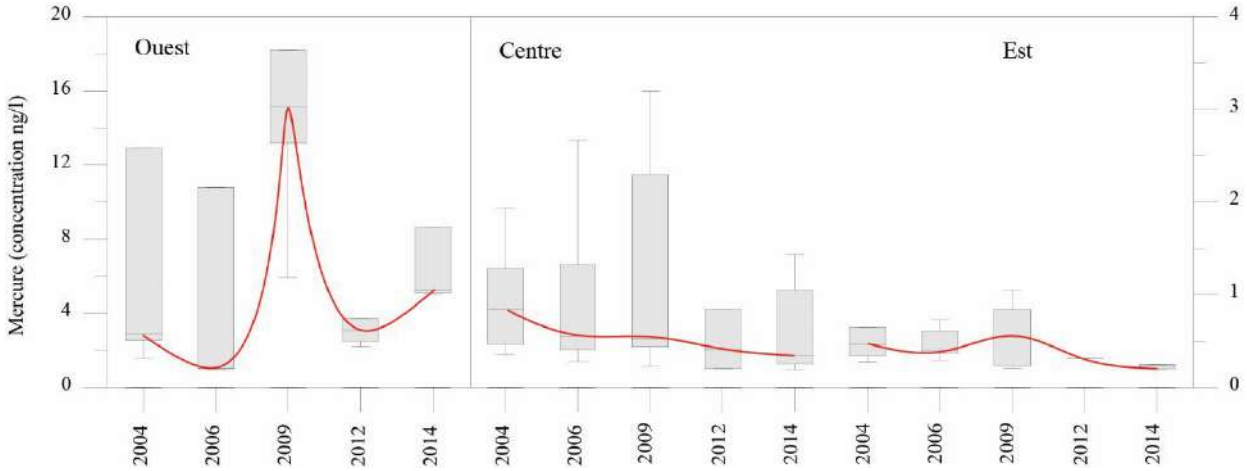


Figure 2. Variations temporelles du mercure total dans les Grands Lacs. L'information consiste en a) des données printanières de surface dans les stations extracôtières, et b) pour le lac Érié, en données printanières de surface dans l'ensemble des stations par bassin. Les données relatives au bassin de l'ouest du lac Érié sont cadrées dans l'axe vertical gauche et les données relatives aux bassins du centre et de l'est, dans l'axe vertical droit. Les données sont la médiane et les premier et troisième quartiles, ainsi que les valeurs 1,5x écart interquartile. Les tendances temporelles montrent que les concentrations diminuent dans tous les lacs (la variation n'est pas statistiquement significative dans le cas de la baie Georgienne) sauf pour le lac Érié où les variations ne sont pas significatives. Source : Les données sont tirées du Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada

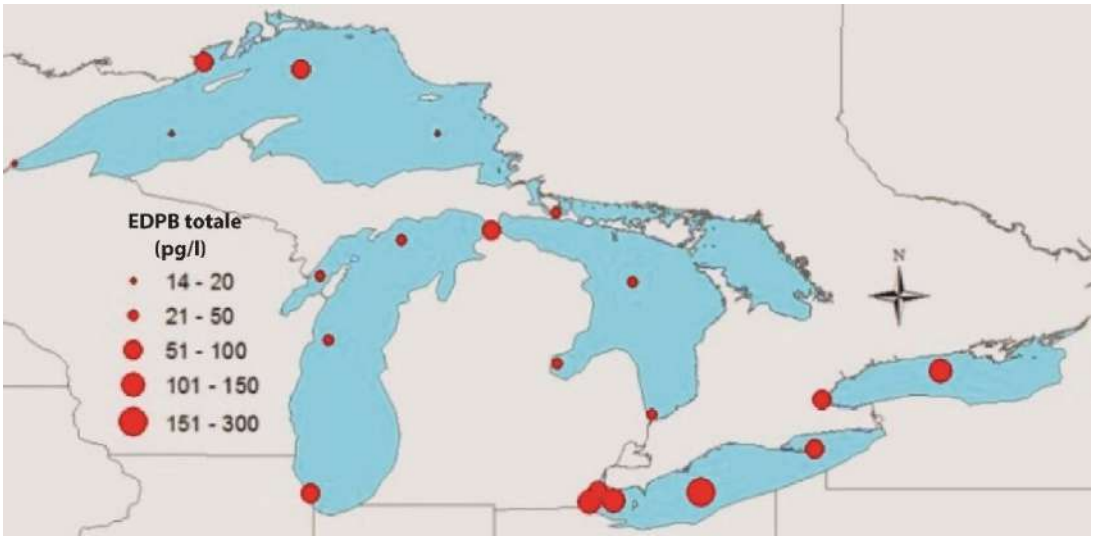


Figure 3. Répartition spatiale de la concentration de EDPB total, pg/L. Source : Venier et *al.*, 2014

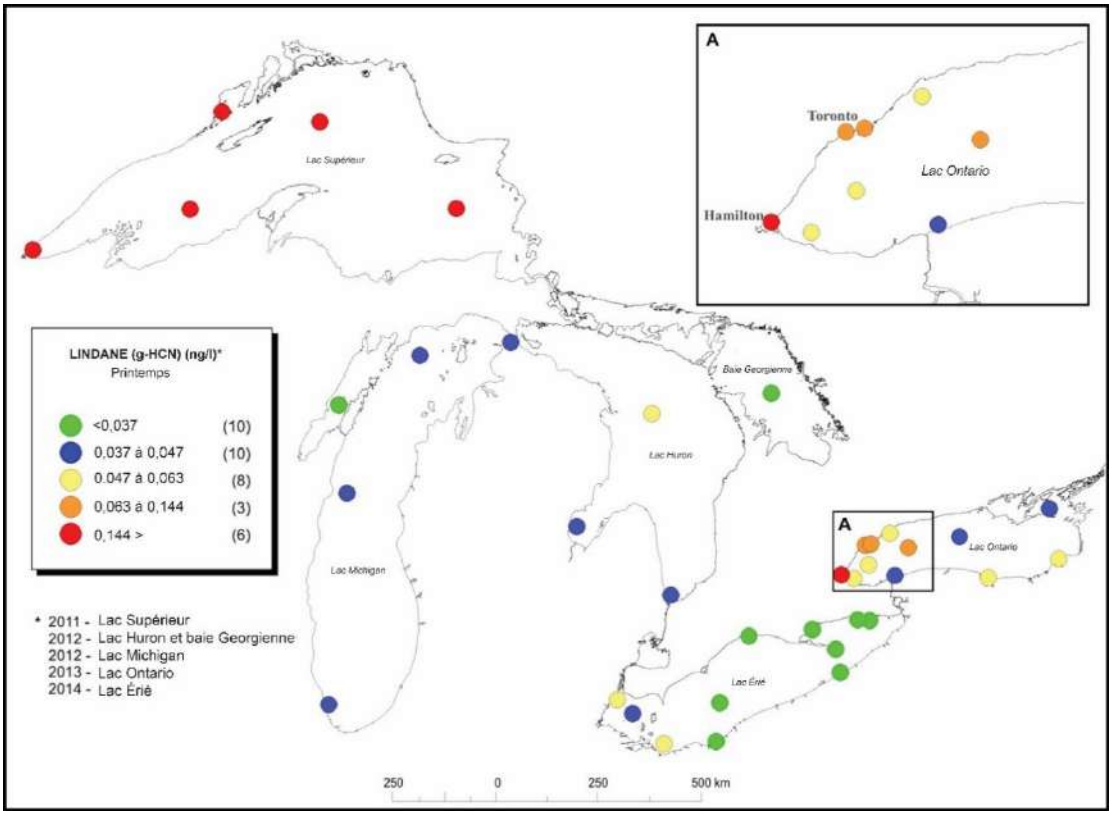


Figure 4. Répartition spatiale du lindane dissous (gamma hexachlorocyclohexane) dans les Grands Lacs. L'information consiste en données printanières de surface le plus récemment disponibles dans toutes les stations. * = années correspondant aux données incluses dans les analyses visant le lindane. Source : Les données sont tirées du Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada

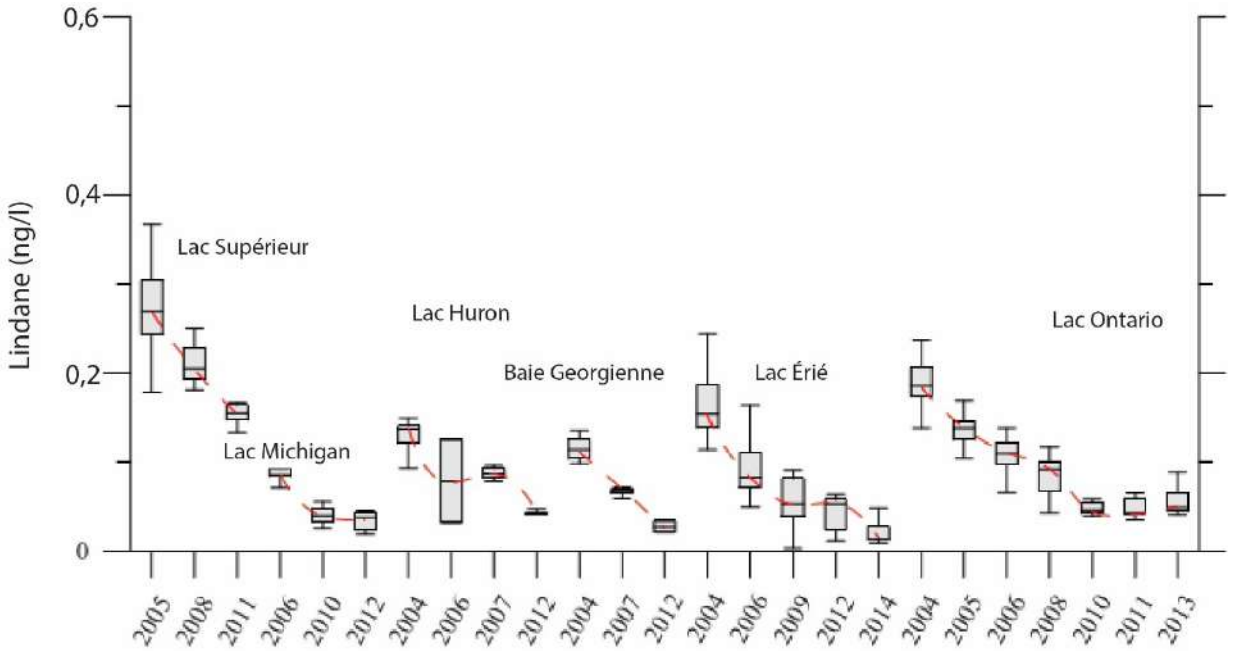


Figure 5. Variations temporelles du lindane dissous dans les Grands Lacs. L'information consiste en données printanières de surface dans les stations au large. Les données sont la médiane et les premier et troisième quartiles, ainsi que les valeurs 1,5x écart interquartile. Source : Les données sont tirées du Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada

Sous-indicateur : Produits chimiques toxiques dans le poisson entiers

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2009-2018) : Inchangée

Tendance à long terme (1977-2018) : S'améliore

Justification : Bien que les concentrations de certains produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) continuent de dépasser les recommandations ou les cibles en matière de qualité de l'environnement (tableau 1 et évaluations lac par lac), en moyenne, les concentrations de PCSPM sont proches des recommandations et le facteur de déviation moyenne (FDM) pour les PCSPM dans les poissons entiers demeurent dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui signifie que ce facteur n'est significativement ni supérieur ni inférieur à zéro. L'état général du bassin des Grands Lacs est jugé « passable » (figure 1). Le FDM est une mesure composite sans unité de l'étendue à laquelle la concentration d'un contaminant dans le poisson dépasse la limite recommandée. Il est utilisé comme indicateur de la concentration de produits chimiques toxiques dans le poisson entier. Calculer le FDM en concentrations d'éthers diphényliques tétra, penta ou hexabromés (TeBDE, PeBDE, HxBDE), de mercure total (Hg), de biphényles polychlorés totaux (BPC totaux), d'hexabromocyclododécane (HBCD) et de sulfonate de perfluorooctane (SPFO). Les conditions à long terme se sont AMÉLIORÉES depuis le début de la surveillance en 1977, principalement en raison de la baisse des concentrations de BPC, de mercure et, plus récemment, de PBDE. Aucune tendance statistiquement significative du FDM n'a été observée au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions demeurent « inchangées ». Les concentrations de BPC, de PBDE et de SPFO dépassent toujours les limites des recommandations environnementales dans les cinq Grands Lacs. Parce que nous nous intéressons dorénavant aux PCSPM, le présent sous-indicateur ne portera plus sur les anciens polluants qui ne sont pas des PCSPM (comme le DDT). Dans le contexte du processus prévu à l'annexe 3, les nouveaux produits chimiques désignés PCSPM seront inclus dans les programmes de contrôle et de surveillance, le cas échéant.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable

Tendances

Tendance sur 10 ans (2009-2018) : Inchangée

Tendance à long terme (1977-2018) : S'améliore

Justification : Dans le lac Supérieur, le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM sont inférieures aux cibles ou aux recommandations. Bien que cela soit vrai pour le mercure, le TeBDE, le HxBDE et le HBCD, les concentrations des autres PCSPM utilisées dans ce calcul (BPC, PeBDE et SPFO) dépassent toujours les recommandations et les cibles en matière de qualité de l'environnement (tableau 1). Les valeurs de FDM pour le lac Supérieur se situent dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui indique que le facteur n'est

significativement pas différent de zéro et que les conditions globales demeurent PASSABLES (figure 2). Malgré l'augmentation du FDM en 2000, en raison de l'ajout des PBDE à nos programmes de surveillance, les conditions SE SONT AMÉLIORÉES depuis le début de la surveillance en 1977. Aucune tendance statistiquement significative n'a été observée au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions sont demeurées INCHANGÉES.

Lac Michigan

État : Passable

Tendances

Tendance sur 10 ans (2009-2018) : Inchangée

Tendance à long terme (1982-2018) : S'améliore

Justification : Dans le lac Michigan, le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM sont supérieures aux cibles ou aux recommandations en matière de qualité de l'environnement (tableau 1). Les concentrations du mercure, du TeBDE et du HBCD sont inférieures aux recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement, tandis que celles des BPC, du PeBDE et du HxBDE sont supérieures aux recommandations ou aux cibles. Les valeurs de FDM pour le lac Michigan se situent dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui indique que ce facteur n'est significativement pas différent de zéro et que les conditions globales sont PASSABLES (figure 3). Depuis le début de la surveillance, les conditions SE SONT AMÉLIORÉES dans le lac Michigan en raison de la diminution continue des concentrations de BPC, de TeBDE et de PeBDE. Aucune tendance statistiquement significative n'a été observée au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions sont demeurées INCHANGÉES.

Lac Huron

État : Passable

Tendances

Tendance sur 10 ans (2009-2018) : Inchangée

Tendance à long terme (1982-2018) : S'améliore

Justification : Dans le lac Huron, le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM sont inférieures aux cibles ou aux recommandations en matière de qualité de l'environnement (tableau 1). Les concentrations de mercure, de TeBDE et de HBCD sont inférieures aux recommandations ou aux cibles, tandis que celles des BPC, du PeBDE et du SPFO sont supérieures aux recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement. Les valeurs de FDM pour le lac Huron se situent dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui indique que le facteur n'est significativement pas différent de zéro et que les conditions globales sont PASSABLES (figure 4). Depuis le début de la surveillance, les conditions SE SONT AMÉLIORÉES dans le lac Huron, en grande partie en raison de la diminution des concentrations de BPC et de TeBDE. Aucune tendance statistiquement significative n'a été observée en ce qui concerne le FDM au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions sont demeurées INCHANGÉES.

Lac Érié

État : Passable

Tendances

Tendance sur 10 ans (2009-2018) : Inchangée

Tendance à long terme (1982-2018) : S'améliore

Justification : Dans le lac Érié, le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM sont inférieures aux cibles ou aux recommandations en matière de qualité de l'environnement (tableau 1). Les concentrations de mercure, de TeBDE, de HxBDE et de HBCD sont inférieures aux recommandations ou aux cibles, tandis que celles des BPC, du PeBDE et du SPFO sont supérieures aux recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement. Les valeurs de FDM pour le lac Érié se situent dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui indique qu'il n'est significativement pas différent de zéro et que les conditions globales sont PASSABLES (figure 5). Depuis le début de la surveillance, les conditions SE SONT AMÉLIORÉES dans le lac Érié, en grande partie en raison de la diminution des concentrations de BPC. Aucune tendance statistiquement significative n'a été observée en ce qui concerne le FDM au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions sont demeurées INCHANGÉES.

Lac Ontario

État : Passable

Tendances

Tendance sur 10 ans (2009-2018) : Inchangée

Tendance à long terme (1982-2018) : S'améliore

Justification : Dans le lac Ontario, le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM sont supérieures aux cibles ou aux recommandations en matière de qualité de l'environnement. Les concentrations de BPC, de PeBDE, de HxBDE et de SPFO sont supérieures aux recommandations ou aux cibles, tandis que celles du mercure, du TeBDE et du HBCD sont inférieures aux recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement. Les valeurs de FDM pour le lac Ontario se situent dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui indique que ce facteur n'est significativement pas différent de zéro et que les conditions globales sont PASSABLES (figure 6). Depuis le début de la surveillance, les conditions SE SONT AMÉLIORÉES dans le lac Ontario, en grande partie en raison de la diminution des concentrations de BPC, de mercure et de PBDE. Aucune tendance statistiquement significative n'a été observée en ce qui concerne le FDM au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions sont demeurées INCHANGÉES.

Définitions de l'évaluation de l'état

Bon : Le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM dans les poissons sont inférieures aux recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement (tableau 1) avec un intervalle de confiance à 95 %, ou qu'elles sont dans un état acceptable, c'est-à-dire dans la zone verte.

Passable : Le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM dans les poissons sont égales aux recommandations ou aux cibles ou s'en approchent, sans leur être supérieures ni inférieures (tableau 1), c'est-à-dire dans la zone jaune, avec un intervalle de confiance à 95 %.

Médiocre : Le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM dans les poissons sont supérieures aux recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement (tableau 1), c'est-à-dire dans la zone rouge, avec un intervalle de confiance à 95 %.

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de

l'écosystème.

Définitions de l'évaluation des tendances

S'améliore : Les concentrations de contaminants diminuent de façon statistiquement significative, selon le test Mann-Kendall.

Inchangée : Les concentrations de contaminants n'augmentent pas et ne diminuent pas de façon statistiquement significative.

Se détériore : Les concentrations de contaminants augmentent de façon statistiquement significative.

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Critères d'effet et/ou cibles

Ce sous-indicateur vise à déterminer la présence de PCSPM et les nouveaux produits chimiques préoccupants dans les poissons entiers des Grands Lacs, de même qu'à fournir une interprétation et une explication de ce que représente la présence de ces produits chimiques pour la santé de l'écosystème des Grands Lacs. Comme l'AQEGL de 2012 ne contient pas de cibles binationales, on comparera les concentrations de contaminants à des recommandations en matière de qualité de l'environnement (p. ex., les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement [RFQE]) ou à d'autres seuils écotoxicologiques publiés. Les critères utilisés dans le présent rapport figurent dans le tableau 1. Les auteurs ont sélectionné ces critères en fonction de leur accessibilité, de leur statut (provisoires ou définitifs) et de leur pertinence; il s'agit, selon le meilleur jugement professionnel des auteurs, des critères les plus à même d'assurer la protection de l'écosystème des Grands Lacs. Les critères peuvent être à l'état d'ébauche ou provisoires quelque temps en l'absence d'une décision ou d'une approbation, ou d'une solution de rechange. Par exemple, l'AQEGL 2012 comprend les concentrations de P et les cibles de charge de P provisoires.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à décrire les tendances spatiotemporelles de contaminants biodisponibles dans les espèces représentatives de poissons d'eau libre des Grands Lacs, à déduire l'efficacité des mesures de remise en état liées à la gestion des polluants critiques, à cerner la nature des produits chimiques préoccupants nouveaux et émergents et à en décrire les tendances. Le sous-indicateur Produits chimiques toxiques dans le poisson entier porte sur les contaminants dans l'organisme entier du poisson, ce qui comprend les arêtes, les organes et le sang du poisson. Les concentrations présentées dans le présent rapport ne tiennent pas nécessairement compte de celles des contaminants dans les parties comestibles des tissus du poisson. Pour des précisions, veuillez consulter le sous-indicateur Contaminants dans le poisson comestible.

Objectif écosystémique

Les eaux des Grands Lacs devraient être libres de substances toxiques nuisibles pour les populations de poissons et pour la faune. Ce sous-indicateur appuie le mieux le travail effectué pour atteindre l'objectif général nº 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012 selon lequel les eaux des Grands Lacs devraient

« être dépourvues de polluants en quantités ou en concentrations susceptibles de nuire à la santé humaine, à la faune ou aux organismes aquatiques, par exposition directe ou indirecte à travers la chaîne alimentaire ». Les programmes utilisés pour élaborer cet indicateur sont directement liés à l'annexe 3, Produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, et l'Annexe 10, Science, de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs de 2012.

Mesure

L'évaluation des situations et des tendances tient compte des concentrations de plusieurs PCSPM, dans de nombreuses espèces de poisson, dans les cinq Grands Lacs au fil du temps. Le FDM a été amélioré depuis le précédent cycle de rapports et est utilisé pour estimer l'état global et les tendances générales à l'aide de multiples variables. Les évaluations globales et propres à chaque lac pour le sous-indicateur sont limitées aux PCSPM surveillés dans les poissons entiers, à savoir : le tétrabromodiphényléther, le pentabromodiphényléther et l'hexabromodiphényléther (TeBDE, PeBDE, HxBDE), le mercure total (Hg), les biphényles polychlorés totaux (BPC totaux), l'hexabromocyclododécane (HBCD) et le sulfonate de perfluorooctane (SPFO). Les données et les analyses pour le rapport sur ce sous-indicateur seront fournies par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et générées à partir de programmes existants et à long terme de surveillance et de contrôle des contaminants dans les poissons du bassin des Grands Lacs. Des échantillons individuels et composés d'homogénats de poissons entiers sont analysés pour recueillir des données sur les contaminants prioritaires présents dans les écosystèmes aquatiques des Grands Lacs. Les données sont soumises à une analyse statistique (par âge et taille de cohorte) pour déterminer la moyenne et la variance pour l'ensemble des espèces, des produits chimiques, des lacs et des années, ainsi pour établir des tendances temporelles.

Facteur de déviation moyenne (FDM)

Le FDM est un coefficient sans unité qui correspond à l'écart moyen entre les contaminants inclus dans le calcul et la condition souhaitée (recommandations ou cibles en matière de qualité de l'environnement). Lorsque tous les contaminants respectent les recommandations ou les cibles, le calcul du FDM permet d'obtenir une valeur de zéro. Lorsque la valeur du FDM est significativement supérieure à zéro, cela indique que les conditions moyennes sont supérieures aux recommandations ou aux cibles, ce qui, pour les produits chimiques toxiques, correspond à la condition « Faible ». À l'opposé, lorsque la valeur du FDM est significativement inférieure à zéro, cela indique que les conditions sont inférieures aux recommandations ou aux cibles, ce qui correspond à la condition « Bon ». Le FDM est calculé à l'aide de l'équation 1 ci-après :

(1) $$FDM = \frac{\sum_{j=1}^{P}\left(\frac{\sum_{i=1}^{n}\log(\frac{Cij}{Tj})}{nj}\right)}{P}$$

Dans cette équation : P est le nombre de paramètres mesurés; nj est le nombre de mesures effectuées au cours d'une période donnée pour chacun des paramètres; $_j$, C_{ij} est la énième concentration mesurée de chaque paramètre j; et T est la cible ou la recommandation en matière de qualité de l'environnement pour le paramètre j. Plus de 95 % des concentrations mesurées étaient supérieures au seuil de détection; on a attribué la moitié de la valeur du seuil de détection aux concentrations inférieures à ce seuil. En bref, chaque concentration mesurée est divisée par la recommandation correspondante, la moyenne du coefficient obtenu est calculée pour chaque contaminant de chaque année de prélèvement, et la moyenne globale des moyennes individuelles pour les contaminants de chaque année est le FDM annuel. Le FDM a été calculé pour chaque année de la période des observations pour chacun des Grands Lacs à l'aide des paramètres et des recommandations qui figurent dans le tableau 1. La variance dans le

calcul du FDM pour chacun des lacs a été prise en compte à toutes les étapes du calcul afin d'estimer la variance de chaque valeur annuelle du FDM (SOGL, 2019). La variance pour la période de dix ans, y compris la plus récente valeur et les valeurs antérieures, a servi à caractériser l'écart type actualisé du FDM. On a jugé qu'une plage au-dessus et en dessous d'une valeur de zéro délimitée par un écart type de 1,96 représentait une valeur correspondant à des conditions écologiques « passables ». Cette plage correspondrait approximativement à l'intervalle de confiance à 95 % du FDM et toute valeur à l'intérieur de cette plage aurait un intervalle qui chevaucherait la limite entre des conditions écologiques « bonnes » et des conditions écologiques « faibles » (zéro).

Les tendances temporelles de l'état de ce sous-indicateur sont évaluées pour chaque contaminant et pour le FDM pour l'ensemble de la période d'observations (long terme) et pour les 10 dernières années. Les tendances sont évaluées à l'aide du test non paramétrique de Mann-Kendall avec $\alpha = 0{,}05$ et de la trousse « tendance », ou package « *trend* », en statistiques R (Pohlert, 2018, *trend: Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection; R package*, version 1.1.0.), une technique utilisée couramment pour l'analyse statistique des tendances temporelles de contaminants monotones. Comme les tests de Mann-Kendall ne peuvent pas être effectués sur des séries chronologiques avec des valeurs manquantes, les valeurs manquantes (c.-à-d. les années où les concentrations d'un paramètre n'ont pas été mesurées) ont été attribuées à l'aide de la fonction « na.kalman » de la trousse « imputeTS » en statistiques R (Moritz et Bartz-Beielstein, 2017).

Cette fonction permet d'imputer les moyennes annuelles de chaque paramètre aux années auxquelles des données sont manquantes, en ajustant les données existantes dans un modèle structural, puis en imputant les moyennes manquantes à l'aide de la fonction de lissage kalman.

Conditions écologiques

Contexte et méthode

Les programmes de surveillance à long terme (plus de 25 ans) des bassins, qui permettent de mesurer les concentrations de contaminants dans le corps entier de poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs (touladi [*Salvelinus namaycush*] et/ou doré jaune [*Sander vitreus*]), sont mis en œuvre dans le cadre du Great Lakes Fish Monitoring and Surveillance Program (GLFMSP) par le Great Lakes National Program Office de l'EPA des É.-U., ainsi que dans celui des activités de suivi et de surveillance des contaminants dans le poisson du Programme de surveillance de la qualité des eaux douces d'ECCC. Ces programmes visent à déterminer les risques que posent les contaminants pour les poissons et les espèces sauvages qui s'en nourrissent et à suivre les tendances temporelles comme mesure des progrès réalisés vers les objectifs de l'écosystème de l'AQEGL 2012. Le sous-indicateur Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers des Grands Lacs fait partie de l'évaluation des indicateurs des produits chimiques toxiques dans les eaux des Grands Lacs, car les tendances à long terme des contaminants dans le biote fournissent de précieux indices sur l'abondance des PCSPM et d'autres contaminants bioaccumulatifs dans l'environnement. Les poissons absorbent les contaminants avec le temps dans l'ensemble de leur aire de répartition et ils permettent donc une évaluation plus générale de l'exposition environnementale que ne le permettrait un simple échantillon d'eau prélevé à un seul endroit à un moment précis. Les contaminants bioaccumulatifs sont aussi présents à de plus fortes concentrations dans le biote que dans l'eau, ce qui permet de déterminer de façon plus précise et rentable les concentrations de contaminants dans l'environnement. Il importe toutefois de signaler non seulement que les concentrations de contaminants dans le biote ne varient pas seulement en fonction des concentrations de contaminants dans l'eau, mais aussi qu'elles sont le résultat de l'intégration de nombreuses interactions biologiques, chimiques et physiques (p. ex., processus de bioaccumulation et de bioamplification, variations du régime alimentaire et des taux de croissance et modifications au réseau trophique).

Le GLFMSP a terminé une étude comparative interlaboratoires de plusieurs structures par âge pour déterminer la structure d'estimation par âge qui convient le mieux au programme. Les maxillaires du touladi ont été choisis, au lieu des otolithes, comme structure la plus précise et la plus rapide à évaluer par le Programme dans le cadre de la comparaison entre les laboratoires et la comparaison aux âges connus provenant des micromarques codées. Il est désormais possible d'utiliser des pratiques de neutralisation de l'âge lors de l'évaluation des concentrations et des tendances des contaminants pour le GLFMSP (Murphy et coll., 2018).

Prélèvement de poissons et conception des programmes

Chaque année, ECCC présente des rapports sur les charges de contaminants chez les touladis d'âge semblable (de 4+ à 6+ ans), les dorés (lac Érié), et les éperlans arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), qui sont des proies communes. ECCC analyse les concentrations de produits chimiques dans chaque poisson et en fait rapport. L'EPA des É.-U. surveille chaque année les charges de contaminants chez les touladis et les dorés jaunes (ouest du lac Érié) de taille semblable (longueur totale de 600 à 700 mm pour les touladis et de 400 à 500 mm pour les dorés) provenant de lieux choisis en alternance d'une année à l'autre dans chaque lac. L'EPA des É.-U. recueille des poissons à l'intérieur d'une zone de taille standard et détermine l'âge de chaque poisson avant d'homogénéiser les échantillons réunis en cinq échantillons composites de poisson. Les stations de surveillance d'ECCC et de l'EPA des É.-U. sont illustrées à la figure 7. Environnement et Changement climatique Canada ne prélève pas d'échantillons dans le lac Michigan et les listes de contaminants de chaque programme ne sont pas identiques, comme le montre le tableau 2. En dépit de ces différences relatives au prélèvement et à l'analyse, l'interprétation des résultats et des tendances par les deux programmes se ressemble énormément.

Résumé portant sur tout le bassin

Depuis la fin de la décennie 1970, les concentrations de polluants organiques persistants du passé comme les biphényles polychlorés (BPC) et les pesticides organochlorés (OC_{pest}) ont diminué dans la plupart des espèces de poissons surveillées. Les tendances à long terme du mercure révèlent des résultats variés dans tout le bassin. Les concentrations de mercure continuent d'être inférieures à la cible établie dans l'AQEGL de 1987. En général, les concentrations de composés réglementés diminuent lentement ou se sont stabilisées dans les tissus des poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des Grands Lacs. À l'échelon du bassin, les changements sont souvent propres au lac, car ils dépendent en partie des caractéristiques physicochimiques des contaminants, des caractéristiques hydrologiques des lacs, de la composition biologique de la communauté de poissons et des chaînes alimentaires qui y sont associées. En dépit de ces diminutions, les concentrations de certains composés comme les BPC, le SPFO et les PBDE continuent de dépasser les recommandations ou les cibles en matière de qualité de l'environnement. Comme indiqué dans les précédents rapports, ce sous-indicateur ne rendra plus compte des polluants du passé qui ne sont pas des PCSPM (comme le DDT). Comme il a été indiqué dans des indicateurs précédents, les concentrations de ces produits chimiques sont généralement en baisse et inférieures aux cibles en matière de qualité de l'environnement. Il est important de noter que les programmes de surveillance américains et canadiens continuent de surveiller ces produits chimiques et d'en faire rapport afin de suivre les tendances et d'évaluer la santé de l'écosystème. Une section intitulée « Autres produits chimiques d'intérêt » est incluse dans le présent sous-indicateur pour informer les lecteurs de l'état actuel de la science et faciliter l'examen d'autres produits chimiques dans l'avenir en fonction du processus prévu à l'annexe 3.

État des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM)

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 oblige le Canada et les États-Unis à établir quels produits chimiques sources de préoccupations mutuelles d'origine anthropique peuvent être nocifs pour la santé

humaine ou l'environnement. Selon l'Accord, les Parties vont cibler des actions binationales sur ces produits. En mai 2016, le premier groupe de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles a été désigné dans le cadre d'un processus multipartite avalisé par les deux pays. Cet effort a été dirigé par le sous-comité des annexes sur les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, sur la base de conseils fournis par des experts du gouvernement, de l'industrie, des organisations non gouvernementales du domaine de l'environnement et des universités. Les huit produits chimiques suivants composent le premier groupe de PCSPM :

- biphényles polychlorés (BPC);
- mercure (Hg);
- polybromodiphényléthers (PBDE);
- acide perfluorooctanoïque (APFO);
- sulfonate de perfluorooctane (SPFO);
- hexabromocyclododécane (HBCDD/HBCD);
- paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC);
- acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (APFC à LC).

Le présent sous-indicateur sur les produits chimiques toxiques vise les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) d'une manière exhaustive, cohérente et transparente. L'information sur d'autres produits chimiques d'intérêt pour les Grands Lacs (autres que les PCSPM) est précieuse et sera incluse dans une section distincte ci-dessous, au besoin, mais ne fait pas officiellement partie de l'évaluation.

Biphényles polychlorés (BPC)

Par le passé, les BPC entraient dans la composition de nombreux objets comme de l'équipement électrique, des condensateurs, des huiles et de l'isolant. Ils sont interdits aux États-Unis depuis 1979. En règle générale, les concentrations totales de BPC (Arochlor 1254) chez les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des Grands Lacs ont diminué continuellement depuis l'élimination progressive de ces substances au cours des années 1970 (figure 8), et elles sont demeurées au-dessus de la cible de 100 ng/g en poids humide (p.h.) (tableau 1) établie dans l'amendement de l'AQEGL adopté en 1987. Les tendances à long terme des concentrations diminuent pour tous les lacs de façon statistiquement significative (tableau 3). Les tendances à court terme des concentrations diminuent généralement, mais pas de façon statistiquement significative (tableau 4). À l'exception du lac Huron, qui présente une très faible augmentation non significative à court terme, et des lacs Érié et Michigan, qui montrent une diminution significative depuis les 10 dernières années. Des facteurs biologiques comme les changements dans les réseaux trophiques, lesquels entraînent des changements dans les taux de croissance des poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs, peuvent avoir une incidence sur les concentrations de BPC et les tendances associées à ce produit chimique. Pour tenir compte des changements dans les taux de croissance, le GLFMSP a modifié sa méthode de préparation d'échantillons composites, qui est maintenant fondée sur l'âge plutôt que la taille. De plus, la neutralisation de l'âge commence à être incorporée à des articles sur les tendances publiés dans des revues à comité de lecture (Zhou et coll., 2018). L'âge est un facteur important lorsqu'on analyse les contaminants dans le poisson entier, puisque plus le poisson est âgé, plus longtemps il est exposé et plus élevée est la charge de contaminants. De récentes études ont comparé les tendances temporelles des BPC dans le poisson et l'air des Grands Lacs (Hites et Holsen, 2019). Le Great Lake National Program Office (GLNPO) a également publié récemment un rapport technique sur les tendances à long terme des BPC, des PBDE et du mercure dans les poissons prédateurs de niveau trophique supérieur jusqu'en 2016 (U.S. EPA, 2020). Les résultats de ces études

révèlent une diminution statistiquement significative des concentrations de BPC à tous les sites d'échantillonnage à long terme depuis 1992.

Depuis le dernier rapport sur les sous-indicateurs de l'État des Grands Lacs en 2019, les concentrations de BPC ont été mesurées chez les éperlans arc-en-ciel pêchés dans le lac Ontario uniquement, bien que d'autres données soient attendues. Les concentrations moyennes de BPC totaux dans les échantillons composés d'éperlans arc-en-ciel mesurées par ECCC étaient de 38,5 ng/g ph dans le lac Ontario (2018). ECCC a récemment changé de fournisseur de services de laboratoire pour l'analyse des BPC dans les tissus des poissons afin d'obtenir des seuils de détection (SD) plus bas. Comme le SD était de 50 ng/g ph, avant 2016, il est impossible de déterminer si les concentrations de BPC dans les éperlans arc-en-ciel du lac Ontario ont augmenté ou diminué depuis la dernière évaluation.

Mercure total (Hg)

Le mercure est utilisé dans la production de produits chimiques, d'amalgames dentaires, de lampes à éclairage fluorescent, de piles, d'interrupteurs automobiles et de thermomètres, bien que certaines de ces utilisations soient abandonnées graduellement. Les tendances relatives aux concentrations de mercure total dans les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des Grands Lacs ont été variables. Leur diminution et leur signification statistique ont varié au niveau spatial dans tout le bassin, ainsi qu'entre les programmes de surveillance administrés par ECCC et l'EPA des É.-U. au cours des derniers cycles de rapports (figure 9). Les concentrations de mercure continuent d'être inférieures à la cible environnementale de 0,3 mg/kg ph, qui a été fixée en fonction du risque écologique du méthylmercure pour les poissons piscivores des Grands Lacs (Sandheinrich et coll., 2011). Les tendances à long terme des concentrations sont à la baisse dans les lacs Ontario, Supérieur, Érié et Michigan, la tendance à la baisse au lac Ontario étant la seule qui est statistiquement significative. Une légère hausse a été observée au lac Huron, mais cette hausse n'était pas significative (tableau 3). Les tendances à court terme des concentrations, quel que soit le lac, sont partagées (tableau 4). Comme dans le cas des BPC, le GLFMSP incorpore des pratiques relatives à l'âge et à la neutralisation de l'âge à des articles sur les tendances publiés dans des revues à comité de lecture (Zhou et coll., 2017).

Le GLFMSP collabore avec le Wisconsin Water Science Center de l'USGS afin d'identifier les sources de mercure à partir de rapports isotopiques du mercure dans les poissons et les sédiments des Grands Lacs. Les résultats indiquent que les sources atmosphériques sont principalement présentes dans les sédiments du lac Huron, du lac Supérieur et du lac Michigan, tandis que les sources industrielles et dérivées des bassins versants sont principalement présentes dans les sédiments des lacs Érié et de l'Ontario. La comparaison de Ω^{200} signatures du mercure chez les poissons prédateurs des Grands Lacs d'amont a révélé que le mercure bioaccumulé est plus semblable sur le plan atmosphérique au mercure d'origine atmosphérique qu'aux sédiments d'un lac. Les données suggèrent que dans certains cas, le mercure dérivé de l'atmosphère est peut-être une source plus importante de méthylmercure pour les niveaux trophiques supérieurs que les sédiments du passé des Grands Lacs (Lepak et coll., 2015). Des recherches plus poussées sur les signatures distinctes de mercure attribuables à des caractéristiques de la chaîne alimentaire et de la qualité de l'eau ont été effectuées à l'égard des échantillons du GLFMSP. Les résultats indiquent que les sources de mercure, telles qu'elles ont été analysées à l'aide d'isotopes stables du mercure, varient d'un lac à l'autre, et ils révèlent une variabilité de la profondeur de la zone euphotique, où le mercure est très probablement incorporé à la chaîne alimentaire. Le mercure provenant des précipitations semble à la fois déconnecté des sources sédimentaires lacustres et comparable chez les poissons des cinq lacs. Tout comme en haute mer, une méthylation de la colonne d'eau se produit également dans les Grands Lacs, ce qui entraîne possiblement la transformation des récents dépôts de mercure atmosphérique. Le degré de transformation photochimique du Hg est probablement contrôlé par l'absorption par le phytoplancton plutôt que par la quantité de carbone organique dissous dans les lacs (Lepak et coll., 2018). D'autres travaux ont permis de déceler des

changements dans les sources alimentaires de mercure dus à l'invasion des moules de la famille des dreissénidés dans le lac Michigan. On a constaté que les concentrations de mercure dans le poisson peuvent varier par des changements dans les structures trophiques et les préférences alimentaires (Lepak et coll., 2019).

ECCC a terminé une analyse des concentrations de mercure total chez les communautés d'oiseaux aquatiques et de poissons des Grands Lacs canadiens. Ces programmes de surveillance et de contrôle ont analysé les concentrations de produits chimiques pendant plus de 42 ans (1974-2015). Les données (provenant de 22 sites) ont été utilisées pour examiner la variabilité spatiotemporelle des concentrations de mercure dans des œufs de Goéland argenté, le touladi et l'éperlan arc-en-ciel. Les tendances ont été quantifiées à l'aide de modèles linéaires dynamiques qui ont fourni des taux de changement variables dans le temps des concentrations de mercure. La teneur en lipides (dans les poissons et les œufs) et la longueur des poissons ont été utilisées comme covariables dans tous les modèles. Pendant les trois premières décennies, les concentrations de mercure dans les œufs de Goéland argenté et les poissons ont diminué à toutes les stations. Dans les années 2000, les tendances en ce qui concerne les œufs de Goéland argenté se sont inversées à deux sites du lac Érié et deux sites du lac Ontario. Au cours de la même période, des inversions de tendance semblables ont été observées chez le touladi du lac Supérieur et à une station du lac Ontario. Les concentrations de mercure chez le touladi ont continué de baisser lentement à toutes les autres stations, sauf dans le lac Huron, où elles sont demeurées stables. Une analyse de régression bayésienne a posteriori suggère de fortes interactions trophiques entre le Goéland argenté et l'éperlan arc-en-ciel dans les lacs Supérieur et Ontario, mais indique aussi la possibilité d'un découplage trophique dans les lacs Huron et Érié. Une surveillance continue des concentrations de mercure chez le Goéland argenté et les poissons est nécessaire pour consolider ces changements des conditions trophiques et évaluer plus en profondeur et leurs répercussions générales (Blukacz-Richards et coll., 2016).

On observe aussi des tendances temporelles semblables en ce qui concerne les concentrations de mercure dans l'éperlan arc-en-ciel, un poisson-fourrage commun de beaucoup de poissons et d'oiseaux du bassin des Grands Lacs (figure 10). La concentration de mercure chez l'éperlan est plus élevée dans le lac Supérieur et a été très variable dans tous les lacs depuis le dernier rapport. La surveillance continue des concentrations de mercure dans le poisson de tous les lacs est justifiée afin d'évaluer adéquatement le risque futur pour les consommateurs de poissons du bassin des Grands Lacs, particulièrement dans les secteurs où les concentrations semblent augmenter.

Polybromodiphényléthers (PBDE)

Les PBDE sont fréquemment utilisés dans les formulations commerciales d'ignifugeants, de matières plastiques, produits électroniques grand public et des revêtements. Dans une étude nationale des concentrations de PBDE dans les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs de lacs de toutes les régions du Canada, les plus fortes concentrations ont été observées chez les poissons des Grands Lacs et > 95 % des composés de PBDE dans les poissons étaient des tétra-, penta-, ou hexa-BDE (Gewurtz et coll., 2011). Les concentrations du mélange de tétra-BDE (BDE-47) dans les cinq Grands Lacs continue d'être inférieure à la cible des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) de 44 ng/g ph (figure 11). Les concentrations du mélange de penta-BDE (BDE-99 et BDE-100) dans les cinq Grands Lacs continuent d'être supérieures à la cible des RFQE de 1,0 ng/g ph (figure 12). Les concentrations du mélange d'hexa-BDE (BDE-153 et BDE-154) dans les cinq Grands Lacs sont généralement égales à la cible du RFQE de 4 ng/g ph ou inférieures à celle-ci (figure 13). En règle générale, les tendances à long terme des concentrations pour les trois mélanges BDE sont à la baisse, mais de légères hausses avec une signification statistique partagée ont été observées (tableau 3). Par ailleurs, les tendances à court terme des concentrations pour les trois mélanges BDE sont généralement à la baisse, avec une signification statistique limitée (tableau 4). Comme dans le cas des BPC, le GLFMSP incorpore des pratiques relatives à l'âge et à la neutralisation de l'âge à des articles sur les tendances publiés dans des revues à comité de lecture.

Une récente analyse des tendances temporelles de ces cinq congénères de PBDE dans des poissons des Grands Lacs, normalisées en fonction de l'âge, a montré une augmentation des concentrations de 1979 à 2000, puis une diminution jusqu'en 2007 par suite de l'abandon graduel de leur production. Depuis ce temps, les tendances à la baisse se sont stabilisées et sont récemment devenues inchangées, car la diminution des concentrations de BDE 47 est contrebalancée par la tendance à la hausse des quatre autres BDE, en raison peut-être de la décomposition des congénères comportant un plus grand nombre d'atomes de brome (Zhou et coll., 2019).

Sulfonate de perfluorooctane (SPFO) et acide perfluorooctanoïque (APFO)

Le sulfonate de perfluorooctane (SPFO) est une substance synthétique qui appartient à une catégorie plus vaste de produits chimiques organofluorés qui sont partiellement ou complètement saturés de fluor. Ces composés ont été utilisés comme substances hydrofuges et ignifuges. De façon générale, l'APFO ne se retrouve pas dans les poissons entiers des Grands Lacs et ne sera pas abordé dans le présent sous-indicateur. Les tendances des concentrations de SPFO dans les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des Grands Lacs ont été variables d'un endroit à l'autre du bassin et entre les programmes de surveillance (figure 14). Les concentrations à long terme et à court terme dans l'ensemble des Grands Lacs demeurent supérieures à la cible des RFQE de 4,6 ng/g ph pour l'alimentation des mammifères. Les tendances à long terme et à court terme des concentrations, ainsi que leur signification statistique, varient entre les cinq lacs (tableaux 3 et 4). Une étude récente a permis d'évaluer les tendances temporelles de la concentration des acides perfluoroalkylés dans les poissons prédateurs de niveau trophique supérieur de 2005 à 2016. Les résultats ont révélé qu'en général, la concentration des analytes a diminué dans les poissons de l'ensemble du bassin de 2005 à 2016. Cependant, des tendances à la hausse ont été observées les années impaires au site d'échantillonnage du GLFMSP au lac Supérieur, et aux deux sites d'échantillonnage du GLFMSP au lac Érié (Point et coll., 2021).

Hexabromocyclododécane (HBCDD)

Le HBCDD est un ignifugeant produit en grandes quantités utilisé principalement dans les mousses de polystyrène et l'on croit qu'il a été utilisé comme substitut des PBDE. Le HBCDD a été ajouté en 2012 comme analyte régulier aux programmes de surveillance et de contrôle du Canada et des États-Unis, après avoir été désigné PCSPM. Cependant, des analyses rétrospectives ont permis d'obtenir des données remontant à aussi loin que 2006. Des analyses actuelles et rétrospectives de ce composé ont été effectuées à l'aide de tissus de poissons frais et de tissus conservés afin d'obtenir un ensemble de données plus robuste. En général, les tendances des concentrations varient d'un endroit à l'autre du bassin et sont nettement inférieures à la norme de qualité de l'environnement (NQE) de l'Union européenne, qui est de 167 ng/g poids lipidique (figure 15). Les tendances à long terme et à court terme des concentrations, ainsi que leur signification statistique, varient entre les cinq Grands Lacs (tableaux 3 et 4).

Une récente étude sur la présence du HBCDD chez des poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs (touladi, doré jaune et omble de fontaine) a permis de déterminer la distribution spatiale du HBCDD en 2013 (n = 165) à 19 sites d'échantillonnage et en 2015 (n = 145) à 20 sites d'échantillonnage partout au Canada. Le HBCDD était mesurable dans au moins un échantillon de chaque site d'échantillonnage, peu importe l'année d'échantillonnage, à l'exception du doré jaune du bassin sud du lac Winnipeg (2013). Les sites d'échantillonnage situés dans les Grands Lacs laurentiens ou à proximité de ceux-ci présentaient des concentrations de ∑HBCDD plus élevées par rapport aux sites situés à l'est ou à l'ouest. Le HBCDD possède 16 stéréo-isomères possibles qui présentent des activités biologiques différentes. La concentration moyenne de ∑HBCDD la plus élevée était de 72,6 ng/g en poids de lipides dans les poissons du lac Huron-Goderich (2015). Sans égard au site d'échantillonnage, α-HBCDD était le congénère dominant suivi de γ-HBCDD, tandis que β-HBCDD était à peine détectable. Dans les poissons provenant du même plan d'eau, les coefficients de concentration des isomères α/γ étaient comparables. Le coefficient le plus élevé était de 20,8 dans les poissons du lac Ontario et le plus faible, de

6,3 dans les poissons du lac Memphrémagog (Québec), probablement en raison d'émissions plus récentes d'un mélange de HBCDD technique (principalement composé de γ-HBCDD, mais aussi de concentrations mesurables de α- et β-HBCDD). Les tendances temporelles du HBCDD dans les touladis du lac Ontario ont montré une importante tendance à la baisse pour γ-HBCDD, avec une demi-vie estimée à 10 ans sur une période de 36 ans (1979-2015), et pour α-HBCDD, avec une demi-vie de 11 ans au cours des années 2008 à 2015. La proportion de α-HBCDD par rapport à ∑HBCDD a augmenté de façon significative de 1979 à 2015. L'étude a fourni de nouveaux renseignements sur les isomères du HBCDD dans les poissons d'eau douce du Canada. (Su et coll., 2018).

Les tendances à long terme de la concentration du HBCDD ont été évaluées dans des études récentes. Les chercheurs ont constaté que les tendances récentes de la concentration de ∑HBCDD (2004 à 2016) étaient à la hausse dans les poissons des lacs Érié et Ontario. Ils ont également observé une diminution de la concentration dans les poissons des lacs Supérieur et Michigan et aucun changement, en général, dans la concentration dans les poissons du lac Huron pendant cette même période (Parvizian et coll., 2020).

Paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC) et à chaîne moyenne (PCCM)

Seules les données de 2010 à 2013 du programme de surveillance et de contrôle du Canada sont disponibles. D'autres données seront accessibles lorsque les laboratoires seront à nouveau en activité, après la pandémie. Ces catégories de composés sont utilisées comme lubrifiants et réfrigérants pour le découpage des métaux. Les concentrations des PCCC totales dans le touladi étaient de 7,6 ng/g dans le lac Ontario, de 4,95 ng/g pour le lac Supérieur et de 5,25 ng/g pour le lac Huron, tandis que dans le doré jaune du bassin occidental du lac Érié, elles étaient de 1,1 ng/g. Toutes ces concentrations étaient bien inférieures à la cible des RFQE pour les PCCC de 2 700 ng/g lipides. Aucune information sur l'état ou les tendances relativement à ces composés ne peut être fournie. Une étude précédente datant de 2015 portant sur les concentrations de paraffines chlorées dans le poisson des lacs canadiens a révélé que dans le poisson des Grands Lacs, les concentrations de paraffines chlorées chaîne moyenne (PCCM) (C14-C17) étaient plus élevées que celles des paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC) (C10-C13) (Saborido Basconcillo, Backus et coll., 2015). Les paraffines chlorées à chaîne moyenne peuvent être un élément important à surveiller et/ou à rechercher dans les Grands Lacs. Les concentrations des PCCM étaient très similaires, à environ 12 ng/g dans le poisson des lacs Ontario, Érié et Huron, et à 4 ng/g dans celui du lac Supérieur. Dans les mêmes poissons, on a déterminé que les concentrations de PCCC variaient de 3 à 5 ng/g.

Autres produits chimiques d'intérêt

Les programmes de surveillance et de contrôle des États-Unis et du Canada ont investi pour déterminer et quantifier des produits chimiques autres que des PCSPM et des produits chimiques émergents dans le cadre de l'Initiative de restauration des Grands Lacs et du Plan de gestion des produits chimiques du Canada. Certains de ces produits chimiques, comme les dioxines et furanes et les naphtalènes polychlorés, sont considérés comme d'anciens composés, mais leurs concentrations peuvent encore être nocives pour les poissons et les consommateurs de poissons, et les tendances peuvent avoir changé. Il est également nécessaire d'étudier les contaminants nouveaux ou inconnus afin de réunir suffisamment de données pour déterminer s'ils peuvent causer des effets nocifs ou s'ils ont le potentiel de devenir nocifs. Des résumés de publications récentes sur l'identification et la quantification des produits chimiques autres que des PCSPM et des produits chimiques, ainsi que sur les méthodes connexes, sont fournis ci-après. Étant donné qu'un grand nombre de ces produits chimiques viennent d'être identifiés ou que des données à leur égard sont disponibles depuis peu seulement, il n'est pas possible d'en préciser la situation ni les tendances pour le moment. Les auteurs jugent toutefois qu'il est important d'insister sur ce travail et que ces composés pourront, si c'est justifié, figurer dans de futurs rapports sur les sous-indicateurs de l'état des Grands Lacs. Il importe aussi de signaler que la surveillance des produits chimiques émergents et le suivi continu des produits chimiques du passé constituent des éléments essentiels des programmes des deux pays.

Dioxines et furanes (PCDD/F)

Les dioxines et furanes sont principalement des sous-produits non voulus de combustion ou de procédés industriels comme pour la production d'herbicides ou le blanchiment de la pâte à papier. Les programmes de surveillance et de contrôle du Canada et des États-Unis ont effectué une évaluation des tendances en matière de concentration des dibenzo-p-dioxines polychlorées (DDPC), des dibenzofuranes polychlorés (DFPC) et des biphényles polychlorés coplanaires (BPC-CP) chez des touladis et des dorés jaunes, corrigées en fonction de l'âge, à partir d'échantillons recueillis entre 2004 et 2014. Des correctifs âge-contaminant ont été élaborés pour rendre compte avec précision des tendances des contaminants en raison des changements dans la structure par âge du touladi, à l'aide du modèle âge-tendance (MAT). Le MAT fait appel à une régression âge-contaminant propre au lac étudié pour atténuer les effets d'une structure d'âge fluctuant du touladi afin d'améliorer directement les modèles de régression log linéaire. Les résultats du MAT indiquent que la demi-vie (t1/2) et les diminutions en pourcentage des PCDD/F, des BPC-CP et de l'équivalent toxique (ET) (moyenne de -56 à 70 %) étaient assez uniformes et constants dans les Grands Lacs de 2004 à 2014. La grande majorité de l'ET associée avec les échantillons de touladi et de doré jaune provenant de tous les Grands Lacs est attribuable aux BPC-CP non-ortho (moyenne = 79 %), en comparaison avec les PCDD/F (moyenne = 21 %). En moyenne, les BPC-CP_ 126 ont représenté plus de 95 % de l'EQ total de BPC-CP. Une analyse rétrospective (1977-2014) des concentrations brutes de 2378-TCDF et de 2378-TCDD dans le touladi du lac Ontario ont révélé des diminutions de 94 % et de 96 %, respectivement. Les recommandations sur les résidus tissulaires pour la protection des espèces sauvages, selon l'EQ totale pour le touladi et le doré jaune, ont été uniformément dépassées dans tous les Grands Lacs (Pagano et coll., 2018).

Nouveaux contaminants organiques halogénés

Le GLFMSP a élaboré des méthodes de contrôle non ciblées pour identifier des produits chimiques nouveaux et émergents dans des échantillons de poisson entier. Les produits chimiques halogénés ont été identifiés à l'aide d'une combinaison d'étalons authentiques et de correspondances avec une banque de spectres, les estimations des formules moléculaires ayant été obtenues par interprétation exacte des spectres de masse. Les composés organiques halogénés représentent l'un des plus grands groupes de produits chimiques présents dans l'environnement et ont fait l'objet de nombreuses études au cours des quatre dernières décennies étant donné qu'ils sont persistants, bioaccumulables et toxiques. En plus des produits chimiques halogénés actuellement visés par le GLFMSP, plus de 60 autres espèces halogénées ont été identifiées. La plupart semblent être des métabolites ou des produits de dégradation provenant de plus gros composés organiques halogénés. La classe de composés la plus abondante était celle des halométhoxyphénols, qui représentaient plus de 60 % de la concentration totale de composés halogénés dans les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des cinq Grands Lacs. Ces résultats illustrent la nécessité et l'utilité d'un contrôle non ciblé des composés halogénés dans les systèmes aquatiques au moyen de cette plateforme. (Fernando et coll., 2017).

Plus récemment, les méthodes non visées utilisées pour comparer les nouvelles caractéristiques des substances halogénées dans les touladis d'une période à une autre, 10 ans plus tard, soit les périodes de 2005-2006 et de 2015-2016. Plus de 2000 caractéristiques de substances halogénées inconnues ont été recensées. C'est dans les poissons du lac Supérieur que le nombre de ces caractéristiques était le plus faible et dans ceux du lac Ontario qu'il était le plus élevé. La plupart de ces caractéristiques des substances halogénées ont changé d'une période à l'autre dans les Grands Lacs à un rythme plus rapide que les changements relatifs aux BPC totaux, ce qui signifie généralement que leur nombre a diminué plus rapidement (Fakouri et coll., 2020).

Autres composés de substances perfluoroalkyliques et polyfluoroalkyliques (SPFA)

Les touladis du lac Michigan provenant du GLFMSP ont été analysés pour détecter la présence d'acides polyfluoroalkyliques à l'aide d'un algorithme informatique qui compare les composés à 3 570 composés possibles,

comme les substances perfluoroalkyliques et polyfluoroalkyliques C4-C10, les acides et les sulfonates polyfluorochloroalkyliques, et des formes d'éthers provenant de banques de composés chimiques. Les résultats ont suggéré la présence de 30 formules chimiques polyfluorées qui n'avaient jamais été mentionnées auparavant dans la documentation scientifique. On sait peu de choses en ce moment au sujet de la toxicité de ces nouveaux composés SPFA. Comme les composés SPFA sont identifiés à l'aide de cette banque virtuelle et qu'ils sont quantifiés au moyen d'étalons purs (matériel de référence certifié), on envisagera de les ajouter à la liste des analytes réguliers du GLFMSP (Baygi et coll., 2016).

Carbazoles polyhalogénés (CZPH)

La présence de CZPH a été étudiée dans des touladis conservés du GLFMSP recueillis entre 2004 et 2016. Les concentrations médianes des CZPH totaux par lac variaient de 54,7 à 154 ng/g poids lipidique (de 6,8 à 28,0 ng/h ph). Les congénères dominants étaient 3,6-dichlorocarbazole, 1,3,6-tribromocarbazole et 1,3,6,8-tétrachlorocarbazole. Les concentrations des CZPH totaux les plus élevées ont été observées dans les poissons des lacs Michigan et Ontario, suivi ce ceux du lac Huron, tandis que les concentrations les moins élevées ont été enregistrées dans les poissons des lacs Érié et Supérieur. Les profils des congénères des CZPH présentaient également des variations spatiales. Après neutralisation de l'âge pour minimiser l'influence de l'âge des poissons sur les taux de bioaccumulation, les concentrations CZPG totaux ont diminué de façon significative au fil du temps dans tous les lacs sauf le lac Érié, avec des pentes variant de -10,24 à -3,85 % par an-. Il a été déterminé que l'équivalent toxique (ET) médian des CZPH, attribuable à leur activité de type dioxine, variait de 8,7 à 25,7 pg/g poids lipidique (pl) dans les poissons des Grands Lacs. Cette étude donne un premier aperçu de la bioaccumulation et des tendances spatiotemporelles des CZPH dans les Grands Lacs et suggère la nécessité de poursuivre les recherches sur ce groupe de produits chimiques (Wu et coll., 2018).

Ignifugeants halogénés

L'identification, la persistance, l'accumulation et le transfert trophique de 25 congénères de polybromodiphényléthers (PBDE), de 23 ignifugeants halogénés non-PBDE (NPHFRS), de 4 polybromodiphénoxybenzènes (PB-DiPhOBz) et de 6 PB-DiPhOBzs méthoxylés (MeO-) ont été étudiés dans des poissons prédateurs et des poissons-proies recueillis en 2010 à des sites du lac Ontario (n = 26) et du lac Érié (n = 39). Peu importe l'endroit ou l'espèce, 20 PBDE et 12 NPHFR étaient quantifiables dans au moins un des 65 échantillons analysés, et les polybromodiphénoxybenzènes (PB-DiPhOBz) et les PB-DiPhOBzs méthoxylés n'étaient pas détectables dans aucun des échantillons analysés. Parmi les ignifugeants, les ∑PBDE présentaient les concentrations les plus élevées, variant de 1,06 (éperlan arc-en-ciel, lac Érié) à 162 (touladi, lac Ontario) ng/g ph, suivis de concentrations moyennes de HBCDD variant de ND à 17,3 (touladi, lac Ontario) ng/g ph. Les autres ignifugeants étaient généralement non détectables ou à des concentrations inférieures à une partie par milliard. Dans la majorité des cas, les concentrations d'ignifugeants dans les échantillons du lac Ontario étaient plus élevées que dans ceux du lac Érié. Des relations linéaires positives fortes et significatives ont été observées entre les concentrations d'ignifugeant log normalisées (ph ou pl) et l'âge du prédateur de niveau trophique supérieur, le touladi (n = 16 =lac Ontario); la fréquence de dédoublement (T2) estimée des ignifugeants était de 2,9 à 6,4 ans. Dans le cas du doré jaune du lac Érié, des relations linéaires positives significatives ont également été observées pour certains ignifugeants, mais les relations linéaires sont généralement devenues négatives après normalisation des concentrations d'ignifugeants en fonction du poids lipidique. Cette étude fournit de nouveaux renseignements sur l'accumulation des ignifugeants dans les organismes aquatiques et, pour la première fois, des relations linéaires positives significatives sont signalées entre les concentrations d'ignifugeant log normalisées (ph ou pl) et l'âge du touladi des Grands Lacs (Su et coll., 2017).

Les tendances spatiales et temporelles de la concentration d'ignifugeants de remplacement, dont 18 analogues du Dechlorane et 20 substances ignifuges bromées de remplacement (IBR), ont été étudiées dans un très grand échantillon composite de 50 touladis et doré jaune des Grands Lacs, pêchés entre 2004 et 2016. La concentration de l'ensemble des analogues du Dechlorane variait de 0,33 à 31,9 ng/g en poids lipidique, la concentration étant la plus élevée dans le lac Ontario, où les profils pourraient indiquer les sources ponctuelles. La concentration d'autres IBR, dont l'hexabromobenzène, le pentabromotoluène et le tétrabromo-o-chlorotoluène, a été mesurée. La concentration des IBR totaux variait de 0,91 à 54,7 ng/g en poids lipidique, la plus faible étant dans le lac Érié. La concentration des Dechlorane totaux et des IBR totaux a diminué dans tous les lacs, sauf dans le lac Érié (Wu et coll., 2019).

Naphtalènes polychlorés (NPC)

Les naphtalènes polychlorés (NPC) sont des contaminants du passé, produits principalement pour être utilisés comme ignifugeants ou diélectriques jusqu'à leur élimination progressive en Europe et en Amérique du Nord dans les années 1970.

Les NCP présents dans les poissons entiers, les œufs de Goéland argenté et les sédiments ont été étudiés. Les tendances spatiales et temporelles (1979-2013) des concentrations de NCP ont été étudiées dans l'ensemble des Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent, alors que les sédiments n'ont été analysés que de 2011 à 2013. Chez les poissons et les œufs de Goéland, les concentrations de NCP les plus élevées ont été observées dans l'ouest du lac Érié (7 660 et 3 020 pg/g ph, respectivement), et elles diminuaient en aval jusqu'au fleuve Saint-Laurent (de 34 à 2 370 pg/g ph). Dans le cas des sédiments, les concentrations étaient les plus élevées dans les sédiments en suspension de la rivière Détroit (264 000 pg/g) et les plus faibles dans les sédiments de surface en aval jusqu'au fleuve Saint-Laurent (de 440 à 19 300 ph/g). D'environ 1980 à 1995, les concentrations de NCP ont diminué à chaque site, mais elles ont augmenté chez le Goéland et les poissons du lac Érié de 1995 à 2005. La résurgence des NCP dans le biote correspondait au moment du dragage correctif de sédiments hautement contaminés par des NCP dans la rivière Détroit, et les effets de ce dragage semblent s'être manifestés en aval du lac Ontario. Les profils des congénères des NCP différaient entre le lac Érié et le lac Ontario jusqu'après le dragage, moment à partir duquel les profils de NCP chez les poissons sont devenus de plus en plus semblables. Les NCP présents dans les œufs de Goéland étaient surtout des hepta-NCP, tandis que chez les poissons, on observait des concentrations plus élevées de NCP faibles en chlore. Les profils des NCP chez les goélands et les poissons semblent être influencés non seulement par les différences dans les voies d'exposition et la capacité métabolique différentielle, mais aussi par la remise en suspension des sédiments contaminés par des NCP (McGoldrick et coll., 2018).

De récentes analyses des tendances des concentrations de NPC ont été réalisées pour les années 2004 à 2018 dans le touladi et le doré jaune dans chacun des Grands Lacs. En général, les tendances révélaient une diminution totale significative de la concentration des NPC totaux pendant cette période, sauf dans les poissons du lac Érié où la concentration avait augmenté. La concentration des NPC totaux dans les poissons des Grands Lacs variait de 5 701 et de 100 pg/g p.h.. En outre, les chercheurs ont observé une cassure nette de la tendance de la concentration de NPC dans le touladi du lac Ontario pendant la période 2012 à 2016 qui est probablement associée à l'évacuation de déchets dangereux, au dragage de chenaux et à l'élimination de déblais dans la rivière Détroit et le bassin occidental du lac Érié (Pagano et Garner, 2021).

Antioxydants N-phénylanilines substituées (NPAS)

Les NPAS et les agents anti-UV de benzotriazoles (BZT-UV) sont des additifs industriels qui constituent une inquiétude potentielle émergente sur le plan de l'environnement. Cependant, la bioaccumulation, la bioamplification et la distribution spatiale de ces contaminants dans les Grands Lacs sont inconnues. Une étude réalisée en 2018 a permis de combler ces lacunes dans les connaissances en présentant pour la première fois des rapports sur les

NPAS et les BZT-UV dans les œufs de Goéland argenté, les œufs de touladi et leur réseau trophique pour les Grands Lacs. Les œufs de Goéland argenté montraient une fréquence de détection et des concentrations de NPAS et de 2-(2H-benzotriazol-2- yl)-4,6-di-tert-pentylphénol (UV328) beaucoup plus élevées que celles de l'homogénat de poissons entiers. Il est intéressant de noter que les NPAS prédominants dans les œufs de Goéland argenté sont le dinonyl- (C9C9) et le monononyl-diphénylamine (C9), dont la bioaccumulation dans le poisson était auparavant moins élevée que celle des autres NPAS. Par contre, la dioctyldiphénylamine (C8C8) était le principal NPAS dans le touladi, et la biodilution de C8C8 a été observée dans un réseau trophique de touladis du lac Supérieur. De telles variations dans les œufs du Goéland argenté et les poissons soulignent les différences dans les voies d'accumulation et d'élimination des NPAS et des BZT-UV; l'obtention de plus de précisions sur ces mécanismes est nécessaire (Lu et coll., 2018).

Liens

Les concentrations de contaminants dans le touladi et le doré jaune dépendent d'interactions biologiques et physicochimiques complexes qui se déroulent à l'intérieur et à l'extérieur du bassin des Grands Lacs, car ces prédateurs de niveaux trophiques supérieurs ingèrent les contaminants qui se retrouvent dans l'eau, l'air, les sédiments et leurs sources d'aliments. Le climat changeant et ses effets sur les précipitations et les courants dus aux vents modifieront l'apport de contaminants provenant de sources extérieures du bassin et pourraient modifier les chaînes alimentaires et le transfert des contaminants qui s'y produisent. Les espèces aquatiques envahissantes modifient aussi les chaînes alimentaires, de même que l'énergie et la dynamique des contaminants dans les lacs. Elles pourraient aussi introduire de nouvelles voies d'exposition par lesquelles il pourrait être possible de mobiliser les réservoirs de contaminants dans les sédiments et de les transférer aux poissons. Beaucoup de nouveaux contaminants préoccupants sont des éléments constituants de produits de consommation, d'hygiène personnelle ou pharmaceutiques. C'est pourquoi les effluents des usines d'épuration constituent une importante source de contamination, qui prend de l'ampleur à mesure que la population humaine augmente dans le bassin. Les déductions sur les effets des espèces envahissantes et des changements climatiques sur l'accumulation de contaminants dans le biote aquatique ne sont pas bien connues. Toutefois, l'interprétation des résultats tient compte des changements dans les tendances des contaminants chez les poissons entiers, dans la mesure où ils sont liés à des changements dans l'écosystème.

Il est important de noter comment les concentrations de produits chimiques se comportent dans l'environnement dans divers milieux. Par exemple, une publication récente des programmes américains de surveillance de l'atmosphère et des poissons a récemment évalué les niveaux déclarés de BPC et de DDT au fil du temps et calculé les taux auxquels les concentrations ajustées selon l'âge ont diminué avec le temps à des fins de comparaison. En général, les temps de réduction de moitié (de 9 à 17 ans pour les BPC et de 7 à 10 ans pour le DDT) estimés à partir de l'ensemble de données complet sur les poissons sont semblables à ceux estimés à partir des données atmosphériques, ce qui donne à penser que les concentrations atmosphériques et les concentrations dans les poissons sont liées. Les taux ajustés selon l'âge les plus récents sont parfois beaucoup plus rapides que ceux des ensembles de données complets sur les poissons et l'atmosphère, ce qui peut laisser croire que la dynamique atmosphère-eau peut être en train de changer (Hites et coll., 2018). Ces évaluations sont importantes pour confirmer les tendances observées dans l'ensemble des milieux, mais aussi pour déterminer comment les produits chimiques peuvent se comporter différemment d'un milieu à l'autre afin d'obtenir une description plus précise de la santé de l'environnement global des Grands Lacs.

Il devient beaucoup plus important de comprendre et de quantifier les changements subis par les chaînes alimentaires des Grands Lacs. Par exemple, les diminutions de l'abondance des gaspareaux (*Alosa*

pseudoharengus) âgés de X ans et plus dans le lac Huron sont principalement la cause du ralentissement de la croissance du touladi (He et coll., 2016), ce qui entraîne une élévation des concentrations chimiques de substances toxiques bioaccumulables persistantes dans le touladi. Avant l'effondrement complet de leur population en 2003-2004, les gaspareaux étaient le principal aliment du touladi du lac Huron. La diminution de l'abondance des éperlans arc-en-ciel âgés de X ans et plus, qui constituaient un autre élément de l'alimentation du touladi, pourrait également avoir contribué au ralentissement de la croissance du touladi et à la détérioration de l'état de sa population. Les évaluations de la chaîne alimentaire portant sur les concentrations d'acides gras, des rapports d'acides gras et des isotopes stables de carbone et d'azote en cours aux É.-U. visent à aider à interpréter les résultats et les tendances relatives aux produits chimiques.

Les changements climatiques pourraient avoir une incidence sur la charge corporelle de contaminants dans les poissons des Grands Lacs, mais les effets sont probablement indirects, les changements climatiques accélérant ou exacerbant les processus actuels. La hausse des températures pourrait changer la répartition des contaminants dans l'écosystème, leur transformation en composés plus nocifs et leur accessibilité au biote aquatique (Noyes et coll., 2009). Par exemple, les charges corporelles de mercure dans le poisson peuvent varier en raison de la hausse des températures, de la fluctuation des niveaux d'eau et de l'augmentation du ruissellement qui peut avoir une incidence sur l'apport de mercure dans les lacs, la méthylation du mercure dans les milieux aquatiques et le taux d'absorption de mercure dans le poisson (Grieb et coll., 2019). Le réchauffement climatique pourrait également amplifier ou changer l'effet des contaminants sur le poisson. Comme le poisson est un animal ectotherme, sa capacité à métaboliser les contaminants pourrait varier avec la hausse de la température des eaux, ce qui pourrait atténuer ou amplifier la toxicité du composé, selon le mécanisme d'action. Par exemple, il a été observé que la toxicité de certains pesticides s'accentuait avec la température chez le poisson (Noyes et coll., 2009).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Sans opinion ou ne sais pas	Pas d'accord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leur source d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans la présente évaluation sont ouvertes et libres d'accès.	Oui	Sources des données : https://cdx.epa.gov/ https://open.canada.ca/fr		

Limites des données

La majorité de l'information relative à ce sous-indicateur provient des programmes de surveillance et de contrôle des gouvernements du Canada et des États-Unis. La liste des contaminants devant faire l'objet d'une surveillance ne cesse de s'allonger, ce qui peut représenter un défi sur le plan des budgets de fonctionnement et des ressources en personnel. Ces limites nécessiteront des changements à la fréquence et à l'intensité de la surveillance de certains composés à mesure que de nouveaux composés seront ajoutés à la liste prioritaire. Comme les priorités en matière de surveillance des produits chimiques ont évolué au fil du temps, les PCSPM n'ont pas tous été mesurés dans tous les lacs, chaque année, pendant toute la durée des programmes de surveillance et de contrôle d'ECCC et de l'USEPA. Il est important de noter que l'évaluation des tendances sur 10 ans pourrait ne pas être assez longue pour qu'on puisse dégager une tendance, surtout lorsqu'on la compare aux évaluations à long terme. Il pourrait être plus difficile de dégager des tendances si les ressources budgétaires et l'effectif étaient insuffisants pour mesurer chaque année les PCSPM dans tous les lacs.

Renseignements supplémentaires

La réduction des concentrations de contaminants dans les poissons entiers sera le reflet des changements environnementaux dans la qualité de l'eau des Grands Lacs. La réduction de la charge de contaminants et la diminution subséquente de la concentration de contaminants dans l'eau réduiront les risques de dommages aux communautés de poissons et aux espèces sauvages qui se nourrissent de poissons.

L'identification et la révision des cibles et des recommandations en matière de qualité de l'environnement donneront lieu à l'élaboration d'un FDM révisé pour l'évaluation des situations et des tendances. De plus, l'incorporation de nouveaux PCSPM, le cas échéant, et d'autres données existantes sur les tendances des PCSPM influeront sur la façon dont le FDM sera élaboré et interprété.

Des collectes de données auxiliaires ont été mises au point; elles visent à regrouper de l'information sur l'âge, la longueur, le sexe et la teneur en lipides des poissons recueillis. Des données détaillées sur la taille des échantillons, l'emplacement où ils ont été prélevés et la série complète de mesures auxiliaires sont disponibles.

Les banques de spécimens environnementaux contenant des échantillons de tissus constituent un rouage essentiel des programmes des États-Unis et du Canada et elles permettent de réaliser des analyses rétrospectives de produits chimiques préoccupants nouvellement identifiés afin d'être en mesure d'établir, assez rapidement, des tendances à long terme.

Les auteurs se sont efforcés d'améliorer la rigueur statistique du rapport portant sur ce sous-indicateur en incluant des marges d'erreur dans les estimations des concentrations et les tendances temporelles. Les auteurs ont également mis l'accent sur les contaminants au sujet desquels il existe des objectifs, des recommandations et/ou des seuils définis en matière d'environnement afin de contextualiser les concentrations observées par rapport aux risques qu'ils posent pour l'environnement. D'autres améliorations de la rigueur statistique, par exemple, de meilleures méthodes pour caractériser les ensembles de données comportant des valeurs censurées (c.-à-d. non détectées) devraient être étudiées et intégrées aux rapports futurs portant sur ce sous-indicateur.

Remerciements

Auteurs

Tana McDaniel, Environnement et Changement climatique Canada
Brian Lenell, Environmental Protection Agency des États-Unis

Autres contributions

Mandi Clark et Daryl McGoldrick, Environnement et Changement climatique Canada

Sources d'information

Nous remercions tous les États, tribus et provinces partenaires qui fournissent des échantillons et de l'information aux programmes de contrôle et de surveillance des États-Unis et du Canada.

Nous aimerions également remercier les capitaines et l'équipage du navire de recherche Kelso, d'Environnement et Changement climatiques Canada, ainsi que du navire de recherche Lake Guardian, de l'EPA des É.-U., pour leur participation au prélèvement des échantillons.

Références

Baygi, S.F., Crimmins, B.S., Hopke, P.K., et Holsen, T.M. 2016. Comprehensive Emerging Chemical Discovery: Novel Polyfluorinated Compounds in Lake Michigan Trout. Environ. Sci. Technol., 17: 9460 – 9468.

Blukacz-Richards, E.A., Visha, A., Graham, M.L., McGoldrick, D.J., De Solla, S.R., Moore, D.J., et Arhonditsis, G.B. 2017. Mercury levels in herring gulls and fish: 42 years of spatio-temporal trends in the Great Lakes. Chemosphere 172: 476-487.

Environmental Protection Agency des États-Unis. 2021. Great Lakes Fish Monitoring and Surveillance Program Technical Report: Status and Trends of Contaminants in Whole Fish through 2016. EPA 905-R-20-002.

Fakouri Baygi, S., Fernando, S., Hopke, P.K., Holsen, T.M., et Crimmins, B.S. 2020. Decadal Differences in Emerging Halogenated Contaminant Profiles in Great Lakes Top Predator Fish. Environ. Sci. Technol. 54:14352-14360.

Fernando, S., Renaguli, A., Milligan, M., Pagano, J., Hopke, P., Holsen, T., et Crimmins, B. 2017. Comprehensive Analysis of the Great Lakes Top Predator Fish for Novel Halogenated Organic Contaminants by GCxGC-HR-ToF. Environ. Sci. Technol., 52: 2909-2917.

Gewurtz, S.B., McGoldrick, D.J., Clark, M.G., Keir, M.J., Malecki, M.M., Gledhill, M., Sekela, M., Syrgiannis, J., Evans, M.S., Armellin, A., Pomeroy, J., Waltho, J., & Backus, S.M. (2011), Spatial trends of polybrominated diphenyl ethers in Canadian fish and implications for long-term monitoring. Environ. Toxicol. Chem. 30:1564-1575.

Gewurtz, S.B., Gandhi, N., Drouillard, K.G., Kolic, T., MacPherson, K., Reiner, E.J., & Bhavsar, S.P. (2018), Levels, patterns, trends, and significance of polychlorinated naphthalene's (PCN's) in Great Lakes fish. Sci. Total Environ. 624:499-508.

Grieb, T.M., Fisher, N.S., Karimi, R., et Levin, L. 2020. An assessment of temporal trends in mercury concentrations in fish. Ecotoxicology. 29:1739-1749.

He, J.X., Bence, J.R., Roseman, E.F., Fielder, D.G, et Ebener, M.P. 2016. Using time-varying asymptotic length and

body condition of top piscivores to indicate ecosystem regime shift in the main basin of Lake Huron: a Bayesian hierarchical modeling approach. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 73:1092-1103.

Hites, R.A., et Holsen, T.M. 2019. Temporal trends of PCBs and DDTs in Great Lakes fish compared to those in air. Sci. Total Environ. 646:1413-1418.

Lepak, R.F., Yin, R., Krabbenhoft, D.P., Orgorek, J.M., DeWild, J.F., Holsen, T.M., et Hurley J.P. 2015. Use of Stable Isotope Signatures to Determine Mercury Sources in the Great Lakes. Environ. Sci. Technol. Letters 12:335-341.

Lepak, R.F., Janssen, S.E., Yin, R., Krabbenhoft, D.P., Ogorek, J.M., DeWild, J.F., Tate, M.T., Holsen, T.M., et Hurley, J.P. 2018. Factors Affecting Mercury Stable Isotopic Distribution in Piscivorous Fish of the Laurentian Great Lakes. Environ. Sci. Technol., 52:2768-2776.

Lepak, R.F., Hoffman, J.C., Janssen, S.E., Krabbenhoft, D.P., Ogorek, J.M., DeWild, J.F., Tate, M.T., Babiarz, C.L., Yin, R., Murphy, E.W., Engstrom, D.R., et Hurley, J.P. 2019. Mercury source changes and food web shifts alter contamination signatures of predatory fish from Lake Michigan. PNAS 116:23600-23608; https://doi.org/10.1073/pnas.1907484116

Lu, Z., De Silva, A.O., McGoldrick, D.J., Zhou, W., Peart, T.E., Cook, C., Tetreault, G.R., Martin, P.A., et De Solla, S.R. (2018), Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in Aquatic Organisms in the Great Lakes of North America: Terrestrial Exposure and Biodilution. Environ. Sci. Technol. 2018 52:1280-1289. doi: 10.1021/acs.est.7b05214.

McGoldrick, D.K., Pelletier, M., De Solla, S.R., Marvin, C.H., et Martin, P.A. 2018. Legacy of legacies: Chlorinated naphthalenes in Lake Trout, Walleye, Herring Gull eggs and sediments from the Laurentian Great Lakes indicate possible resuspension during contaminated sediment remediation. Sci. Total Environ. 634, 1424-1434.

Moritz, S., et Bartz-Beielstein,t. 2017. Impute TS: time series missing value imputation in R. The R Journal 2017. 9: 207-218.

Murphy, E.W., Smith, M.L., He, J.X., Wellenkamp, W., Barr, E., Downey, P.C., Miller, K. M., et Meyer, K.A. 2018. Revised fish aging techniques improve fish contaminant trend analyses in the face of changing Great Lakes food webs. J. Great Lakes Res., 44 :725-734.

Noyes, P.D., McElwee, M.K., Miller, H.D., et Clark, B.W. 2009. The toxicology of climate change: environmental contaminants in a warming world. Environ. Int. 35:6971-986.

Pagano, J.J., Garner, A.J., McGoldrick, D.J., Crimmins, B.S., Hopke, P.K., Milligan, M.S., et Holsen, T.M. 2018. Age-Corrected Trends and Toxic Equivalence of PCDD/F and CP-PCB's in Lake Trout and Walleye from the Great Lakes: 2004-2014. Environ. Sci. Technol. 52:712-721.Pagano, J.J., et Garner, A.J. 2020. Polychlorinated naphthalenes across the Great Lakes: Lake Trout and Walleye concentrations, trends, and TEQ assessment: 2004–2018. Environ. Sci. Technol. 55:2411–2421.

Parvizian, B.A., Zhou, C., Fernando, S., Crimmins, B.S., Hopke, P.K., et Holsen, T.M. 2020. Concentrations and long-term temporal trends of hexabromocydododecanes (HBCDD) in lake trout and walleye from the Great Lakes. Environ. Sci. Technol. 54:6134-6141.

Point, A.D., Holsen, T.M., Fernando, S., Hopke, P.K., et Crimmins, B.S. 2021. Trends (2005-2016) of perfluoroalkyl acids in top predator fish of the Laurentian Great Lakes. Sci. Total Environ. 778:146-151.

Saborido Basconcillo, L., Backus, S.M., McGoldrick, D.J., Zaruk, D., Sverko, E., et Muir, D.C.G. 2015. Current status of short- and medium chair polychlorinated n-alkanes in top predatory fish across Canada. Chemosphere. 127:93-100.

Sandheinrich, M.B., Bhavsar, S.P., Bodaly, R.A., Drevnick, P.E.,et Paul, E.A. 2011. Ecological risk of methylmercury to piscivorous fish of the Great Lakes region. Ecotoxicology. 20:1577-1587.

Su, G., Letcher, R.J., McGoldrick, D.J., et Backus, S.M. 2017. Halogenated Flame Retardants in Predator and Prey Fish from the Laurentian Great Lakes: Age-Dependent Accumulation and Trophic Transfer. Environ. Sci. Technol. 51:8432-8441.

Su, G., McGoldrick, D.J., Clark, M.G., Evans, M.S., Gledhill, M., Carron, C., Armelin, A., Backus, S.M., et Letcher, R.J. 2018. Isomer-Specific Hexabromocyclododecane (HBCDD) Levels in Top Predator Fish from Across Canada and 36-year Temporal Trends in Lake Ontario. Environ. Sci. Technol. 52:6197-6207.

Thorsten P. 2018. Trend: Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection R package version 1.1.0. http://CRAN - Package trend (r-project.org)

Wu, Y., Tan, H., Zhou, C., Crimmins, B.S., Holsen, T.M., et Chen, D. 2018. Bioaccumulation and Spatiotemporal trends of Polyhalogenated Carbazoles in Great Lakes Fish from 2004 to 2016. Environ. Sci. Technol. 52:4536-4545.

Wu, Y., Tan, H., Zhou, C., Crimmins, B.S., Holsen, T.M., Pagano, J.J., Chen, D. 2019. Spatial and Temporal Trends (2004-2016) of Selected Alternative Flame Retardants in Fish of the Laurentian Great Lakes. Environ. Sci. Technol. 53:1786-1796.

Zhou, C., Cohen, M.D., Crimmins, B.A., Zhou, H., Johnson, T.A., Hopke, P.K., et Holsen, T.M. 2017. Mercury Temporal Trends in Top Predator Fish of the Laurentian Great Lakes from 2004 to 2015: Are Concentrations Still Decreasing? Environ. Sci. Technol. 51:7386-7394.

Zhou, C., Pagano, J., Crimmins, B.A., Hopke, P.K., Milligan, M.S., Murphy, E.W., et Holsen, T.S. 2018. Polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticides concentration patterns and trends in top predator fish of Laurentian Great Lakes from 1999 to 2014. J. Great Lakes Res. 44:716-724.

Zhou, C., Pagano, J., McGoldrick, D.J., Chen, D., Crimmins, B.S., Hopke, P.K., Milligan, M.S., Murphy, E.W., et Holsen, T.M. 2019. Legacy Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) Trends in Top Predator Fish of the Laurentian Great Lakes (GL) from 1979 to 2016: Will Concentrations Continue to Decrease? Environ. Sci. Technol. 53:6650-6659.

Les données sont disponibles sur demande auprès des auteurs ou il est possible de consulter les données des États-Unis à l'adresse :

http://www.epa.gov/cdx/

Liste des tableaux

Tableau 1. Critères relatifs aux contaminants pour les programmes de contrôle et de surveillance de l'environnement.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Source : Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement - https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/fiches-renseignements/recommandations-federales-qualite-environnement.html

Sandheinrich, M.B., Bhavsar, S.P., Bodaly, R.A., Drevnick, P.E., Paul, E.A., 2011. Ecological risk of methylmercury to piscivorous fish of the Great Lakes region. Ecotoxicology 20, 1577-1587

Normes de qualité de l'environnement de l'Union européenne - https://eur-lex.europa.eu/legal-

content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32013L0039

Tableau 2. Produits chimiques détectés à une fréquence de plus de 10 % identifiés par les programmes de contrôle et de surveillance.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Tableau 3. Pente de Sen et valeurs p provenant de l'analyse Mann-Kendall des tendances à long terme des concentrations de PCSPM dans les poissons de chacun des Grands Lacs.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Tableau 4. Pente de Sen et valeurs p provenant de l'analyse Mann-Kendall des tendances à court terme (10 ans) des concentrations de PCSPM dans les poissons de chacun des Grands Lacs.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Liste des figures

Figure 1. Valeurs du facteur de déviation moyenne (FDM) (ligne bleue) pour le bassin des Grands Lacs.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 2. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Supérieur. La chronologie indique l'année à laquelle les différents contaminants ont été ajoutés au calcul du FDM.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 3. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Michigan. La chronologie indique l'année à laquelle les différents contaminants ont été ajoutés au calcul du FDM.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 4. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Huron. La chronologie indique l'année à laquelle les différents contaminants ont été ajoutés au calcul du FDM.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 5. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Érié. La chronologie indique l'année à laquelle les différents contaminants ont été ajoutés au calcul du FDM.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 6. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Ontario. La chronologie indique l'année à laquelle les différents contaminants ont été ajoutés au calcul du FDM.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 7. Carte des Grands Lacs indiquant les stations de surveillance de contaminants du poisson d'Environnement et Changement climatique Canada et de l'Environmental Protection Agency des É.-U.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 8. Concentrations moyennes annuelles des BPC totaux (en poids humide) dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les barres

représentent l'écart-type autour de la moyenne.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 9. Concentrations moyennes annuelles de mercure total (en poids humide) dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes entiers (bassin occidental du lac Érié, par l'EPA uniquement) prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les barres représentent l'écart-type autour de la moyenne.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 10. Concentrations moyennes (en poids humide) de mercure total (points) dans les échantillons composites d'éperlans arc-en-ciel par Environnement et Changement climatique Canada. Les lignes indiquent que la moyenne mobile est de trois ans. Source : Environnement et Changement climatique Canada

Figure 11. Concentrations moyennes annuelles de tétra-BDE-47 (en poids humide) dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes entiers (bassin occidental du lac Érié, par l'EPA uniquement) prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les recommandations canadiennes pour l'alimentation des mammifères sont fournies à titre informatif.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 12. Concentrations moyennes annuelles de PeBDE dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes entiers (bassin occidental du lac Érié, par l'EPA uniquement) prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les recommandations canadiennes pour les tissus du poisson sont fournies à titre informatif.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 13. Concentrations moyennes annuelles de HxBDE dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes entiers (bassin occidental du lac Érié, par l'EPA uniquement) prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les recommandations canadiennes pour l'alimentation de la faune aviaire sont fournies à titre informatif.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 14. Concentrations moyennes annuelles de SPFO dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U., Point et coll., 2021) de touladis et de dorés jaunes entiers (bassin occidental du lac Érié, par l'EPA des É.-U. uniquement) prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les barres représentent l'écart-type autour de la moyenne. Les recommandations canadiennes pour l'alimentation de la faune aviaire sont fournies à titre informatif.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Figure 15. Concentrations moyennes annuelles de HBCD total dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes entiers (lac Érié, cercles) prélevés dans chacun des Grands Lacs.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Contaminant	Source du critère	Valeur (ng/g ph)
Somme-tétrabromodiphényléthers (TeBDE) (BDE 47)	RFQE* (régime alimentaire des espèces sauvages)	44
Somme-pentabromodiphényléthers (PeBDE) (BDE 99 + 100)	RFQE* (tissus de poissons)	1
Somme-hexabromodiphényléthers (HxBDE) (BDE 153 + 154)	RFQE* (régime alimentaire des mammifères)	4
Sulfonate de perfluorooctane (SPFO)	RFQE* (ng/g poids lipidique)	4,6
Biphényles polychlorés (BPC) totaux	Amendement de l'AQEGL de 1987	100
Somme des DDT (DDT+DDD+DDE)	Amendement de l'AQEGL de 1987	1000,0
Alcanes chlorées à chaîne courte (ACCC)	RFQE* (ng/g poids lipidique)	2700,0
Hexabromocyclododécane (HBCDD) total	EQS European Union (EQS)	167
Mercure total	Sandeinrich et coll., 2011 (LOER)	300

Critères relatifs aux contaminants pour les programmes de contrôle et de surveillance de l'environnement.

Tableau 1. Critères relatifs aux contaminants pour les programmes de contrôle et de surveillance de l'environnement.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Source : Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement - https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/fiches-renseignements/recommandations-federales-qualite-environnement.html

Sandheinrich, M.B., Bhavsar, S.P., Bodaly, R.A., Drevnick, P.E., Paul, E.A., 2011. Ecological risk of methylmercury to piscivorous fish of the Great Lakes region. Ecotoxicology 20, 1577-1587

Normes de qualité de l'environnement de l'Union européenne - https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32013L0039

Composé ou classes	Organisme		Grand Lac				
	ECCC	EPA É.-U.	Ontario	Érié	Huron	Michigan	Supérieur
Hexabromocyclododécane (α-, γ-HBCD)	X	X	X	X	X	X	X
Naphthalènes polychlorés (NPC)[1]	X	X	X	X	X	X	X
Phosphate tris(2-butoxyéthyl) (pTBE)	X		X	X			
Alkanes chlorés (à chaîne courte et moyenne)	X		X	X	X		X
Décaméthylcyclopentasiloxane (D5)	X		X	X	X		X
Dodécaméthylcyclohexasiloxane (D6)	X		X	X	X		X
Dodécaméthylpentasiloxane (L5)	X		X	X	X		X
Hexaméthylcyclotrisiloxane (D3)	X		X	X	X		X
Octaméthylcyclotétrasiloxane (D4)	X		X	X	X		X
Perfluorooctane sulfonamide (PFOSA)	X		X	X	X		X
Acide perfluorooctanoïque (APFO)	X		X	X	X		X
Chlordane (α-, γ-)	X	X	X	X	X	X	X
Dieldrine	X	X	X	X	X	X	X
Époxyde d'heptachlore	X	X	X	X	X	X	X
Hexachlorobenzène (HCB)	X	X	X	X	X	X	X
Hexachlorocyclohexane (α-, γ-HCH)	X	X	X	X	X	X	X
Mercure	X	X	X	X	X	X	X
Mirex	X	X	X	X	X	X	X
p,p'-dichlorodiphényldichloroéthane (DDD)	X	X	X	X	X	X	X
p,p'-dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE)	X	X	X	X	X	X	X
p,p'-dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT)	X	X	X	X	X	X	X
Perfluorodécanosulfonate (PFDS)	X	X	X	X	X	X	X
Acide perfluorodécanoïque (PFDA)	X	X	X	X	X	X	X
Acide perfluorododécanoïque (APFDo)	X	X	X	X	X	X	X
Acide perfluorononanoïque (PFNA)	X	X	X	X	X	X	X
Sulfonate de perfluorooctane (SPFO)	X	X	X	X	X	X	X
Acide perfluorotridécanoïque (APFTr)	X	X	X	X	X	X	X
Acide perfluoroundécanoïque (APFUn)	X	X	X	X	X	X	X
Polybromodiphényléthers (PBDE)[1]	X	X	X	X	X	X	X
Biphényles polychlorés (BPC)[2]	X	X	X	X	X	X	X

Endrine		X	X	X	X	X	X
cis-nonachlore		X	X	X	X	X	X
Endosuflan (I, II)		X	X	X	X	X	X
Sulfate d'endosulfan		X	X	X	X	X	X
Hexachlorocyclohexane (β-, δ-HCH)		X	X	X	X	X	X
Octachlorostyrène		X	X	X	X	X	X
Oxychlordane		X	X	X	X	X	X
EQT dioxine totale (mammifère)		X	X	X	X	X	X
Toxaphène (Camphéchlor)		X	X	X	X	X	X
trans-nonachlore		X	X	X	X	X	X

Tableau 2. Produits chimiques détectés à une fréquence de plus de 10 % identifiés par les programmes de contrôle et de surveillance. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Mercure	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	**<0,001**	0,950	0,503	0,069	0,650
Pente de Sen (%)	-0,52 %	0,01 %	-0,08 %	-0,31 %	-0,15 %

HxBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	**<0,001**	0,075	0,974	**0,013**	0,112
Pente de Sen (%)	-1,73 %	-0,88 %	0,13 %	-2,90 %	-0,84 %

PeBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	**<0,001**	**0,004**	0,673	**<0,001**	**0,005**
Pente de Sen (%)	-2,12 %	-1,29 %	-0,29 %	-3,29 %	-2,89 %

TeBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	**<0,001**	**<0,001**	0,347	**0,006**	**<0,001**
Pente de Sen (%)	-3,23 %	-4,02 %	-0,61 %	-2,60 %	-5,08 %

HBCDD	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,137	0,101	0,324	**0,004**	**0,038**
Pente de Sen (%)	-0,68 %	-0,02 %	-0,91 %	-3,77 %	1,26 %

SPFO	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,583	**0,005**	0,631	0,584	0,917
Pente de Sen (%)	-0,26 %	-1,77 %	0,74 %	1,13 %	-1,07 %

BPC	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**
Pente de Sen (%)	-3,11 %	-2,74 %	-1,31 %	-2,11 %	-2,43 %

LÉGENDE

Valeur p	**Statistiquement significative**	Non statistiquement significative
Pente de Sen (%)	Augmente	Diminue

Tableau 3. Pente de Sen et valeurs p provenant de l'analyse Mann-Kendall des tendances à long terme des concentrations de PCSPM dans les poissons de chacun des Grands Lacs. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Mercure	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,592	0,858	0,503	**0,049**	0,858
Pente de Sen (%)	0,15 %	-0,53 %	-0,08 %	-2,05 %	0,38 %

HxBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,592	**0,049**	0,474	**0,020**	0,858
Pente de Sen (%)	-0,36 %	-0,02 %	-0,54 %	-4,01 %	-0,14 %

PeBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,210	0,283	0,592	**0,020**	0,592
Pente de Sen (%)	-1,58 %	-1,60 %	-0,75 %	-5,61 %	0,57 %

TeBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,107,	**0,007,**	0,152,	0,074,	0,152,
Pente de Sen (%)	-2,21 %,	-5,44 %,	-1,91 %,	-5,18 %,	-2,75 %,

HBCDD	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	**0,032**	0,283	0,371	**0,049**	0,592
Pente de Sen (%)	-1,60 %	-3,37 %	-4,14 %	-4,98 %	0,75 %

SPFO	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	1 000	0,152	1 000	0,592	0,371
Pente de Sen (%)	0,78 %	-4,43 %	-0,06 %	1,17 %	5,44 %

BPC	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,474	0,592	**0,049**	0,152	**0,020**
Pente de Sen (%)	-1,60 %	0,54 %	-3,43 %	-4,14 %	-3,08 %

LÉGENDE

Valeur p	**Statistiquement significative**	Non statistiquement significative	
Pente de Sen (%)	Augmente	Diminue	Inchangée

Ensemble de données - court terme

Tableau 4. Pente de Sen et valeurs p provenant de l'analyse Mann-Kendall des tendances à court terme (10 ans) des concentrations de PCSPM dans les poissons de chacun des Grands Lacs. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

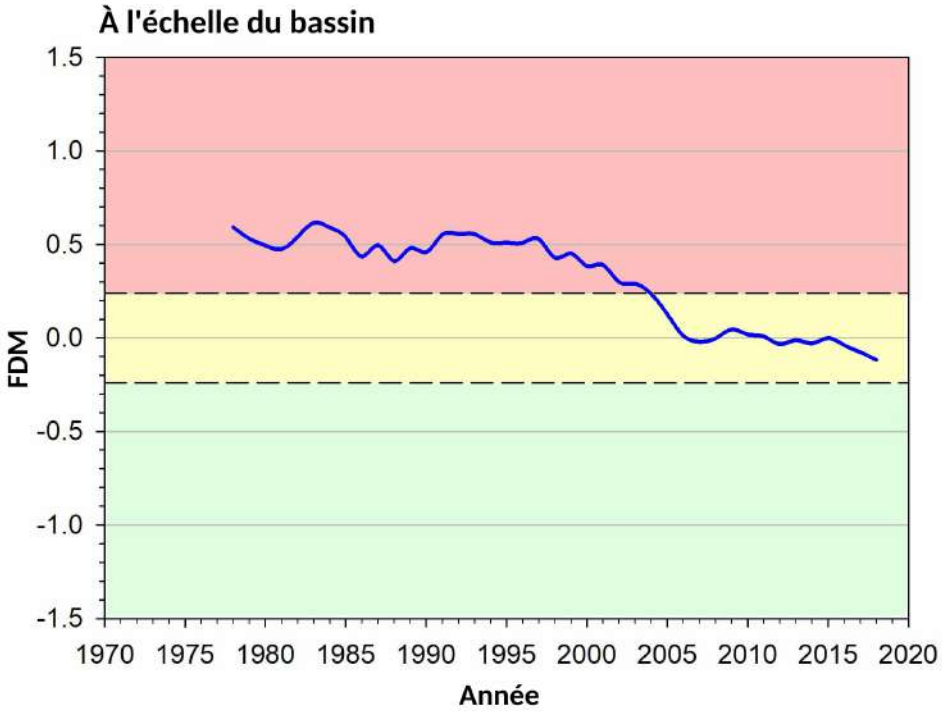


Figure 1. Valeurs du facteur de déviation moyenne (FDM) [ligne bleue] pour le bassin des Grands Lacs. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

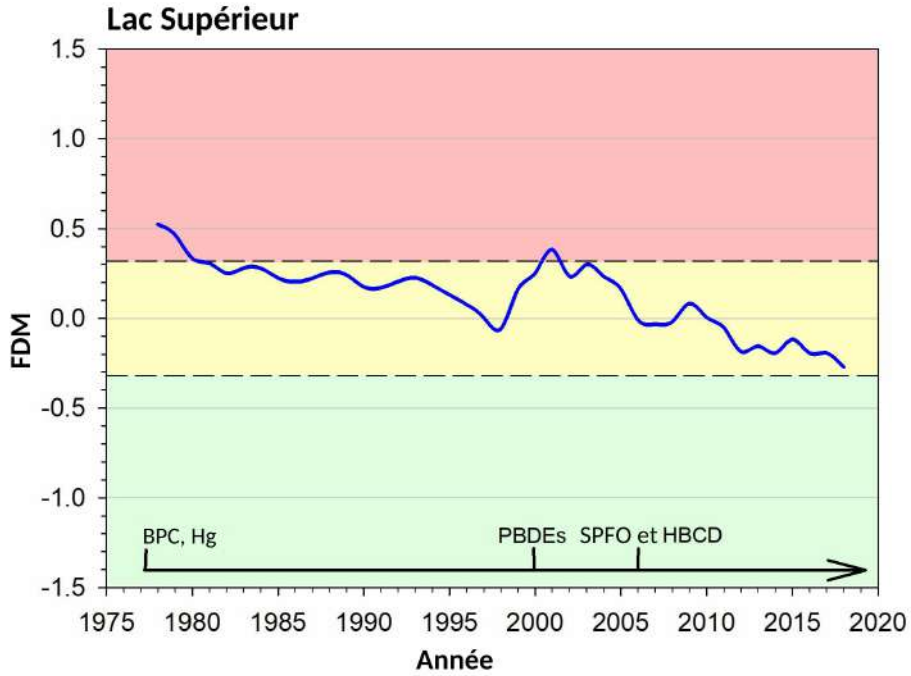


Figure 2. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Supérieur. La chronologie indique l'année à laquelle les différents contaminants ont été ajoutés au calcul du FDM. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

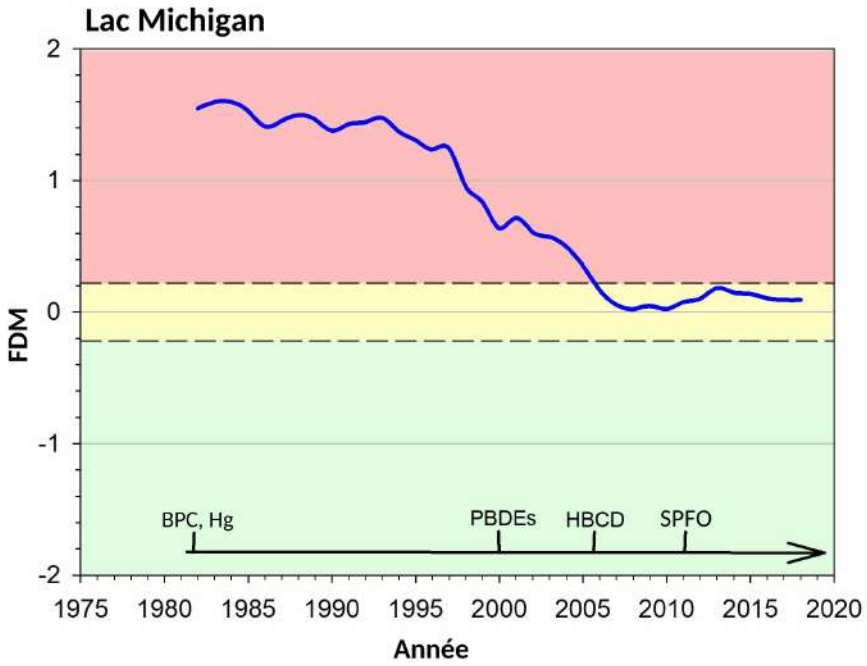


Figure 3. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Michigan. La chronologie indique l'année à laquelle les différents contaminants ont été ajoutés au calcul du FDM. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

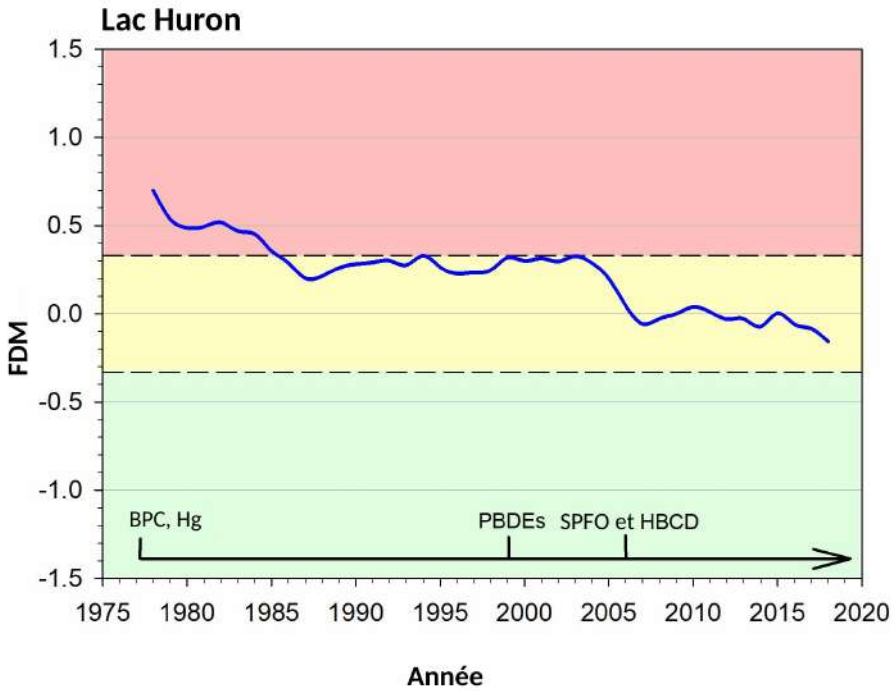


Figure 4. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Huron. La chronologie indique l'année à laquelle les différents contaminants ont été ajoutés au calcul du FDM. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

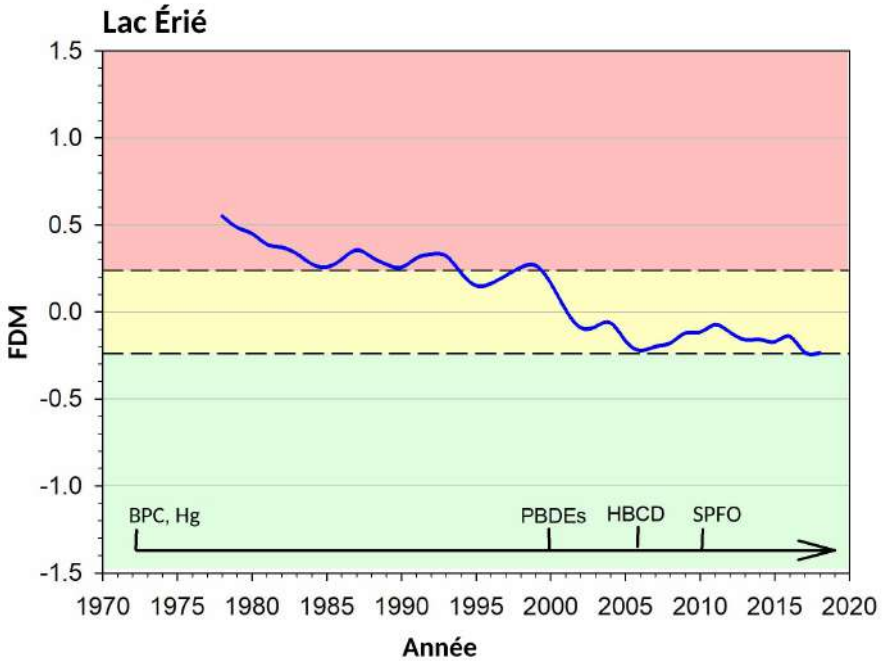


Figure 5. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Érié. La chronologie indique l'année à laquelle les différents contaminants ont été ajoutés au calcul du FDM. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

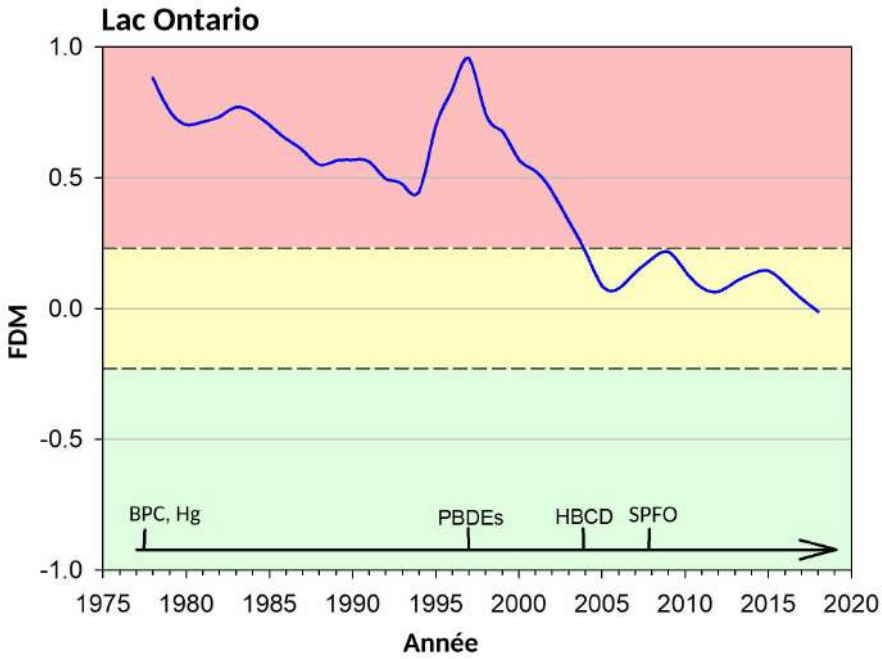


Figure 6. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Ontario. La chronologie indique l'année à laquelle les différents contaminants ont été ajoutés au calcul du FDM. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

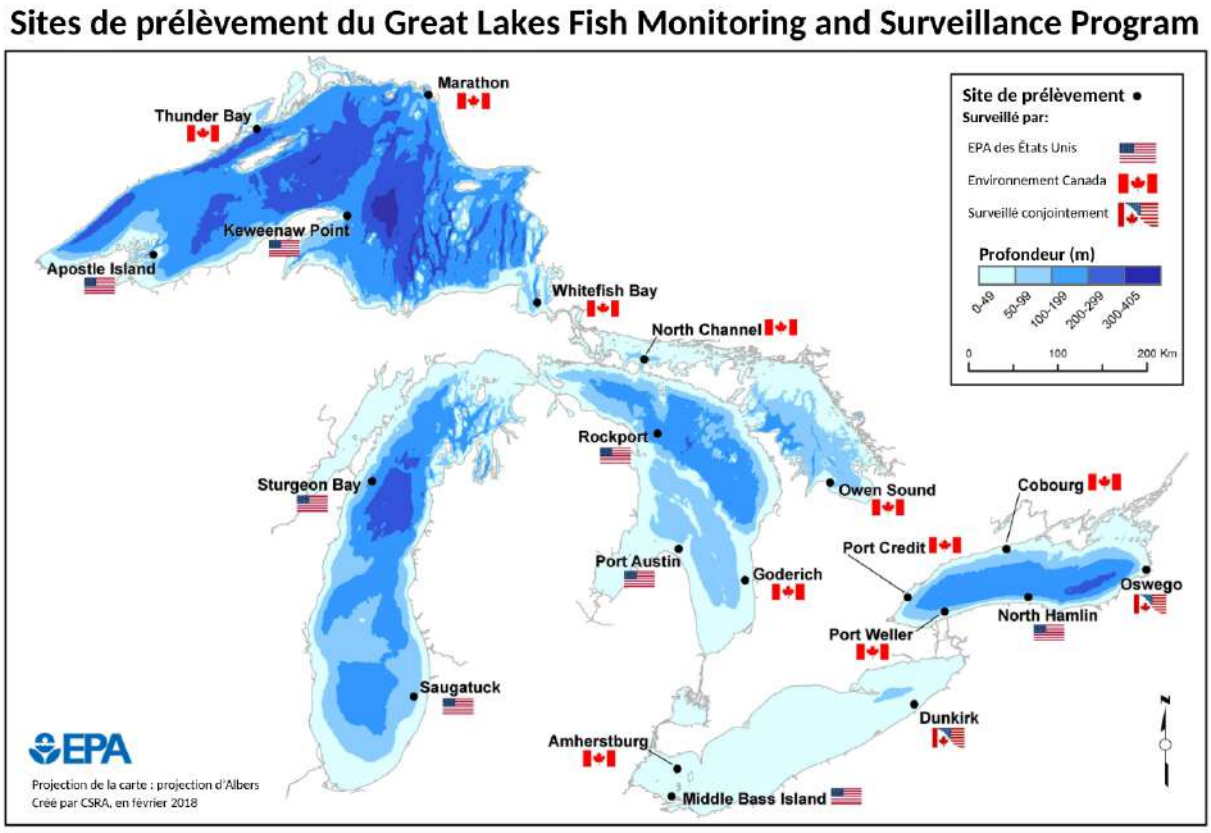


Figure 7. Carte des Grands Lacs indiquant les stations de surveillance de contaminants du poisson d'Environnement et Changement climatique Canada et de l'Environmental Protection Agency des É.-U. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

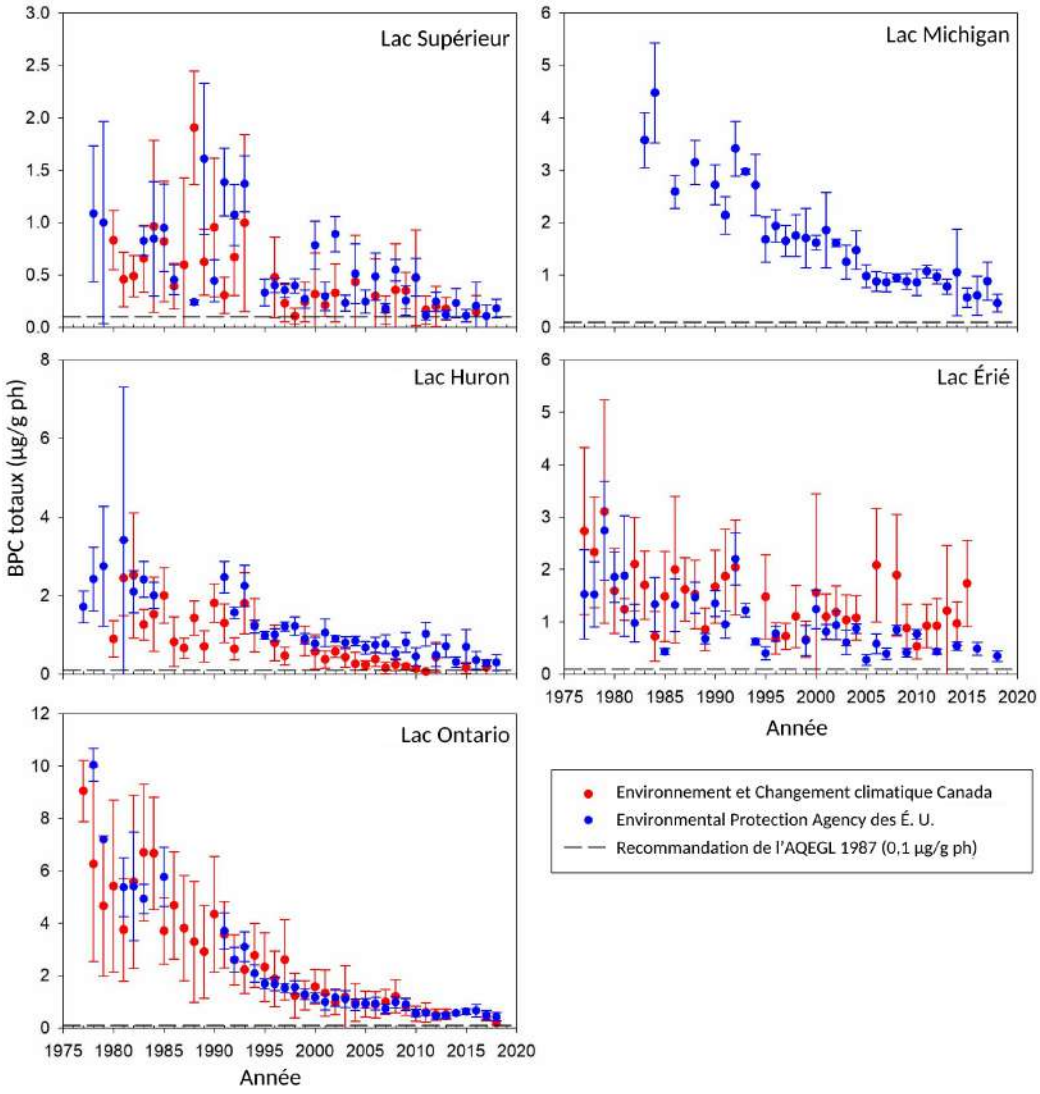


Figure 8. Concentrations moyennes annuelles des BPC totaux (en poids humide) dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les barres représentent l'écart-type autour de la moyenne. Les barres représentent l'écart-type autour de la moyenne. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

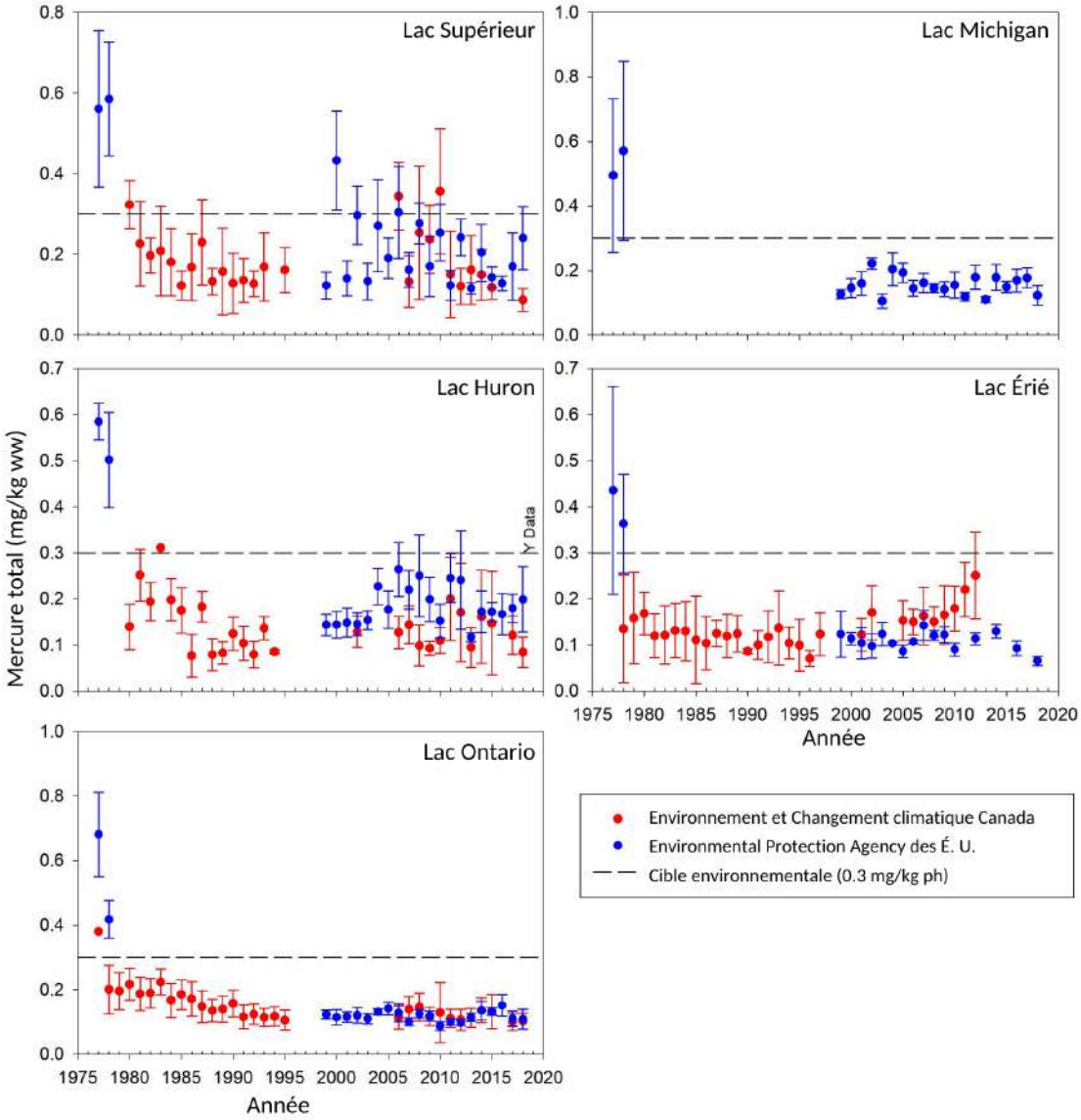


Figure 9. Concentrations moyennes annuelles de mercure total (en poids humide) dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes entiers (bassin occidental du lac Érié, par l'EPA uniquement) entiers prélevés prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les barres représentent l'écart-type autour de la moyenne. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

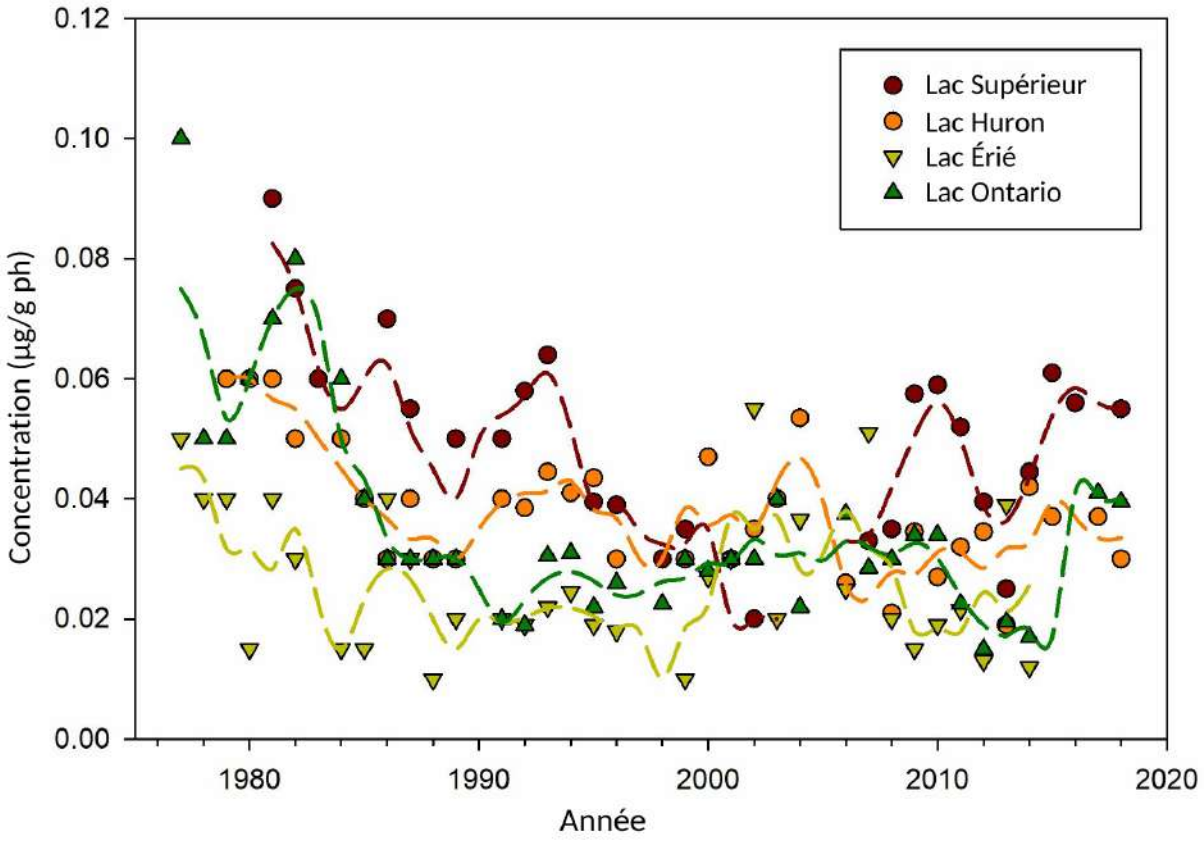


Figure 10. Concentrations moyennes (en poids humide) de mercure total (points) dans les échantillons composites d'éperlans arc-en-ciel par Environnement et Changement climatique Canada. Les lignes indiquent que la moyenne mobile est de trois ans. Source : Environnement et Changement climatique Canada.

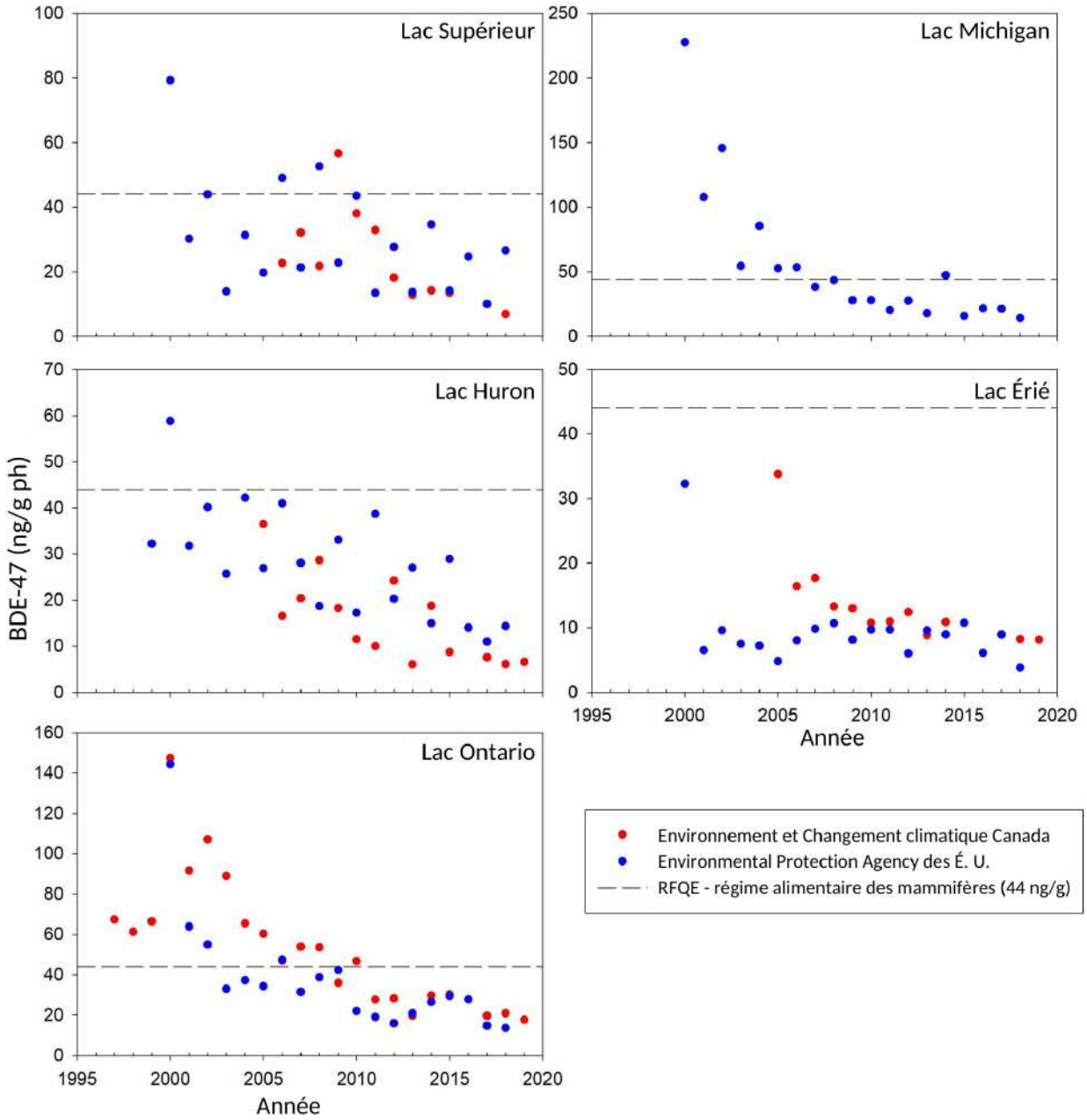


Figure 11. Concentrations moyennes annuelles de tétra-BDE-47 (en poids humide) dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes entiers (bassin occidental du lac Érié, par l'EPA uniquement) prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les recommandations canadiennes pour l'alimentation des mammifères sont fournies à titre informatif. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

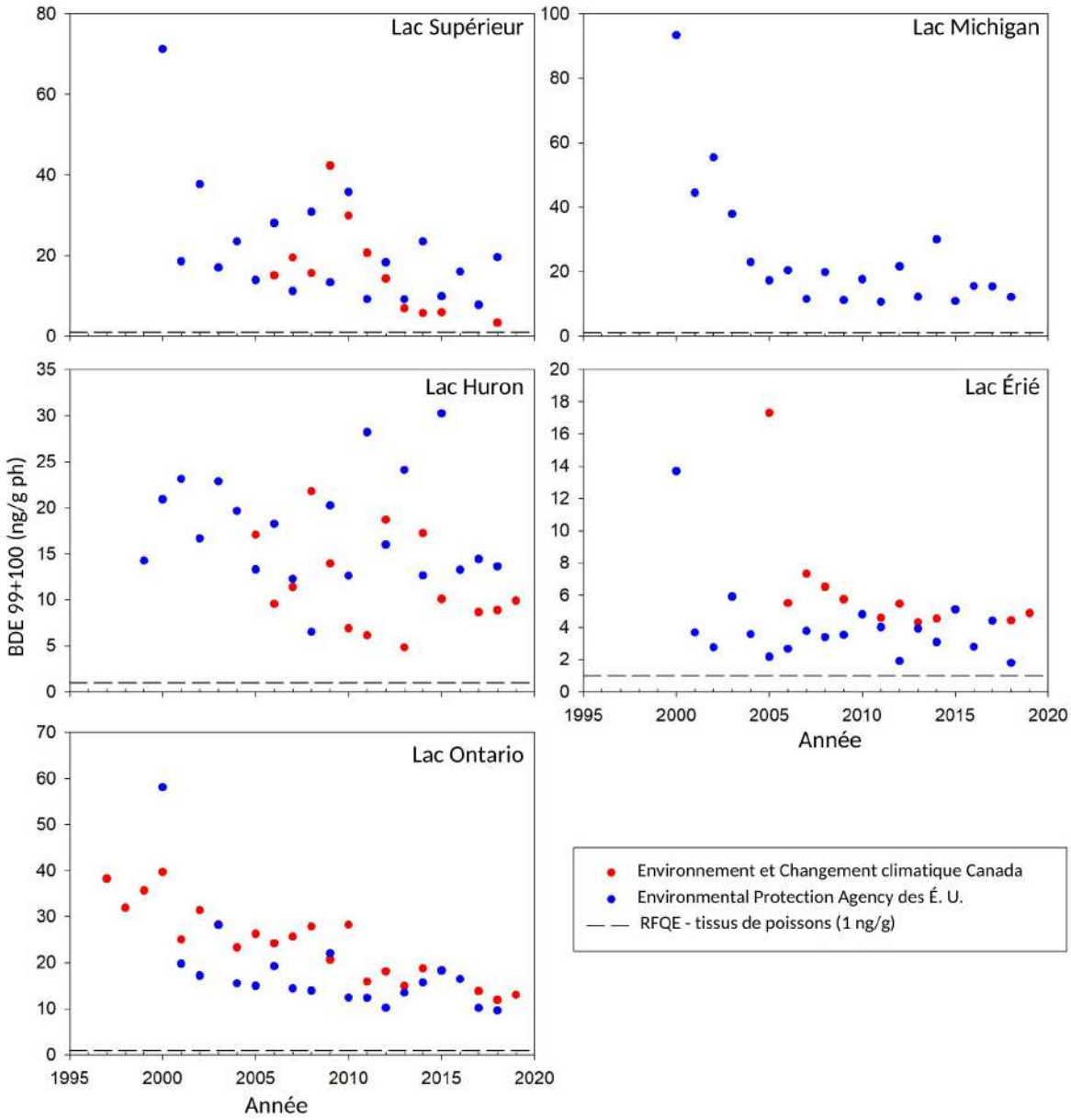


Figure 12. Concentrations moyennes annuelles de PeBDE dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes entiers (bassin occidental du lac Érié, par l'EPA uniquement) prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les recommandations canadiennes pour les tissus du poisson sont fournies à titre informatif. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

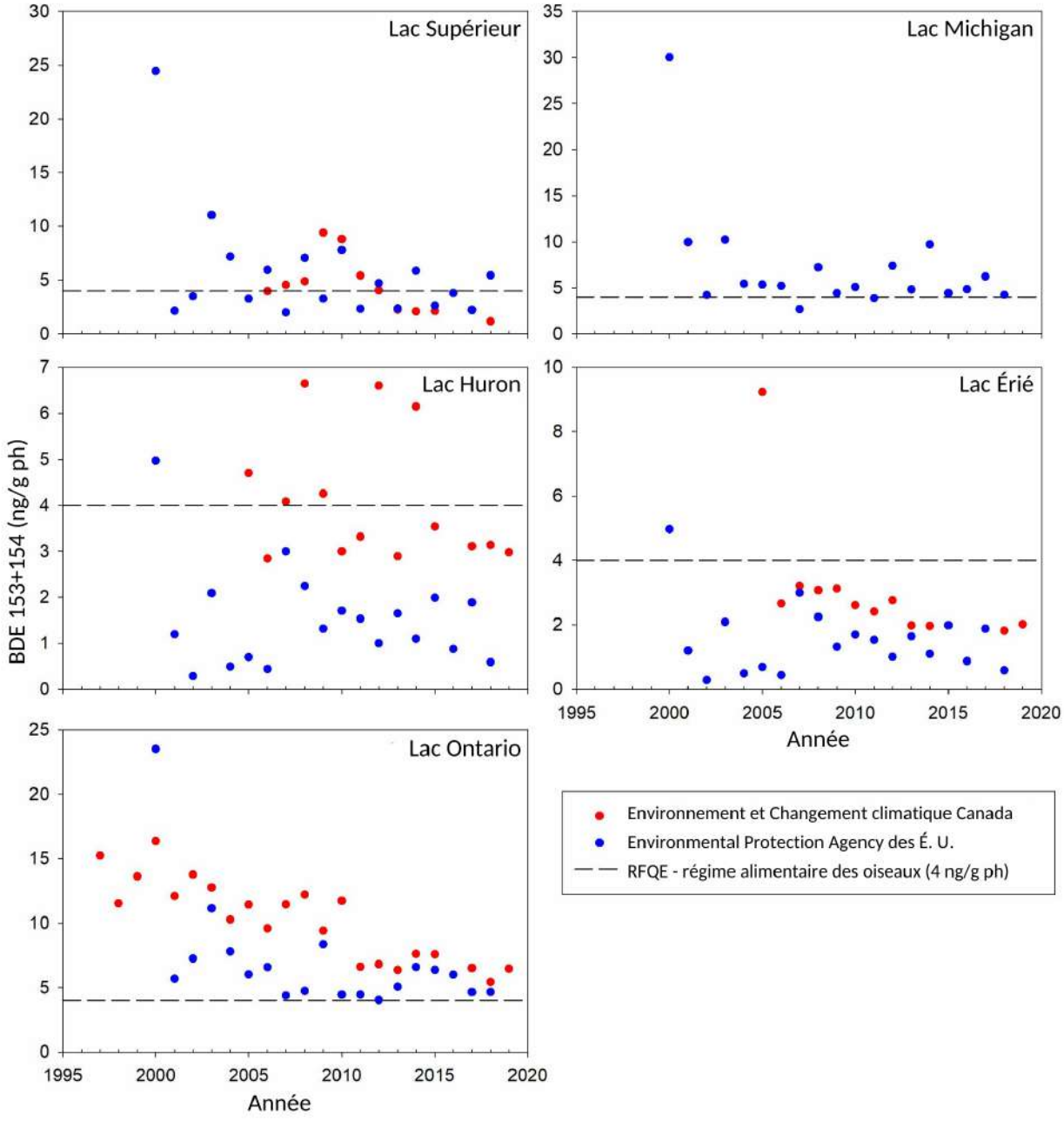


Figure 13. Concentrations moyennes annuelles de HxBDE dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes entiers (bassin occidental du lac Érié, par l'EPA uniquement) prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les recommandations canadiennes pour l'alimentation de la faune aviaire sont fournies à titre informatif. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

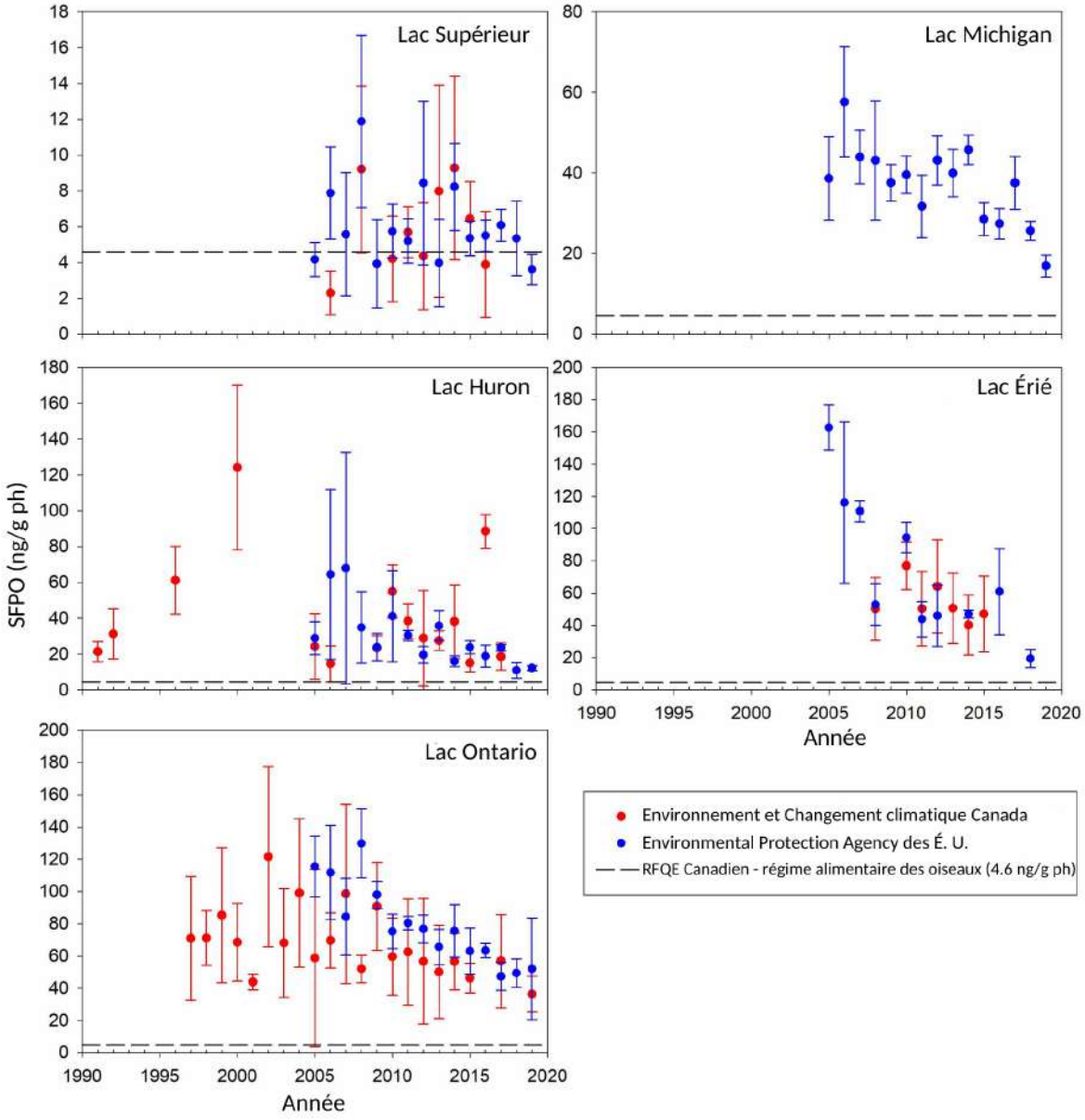


Figure 14. Concentrations moyennes annuelles de SPFO dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U., Point et coll., 2021) de touladis et de dorés jaunes entiers (bassin occidental du lac Érié, par l'EPA des É.-U. uniquement) prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les barres représentent l'écart-type autour de la moyenne. Les recommandations canadiennes pour l'alimentation de la faune aviaire sont fournies à titre informatif. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

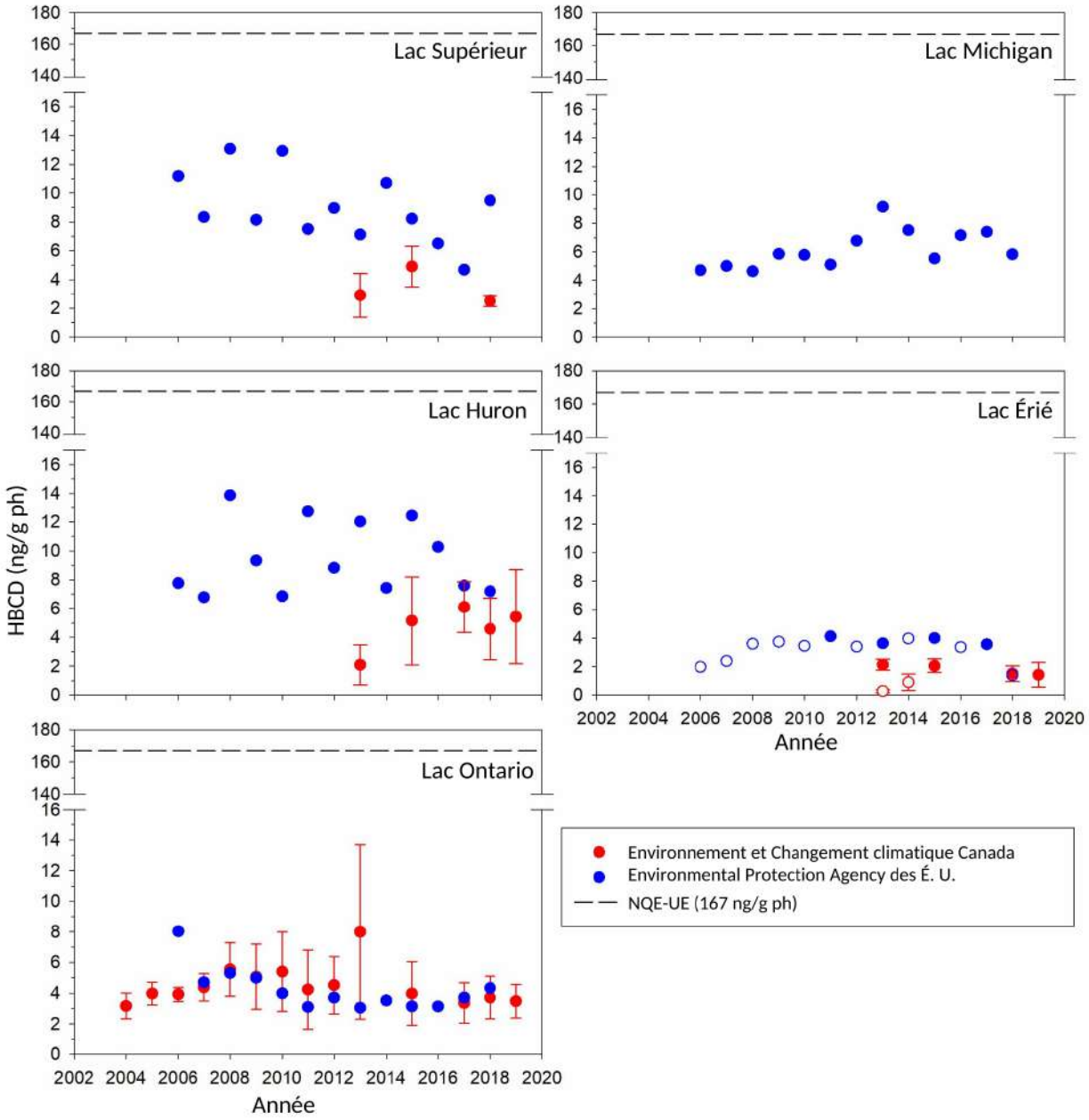


Figure 15. Concentrations moyennes annuelles de HBCD total dans chaque échantillon (Environnement et Changement climatique Canada) et dans les échantillons composites (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis et de dorés jaunes entiers (lac Érié, cercles) prélevés dans chacun des Grands Lacs. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Sous-indicateur : Substances chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté

Remarque: En raison des restrictions liées à la pandémie de COVID-19 imposées dans les laboratoires, l'analyse de certains échantillons de 2018 et de la majorité de ceux de 2019 a été retardée, et la collecte de données au cours de la saison de terrain de 2020 a été limitée. Toutefois, comme ces données ne varient généralement pas beaucoup sur de courtes périodes, l'auteur est d'avis, suivant son meilleur jugement professionnel, que les évaluations du sous-indicateur sur les substances toxiques dans les œufs de goéland argenté présentées dans le rapport de 2019 sont toujours pertinentes en 2022. Pour cette raison, les évaluations de 2019 de ce sous-indicateur ont été étendues jusqu'en 2022 pour être intégrées à la série des indicateurs sur les substances chimiques toxiques.

Évaluation globale

État : Bon

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2002-2017) : S'améliore

Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore

Justification : Les tendances à long terme (1974 à nos jours) relatives aux concentrations de la presque totalité des contaminants hérités des générations précédentes (biphényles polychlorinés [BPC], dioxines et furanes, pesticides organochlorés [OC]) sont à la baisse. À l'aide d'un indice de contamination de la faune (ICF) fondé uniquement sur les matières organiques héritées, les concentrations de contaminants dans la plupart des colonies de Goélands argentés se sont généralement améliorées entre 2002 et 2017, à quelques exceptions près. À l'échelle du lac, le lac Érié a été une exception, car l'ICF ne s'est pas amélioré entre 2002 et 2017. La plupart des résultats de l'ICF étaient attribuables aux BPC dans tous les lacs, la contribution des PCDD/F et du dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) étant plus faible, mais à peu près égale, bien que la contribution relative des PCDD/F dans certaines colonies des États-Unis ait été plus élevée que dans celles du Canada. Les tendances à court terme des contaminants hérités (BPC, OC, mercure) de la dernière décennie sont un mélange de déclins importants et de contaminants pour lesquels il n'y a aucun changement important. De manière générale, les polybromodiphényléthers (PBDE) n'ont pas changé au cours de la dernière décennie et ont augmenté dans une colonie (île Granite) de 2008 à 2016. Les concentrations de l'ignifugeant Dechlorane Plus (DP), même si elles sont incohérentes, ont augmenté dans certaines colonies au cours des dernières années, en particulier celles des lacs du Nord. Bien que les naphtalènes polychlorés (NPC) aient diminué dans l'ensemble depuis 1980, il y a eu une résurgence entre la fin des années 1990 et le début des années 2000 à partir d'une source de la rivière Détroit, qui semble avoir influencé la plupart des colonies en aval dans celles du lac Ontario. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre et les pentes étaient positives (d'où une amélioration).

Les définitions des différents états et tendances visés par l'évaluation sont incluses à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans (2002-2017) : S'améliore

Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore

Justification : Les concentrations des contaminants classiques hérités, comme le DDE, la somme des BPC et le TCDD, ont connu une diminution importante à long terme (1974-2017). Les concentrations de mercure ont beaucoup diminué à long terme, mais, pas plus que celles de la somme des BPC, elles n'ont pas beaucoup reculé à court terme. Les concentrations de DP se sont accrues de 1982 à 2015. À la colonie du rocher Agawa, la somme des APFC a augmenté de 1990 à 2010. La somme des PBDE n'a pas changé, sauf pour l'île Granite, où les concentrations ont augmenté. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre; cependant, à l'île Gull, les pentes étaient positives (d'où une amélioration). Les NPC ont diminué depuis le dernier rapport en 2017.

Lac Michigan

État : Bon

Tendance sur 10 ans (2002-2017) : S'améliore

Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore

Justification : Les concentrations des contaminants classiques hérités, comme le DDE, la somme des BPC et le TCDD, ont connu une diminution importante depuis les années 1970 (1974-2017). Les concentrations de mercure ont beaucoup diminué à long terme, mais, pas plus que celles de la somme des BPC, elles n'ont pas beaucoup reculé à court terme. Les concentrations de DP se sont accrues de 1982 à 2015. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre et les pentes étaient positives (d'où une amélioration).

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)

État : Bon

Tendance sur 10 ans (2002-2017) : S'améliore

Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore

Justification : Les concentrations des contaminants classiques hérités, comme le DDE, la somme des BPC, le TCDD et le mercure, ont connu une diminution importante depuis les années 1970 (1974-2017). Aucun changement important à court terme en ce qui concerne la somme des PBDE n'a été observé. Les concentrations de DP se sont accrues de 1982 à 2015, tandis que les concentrations de la somme des APFC ont augmenté de 1990 à 2010 dans la colonie de la rivière Détroit. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines

colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre et les pentes étaient positives (d'où une amélioration), sauf pour l'île Scarecrow où la pente de l'ICF était négative.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair)

État : Bon

Tendance sur 10 ans (2002-2017) : Inchangée

Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore

Justification : Les concentrations des contaminants classiques hérités, comme le DDE, la somme des BPC, le TCDD et le mercure, ont connu une diminution importante depuis les années 1970 (1974-2017). Aucun changement important à court terme en ce qui concerne la somme des PBDE n'a été observé. Les concentrations de DP se sont accrues de 1982 à 2015. Les concentrations de la somme des APFC ont augmenté de 1990 à 2010 dans la rivière Détroit. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre et les pentes étaient positives (d'où une amélioration). Les concentrations de la somme des NPC ont connu un déclin de 1979 à 2013, mais dans le lac Érié, les concentrations de NPC ont augmenté chez les goélands de 1995 à 2000. Les concentrations de NPC étaient plus élevées chez les goélands du lac Érié que chez les goélands des autres lacs.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Bon

Tendance sur 10 ans (2002-2017) : S'améliore

Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore

Justification : Les concentrations des contaminants classiques hérités, comme le DDE, la somme des BPC, le TCDD et le mercure, ont connu une diminution importante depuis les années 1970 (1974-2017). Aucun changement important à court terme en ce qui concerne la somme des PBDE n'a été observé. Les concentrations de DP se sont accrues de 1982 à 2015. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre et les pentes étaient positives (d'où une amélioration). Les concentrations de la somme des NPC ont connu un déclin de 1979 à 2013.

Définitions des différents états visés par l'évaluation

Bon : Les mesures montrent que les concentrations de contaminants dans les œufs des oiseaux aquatiques piscivores sont conformes aux objectifs/lignes directrices écosystémiques ou qu'elles sont dans un état acceptable.

Passable : Les mesures montrent que les concentrations de contaminants dans les œufs des oiseaux aquatiques piscivores n'atteignent pas les objectifs/lignes directrices écosystémiques, mais qu'elles présentent un état minimalement acceptable.

Médiocre : Les mesures montrent que les concentrations de contaminants dans les œufs des oiseaux aquatiques piscivores ne présentent pas un état minimalement acceptable et font l'objet de graves répercussions.

Indéterminé : Les données sont inaccessibles ou insuffisantes pour évaluer l'état des éléments de l'écosystème.

Définitions des différentes tendances visées par l'évaluation

S'améliore : Diminution des concentrations de contaminants et d'autres paramètres préoccupants.

Inchangée : Aucun changement des concentrations de contaminants et/ou d'autres paramètres préoccupants.

Se détériore : Augmentation des concentrations de contaminants et d'autres paramètres préoccupants.

Indéterminée : Les données sont inaccessibles ou insuffisantes pour évaluer la tendance des concentrations de contaminants chez les oiseaux aquatiques piscivores pour l'instant.

Valeurs de référence et/ou cibles

Les concentrations de substances chimiques et les mesures biologiques chez les oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux ne sont pas différentes de celles des sites de référence dans le Canada atlantique ou les Prairies. Tendances relatives aux contaminants à la baisse.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à évaluer les concentrations de contaminants chimiques chez un oiseau aquatique colonial piscivore représentatif, et il sera utilisé pour déduire l'incidence de ces contaminants sur la physiologie de cet oiseau.

Le sous-indicateur évaluera les concentrations actuelles de substances chimiques toxiques et les tendances chez des oiseaux aquatiques coloniaux représentatifs (goélands, sternes, cormorans et hérons) des Grands Lacs; il permettra de déduire et de mesurer l'incidence des contaminants sur la santé (c.-à-d. la physiologie et les caractéristiques de la reproduction) des populations d'oiseaux aquatiques et d'évaluer les valeurs de référence écologiques et physiologiques chez des oiseaux aquatiques coloniaux représentatifs des Grands Lacs. Il est possible de l'utiliser pour décrire les tendances spatiales et temporelles des contaminants biodisponibles chez le biote représentatif de tous les Grands Lacs, déduire l'efficacité des mesures correctives associées à la gestion des substances polluantes critiques et décrire les tendances relatives aux substances chimiques préoccupantes depuis peu.

Objectif écosystémique

Faire un suivi des progrès réalisés chez les oiseaux aquatiques coloniaux piscivores des Grands Lacs vers un état de l'environnement dans lequel il n'y aurait aucune différence entre les concentrations de contaminants et les valeurs de référence biologiques connexes chez les oiseaux de la région des Grands Lacs et ceux des autres régions. Ce sous-indicateur permet également de mesurer les concentrations de contaminants dans les œufs de Goéland argenté pour vérifier qu'elles continuent de diminuer.

Le sous-indicateur appuie en particulier le travail visant à atteindre l'objectif général nº 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri des polluants en des quantités ou dans des concentrations qui pourraient être nocives pour la santé humaine, la faune ou les organismes aquatiques du fait d'une exposition directe ou indirecte dans le cadre de la chaîne alimentaire ».

Mesure

Ce sous-indicateur mesurera les concentrations annuelles de biphényles polychlorés (BPC), de dioxines et de furanes, de pesticides organochlorés comme le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) et ses métabolites, d'autres contaminants organiques et de métaux-traces, dont le mercure, dans les œufs de Goélands argentés (*Larus argentatus*) de 15 sites du Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (PSGAGL) d'Environnement Canada dans les Grands Lacs (États-Unis et Canada). De plus, à certains endroits, des œufs de Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) ont été recueillis pour compléter les données obtenues grâce aux Goélands argentés. Le Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan (Michigan Department of Environmental Quality) mesure également un ensemble semblable de substances chimiques dans les œufs de Goélands argentés provenant de colonies du côté américain des Grands Lacs laurentiens.

Condition écologique

Bien que certaines espèces sauvages des Grands Lacs soient plus sensibles aux contaminants que le Goéland argenté et, de façon générale, que les espèces d'oiseaux aquatiques nichant en colonies, le Goéland argenté est la seule espèce pour laquelle il existe un programme disposant d'un ensemble de données à long terme. L'ensemble de données sur les contaminants dans les œufs du Goéland argenté est le plus ancien ensemble de données continues (annuelles) sur les contaminants chez des espèces sauvages au monde. À mesure que les concentrations de contaminants continueront de diminuer, l'utilité du Goéland argenté comme indicateur biologique pourrait diminuer aussi (puisque le Goéland argenté est moins sensible aux faibles concentrations de contaminants), mais sa valeur comme indicateur chimique se maintiendra et augmentera probablement, parce qu'il deviendra de plus en plus difficile de mesurer les contaminants dans d'autres milieux. Le Goéland argenté est une excellente espèce pour dépister les accumulations, parce qu'il y a corrélation entre bon nombre des mesures biologiques décrites ci-dessus et les concentrations de contaminants dans les œufs. Il existe des corrélations semblables entre les concentrations de contaminants dans les œufs et diverses mesures biologiques chez d'autres oiseaux aquatiques coloniaux. Les concentrations de contaminants dans les œufs d'autres oiseaux aquatiques coloniaux sont généralement corrélées avec celles du Goéland argenté. Le Goéland argenté adulte niche dans l'ensemble des Grands Lacs et des voies interlacustres, et demeure dans la région des Grands Lacs toute l'année. Son alimentation se composant surtout de poissons, le Goéland argenté est une excellente espèce nichant au sol indicatrice de la communauté aquatique. Les sous-indicateurs chimiques connexes montrant les tendances à long terme liées aux concentrations de contaminants dans le biote fournissent des indices précieux de l'abondance relative des contaminants à proximité des populations de poissons et d'oiseaux aquatiques. Ils ne représentent pas que les contaminants dans l'eau, ils donnent aussi un aperçu de la façon dont les substances chimiques s'introduisent et se déplacent dans tout le réseau trophique.

État des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM)

Les parties à l'AQEGL ont désigné le premier ensemble de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) en mai 2016. Pour les rapports État des Grands Lacs de 2019 et des années suivantes, les sous-indicateurs des produits chimiques toxiques appuieront les rapports sur les PCSPM d'une manière plus complète, cohérente et transparente. Il est utile d'inclure des renseignements sur d'autres produits chimiques (autres que les PCSPM) d'intérêt pour les Grands Lacs dans le rapport, et ces renseignements seront inclus dans une section distincte ci-dessous, le cas échéant. Pour le rapport de 2019, l'évaluation n'est pas fondée uniquement sur les PCSPM, mais les BPC constituent un facteur déterminant des résultats de l'ICF. Les BPC sont désignés comme

étant des PCSPM, constituent une catégorie de contaminants nocifs dans les Grands Lacs et peuvent avoir des effets négatifs sur les poissons, les espèces sauvages et les humains.

Les produits chimiques ci-dessous font partie du premier ensemble déterminé de PCSPM :

- hexabromocyclododécane (HBCDD/HBCD);
- acides perfluorocarboxyliques à chaîne longue (APFC à CL);
- mercure (Hg);
- acide perfluorooctanoïque (APFO);
- sulfonate de perfluorooctane (SPFO);
- polybromodiphényléthers (PBDE);
- biphényles polychlorés (BPC);
- paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC).

Charges en contaminants

Les concentrations annuelles des composés hérités, comme les pesticides organochlorés, les BPC, les PCDF/PCDD et les autres contaminants organiques, et le mercure et les autres métaux, sont mesurées dans les œufs de Goéland argenté à 15 sites du Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (PSGAGL) et à 5 sites du Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan (Michigan Department of Environmental Quality – MDEQ) partout dans les Grands Lacs (États-Unis et Canada). Les œufs de Goéland argenté sont recueillis de la même manière par les deux programmes et des analyses semblables sont effectuées; la fréquence de la collecte des œufs est la principale différence entre les deux programmes. Des mesures des produits ignifuges, bromés ou non, des sulfonates perfluorés (SAPF) et des acides perfluorocarboxyliques (APFC) sont aussi analysées à intervalles moins réguliers. Les SAPF et les APFC n'ont pas été mesurés récemment, mais le seront probablement en 2018.

À toutes les colonies de Goélands argentés du Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada), les concentrations de BPC, de PCDD/F et de pesticides organochlorés (OC) ont chuté radicalement depuis les années 1970 (de Solla et *al.*, 2016). Les concentrations de BPC (somme de 33 congénères de BPC) dans les colonies surveillées en 2002 et en 2017 allaient de 0,96 à 11,27 µg/g en 2002, alors qu'en 2017, les concentrations allaient de 0,9 à 7,81 µg/g (tableau 1). En règle générale, les tendances relatives aux charges en contaminants diminuent de manière exponentielle des années 1970 à 2013, c.-à-d. que le taux de diminution est proportionnel aux concentrations (de Solla et *al.*, 2016). Bien que généralement les diminutions soient conformes à un modèle de décroissance exponentielle de premier ordre, les taux de diminution des polluants organiques persistants (POP) dans les œufs de Goéland argenté ont été en général plus faibles ces dernières années; pour de nombreuses colonies, les concentrations se sont stabilisées au cours des dernières années. Lorsque toutes les colonies ont été combinées, les demi-vies moyennes des POP allaient de 5,5 à 13,7 années pour les BPC, la TCDD et les six pesticides OC (de Solla et al., 2016). En ce qui concerne la somme des BPC, les demi-vies allaient de 9,9 à 24,3 années selon les colonies, celles de l'île Middle ayant la demi-vie la plus longue. Dans l'ensemble, les POP des îles Middle, Granite et Gull (respectivement les lacs Érié, Supérieur et Michigan) avaient les demi-vies les plus longues.

Bien que des initiatives visant à assainir les eaux du lac Michigan (Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund – CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan) n'aient pas suivi les Goélands argentés pendant aussi longtemps que le PSGAGL, il y a eu certaines diminutions des concentrations de BPC et de

pesticides OC. Les BPC, le p,p'-DDE et le mercure total ont diminué de 2002-2006 à 2016 dans les colonies des lacs Michigan et Huron (tableau 2). En général, les concentrations du sous-ensemble de colonies du Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan entraient dans la même fourchette que celles des 15 colonies du PSGAGL.

À l'aide des procédures initialement élaborées pour le calcul de l'indice canadien de la qualité des eaux (IQE), puis utilisées pour l'élaboration de l'indice de la qualité des sédiments (IQS) comme moyen de résumer les données (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2001; Grapentine et *al.*, 2002), on a calculé un indice de contamination de la faune (ICF) pour examiner les tendances temporelles dans l'exposition globale aux contaminants comme un indicateur de protection des espèces sauvages piscivores (figures 1, 2). Cette méthode propre au site combine les données sur chacun des contaminants et calcule un résultat numérique intégré en intégrant le nombre de dépassements des lignes directrices (portée) et l'ampleur de ces dépassements (amplitude) pour les composés d'intérêt dans une zone étudiée. Des critères relatifs à la chair du poisson ont été choisis comme lignes directrices élaborées par Newell et *al.* (1987) pour protéger les animaux qui consomment du poisson contaminé contre des effets indésirables tels que la mortalité, les troubles de reproduction et les lésions organiques. En utilisant les concentrations de contaminants dans les œufs de chaque colonie pour chaque année à l'étude, un indice a été calculé au moyen de huit composés pour lesquels des lignes directrices existaient et pour lesquels au moins un dépassement avait été observé (tableau 3). Ces composés, avec les lignes directrices correspondantes pour les critères relatifs à la chair de poisson indiquées entre parenthèses, sont les suivants : somme des BPC (110 ng/g), DDT total (200 ng/g), dieldrine (120 ng/g), mirex (330 ng/g), somme du chlordane (500 ng/g), époxyde d'heptachlore (200 ng/g), octachlorostyrène (20 ng/g) et EQT en fonction des concentrations de dioxines et de furanes (3 pg/g). Contrairement aux utilisations applicables de l'IQE et de l'IQS, qui fournissent une évaluation de la qualité de l'eau et des sédiments en ce qui concerne la protection de la vie aquatique, la valeur de l'ICF n'a aucune signification, mais est utilisée ici uniquement pour examiner les changements dans les dépassements des lignes directrices au fil du temps et évaluer ainsi les changements temporels dans la protection des espèces sauvages piscivores dans une colonie ou un des Grands Lacs. Il importe de souligner que des résultats plus élevés de l'ICF sont liés à de meilleures conditions comparativement aux résultats plus faibles dans le cas où il a plus de dépassements ou de plus grands dépassements.

En général, l'ICF s'est amélioré dans la plupart des colonies de 2002 à 2017, à quelques exceptions près. À l'échelle de l'ensemble des lacs, l'ICF ne s'est pas amélioré dans le lac Érié de 2002 à 2017. La majorité de l'ICF était attribuable aux BPC dans tous les lacs, la contribution des PCDD/F et du DDT étant plus faible, mais à peu près égale, bien que la contribution relative des PCDD/F ait été plus élevée dans certaines colonies des États-Unis que dans celles du Canada.

Ces diminutions des concentrations de POP hérités correspondent à des composés dont la production a cessé dans les années 1970 (figure 3); les tendances temporelles d'autres composés dont la production s'est poursuivie jusque dans les années 2000 ou au-delà présentent toutefois des trajectoires différentes. Par exemple, les PBDE ont rapidement augmenté dans les œufs de Goéland argenté de six colonies de 1982 à 2000, n'ont pas affiché d'autres augmentations de 2000 à 2006, puis ont diminué jusqu'en 2012 (Letcher et *al.*, 2015); toutefois, les concentrations se sont grandement stabilisées depuis 2012 (tableau 2). À l'inverse, les concentrations de Dechlorane Plus (DP) (isomères *syn* et *anti*) ont augmenté au cours des dernières années (figure 4; Letcher et *al.*, 2015). Les concentrations de NPC, bien que faibles par rapport à d'autres composés hérités, étaient élevées dans les œufs des colonies de la rivière Détroit et de l'ouest du lac Érié, probablement en raison du dragage des sédiments contaminés par les NPC dans la rivière Détroit, et diminuaient à mesure qu'on s'éloignait en aval, vers l'est du lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (figure 5). Les concentrations ont diminué de 1979 jusqu'à la fin des années 1990, puis elles ont augmenté jusqu'en 2000 (figure 6), où elles ont de nouveau diminué. En général, les concentrations de

contaminants organiques sont plus élevées dans les œufs de Goélands argentés des colonies situées près de grandes sources urbaines ou industrielles, mais pour ce qui est des concentrations de N-phénylanilines substituées (NPAS), elles étaient plus élevées dans les colonies nordiques contrairement aux poissons, chez lesquels les concentrations étaient plus élevées dans les Grands Lacs inférieurs (figure 7). On croit que cet écart est attribuable à une plus grande contribution des aliments terrestres des goélands dans les colonies nordiques, où les sites d'enfouissement sont une source principale soupçonnée de NPAS.

Les charges en contaminants variaient entre les 15 colonies du PSGAGL, les concentrations étant en général plus élevées dans les colonies qui subissent beaucoup l'influence de zones urbaines ou d'activités industrielles à proximité ou en amont. Globalement, les œufs de Goéland argenté des colonies de la rivière Détroit ou de l'ouest du lac Érié (île Fighting, île Middle, Détroit Edison), du havre de Toronto et du havre Hamilton (lac Ontario) et de la baie Green (île Channel-Shelter) étaient les plus contaminés par les POP hérités. À l'inverse, les colonies du nord du lac Huron et du lac Supérieur étaient en général les moins contaminées (tableau 1).

Évaluation de la santé des oiseaux aquatiques coloniaux

La santé des oiseaux aquatiques coloniaux, particulièrement en ce qui concerne l'exposition aux contaminants ou les charges en contaminants, a été évaluée à plusieurs colonies, surtout dans les secteurs préoccupants (SP). Les charges en contaminants ont été examinées dans les œufs de Goélands argentés et de Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritius*) recueillis dans les colonies aux abords du SP en voie de rétablissement du havre de Spanish (lac Huron) et ont été comparées à celles des colonies de référence en 2011 et en 2012. Les concentrations de TCDD, de BPC et de mercure étaient faibles dans les œufs et pas tellement plus élevées dans le secteur en voie de rétablissement que dans les colonies de référence, et ont été jugées inférieures à celles qui sont associées à des effets nuisibles sur la reproduction. Les charges en contaminants dans les œufs ont semblé être beaucoup plus faibles récemment que les concentrations mesurées au cours des périodes antérieures (Hughes et coll., 2014b). De même, la reproduction et la croissance ont été étudiées chez le Goéland argenté et la Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*) nichant dans le secteur préoccupant de la rivière Ste-Marie (lac Huron) en 2011 et en 2012. Des œufs fraîchement pondus ont été recueillis dans les colonies du SP et de sites de référence puis ont été mis à incuber artificiellement en laboratoire; la viabilité des embryons, la fréquence des difformités chez les embryons, les charges en contaminants et d'autres paramètres biochimiques ont ensuite été évalués. Globalement, la viabilité des embryons des Goélands argentés et des Sternes pierregarins était élevée dans les colonies du SP. La fréquence des difformités des embryons était comparable dans les colonies du SP et les colonies de référence pour les deux espèces, et n'était pas associée à l'exposition à des dioxines ou à des BPC analogues des dioxines, qui n'était pas différente dans le SP et les sites de référence. Les concentrations de contaminants dans les embryons n'étaient pas suffisamment élevées pour avoir une incidence négative sur la réussite de la reproduction et la croissance des Goélands argentés et des Sternes pierregarins qui se nourrissent dans le SP de la rivière Ste-Marie (Hughes et *al.*, 2014a).

Le succès reproductif du Bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*) a été examiné en 2009 et en 2011 dans une colonie nichant sur l'île Turkey, dans le secteur préoccupant de la rivière Détroit, et une colonie de référence ne faisant pas partie du secteur préoccupant, en amont dans la baie Georgienne. Les Bihoreaux gris du SP ont été moins productifs que ceux de la colonie de référence pendant les deux années de l'étude; en 2009, la productivité à la colonie du SP se situait en deçà d'une plage de seuils considérés comme caractéristiques d'une population stable. Malgré les concentrations plus élevées observées dans l'ensemble dans la colonie du SP, les concentrations de BPC, d'autres composés organochlorés et de PBDE dans les œufs et le foie des oisillons étaient inférieures aux concentrations associées à des effets nocifs sur la reproduction. Dans la colonie nichant dans le SP, les concentrations de mercure mesurées dans les œufs et le foie des oisillons étaient comparables aux concentrations dans la colonie de référence et étaient inférieures aux concentrations liées à des effets nocifs sur la reproduction. La

diminution du succès de la reproduction en 2009 n'était vraisemblablement pas due aux concentrations élevées de contaminants associés par le passé au SP, mais plutôt à d'autres facteurs de stress, comme la prédation, les conditions météorologiques et les perturbations. Aux deux colonies, les concentrations de DDT, de BPC et de mercure dans les œufs et le foie des oisillons dépassaient les lignes directrices sur les résidus dans les tissus (Hughes et *al.*, 2013).

Autres produits chimiques d'intérêt

Divers ADN microsatellites ont été utilisés pour dépister les mutations dans les familles de Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) du SP du havre Hamilton (lac Ontario) et de l'île Mohawk (lac Érié). Les taux de mutation des microsatellites étaient six fois plus élevés au site du havre Hamilton qui se trouve le plus près de sources industrielles d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) qu'à l'autre site du havre Hamilton, et tous deux étaient plus élevés que celui de la colonie de référence (King et *al.*, 2014). La présence d'un métabolite de la phase I des HAP, le benzo[a]pyrène, identifié par la technique CPL-SM/SM dans la bile et le foie des oisillons des cormorans au havre Hamilton, donne à penser que ces oiseaux sont exposés aux HAP et qu'ils les métabolisent, ce qui fait ressortir le rôle que les HAP ont pu jouer dans les mutations observées (King et *al.*, 2014).

La santé des Goélands argentés a aussi été évaluée à Thunder Bay (lac Supérieur) et dans le SP du havre Hamilton. Les caractéristiques biologiques des goélands et d'autres oiseaux aquatiques coloniaux dont on sait qu'ils sont touchés directement ou indirectement par les contaminants et d'autres facteurs de stress sont mesurées à intervalles réguliers. Il peut s'agir, entre autres, des caractéristiques suivantes : la taille de la couvée, l'épaisseur de la coquille des œufs, les taux d'éclosion et d'envol, la taille et les tendances des populations nicheuses, divers biomarqueurs physiologiques, y compris la vitamine A, la fonction immunitaire et la fonction thyroïdienne, le stress (corticostérone) et les taux d'hormones de croissance, l'induction des enzymes hépatiques, les niveaux de HAP dans la bile et les porphyrines ainsi que les anomalies génétiques et chromosomiques. Les activités de surveillance visent également à dépister la porphyrie et les carences en vitamine A, et à évaluer le système immunitaire des oiseaux. On évalue les charges en substances chimiques des œufs des oiseaux aquatiques qui nichent en colonies pour connaître les tendances temporelles et on les compare à des sites de référence appropriés.

Liens

Il existe de nombreux liens entre le sous-indicateur Substances chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs et bon nombre d'autres sous-indicateurs de la série des rapports sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CÉÉGL). Il y a un lien avec les Oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux et piscivores et les Substances chimiques toxiques dans les poissons entiers. Les poissons et les œufs de goélands affichent des tendances semblables en ce qui a trait au mercure, tant dans les lacs que dans les bassins de chaque lac (McGoldrick et *al.*, 2018; Blukacz-Richards et *al.*, 2017).

Il existe également des liens avec les sous-indicateurs de l'esturgeon jaune, du touladi et des poissons-proies. Les modifications de la productivité des poissons des Grands Lacs se répercutent chez les oiseaux piscivores (Paterson et *al.*, 2014). Les changements temporels de la densité énergétique des œufs du poisson-fourrage se reflètent dans ceux des poissons prédateurs de niveau supérieur (le touladi) et des oiseaux piscivores (le Goéland argenté).

M. Craig Hebert a également montré qu'il existe un lien entre le niveau des contaminants dans les œufs de Goéland argenté et l'étendue de la couverture de glace. Les inférences concernant les effets des changements climatiques sur l'accumulation de contaminants dans le biote aquatique dépassent la portée de ce sous-indicateur, car elles devraient inclure les changements dans les réseaux trophiques et les cycles de l'énergie qui s'y produisent.

Il y a un lien direct entre les concentrations de contaminants chez les Goélands argentés et la perturbation endocrinienne.

En ce qui concerne la santé des oiseaux piscivores des Grands Lacs, il existe également un lien entre le Goéland argenté et les éclosions de botulisme et l'occurrence de maladies chez les poissons.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources des États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées pour l'évaluation sont librement disponibles et accessibles.	Non			

Limites des données

Depuis 1973, des œufs de Goéland argenté ont été prélevés chaque année dans les cinq lacs et les voies interlacustres (Weseloh et Moore, 2014). Les Goélands argentés étant très tolérants à la contamination persistante, il est possible de sous-estimer les effets biologiques qui touchent d'autres espèces plus sensibles qui font l'objet d'une surveillance moins fréquente.

De plus, certains Goélands argentés adultes des lacs d'amont, en particulier le lac Supérieur, se déplacent vers les lacs d'aval, notamment le lac Michigan, durant les hivers difficiles. Par conséquent, il est possible que les tendances des contaminants dans les oiseaux des lacs d'amont soient biaisées. Les goélands passent néanmoins la majeure partie de leur temps dans leur lac d'origine, et ce comportement n'a pas constitué un facteur limitatif important jusqu'à présent. Si on utilisait les données sur l'accumulation des contaminants chez les jeunes goélands, parce que les individus incapables de voler éliminent ce biais, les concentrations de contaminants et leurs effets seraient moins

importants en raison d'une exposition aux contaminants et d'une absorption des contaminants réduites.

Il est difficile de montrer des différences constantes dans les effets biologiques entre les sites des colonies dans les Grands Lacs, en raison probablement de l'importante réduction générale des concentrations de contaminants ainsi que des différences moins marquées entre les sites des Grands Lacs. Les différences les plus importantes en ce qui concerne les effets biologiques des contaminants sont observées entre les sites de la région des Grands Lacs et ceux d'autres régions.

Les Goélands argentés ne se reproduisent plus à l'un des sites du PSGAGL (rivière Détroit). Le seul oiseau aquatique colonial se trouvant actuellement à ce site est le Cormoran à aigrettes. Deux autres colonies (Toronto et rivière Niagara) sont de petite taille précaire, mais des cormorans sont également présents dans ces colonies. À l'heure actuelle, des œufs de cormorans sont prélevés à ces sites et à d'autres sites afin de permettre une surveillance continue des contaminants. À certains sites, on pourrait dorénavant opter pour les cormorans pour la surveillance à long terme (c.-à-d. la rivière Détroit), et à d'autres sites, les cormorans ne seront évalués qu'à court terme pour permettre les comparaisons entre espèces. La surveillance à long terme des deux espèces pourrait être trop dispendieuse; c'est pourquoi l'utilisation des cormorans sera limitée à long terme.

Renseignements supplémentaires

Des données historiques annuelles sur la contamination chimique des œufs de goélands sont disponibles pour la plupart des sites des Grands Lacs, tant au Canada qu'aux États-Unis; elles datent d'aussi loin que du début des années 1970. Une immense base de données sur les concentrations de substances chimiques et les mesures biologiques provenant des Grands Lacs ainsi que de nombreux sites en dehors de la région des Grands Lacs est disponible à la Direction des sciences de la faune et du paysage d'Environnement et Changement climatique Canada. Les données sur les tendances temporelles, présentées comme des concentrations annuelles de contaminants dans le temps, pour la période allant de 1974 jusqu'à nos jours dans la plupart des cas, sont disponibles pour chaque site et chaque substance chimique. Ainsi, les concentrations de DDE, de 1974 à 2013, sont disponibles pour le port de Toronto et pourraient être représentées graphiquement. Les tendances géographiques des concentrations de contaminants, qui montrent les sites l'un par rapport à l'autre, sont disponibles aussi pour la plupart des années allant de 1974 jusqu'à nos jours et pour la plupart des substances chimiques; par exemple, les concentrations de BPC, en 2008, à 15 sites des Grands Lacs, allant du lac Supérieur au fleuve Saint-Laurent (y compris les sites américains) – et ces concentrations pourraient être représentées sur des cartes et des graphiques.

La biodisponibilité des POP, et par conséquent l'exposition des espèces sauvages, n'est pas simplement fonction des concentrations dans des matrices environnementales, comme l'eau, le sol ou les sédiments; elle varie considérablement selon une myriade de facteurs qui influencent le transport et le devenir des contaminants. Les mesures des charges corporelles des oiseaux aquatiques intègrent l'effet net de facteurs tels que la biodisponibilité, la température, les taux de croissance, la dynamique du réseau trophique et le comportement de la différenciation chimique. Un des avantages de l'utilisation d'oiseaux aquatiques coloniaux comme indicateurs, c'est qu'en général la vitesse à laquelle ils éliminent les charges corporelles de POP est bien plus grande que celle de la dégradation environnementale; les modifications des charges corporelles se reflètent donc dans la biodisponibilité des POP.

La demi-vie de la dégradation dans les sédiments des congénères des BPC présents en général dans les œufs de Goéland argenté va de 10 à 19 ans (Sinkkonen et Paasivirta, 2000). Par contre, la demi-vie de p,p'-DDE chez les Goélands argentés a été estimée à 264 jours (Norstrom et *al.*, 1986), et les demi-vies des BPC sont probablement similaires. La demi-vie des BPC dont on a nourri des Tourterelles du Cap allait de 7 à 53 jours (Drouillard et Norstrom, 2001). Les Goélands argentés réagissent donc plus rapidement aux apports de POP dans leur

alimentation que les POP ne se dégradent dans l'environnement. Bien que, des années 1970 à 2013, il se soit produit des diminutions spectaculaires des charges en POP hérités des générations précédentes dans les œufs de Goéland argenté, tous les changements n'ont pas été dus uniquement à l'élimination des contaminants dans l'environnement. Les modifications des composantes du réseau trophique ont une incidence sur l'exposition alimentaire et donc sur les charges corporelles en POP chez les espèces sauvages. Hebert et Weseloh (2006) ont découvert en se servant de traceurs écologiques que, non seulement l'alimentation des Goélands argentés et le niveau trophique ont changé dans bon nombre des colonies des Grands Lacs entre 1974 et 2003, mais aussi que lorsque l'effet du changement de niveau trophique est enlevé, les taux de réduction des contaminants diminuent. Une proportion des diminutions est par conséquent due à la réduction de l'exposition associée à l'alimentation à des niveaux trophiques inférieurs.

Il faut mentionner de plus que, chez la plupart des oiseaux ichtyophages nichant en colonie, les contaminants sont présents à des concentrations où les effets écologiques évidents, comme l'amincissement des coquilles, la réduction des taux d'éclosion et d'envol, et les diminutions de la population, ne sont plus visibles. Pour détecter les effets biologiques des contaminants, on se fie davantage aux biomarqueurs génétiques et physiologiques.

À l'avenir, on envisage d'inclure les contaminants présents chez le Pygargue à tête blanche dans ce sous-indicateur. Bill Bowerman recueille des données du côté américain, mais les données canadiennes sont inconnues. Il existe certaines différences dans le régime alimentaire des goélands et des pygargues, car les pygargues se nourrissent aussi davantage de charognes que les Goélands argentés. Les cormorans sont, par contre, des piscivores obligatoires.

Remerciements

Auteur

Shane de Solla, Environnement et Changement climatique Canada, 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1

Collaborateurs

Amila de Silva, Environnement et Changement climatique Canada, 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1, Amila.desilva@canada.ca

Doug Crump, Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0H3, Doug.Crump@canada.ca

Kim Williams, Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0H3, Kim.Williams@canada.ca

Craig Hebert, Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0H3, Craig.Hebert@canada.ca

Robert Letcher, Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0H3, Robert.Letcher@canada.ca

Bill Bowerman, Department of Environmental Science and Technology, University of Maryland, College Park, Maryland, États-Unis, wbowerma@umd.edu

Meredith Bohannon, Department of Environmental Science and Technology, University of Maryland, College Park, Maryland, États-Unis, mbarton@umd.edu

Sources d'information

Blukacz-Richards, EA, Visha A, Graham ML, McGoldrick DL, de Solla SR, Moore DJ, Arhonditsis GB. 2017. Mercury levels in herring gulls and fish: 43 years of spatio-temporal trends in the Great Lakes. Chemosphere 172: 476-487.

de Solla SR, DVC Weseloh, KD Hughes, DJ Moore. 2016. 40 year decline of organic contaminants in eggs of herring gulls (*Larus argentatus*) from the great lakes, 1974 to 2013. Waterbirds. 39: 171-180.

Drouillard KG, RJ Norstrom. 2001. Quantifying maternal and dietary sources of 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl deposited in eggs of the ring dove. Environ Toxicol Chem 20:561-567.

Environnement et Changement climatique Canada, données inédites.

Fuentes L, W Bowerman, L Moore, K Leith, K. Drouillard. 2014. Concentrations of environmental contaminants in herring gull eggs from Great Lakes colonies in Michigan 2002-2006 and 2008-2012. Rapport au Michigan Department of Environmental Quality. MI/DEQ/WRD-14/028. 49 p.

Hebert CE, DVC Weseloh. 2006. Adjusting for temporal change in trophic position results in reduced rates of contaminant decline. Environmental Science and Technology 40: 5624-5628.

Hughes KD, D Crump, K Williams, PA Martin. 2014a. Assessment of the Wildlife Reproduction and Deformities Beneficial Use Impairment in the St. Marys River Area of Concern (Ontario). Environnement et Changement climatique Canada, Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Ottawa, Canada. 36 p.

Hughes KD, D Crump, K Williams, PA Martin. 2014b. Contaminants in Colonial Waterbirds Breeding near the Spanish Harbour Area in Recovery. Environnement et Changement climatique Canada, Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Ottawa, Canada. 15 p.

Hughes KD, DV Weseloh, PA Martin, D Moore, SR de Solla. 2013. An Assessment of Breeding Success of Black-crowned Night-Herons (*Nycticorax nycticorax*) in the Detroit River Area of Concern (Ontario). Environnement et Changement climatique Canada, Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Ottawa, Canada. 18 p.

King LE, SR de Solla, JM Small, E Sverko, JS Quinn. 2014. Microsatellite DNA mutations in Double-crested Cormorants (*Phalacrocorax auritus*) associated with exposure to PAH-containing industrial air pollution. Environ Sci Technol. 48:11637-11645.

Letcher RJ, G Su, JN Moore, LL Williams, PA Martin, SR de Solla, WW Bowerman. 2015. Perfluorinated sulfonate and carboxylate compounds and their precursors in recent eggs of herring gulls from across the Laurentian Great Lakes of North America: distribution and exposure implications. Sci Total Environ. 538: 468-477.

Lu Z, De Silva AO, McGoldrick DJ, Peart TE, Cook C, Tetreault GR, Martin PA, de Solla SR. 2018. Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in Aquatic Organisms in the Great Lakes of North America: Terrestrial Exposure and Biodilution. Environ Sci Tech. 52:1280-1289.

McGoldrick DJ, Pelletier M, de Solla SR, Martin PA. 2018. Legacy of legacies: Chlorinated naphthalenes in Lake Trout, Walleye, Herring Gull eggs and sediments from the Laurentian Great Lakes indicate possible resuspension during contaminated sediment remediation. Sci Total Environ. 634:1424-1434.

Norstrom RJ, TP Clark, DA Jeffrey, HT Won, AP Gilman. 1986. Dynamics of organochlorine compounds in Herring Gulls (*Larus argentatus*): I. Distribution and clearance of [14C]DDE in free-living Herring Gulls (*Larus argentatus*). Environmental Toxicology and Chemistry 5: 41-48.

Paterson G, CE Hebert, KG Drouillard, DG Haffner. 2014. Congruent energy density trends of fish and birds reflect ecosystem change. Limnology and Oceanography. 59: 1171-1180.

Sinkkonen S, J Paasivirta. 2000. Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. Chemosphere 40: 943-949.

Su G, RJ Letcher, JN Moore, LL Williams, PA Martin, SR de Solla, WW Bowerman. 2015. Spatial and temporal comparisons of legacy and emerging flame retardants in herring gull eggs from colonies spanning the Laurentian Great Lakes of Canada and United States. Environmental Research. 142: 720-730.

Weseloh DVC, C Pekarik, SR de Solla. 2006. Spatial patterns and rankings of contaminant concentrations in herring gull eggs from 15 sites in the Great Lakes and connecting channels, 1988-2002. Environ Monitor Assess.113: 265-284.

Weseloh DVC, DJ Moore, CE Hebert, SR de Solla, BM Braune, D McGoldrick. 2011. Current concentrations and spatial and temporal trends in mercury in Great Lakes Herring Gull eggs. 1974-2009. Ecotoxicology. 20:1644-1658.

Liste des tableaux

Tableau 1. Concentrations de BPC (somme de 33 congénères) et de pesticides organochlorés (µg/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs de 2002 à 2017.

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

Tableau 2. Concentrations de produits ignifuges bromés (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs de 2008 à 2016

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)

Tableau 3. Concentrations moyennes de BPC et d'autres organochlorés (ng/g) et le total des équivalents toxiques composés d'équivalents toxiques de BPC non substitués, de dioxines/furanes et de BPC avec substitution mono-ortho (pg/g) de 2002 à 2017. Les colonies sont classées en fonction de la concentration moyenne de la somme des BPC. Une concentration moyenne a été calculée pour chaque année pendant laquelle les œufs ont été analysés de manière individuelle. « N » représente le nombre d'années.

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

Liste des figures

Figure 1. Tendances temporelles de l'indice de contamination de la faune (ICF), fondées sur les BPC, les PCDD/F et certains pesticides organochlorés, des colonies de Goélands argentés regroupées par Grand Lac. L'ICF augmente considérablement (conditions qui s'améliorent) dans tous les lacs, désignés par « ** », sauf le lac Érié. Trois colonies présentaient des pentes de régression très différentes de la pente de l'ensemble des lacs : Port Colborne (LE), île Fighting (LE) et île Scarecrow (LH).

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

Figure 2. Tendances temporelles de l'indice de contamination de la faune de chaque colonie de Goélands argentés de chacun des Grands Lacs, fondées sur les BPC, les PCDD/F et certains pesticides organochlorés. « ** » indique les colonies où l'analyse de régression linéaire est significativement différente de zéro.

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

Figure 3. Somme des BPC dans les œufs de Goéland argenté de la rivière Détroit (île Fighting) et de l'ouest du lac Érié (île Middle) de 1974 à 2018. Les colonnes vertes indiquent les concentrations de BPC dans les œufs de cormorans de l'île Fighting en 2016 et en 2018, car aucune donnée n'est accessible pour les Goélands argentés.

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)

Figure 4. Concentrations de Dechlorane plus (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de certaines colonies des Grands Lacs de 1982 à 2015.

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)

Figure 5. Concentrations de naphthalènes polychlorés (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de certaines colonies des Grands Lacs de 2011 à 2013 (données inédites, ECCC; selon McGoldrick et *al.*, 2018). Les colonies sont classées de gauche à droite, de l'amont vers l'aval; les résultats maximaux correspondent aux œufs de la rivière Détroit.

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); McGoldrick et *al.*, 2018

Figure 6. Concentrations de naphthalènes polychlorés (NPC) (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de la rivière Détroit et de l'ouest du lac Érié ainsi que dans le doré jaune de l'ouest du lac Érié, de 1980 à 2015. Du milieu à la fin des années 1990, il y a eu d'importants travaux de dragage de sédiments contaminés par les NPC dans la rivière Détroit.

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); McGoldrick et *al.*, 2018

Figure 7. Concentration (moyenne ± barre d'erreur-type (ww) des ∑NPAS dans les œufs de Goéland argenté (bleu) et les homogénats de poisson entier du touladi et du doré jaune (rouge) dans les Grands Lacs de l'Amérique du Nord. L'encadré montre un diagramme en boîte des concentrations de ∑NPAS normalisés pour les lipides.

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); Liu et *al.*, 2018

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport Technique

Lac	Colonie	Année	HCB	Σ33 BPC	ΣChlordane	ΣDDT	Dieldrine	Mirex	HE	OCS
Supérieur	Rocher Agawa	2002	0,009	2,38	0,082	1,237	0,027	0,021	0,026	0,002
		2017	0,018	0,92	0,044	0,287	0,023	0,017	0,018	0,002
Supérieur	Île Granite	2002	0,010	2,68	0,076	1,141	0,040	0,020	0,022	0,002
		2017	0,016	1,28	0,041	0,366	0,022	0,015	0,015	0,002
Supérieur	Île Gull	2014	0,010	0,96	0,055	0,394	0,009	0,014	0,010	0,001
		2017	0,013	0,90	0,049	0,219	0,022	0,011	0,010	0,001
Supérieur	Île Huron	2002	0,008	3,61	0,133	2,066	0,023	0,023	0,037	0,001
Supérieur	Île Net	2002	0,013	3,94	0,175	2,608	0,045	0,066	0,041	0,005
Supérieur	Île Tahquamenon	2002	0,020	3,44	0,839	1,597	0,060	0,052	0,318	0,013
Michigan	Île Bellow	2002	0,009	6,39	0,125	2,624	0,030	0,050	0,040	0,002
		2017	0,013	0,94	0,039	0,293	0,023	0,006	0,010	0,001
Michigan	Île Big Sister	2002	0,008	7,19	0,130	4,205	0,036	0,044	0,031	0,001
		2017	0,012	1,47	0,034	1,047	0,016	0,003	0,013	0,001
Michigan	Île Green	2002	0,024	5,70	0,241	3,150	0,058	0,093	0,056	0,003
Michigan	Île Gull	2002	0,010	7,21	0,148	4,311	0,046	0,040	0,040	0,000
		2017	0,028	3,50	0,091	1,008	0,036	0,024	0,029	0,002
Huron	Île Channel-Shelter	2002	0,009	11,27	0,055	2,734	0,016	0,020	0,016	0,010
		2017	0,019	3,95	0,024	0,767	0,019	0,005	0,008	0,039
Huron	Île Chantry	2002	0,006	1,24	0,041	0,617	0,011	0,033	0,012	0,001
		2017	0,010	0,97	0,028	0,349	0,010	0,015	0,007	0,002
Huron	Île Double	2002	0,007	1,55	0,060	0,957	0,028	0,029	0,017	0,001
		2017	0,010	1,04	0,023	0,281	0,013	0,009	0,008	0,003
Huron	Île Five Mile	2017	0,007	0,76	0,016	0,216	0,007	0,006	0,004	0,001
Huron	Île Little Charity	2002	0,011	4,79	0,052	1,168	0,013	0,038	0,016	0,003
		2017	0,013	1,82	0,031	0,268	0,018	0,012	0,007	0,010
Huron	Île Scarecrow	2002	0,018	3,41	0,139	1,559	0,047	0,029	0,036	0,002
Huron	Île West Twin Pipe	2002	0,009	2,34	0,064	0,957	0,017	0,027	0,020	0,001
R. Détroit	Detroit Edison	2002	0,016	10,86	0,073	1,297	0,080	0,011	0,024	0,009
		2017	0,008	4,42	0,029	0,356	0,043	0,006	0,008	0,004
R. Détroit	Île Fighting	2002	0,012	11,74	0,046	1,478	0,026	0,015	0,012	0,010
Érié	Île Middle	2002	0,008	7,11	0,049	0,719	0,040	0,006	0,017	0,005
		2017	0,009	6,04	0,034	0,454	0,019	0,006	0,010	0,004
Érié	Port Colborne	2002	0,003	2,50	0,022	0,517	0,015	0,025	0,007	0,000
		2017	0,011	3,34	0,032	0,559	0,019	0,017	0,009	0,002
Niagara	Rochers Weseloh	2002	0,008	2,81	0,040	0,800	0,022	0,068	0,011	0,002
Ontario	Port Hamilton	2002	0,010	5,20	0,053	2,028	0,025	0,280	0,014	0,003
		2017	0,013	3,78	0,037	0,891	0,028	0,083	0,008	0,004
Ontario	Toronto	2002	0,008	3,66	0,050	1,688	0,047	0,343	0,011	0,002
		2017	0,056	7,81	0,108	3,847	0,028	0,403	0,030	0,014
Ontario	Île Snake	2002	0,007	3,51	0,035	1,625	0,014	0,309	0,010	0,003
		2017	0,014	2,23	0,031	0,709	0,014	0,104	0,010	0,003
Saint-Laurent	Île Strachan	2002	0,005	5,62	0,031	1,448	0,011	0,265	0,007	0,002
		2017	0,008	1,55	0,014	0,386	0,005	0,073	0,003	0,002

Tableau 1. Concentrations de BPC (somme de 33 congénères) et de pesticides organochlorés (µg/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs de 2002 à 2017. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)
HCB = hexachlorobenzène; BPC = Biphényles polychlorés; DDT = Dichlorodiphényltrichloroéthane + isomers; HE = Heptachlor époxyde; OCS = Octachlorostyrène

Lac	Colonie	Année	ΣDP	HBCDD	BTBPE	Σ13 PBDE
Supérieur	Rocher Agawa	2008	4,40	7,53		200,54
		2016	5,71	10,90	ND	379,46
Supérieur	Île Granite	2008	3,22	7,31		347,17
		2016	1,85	13,30	0,49	546,02
Michigan	Île Gull	2008	1,01	9,97		420,47
		2016	2,24	10,90	0,48	282,07
Michigan	Île Big Sister	2008	5,47	10,23		265,38
		2016	5,50	18,60	0,48	460,83
Huron	Île Channel-Shelter	2008	1,73	2,61		330,43
		2016	3,66	10,60	0,09	581,45
Huron	Île Chantry	2008	2,28	6,78		153,36
		2016	4,34	17,00	ND	284,96
Huron	Île Double	2008	1,28	7,30		237,55
		2016	3,55	12,20	0,50	318,11
Érié	Port Colborne	2008	0,72	1,41		136,62
		2016	4,32	7,15	0,64	355,83
Érié	Île Middle	2008	1,69	2,70		185,43
		2016	3,64	15,00	0,51	382,85
Niagara	Rochers Weseloh	2008	3,37	2,60		254,83
Ontario	Port Toronto	2008	3,24	6,96		397,91
		2016	4,06	9,97	ND	341,75
Ontario	Port Hamilton	2008	2,06	2,77		296,89
		2016	2,82	8,30	0,45	359,46
Ontario	Île Snake	2008	0,50	2,01		238,78
		2016	0,73	5,24	0,49	210,18
F. Saint-Laurent	Île Strachan	2008	1,09	7,04		246,70
		2016	1,66	8,57	ND	238,63

Tableau 2. Concentrations de produits ignifuges bromés (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs de 2008 à 2016. DP = Declorane plus; HBCDD = Hexabromocyclododécane; BTBPE = 1,2-bis-(2,4,6-tribromophénoxy)éthane; PBDE = Polybromodiphényléthers; ND = Non détecté. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan

Colonie	Années	N	Somme des BPC (33 BPC courants)	EQT autres que BPC	EQT-PDDD/F	EQT-BPC mono	Total des EQT	Total des DDT	Somme de chlordane	Mirex	Dieldrine	HE	HCB	OCS
Île Fighting	2002-2015	8	8 943,89	180,99	15,81	26,76	223,57	945,53	50,14	12,10	27,10	11,68	10,61	7,90
Detroit Edison	2002-2017	16	8 426,88	413,09	40,40	25,77	479,26	953,02	47,05	10,72	47,00	14,12	9,69	7,47
Île Middle	2002-2017	16	8 317,77	255,11	17,37	24,73	297,21	838,64	55,45	12,67	37,19	16,79	11,39	6,54
Île Channel-Shelter	2002-2017	16	6 087,73	266,09	35,53	40,43	342,05	1 389,73	43,45	15,07	21,33	10,36	15,15	17,55
Port Indiana	2010	1	4 706,51	283,16	6,63	21,14	310,93	1 211,82	71,13	9,69	20,50	14,90	7,18	0,64
Port Hamilton	2002-2017	16	4 259,69	149,01	11,06	17,38	177,46	1 000,68	35,49	136,45	18,12	7,56	9,83	3,00
Flèche de la rue Leslie	2002-2017	16	3 835,48	149,79	14,94	17,31	182,04	1 604,33	70,48	257,46	38,27	15,46	17,89	4,78
Île Little Charity	2002-2017	14	3 687,94	299,94	48,14	16,32	364,39	779,18	41,50	18,44	20,65	12,80	14,33	6,16
Île Scarecrow	2002-2009	8	3 246,62	161,82	99,04	15,47	276,34	1 152,62	74,10	52,20	22,32	21,80	11,97	2,86
Île Strachan	2002-2017	16	3 183,69	124,22	9,27	20,94	154,43	672,59	25,80	146,90	11,43	5,96	6,23	2,04
Île Snake	2002-2017	16	3 097,83	126,78	16,89	15,05	158,72	947,65	42,16	149,05	18,67	10,67	10,85	3,72
Île Gull (LM)	2002-2017	16	3 080,49	183,55	6,66	19,35	209,56	1 310,52	100,89	18,18	44,33	24,14	13,62	1,28
Île Net	2002-2008	6	3 015,66	257,14	22,29	15,34	294,77	1 559,45	119,22	43,32	41,12	37,10	11,81	2,20
Île Green	2002-2009	8	2 962,17	256,46	43,33	14,14	313,93	1 386,17	103,53	39,39	48,96	28,72	14,29	2,29
Île Tahquamenon	2002-2009	7	2 908,22	209,35	23,01	13,27	245,63	1 290,00	201,19	27,05	53,49	76,45	14,06	3,30
Port Colborne	2002-2017	16	2 750,83	78,40	6,17	8,96	93,53	416,82	26,69	21,07	14,05	6,63	7,38	1,58
Île West Twin Pipe	2002-2009	8	2 647,39	295,86	43,31	12,64	351,81	1 158,38	87,86	43,32	36,28	27,79	12,87	2,35
Île Big Sister	2002-2017	16	2 506,89	177,76	4,89	16,96	199,62	1 502,74	62,09	12,34	28,12	15,77	7,64	0,79
Île Bellow	2002-2017	16	2 367,43	278,81	26,14	11,78	316,72	1 121,00	83,66	19,89	45,21	25,51	11,34	2,70
Rochers Weseloh	2002-2015	14	2 273,88	85,79	9,03	9,19	104,01	481,29	32,17	46,06	15,02	7,54	16,16	2,41
Île Huron	2002-2012	5	2 193,69	232,27	36,28	11,20	279,75	926,52	76,02	19,91	23,50	21,70	9,85	1,96
Île Five Mile	2003-2017	15	1 548,25	112,04	53,41	6,90	172,36	543,86	38,45	17,64	15,20	11,83	8,02	1,19
Île Granite	2002-2017	16	1 534,75	83,33	6,15	8,41	97,88	641,69	58,48	17,39	24,83	16,47	10,24	1,60
Rocher Agawa	2002-2017	16	1 398,68	82,79	7,05	7,60	97,44	531,44	64,63	22,94	26,39	19,75	14,09	2,12
Île Chantry	2002-2017	16	1 394,56	64,60	8,86	6,61	80,06	490,95	31,83	29,54	15,47	9,06	8,74	2,07
Île Double	2002-2017	16	1 265,85	70,27	9,93	6,71	86,91	439,33	43,96	29,23	16,89	11,20	8,53	1,75
Île Gull (LS)	2013, 2014 et 2017	3	1 185,52	59,96	49,01	5,85	114,83	411,26	63,41	16,15	15,58	12,07	12,05	1,10

Tableau 3. Concentrations moyennes de BPC et d'autres organochlorés (ng/g) et le total des équivalents toxiques (EQT) composés d'équivalents toxiques de BPC non substitués, de dioxines/furanes et de BPC avec substitution mono-ortho (pg/g) de 2002 à 2017. Les colonies sont classées en fonction de la concentration moyenne de la somme des BPC. Une concentration moyenne a été calculée pour chaque année pendant laquelle les œufs ont été analysés de manière individuelle. « N » représente le nombre d'années. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

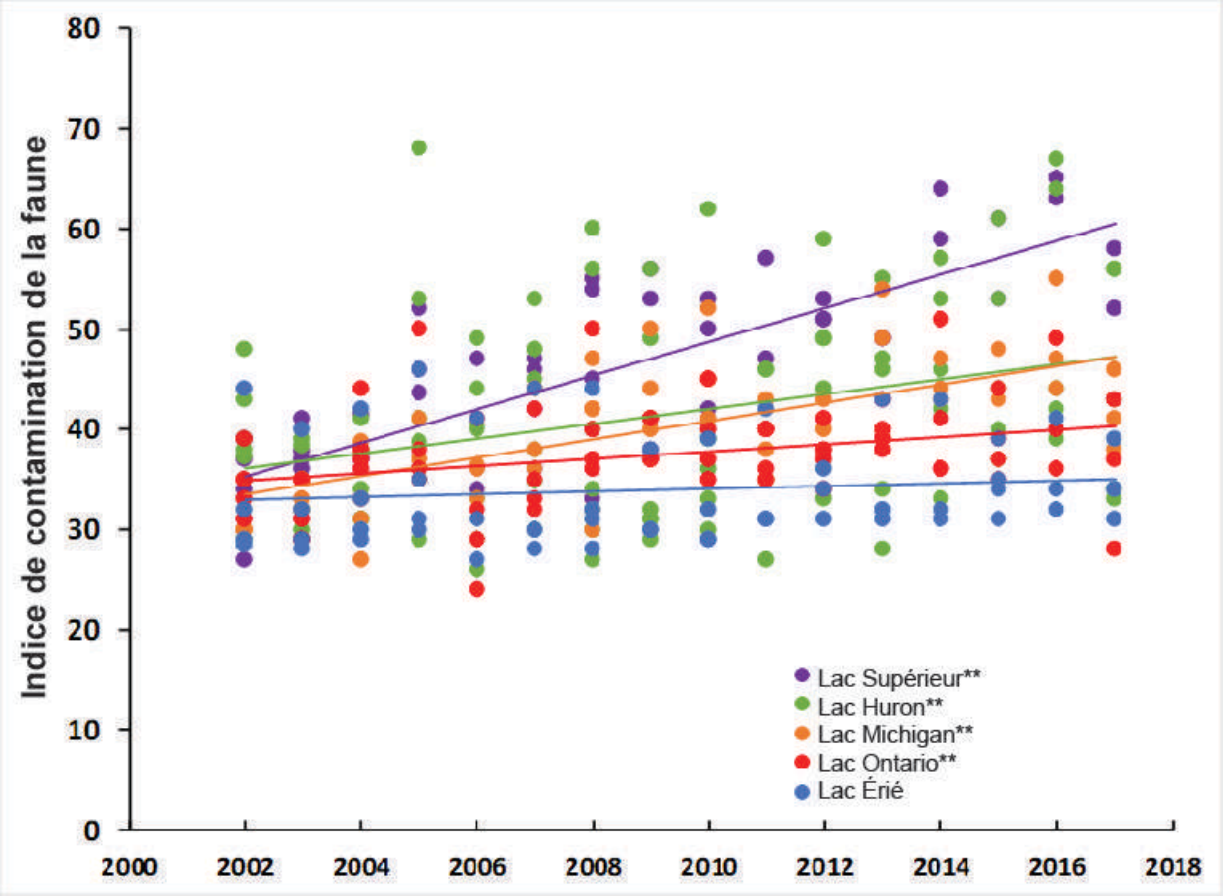
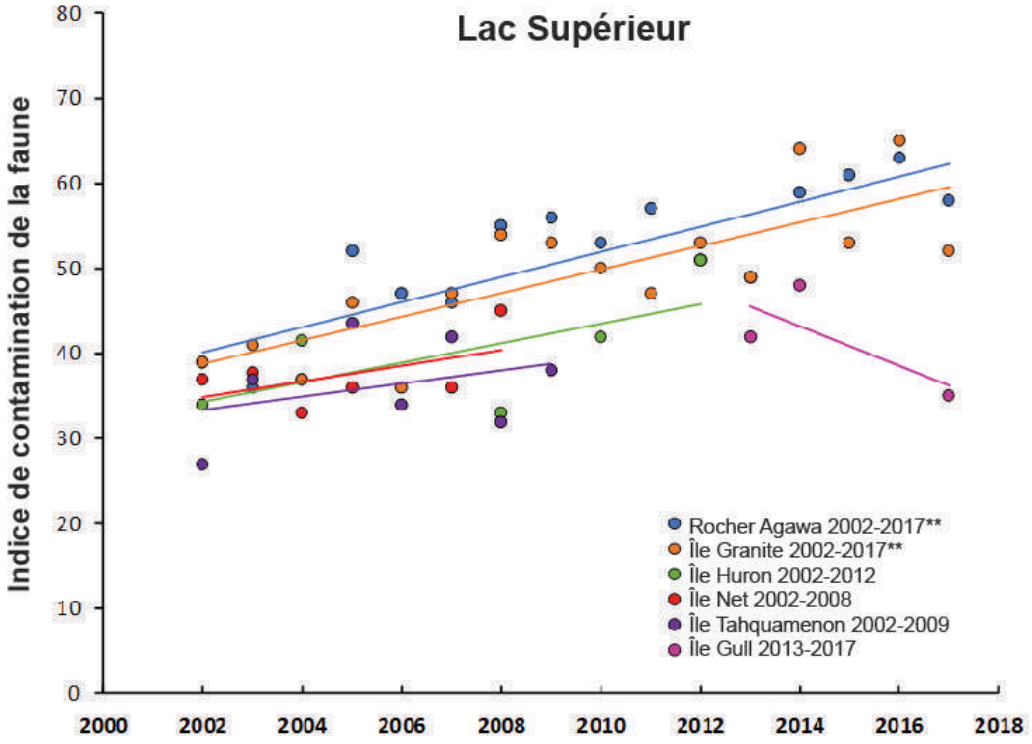
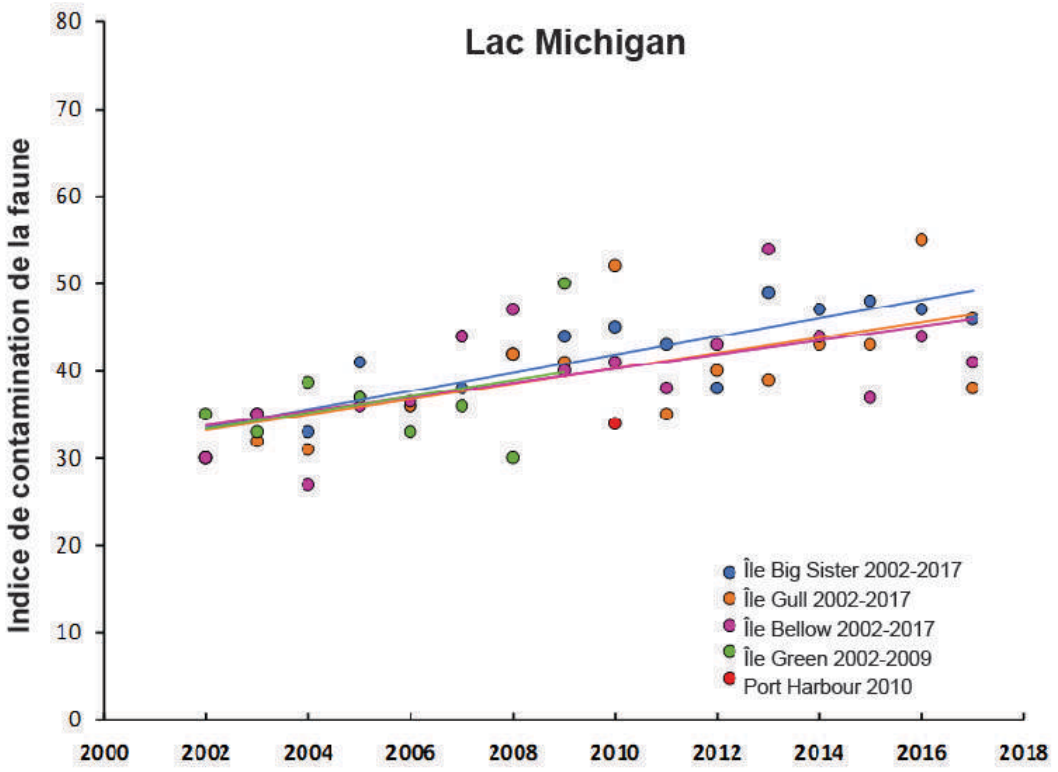
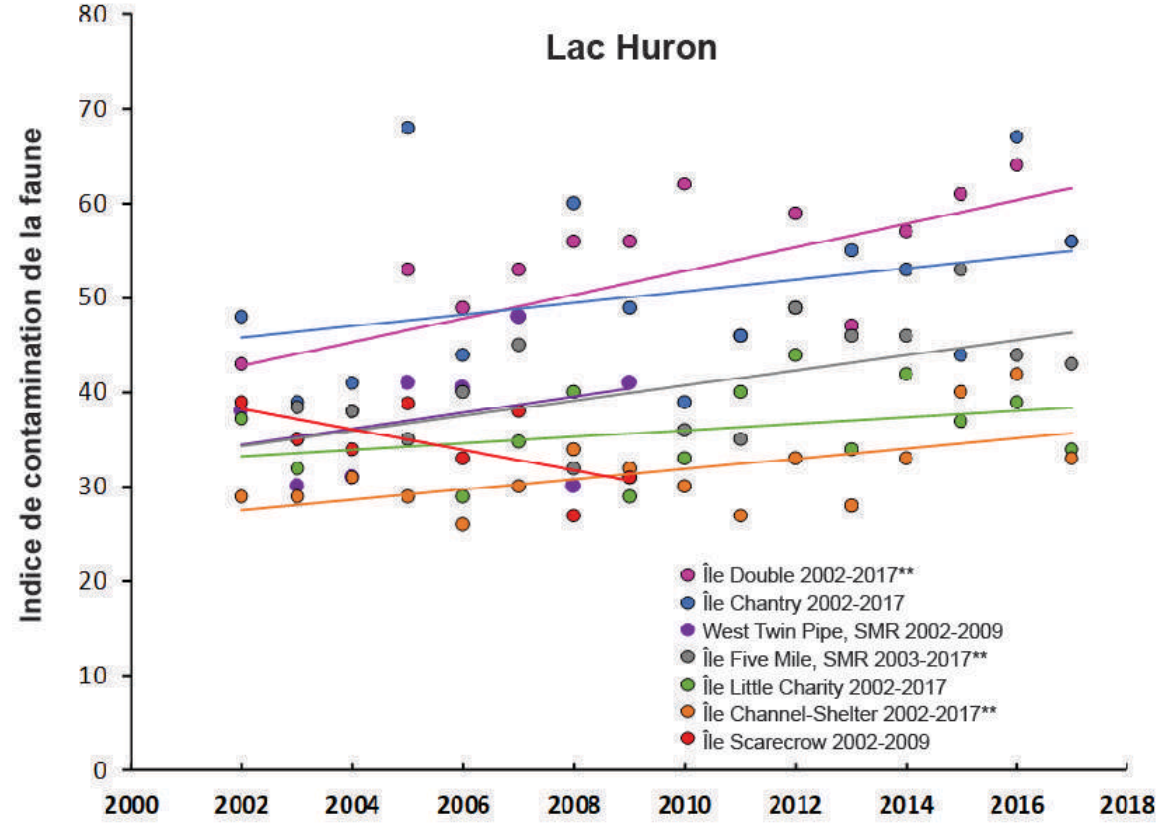
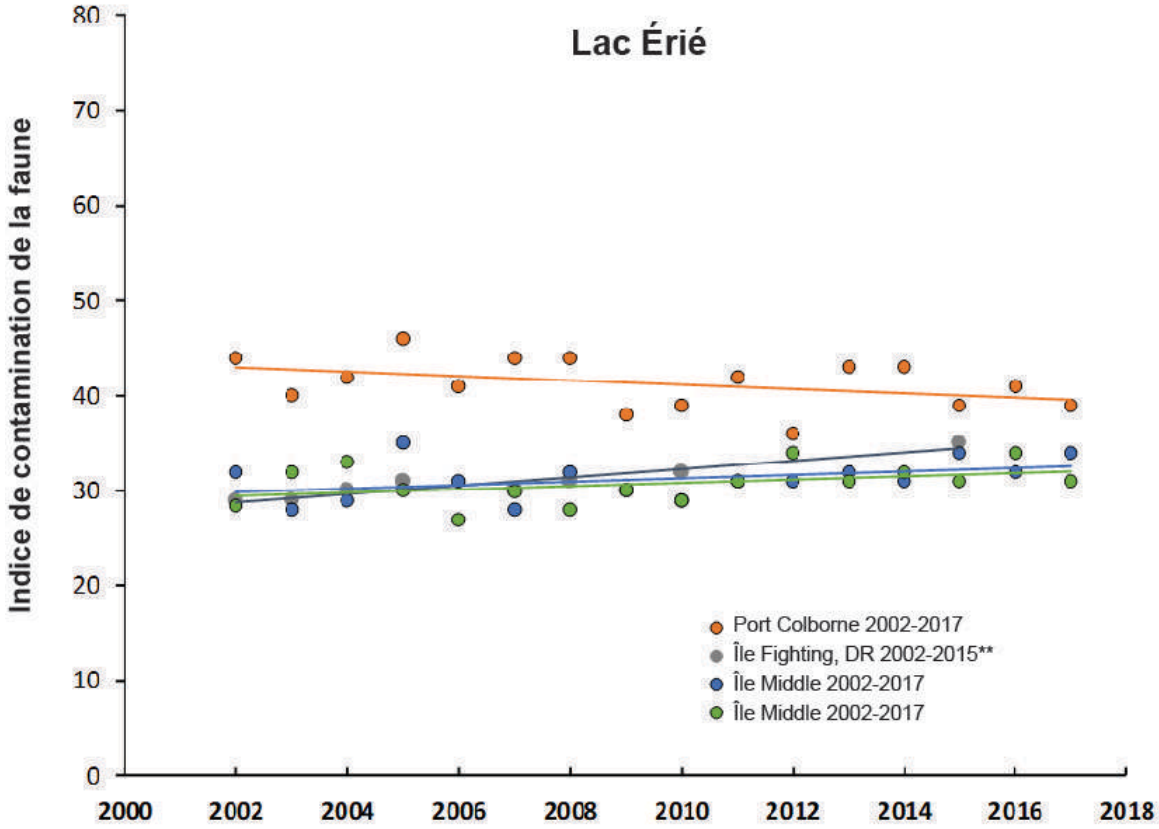


Figure 1. Tendances temporelles de l'indice de contamination de la faune (ICF), fondées sur les BPC, les PCDD/F et certains pesticides organochlorés, des colonies de Goélands argentés regroupées par Grand Lac. L'ICF augmente considérablement (conditions qui s'améliorent) dans tous les lacs, désignés par « ** », sauf le lac Érié. Trois colonies présentaient des pentes de régression très différentes de la pente de l'ensemble des lacs : Port Colborne (LE), île Fighting (LE) et île Scarecrow (LH). Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)


Lac Supérieur
Indice de contamination de la faune
0
10
20
30
40
50
60
70
80
2000
2002
2004
2006
2008
2010
2012
2014
2016
2018
Rocher Agawa 2002-2017**
Île Granite 2002-2017**
Île Huron 2002-2012
Île Net 2002-2008
Île Tahquamenon 2002-2009
Île Gull 2013-2017


Lac Michigan
Indice de contamination de la faune
0
10
20
30
40
50
60
70
80
2000
2002
2004
2006
2008
2010
2012
2014
2016
2018
Île Big Sister 2002-2017
Île Gull 2002-2017
Île Bellow 2002-2017
Île Green 2002-2009
Port Harbour 2010


Lac Huron
Indice de contamination de la faune
80
70
60
50
40
30
20
10
0
2000
2002
2004
2006
2008
2010
2012
2014
2016
2018
Île Double 2002-2017**
Île Chantry 2002-2017
West Twin Pipe, SMR 2002-2009
Île Five Mile, SMR 2003-2017**
Île Little Charity 2002-2017
Île Channel-Shelter 2002-2017**
Île Scarecrow 2002-2009


Lac Érié
Indice de contamination de la faune
80
70
60
50
40
30
20
10
0
2000
2002
2004
2006
2008
2010
2012
2014
2016
2018
Port Colborne 2002-2017
Île Fighting, DR 2002-2015**
Île Middle 2002-2017
Île Middle 2002-2017

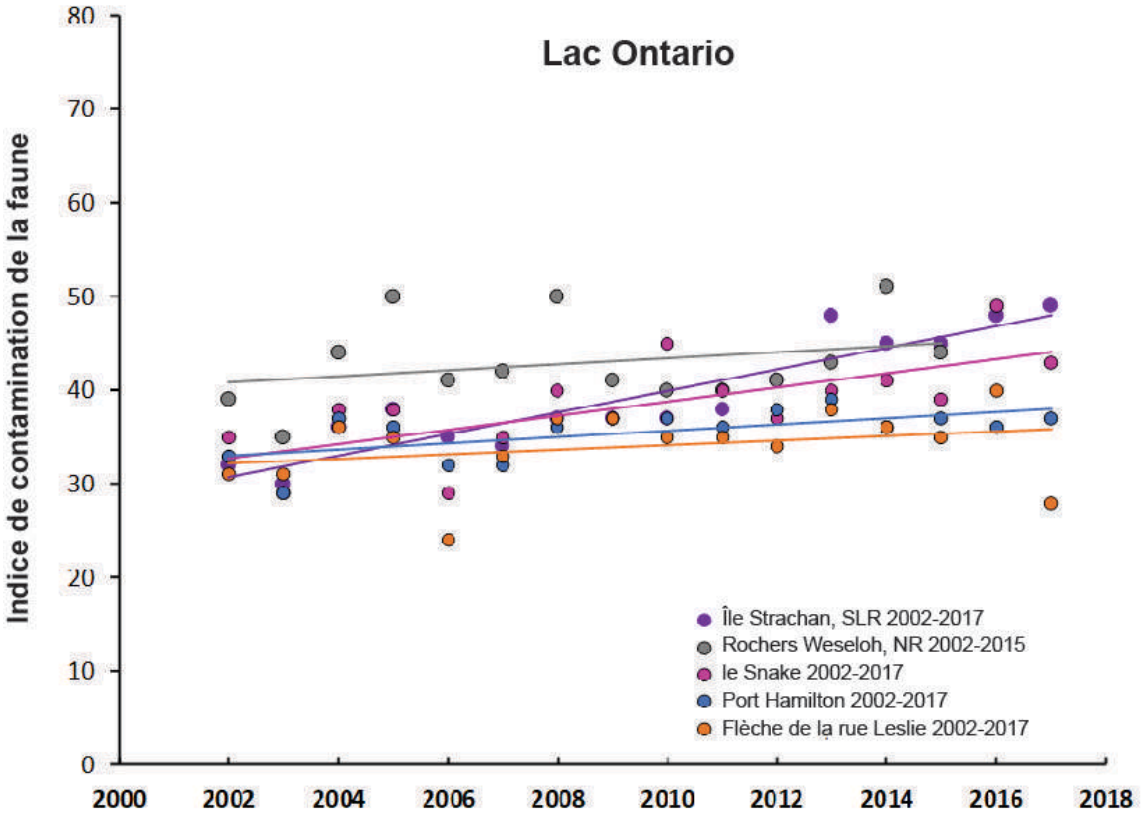


Figure 2. Tendances temporelles de l'indice de contamination de la faune de chaque colonie de Goélands argentés de chacun des Grands Lacs, fondées sur les BPC, les PCDD/F et certains pesticides organochlorés. « ** » indique les colonies où l'analyse de régression linéaire est significativement différente de zéro. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan).

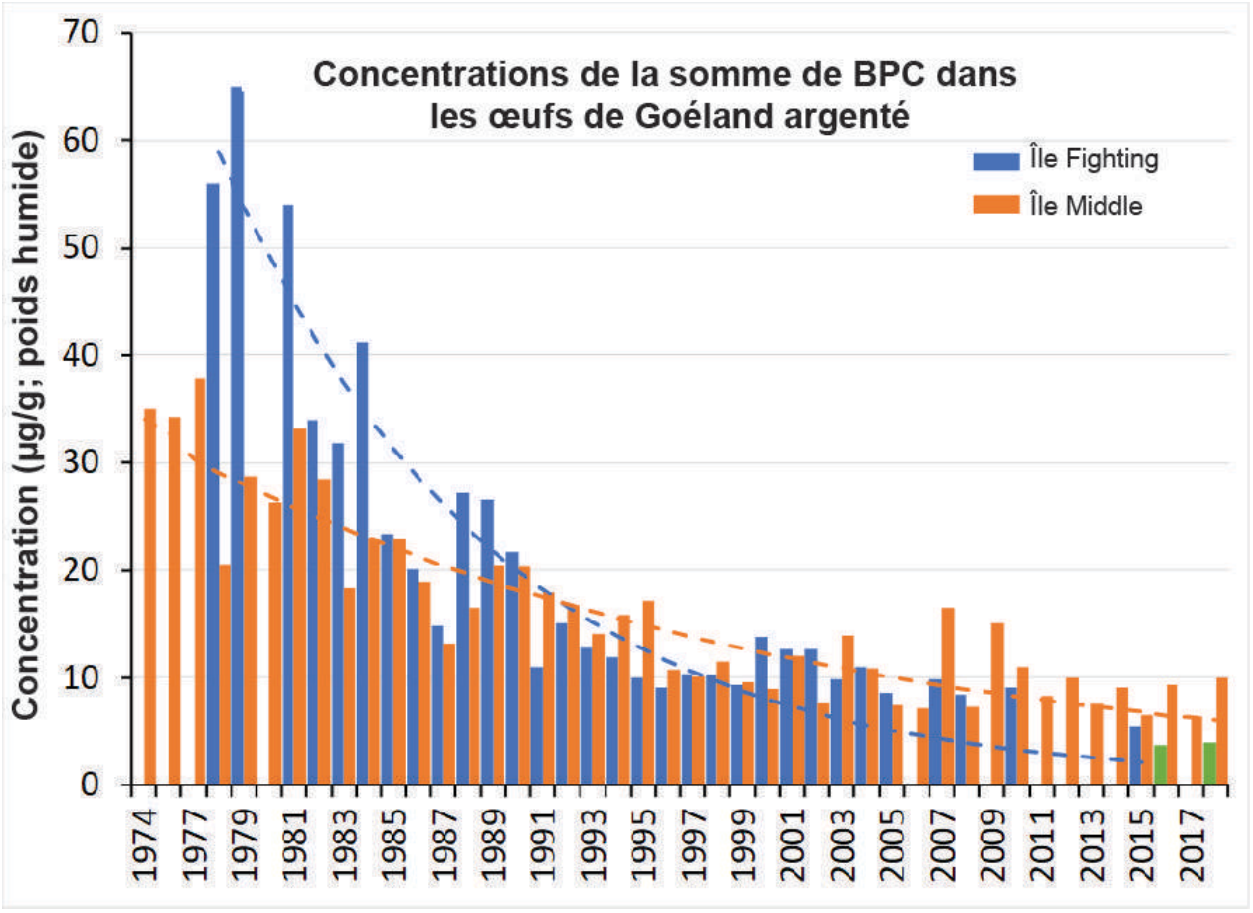


Figure 3. Somme des BPC dans les œufs de Goéland argenté de la rivière Détroit (île Fighting) et de l'ouest du lac Érié (île Middle) de 1974 à 2018. Les colonnes vertes indiquent les concentrations de BPC dans les œufs de cormorans de l'île Fighting en 2016 et en 2018, car aucune donnée n'est accessible pour les Goélands argentés. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)

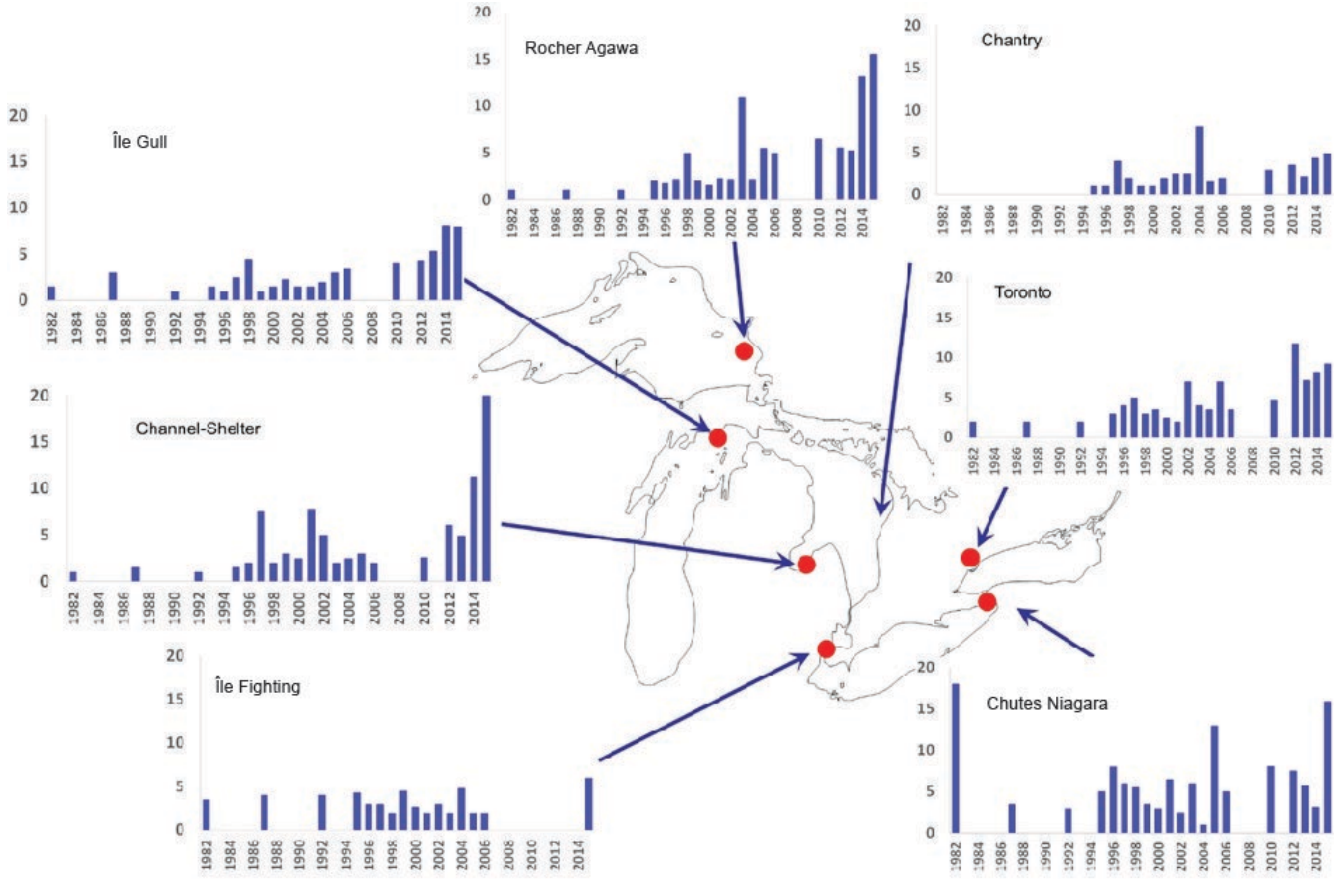


Figure 4. Concentrations de Dechlorane plus (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de certaines colonies des Grands Lacs de 1982 à 2015. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)

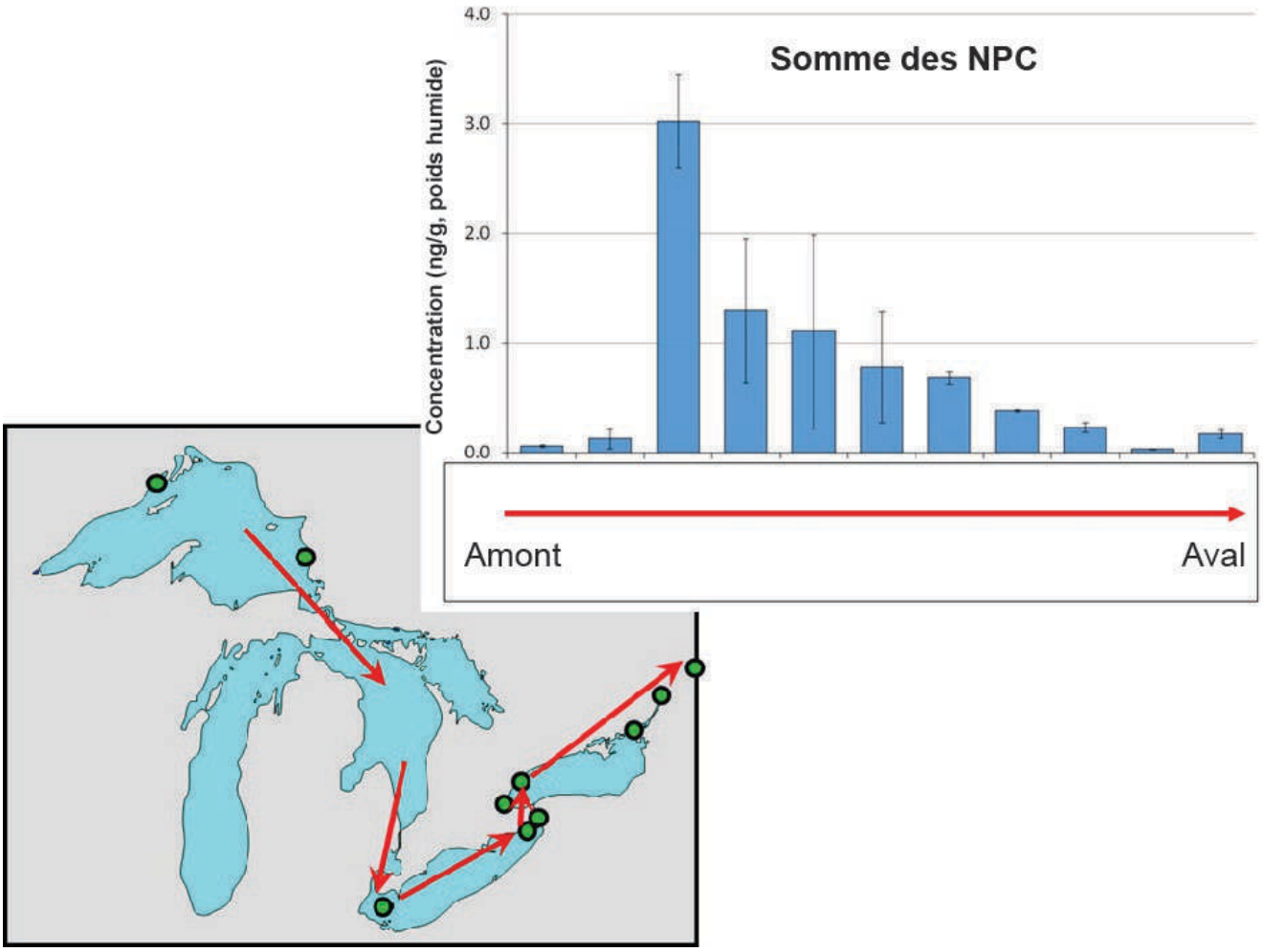


Figure 5. Concentrations de naphthalènes polychlorés (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de certaines colonies des Grands Lacs de 2011 à 2013 (données inédites, ECCC; selon McGoldrick et *al.*, 2018). Les colonies sont classées de gauche à droite, de l'amont vers l'aval; les résultats maximaux correspondent aux œufs de la rivière Détroit. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); McGoldrick et *al.*, 2018

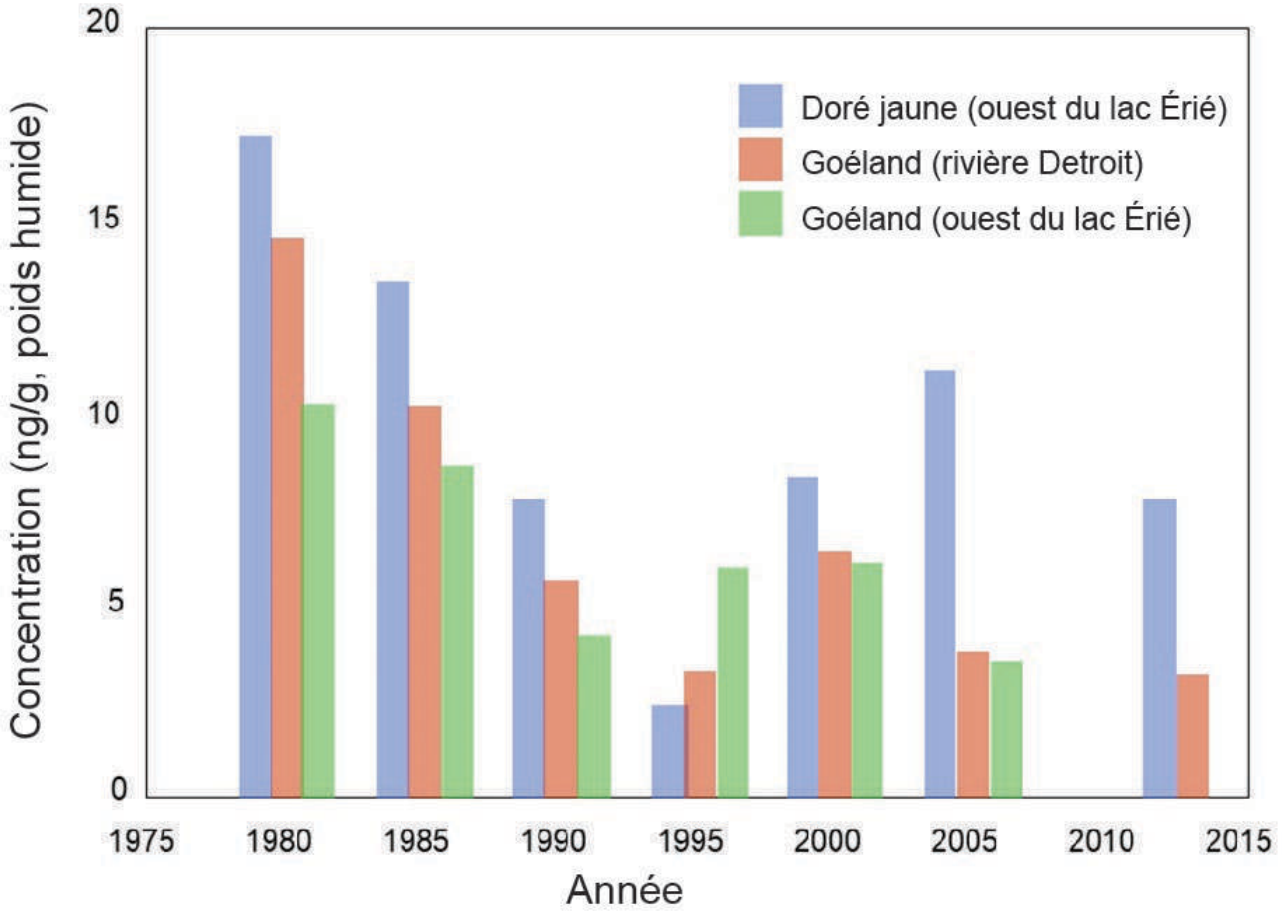


Figure 6. Concentrations de naphthalènes polychlorés (NPC) (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de la rivière Détroit et de l'ouest du lac Érié ainsi que dans le doré jaune de l'ouest du lac Érié, de 1980 à 2015. Du milieu à la fin des années 1990, il y a eu d'importants travaux de dragage de sédiments contaminés par les NPC dans la rivière Détroit. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); McGoldrick et *al.*, 2018

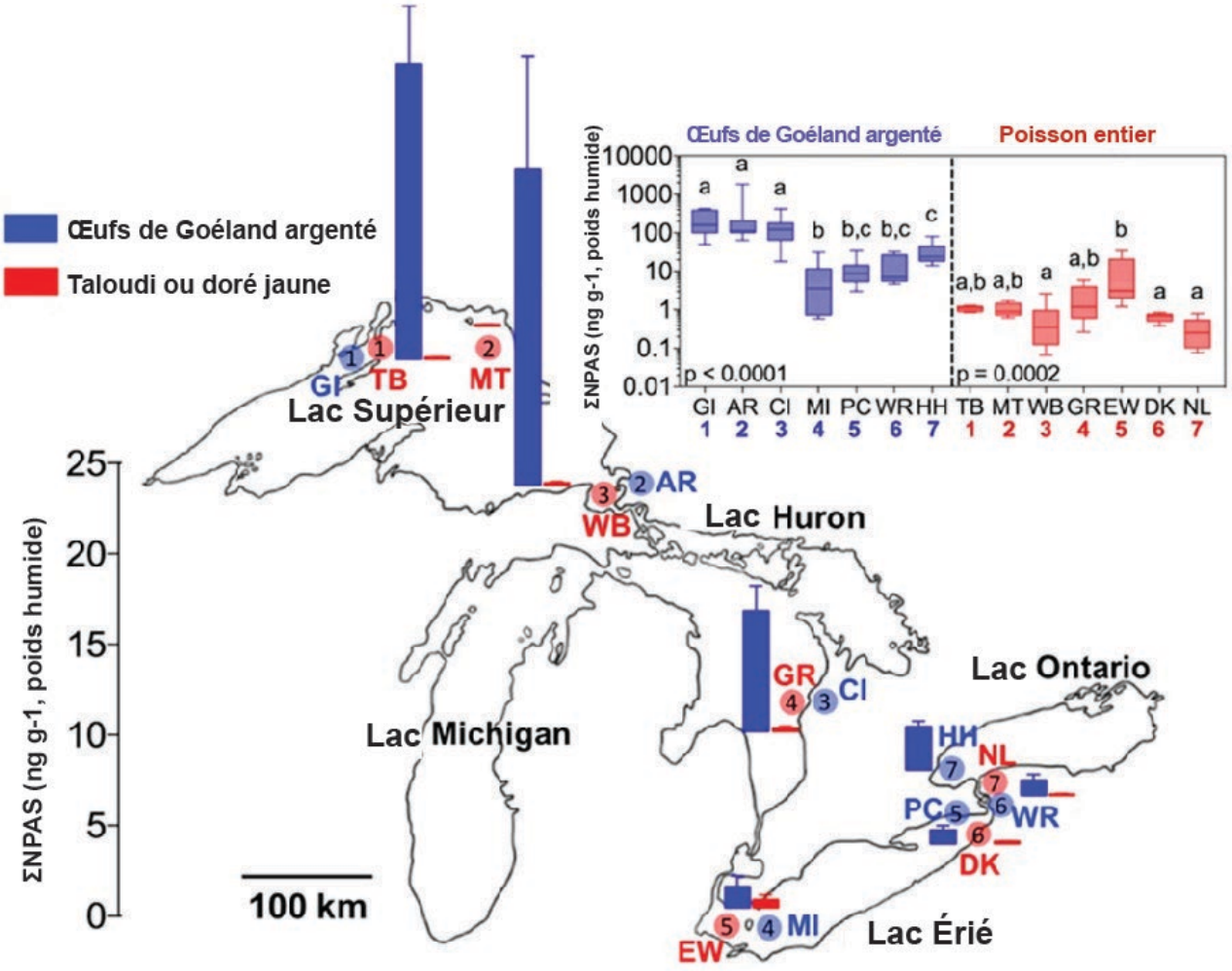


Figure 7. Concentration (moyenne ± barre d'erreur-type (ww) des ∑NPAS dans les œufs de Goéland argenté (bleu) et les homogénats de poisson entier du touladi et du doré jaune (rouge) dans les Grands Lacs de l'Amérique du Nord. L'encadré montre un diagramme en boîte des concentrations de ∑NPAS normalisés pour les lipides. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); Liu et *al.*, 2018

Sous-indicateur : Substances chimiques toxiques dans l'atmosphère

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (années 1990-2017) : S'améliore

Justification : La grande superficie des Grands Lacs favorise l'apport important de produits chimiques toxiques dans l'atmosphère. Bien que les concentrations de certaines de ces substances soient très faibles en milieu rural, elles peuvent être beaucoup plus élevées dans des « points chauds », comme les centres urbains. Dans le cas des lacs Michigan, Érié et Ontario, les apports des centres urbains sont plus importants. De tous les sites d'échantillonnage ruraux, c'est à celui' du lac Érié (Sturgeon Point) que les concentrations sont généralement supérieures à celles des autres sites éloignés, probablement parce que cette zone est située plus près d'un centre urbain (p. ex., Buffalo, NY) et pourrait aussi, dans une certaine mesure, recevoir des apports chimiques de la côte Est des États-Unis.

L'évaluation globale est fondée sur les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM). L'état général et les tendances des PCSPM dans l'atmosphère sont passables et s'améliorent, ce qui est conforme à l'évaluation globale pour les rapports de 2019, 2017 et 2011 sur les Substances chimiques dans l'atmosphère (autrefois appelés rapports sur le dépôt atmosphérique de substances chimiques toxiques avant 2019). À noter que toutes les substances chimiques n'ont pas fait l'objet d'une surveillance au cours de la période entière mentionnée.

Six PCSPM ont été utilisées dans l'évaluation, dont deux n'avaient pas suffisamment de données pour établir un état ou une tendance (voir la liste des PCSPM dans la section Conditions écologiques).

L'état et les tendances de la majorité des composés demeurent passables et s'améliorent. Les dépôts de BPC (biphényles polychlorés), de PBDE (polybromodiphényléthers) et de mercure continueront de se produire à l'avenir en raison des sources actuelles et anciennes et de la volatilisation naturelle, mais le taux de dépôt diminue légèrement. Les composés des substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées ou PFAS (y compris l'APFO — acide perfluorooctanoïque et le SPFO — sulfonate de perfluorooctane) sont évalués par le Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs (programme BGL) depuis 2005 (données disponibles sur 13 ans). Des échantillons de précipitations ont été prélevés, ce qui donne de bonnes indications des niveaux atmosphériques des PFAS compte tenu du caractère polaire et de la solubilité dans l'eau des composés. Le SPFO et l'APFO affichent une légère amélioration de leurs tendances. Cependant, on observe une tendance inchangée pour de nombreux acides carboxyliques perfluorés à chaîne longue (APFC à CL). Au cours des dernières années, l'hexabromocyclododécane (HBCDD, aussi appelé HBCD) et les paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC) sont devenues une plus grande priorité pour la surveillance et l'évaluation, mais les données sont limitées pour la région des Grands Lacs et insuffisantes pour évaluer l'état et les tendances. Dans l'ensemble, l'état et les tendances des substances chimiques toxiques dans l'atmosphère des Grands Lacs sont demeurés les mêmes depuis le dernier rapport. Les composés HBCDD, PCCC et PFAS font maintenant l'objet d'une surveillance et sont inclus dans l'évaluation. Toutefois, les données sont insuffisantes pour établir l'état actuel ou les tendances temporelles des PCCC et de l'HBCDD.

Les définitions de l'évaluation de l'état et des tendances sont incluses à la suite de la section sur l'évaluation lac par

lac.

Évaluation lac par lac

L'état et les tendances de chacun des lacs en particulier n'ont pas été établis parce que le nombre limité de stations d'échantillonnage pour chacun des bassins lacustres ne le permet pas. Les tendances relatives à de nombreuses substances chimiques (qui ne sont pas toutes des PCSPM) propres à chaque site sont disponibles (Salamova et coll., 2015; Shunthirasingham et coll., 2016). Il n'y a eu aucune nouvelle analyse des charges depuis le dernier rapport.

Définitions de l'évaluation de l'état

Bon : Les mesures montrent que les concentrations et/ou les charges de PCSPM atteignent les objectifs de l'écosystème ou qu'elles sont dans un état acceptable.

Passable : Les mesures montrent que les concentrations et/ou les charges de PCSPM n'atteignent pas les objectifs de l'écosystème, mais qu'elles présentent des conditions minimales acceptables.

Médiocre : Les mesures montrent que les concentrations et/ou les charges de PCSPM ne présentent pas de conditions minimales acceptables et qu'elles sont gravement perturbées.

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des concentrations de PCSPM à l'heure actuelle ou l'évaluation des différents groupes de PCSPM indique un état bon et médiocre et une opinion d'expert sur l'état général ne peut être acceptée.

Définitions de l'évaluation de la tendance

S'améliore : Diminution des concentrations ou de la fréquence de détection des PCSPM.

Inchangée : Aucun changement de la concentration ni de la fréquence de détection des PCSPM.

Se détériore : Augmentation de la concentration ou de la fréquence de détection des PCSPM.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer les tendances ou la fréquence de détection des concentrations de PCSPM à l'heure actuelle ou les tendances relatives aux différents groupes de PCSPM n'évoluent pas dans la même direction et une opinion d'expert sur l'orientation générale de la tendance ne peut être acceptée.

L'ampleur des tendances est exprimée en « demi-vies », ou temps pendant lequel la concentration du produit chimique diminue d'un facteur de deux. On a estimé la demi-vie ($t_{1/2}$) en divisant $ln\ 2$ par la valeur négative de la pente de régression linéaire entre le log naturel des concentrations dans l'atmosphère, C (pg m^{-3}), et le temps, t (années). Une demi-vie positive ($t_{1/2} > 0$) indique une tendance à la baisse. Une demi-vie négative ($t_{1/2} < 0$) (temps de doublement) indique une tendance à la hausse. Les demi-vies ne sont utiles que pour comparer les taux de diminution relatifs entre les stations. On recommande au lecteur d'utiliser les valeurs absolues de ces demi-vies avec prudence.

Les tendances temporelles ont été créées à l'aide de la technique de filtration numérique ou régression linéaire. Pour la technique de filtration numérique, une tendance temporelle approximative à long terme et un cycle saisonnier moyen ont été ajustés par itération aux données de mesure à l'aide d'un modèle de lissage à spline cubique de type

Reinsch et de composantes de Fourier, respectivement. Les valeurs aberrantes à plus de trois erreurs-types de la courbe ajustée ont été rejetées après chaque ajustement par itération. Lorsque les courbes ajustées sont devenues immuables, on a appliqué des filtres numériques pour extraire les variations à long et à court termes pour préciser la tendance ainsi que le cycle saisonnier, lesquels sont statistiquement significatifs à un niveau de confiance de 95 %. Pour des précisions, veuillez consulter Hung *et coll.* (2005). En ce qui concerne la régression linéaire, les concentrations soumises à une transformation logarithmique (soit comme valeurs distinctes ou comme médianes annuelles) ont subi une régression en fonction du temps. Les tendances ont été considérées comme significatives à un niveau de confiance de 95 %.

Critères d'effet et/ou cibles

L'objectif ou le critère d'effet de ce sous-indicateur aura été atteint lorsque les eaux des Grands Lacs seront exemptes de polluants en quantités ou en concentrations susceptibles de nuire à la santé humaine, à la faune ou aux organismes aquatiques, et/ou du fait d'une exposition directe ou indirecte dans la chaîne alimentaire. L'état et les tendances des PCSPM seront déterminés au cas par cas selon une approche fondée sur le poids de la preuve dans l'évaluation d'un expert. Les progrès seront déterminés en fonction des tendances positives (c.-à-d. à la hausse) ou négatives (c.-à-d. à la baisse) des produits chimiques toxiques, du taux de changement des concentrations et du nombre de produits chimiques dont la concentration change.

Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur vise à mesurer les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) dans l'atmosphère et les précipitations dans la région des Grands Lacs.
- Ce sous-indicateur permettra de déduire les effets éventuels des PCSPM présents dans le dépôt atmosphérique sur l'écosystème aquatique des Grands Lacs et de faire des progrès en vue de la quasi-élimination des PCSPM.
- Ce sous-indicateur éclairera aussi l'évaluation des risques que représentent les substances chimiques pouvant être nuisibles et l'élaboration de stratégies de gestion des risques pour les substances toxiques autres que les PCSPM, dont les polluants organiques persistants (POP) et d'autres substances nuisibles.

Objectif pour l'écosystème

Ce sous-indicateur appuie en particulier l'objectif général n° 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri des polluants en des quantités ou dans des concentrations qui pourraient être nocives pour la santé humaine, la faune ou les organismes aquatiques du fait d'une exposition directe ou indirecte dans le cadre de la chaîne alimentaire ». Il est pertinent aussi en ce qui concerne l'annexe 3 de l'AQEGL sur les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, dont l'objectif consiste « à réduire, dans l'eau des Grands Lacs, les rejets anthropiques de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles. Il est reconnu ' 1) que les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, rejetés dans l'air, l'eau, la terre, les sédiments et le biote, ne devraient pas entraîner l'altération de la qualité de l'eau des Grands Lacs; 2) qu'il est nécessaire de gérer les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, y compris — s'il y a lieu — par la mise en œuvre de mesures visant la quasi-élimination de ces produits et l'interdiction totale de rejet ».

De plus, l'annexe 3 enjoint les Parties d'assurer i) le suivi et l'évaluation des progrès et de l'efficacité des mesures de prévention et de contrôle de la pollution [...], ii) l'échange régulier de renseignements sur le suivi, la surveillance [...], iii) la détermination et l'évaluation des événements, des sources, du transport et des effets associés aux produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, comprenant l'étude des tendances spatiales et temporelles dans l'atmosphère [...], iv) la détermination et l'évaluation de l'apport de produits chimiques [...] de l'atmosphère et v) la coordination des activités de recherche, de suivi et de surveillance, afin de pouvoir détecter rapidement les produits chimiques qui pourraient devenir des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles.

Mesure

Ce sous-indicateur mesure les concentrations de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) dans l'atmosphère et les précipitations de la région des Grands Lacs. Il permet de déterminer si les concentrations diminuent, restent les mêmes ou augmentent avec le temps lorsque les données sont disponibles. Il évalue également si les tendances spatiales des concentrations changent ou restent les mêmes. En 2016, les données de surveillance ont été utilisées par les Parties de l'AQEGL pour éclairer le choix des PCSPM aux fins de l'annexe 3 de l'AQEGL. Les données de surveillance sont utilisées pour appuyer la sélection continue des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles et pour évaluer les progrès et l'efficacité des mesures de prévention et de contrôle de la pollution pour ces composés.

Le sous-indicateur rend principalement compte de l'état à l'aide des données provenant des initiatives binationales canado-américaines de surveillance des substances toxiques dans l'air et les précipitations dans la région des Grands Lacs, y compris le Réseau intégré de surveillance des dépôts atmosphériques (RIDA ou IADN en anglais), le Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs (programme BGL) du Plan de gestion des produits chimiques du Canada et le Mercury Deposition Network (MDN) (réseau de surveillance du dépôt de mercure) du National Atmospheric Deposition Program (programme national sur les dépôts atmosphériques) des États-Unis. Ces initiatives de surveillance suivent des protocoles de surveillance internationaux bien établis en ce qui a trait à la fréquence d'échantillonnage, la sélection des sites et les méthodes d'échantillonnage et d'analyse, et comportent des stations dans la région des Grands Lacs. Le sous-indicateur tient également compte des charges atmosphériques les plus récentes estimées par le RIDA et le BGL (voir la section sur les limites des données).

Les PCSPM qui sont utiles pour évaluer le présent sous-indicateur comprennent les BPC, le mercure, les APFC à CL- C9-C20, l'APFO, le SPFO, les PBDE, l'HBCDD et les PCCC. Les données sur les concentrations dans l'air, les dépôts atmosphériques et les charges sont indiquées dans le présent rapport. Dans le cas des PCSPM pour lesquels on ne dispose pas d'informations suffisantes pour établir l'état et les tendances, ce sous-indicateur présente les renseignements recueillis sur les concentrations dans l'air et le dépôt atmosphérique, mais ces renseignements ne contribueront pas aux évaluations de l'état et des tendances. Le sous-indicateur présente également, à titre informatif, les données sur le dépôt atmosphérique et les concentrations dans l'air des polluants organiques persistants (POP) visés par la Convention de Stockholm sur les POP du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et sur d'autres produits chimiques qui pourraient être préoccupants à l'avenir, mais seules les données sur les PCSPM sont utilisées pour évaluer l'état et les tendances.

Des échantillons de précipitations sont intégrés chaque mois. Les concentrations moyennes annuelles sont calculées et communiquées à l'aide de ces mesures. De plus, on analyse les données du RIDA et du BGL pour établir les tendances spatiales et temporelles à l'aide de divers outils statistiques (Venier et coll., 2012; Venier et Hites, 2010a; Venier et Hites, 2010b).

Des échantillons composites hebdomadaires de précipitations sont prélevés aux stations du MDN et analysés pour

détecter la présence de mercure dans le bassin des Grands Lacs, en utilisant les mêmes protocoles d'échantillonnage et d'analyse rigoureux établis dans le cadre du réseau. Les concentrations annuelles de mercure, les profondeurs de précipitations et le dépôt humide sont calculés et ces données sont publiées dans des rapports. Des analyses sont effectuées des données du MDN pour y dégager des tendances spatiales et temporelles à l'aide de divers outils statistiques (Weiss et coll., 2016; Risch et coll., 2012; Prestbo et Gay, 2009).

Les concentrations atmosphériques réagissent rapidement aux changements des émissions' (« hystérésis environnementale ») (Hites et coll., 2021). Les mesures atmosphériques sont donc un outil très utile pour suivre les progrès réalisés grâce aux efforts de surveillance des substances chimiques. Étant donné que l'air réagit rapidement aux changements des émissions atmosphériques et qu'il s'agit d'un milieu environnemental caractérisé par des conditions de mélange relativement bonnes, ce sous-indicateur est également approprié pour fournir une alerte rapide concernant des produits chimiques qui pourraient devenir des PCSPM. La présence d'autres substances potentiellement nocives dans l'air et les précipitations des Grands Lacs est présentée dans le présent rapport, mais n'est pas comprise dans les évaluations de l'état et des tendances.

Conditions écologiques

Le Réseau intégré de surveillance des dépôts atmosphériques (RIDA) des États-Unis et le Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs (programme BGL) du Canada sont les principales sources de données du rapport sur ce sous-indicateur. Le RIDA et le BGL forment depuis 1990 un réseau binational collaboratif de surveillance comptant cinq stations principales, une près de chacun des Grands Lacs, et plusieurs stations satellites (figure 1). La station Burnt Island Master a été fermée en mars 2013 et remplacée par la station Evansville voisine où sont effectuées depuis 2014 des mesures des concentrations dans l'air (janvier 2014) et dans les précipitations (juillet 2013). Les concentrations des substances chimiques toxiques, persistantes et bioaccumulatives (TPB) sont mesurées en phases gazeuse et particulaire dans l'atmosphère et dans les précipitations. Les tendances spatiales et temporelles de ces concentrations et des charges atmosphériques pour les Grands Lacs peuvent être examinées à l'aide de ces données. Des données sur les PCSPM d'autres réseaux et d'études de surveillance sont utilisées ici pour compléter celles du RIDA et du BGL, notamment sur le mercure et les PCCC. Dans la présente évaluation, seules les données sur les PCSPM sont utilisées pour évaluer ce sous-indicateur, tandis que dans les évaluations antérieures (avant 2019), d'autres contaminants (autres que les PCSPM) ont également été pris en compte pour évaluer l'état et les tendances. Malgré la différence entre les produits chimiques utilisés pour les 'évaluations de 2022 et de 2019 et celle de 2017, l'état général et les tendances demeurent les mêmes. Toutefois, on ne dispose pas de données suffisantes sur certains PCSPM, par exemple les HBCDD/HBCD et les PCCC, pour évaluer leur état et leurs tendances au moyen de ce sous-indicateur. Bien que l'évaluation de 2022 se concentre sur les PCSPM, les tendances des substances autres que les PCSPM sont également incluses dans ce rapport pour référence.

État des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM)

Les Parties à l'AQEGL ont désigné la première série de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles en mai 2016. En ce qui concerne les rapports sur l'état des Grands Lacs en 2019 et pour l'avenir, les sous-indicateurs des produits chimiques toxiques étayeront les rapports sur les PCSPM d'une manière plus uniforme et transparente, d'après les données disponibles. L'information sur d'autres produits chimiques d'intérêt pour les Grands Lacs (autres que les PCSPM) est utile et sera incluse dans une section distincte du rapport comme ci-dessous, le cas échéant.

Les produits chimiques suivants font partie du premier ensemble de PCSPM '

- Biphényles polychlorés (BPC)
- Polybromodiphényléthers (PBDE)
- Sulfonate de perfluorooctane (SPFO)
- Acide perfluorooctanoïque (APFO)
- Acides carboxyliques perfluorés à chaîne longue (APFC à CL)
- Mercure (Hg)
- Hexabromocyclododécane (HBCDD/HBCD)
- Paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC)

Biphényles polychlorés (BPC)

Les données canadiennes ont été mises à jour jusqu'en 2017 (Shunthirasingham et coll., 2016; Hung et coll., 2021). Les activités aux stations Burnt Island et Egbert ont cessé en 2013 et en 2016, respectivement, d'où l'absence de données pour ces deux sites depuis le dernier rapport. Les données américaines ont été mises à jour jusqu'en 2018. Les demi-vies de chaque BPC dans l'atmosphère canadienne sont présentées au tableau 1. Les concentrations atmosphériques de tous les BPC (la somme de 28 congénères, dont les congénères 18, 28, 31, 44, 52, 70, 77+110, 100, 101+89, 105, 114, 118, 119, 126, 131, 138+163, 153, 156+171, 170, 172, 180, 199, 201, 202) continuent de diminuer de chaque côté des lacs, les demi-vies variant d'environ 12 à 31 ans du côté américain et de 17 à 74 du côté canadien (figures 2 et 3). Il n'y a aucun changement dans les demi-vies des BPC à Point Petre par rapport à celles du dernier rapport. Les demi-vies plutôt longues (surtout aux stations Cleveland, Burnt Island et Egbert) signifient une tendance vers l'équilibre avec les surfaces environnementales environnantes. La tendance sur 10 ans de tous les sites (c.-à-d. de 2008 à 2017 pour Point Petre et de 2009 à 2018 pour les sites américains) révèle que les concentrations de BPC diminuent, les demi-vies variant de 9 à 74 ans et de 6 à 12 ans aux sites canadiens et américains, respectivement, ce qui est semblable à la tendance globale aux sites canadiens (c.-à-d. de 1992 à 2017), mais plus rapide aux sites américains.

Salamova et coll. (2015) ont trouvé il n'y avait pas de différence entre les demi-vies des BPC des cinq sites aux États-Unis et le site de Point Petre au Canada, ce qui semble indiquer un taux de diminution relativement homogène dans la région des Grands Lacs. Les concentrations de BPC ont diminué également dans les précipitations, la demi-vie étant d'environ 10 ans (Venier et coll., 2016).

Bien que la production de BPC ait été interdite au début des années 1970 en Amérique du Nord, il est possible d'imputer la lenteur de la diminution des concentrations dans l'air à la volatilisation depuis les lacs eux-mêmes (Khairy et coll., 2015), aux produits de scellement utilisés dans les constructions (Robson et coll., 2010; Shanahan et coll., 2015'), aux boues d'épuration en voie de sécher (Shanahan et coll., 2015) et aux peintures (Hu et Hornbuckle, 2010). De plus, le vieux matériel électrique et hydraulique encore utilisé et celui qui se trouve dans le flux des déchets en émettent constamment (Diamond et coll., 2010). Les zones urbaines sont soupçonnées d'être les principales sources de BPC dans les régions rurales (Buehler et coll., 2001; Hafner et Hites, 2003; Cleverly et coll., 2007; Melymuk et coll., 2012; Shunthirasingham et coll., 2016).

Aucune nouvelle donnée sur les charges de BPC n'a été recueillie depuis le dernier rapport. D'après ce rapport, l'analyse des charges atmosphériques montre aussi que les BPC se volatilisent depuis les lacs (Shunthirasingham et coll., 2016; Guo et coll., 2018). Les flux atmosphériques de BPC-52, 101 et 118 dus à la volatilisation hors des lacs augmentent de façon exponentielle avec le temps (voir la figure 4 de Guo et coll. de 2018, par exemple). Dans ces trois cas, les flux doublent tous les 4 à 9 ans. Par contre, les flux entrants de BPC sont généralement faibles par

rapport aux flux sortants. De plus, les rejets de BPC sont susceptibles de provenir des sédiments dans l'eau du lac d'où ils pourraient se volatiliser dans l'atmosphère. Une fois dans l'atmosphère, les BPC pourraient se dégrader rapidement par des réactions avec les radicaux hydroxyles (Anderson et Hites, 1996). De toute évidence, les lacs libèrent lentement des BPC dans l'atmosphère, mais on ne sait pas encore combien de temps ce processus durera.

Le 3,3'-dichlorobiphényle (BPC-11) est considéré comme un sous-produit de la production de pigments jaunes, et le type et l'ampleur de ses sources dans l'environnement diffèrent donc de ceux des BPC qui entrent dans la composition des produits commerciaux Aroclor, désormais interdits. Les concentrations atmosphériques d'Aroclor-BPC diminuent de moitié après environ 10 à 15 ans, mais les concentrations atmosphériques de BPC-11 n'ont pas changé de façon significative au cours de cette période (figure 4). Ces résultats suggèrent que le BPC-11 continue d'être rejeté dans l'environnement, alors que les sources d'Aroclor-BPC diminuent. Cet effet est particulièrement notable à l'endroit le plus éloigné du lac Supérieur, où les concentrations de BPC-11 représentent, en moyenne, 11 % de celles des BPC-Aroclor totaux, ce qui indique la présence d'un seul congénère de BPC (Hites, 2018).

Guo et coll. (2017) ont réexaminé et mis à jour l'étude du bilan massique du lac Michigan (EBMLM) sur les BPC qui a été réalisée en 1994-1995. Les concentrations récentes de BPC dans l'air, les sédiments et l'eau libre du lac et les affluents ont servi à calculer un bilan massique à jour. Cinq des onze affluents pris en compte dans l'EBMLM ont été revus en 2015. Dans ces affluents, les concentrations moyennes géométriques de ∑BPC (somme de 85 congénères) variaient de 1,52 à 22,4 ng/L. Les concentrations les plus élevées de BPC ont généralement été observées dans le cours inférieur de la rivière Fox et dans le port et le canal maritime d'Indiana. Les flux entrants de ∑BPC provenant du dépôt humide, du dépôt sec, de la charge dans les affluents et de l'échange air-eau ont été calculés, de même que les flux sortants attribuables à l'enfouissement des sédiments, à la volatilisation de l'eau vers l'air et au transport vers le lac Huron par la dérivation de Chicago, ainsi que les flux liés aux processus internes de déposition, de remise en suspension et de dispersion des sédiments dans l'eau (figure 5). Le transfert net de ∑BPC hors de l'eau du lac est de 1 240 ± 531 kg/an. Ce transfert net est inférieur de 46 % à celui estimé en 1994-1995. Dans l'ensemble, les concentrations de BPC dans la plupart des matrices du lac sont en voie de diminution, tout comme, par conséquent, les flux entrants et sortants de BPC. Le dépôt atmosphérique est devenu négligeable, tandis que la volatilisation à partir de la surface de l'eau du lac demeure une voie importante de perte et de rejet de BPC dans l'atmosphère. De grandes masses de BPC demeurent dans la colonne d'eau et les sédiments de surface et sont susceptibles de contribuer à l'apport futur de BPC du lac vers l'atmosphère.

Polybromodiphényléthers (PBDE)

Les concentrations des produits ignifuges halogénés sont mesurées dans les échantillons du RIDA et du BGL depuis janvier 2005. Liu et coll. (2016) ont constaté que les concentrations atmosphériques de polybromodiphényléthers (PBDE) étaient beaucoup plus élevées à Chicago, à Cleveland et à Sturgeon Point, qu'à Sleeping Bear Dunes et à Eagle Harbor. Les concentrations de PBDE sont généralement à la baisse dans les sites urbains de Chicago et de Cleveland, mais elles demeuraient inchangées dans les sites éloignés, à Sleeping Bear Dunes et à Eagle Harbor.

À Chicago, les concentrations de BDE-47 et de BDE-99 ont diminué d'un facteur de deux toutes les 5,9 ± 0,9 année et toutes les 8,0 ± 1,4 année, respectivement, mais les concentrations de BDE-209 ont doublé toutes les 7,6 ± 1,8 année. À Cleveland, les concentrations de BDE-47 et de BDE-99 ont diminué d'un facteur toutes les 5,1 ± 0,4 année et toutes les 5,7 ± 0,5 année, respectivement, et les concentrations de BDE-209 ont diminué d'un facteur de deux toutes les 9,2 ± 1,6 année. Le délai de toutes ces réactions de l'environnement par rapport à l'arrêt de la production est probablement le résultat d'une hystérésis environnementale décennale (Hites et coll., 2021). L'utilisation et les émissions de produits diminuent graduellement à mesure que les produits sont de moins en moins utilisés, entraînant une tendance à la baisse plus lente que prévu. Pendant la période de 30 ans de la tendance, la demi-vie a varié de 4 à 9 ans pour le BDE-47, de 3 à 8 ans pour le BDE-99 et de 5 à 13 ans pour l'ensemble des

PBDE. Pour ce qui est du BDE-209, la tendance sur 10 ans n'était significative que pour la ville de Chicago.

À Point Petre, les données ont été mises à jour jusqu'en 2017 (c.-à-d. de 2005 à -2017, d'après Hung et coll., 2021). Aucune nouvelle donnée n'a été recueillie pour Burnt Island et Egbert depuis le dernier rapport. Par conséquent, les données de ces deux sites rapportées ici sont de 2005 à 2013. Les demi-vies des PBDE dans les sites canadiens sont présentées au tableau 2. À Point Petre, le BDE-47, le BDE-99 et le BDE-209 étaient les principaux congénères des PBDE. La moyenne annuelle des concentrations totales des 15 congénères Σ_{15}PBDE) variait de 3,1 à 18 pg/m^3, avec une médiane annuelle de 2,5 à 12 pg/m^3. À Burnt Island, la moyenne annuelle de Σ_{15}PBDEs variait de 14 à 60 pg/m^3 et la médiane annuelle de 6,3 à 23 pg/m^3. À Egbert, la moyenne annuelle de Σ_{15}PBDEs variait de 11 à 63 pg/m^3 et la médiane annuelle de 9,0 à 21 pg/m^3. Des concentrations atmosphériques élevées de PBDE ont été mesurées à Egbert, où la population est plus importante (244 446 habitants dans un rayon de 25 km autour du site), tandis que des concentrations plus faibles de PBDE ont été détectées à Point Petre un site éloigné du lac Ontario dont la population est de 15 966 habitants dans un rayon de 25 km (carte 2015 libre d'accès). Les tendances temporelles de la BDE-28, de la BDE-47, de la BDE-99 et de la BDE-209 dans l'atmosphère à Point Petre ont été analysées à l'aide de la méthode de filtration numérique (Hung et coll., 2016) et les résultats sont présentés dans la figure 6. Les concentrations de PBDEs ont diminué lentement de 2005 à 2017, les demi-vies des congénères BDE-47, 99 et 209 étant, respectivement, de 7,7, 5,9 et 12 ans. La très longue demi-vie du congénère BDE-28 ne varie pas, elle est toujours de 31 ans. La tendance sur 10 ans (2008 à 2017) à Point Petre en ce qui concerne les PBDE est la même que la tendance générale, la demi-vie du congénère BDE-28 étant de -24 années, celle du congénère BDE-47 de 13 années, celle du congénère BDE-99 de 5,5 années et celle du congénère BDE-209 de 6,6 années.

Sulfonates de perfluorooctane (SPFO)

La tendance temporelle des SPFO dans les précipitations dans le bassin des Grands Lacs à Point Petre (lac Ontario), à Burnt Island/Evansville (lac Huron) et à Sibley (lac Supérieur) entre 2006 et 2018 a été rapportée par Gewurtz et coll. (2019). La concentration médiane des précipitations intégrées chaque mois pour Point Petre était de 1,4 ng/L, et pour Burnt Island, de 0,89 ng/L. Les SPFO dans les précipitations à Sibley étaient sous le seuil de détection. La demi-vie déterminée à l'aide de la méthode de filtration numérique à Point Petre est de 12 ans, à Burnt Island, de 6,2 ans et à Sibley de 8,3 ans, ce qui signifie que les concentrations de SPFO diminuent avec le temps (Figure 7, graphique de droite). En général, les tendances à la baisse sont probablement une réaction aux éliminations progressives et aux mesures réglementaires visant les perfluoroalcanoates (APFC) à longue chaîne, un SPFO, et leurs précurseurs, en cours depuis le début des années 2000 (Interstate Technology and Regulatory Council sur les PFAS; gouvernement du Canada, 2012). Les concentrations de SPFO dans les précipitations dans les Grands Lacs sont plus élevées dans les zones urbanisées ou industrialisées du lac Ontario que dans les endroits reculés des lacs Huron et Supérieur, ce qui indique un effet des sources anthropiques sur les concentrations atmosphériques des SPFO.

Aucune donnée sur les SPFO atmosphériques de la région du bassin des Grands Lacs n'a été recueillie depuis le dernier rapport. En 2009, les concentrations de SPFO (moyenne géométrique) mesurées à l'aide d'un échantillonneur d'air à grand volume étaient plus de trois fois plus élevées à Toronto (1,5 pg/m^3) (Ahrens et coll., 2011) que dans l'air du lac Supérieur (0,43 pg/m^3) (Gewurtz et coll., 2013). Le prélèvement d'échantillons d'air pour mesurer les PFAS dans le bassin des Grands Lacs a commencé en octobre 2018 à Point Petre (lac Ontario) et en juillet 2019 à Evansville (lac Huron), mais il n'y a pas encore de résultat pour la période visée.

Des échantillonneurs de PFAS ont été installés du côté américain en été-automne 2020. Cependant, il n'y a eu aucune nouvelle donnée sur les SPFO du côté des États-Unis.

Acide perfluorooctanoïque (APFO)

L'APFO est mesuré dans les précipitations par le programme BGL à Point Petre (lac Ontario), à Burnt Island/Evansville (lac Huron) et à Sibley (lac Supérieur) de 2006 à 2018 (Gewurtz et coll., 2019). Les concentrations médianes dans les échantillons de précipitations, intégrées mensuellement, à Point Petre, sont de 0,59 ng/L, à Burnt Island, de 0,42 ng/L, et à Sibley, de 0,48 ng/L. L'analyse des tendances temporelles par la méthode de filtration numérique a montré que les concentrations d'APFO diminuent aux trois sites. Les demi-vies sont respectivement de 5,9, de 6,5 et de 11 ans à Point Petre, à Burnt Island/Evansville et à Sibley (Gewurtz et coll., 2019) (Figure 7, graphique de gauche).

L'échantillonnage de l'air pour mesurer les PFAS dans le bassin des Grands Lacs a commencé en octobre 2018 à Point Petre (lac Ontario) et en juillet 2019 à Evansville (lac Huron), mais il n'y a pas eu de nouvelle donnée sur l'APFO atmosphérique dans la région du bassin des Grands Lacs depuis le dernier rapport. Les seules données de surveillance de l'APFO dans la région des Grands Lacs qui sont actuellement disponibles sont celles du site urbain de Toronto. En 2010, on a mesuré des concentrations d'APFO à l'aide d'un échantillonneur d'air actif dans une plage allant de n.d. à 1,4 pg/m^3 (Ahrens et coll., 2012).

Des échantillonneurs de PFAS ont été installés du côté américain à l'été-automne 2020. Cependant, il n'y a eu aucune mise à jour des données sur l'APFO aux sites des États-Unis.

Acides perfluorocarboxyliques à chaîne longue (APFC à CL)

Des données sont disponibles sur les concentrations d'APFC à CL (C9-12) mesurées par le programme BGL dans les précipitations à Point Petre, à Burnt Island/Evansville et à Sibley. Aux trois sites, les médianes de ∑APFC à CL (C9-12) variaient de 0,49 à 0,57 ng/L. Les concentrations de l'acide perfluorononanoïque (APFN) et de l'acide perfluorodécanoïque (APFD) ont diminué de façon importante, leurs demi-vies étant supérieures à 15 ans, établies par la méthode de filtration numérique (Gewurtz et coll., 2019). Bien que l'acide perfluoroundécanoïque (APFUn) et l'acide perfluorododécanoïque (APFDo) soient également des APFC à longue chaîne, leurs concentrations n'ont pas diminué de façon monotone entre 2006 et 2018. L'APFUn et l'APFDo sont moins solubles dans l'eau que l'APFN, l'APFD et l'APFO (Bhhatarai et coll., 2011) et leur pourcentage de détection est relativement faible (46 % et 31 %, respectivement) dans les précipitations du bassin des Grands Lacs, ce qui peut expliquer les tendances observées (Gewurtz et coll., 2019).

L'échantillonnage de l'air pour mesurer les PFAS dans le bassin des Grands Lacs a commencé en octobre 2018 à Point Petre (lac Ontario) et en juillet 2019 à Evansville (lac Huron), mais il n'y a eu aucune nouvelle donnée sur les APFC atmosphériques à longue chaîne dans la région du bassin des Grands Lacs depuis le dernier rapport.

Des échantillonneurs de PFAS ont été installés du côté américain à l'été-automne 2020. Cependant, il n'y a aucune nouvelle donnée sur les APFC à longue chaîne provenant des États-Unis.

Mercure

Le mercure gazeux total (MGT) dans l'atmosphère a été mesuré dans le bassin atmosphérique du bassin des Grands Lacs à trois stations en Ontario et à une station au Québec, au Canada, notamment à Egbert (à environ 70 km au nord de Toronto, entre le lac Huron et le lac Ontario; Figure 1), à Point Petre (à 180 km à l'est de Toronto sur les rives du lac Ontario) et à Burnt Island (à 100 km au nord de Toronto, dans la Baie Georgienne du lac Huron). La station d'Egbert recueille des données sur le MGT depuis 1996. Les stations de Point Petre et de Burnt Island ont mesuré le MGT de 1996 à 2007 et de 1998 à 2007, respectivement. La station de St-Anicet (située au bord du fleuve Saint-Laurent, à environ 200 km à l'est du bassin est du lac Ontario) recueille des données sur le mercure depuis 1994.

La concentration moyenne de MGT à Egbert était de 1,51 ± 0,31 ng/m^3 de décembre 1996 à décembre 2016. Au cours de cette période de mesure, on a constaté que la tendance temporelle était décroissante de -1,7 % par année

(variant de -1,9 % à -1,5 %) (GMA, 2018). La concentration moyenne du dépôt humide de mercure mesurée à cet endroit était de 8,0 ng/L entre avril 1998 et août 2007 (GMA, 2018). La tendance annuelle pour le dépôt humide n'est pas significative, sa concentration variant de -1,2 % à +0,6 % par année (GMA, 2018). La concentration annuelle de mercure élémentaire gazeux (MEG) à St-Anicet était de 1,53 ± 0,35 ng/m^3 entre août 1994 et décembre 2016. Pendant cette période de mesure, la tendance temporelle montre une diminution de 1,5 % par année (variant de -1,6 % à -1,3 %). La concentration moyenne du dépôt humide mesurée à ce site était de 8,1 ng/L entre mars 2000 et décembre 2015, période pendant laquelle la tendance annuelle a connu une diminution de 3,0 % par année (variant de -5,3 % à -1,0 %) (GMA, 2018).

Dans les premières années, les concentrations moyennes de MGT à Point Petre et à Burnt Island étaient de 1,75 ± 0,33 ng/m^3 et de 1,55 ± 0,22 ng/m^3, respectivement, avec des tendances à la baisse de -1,7 % par année (variant de -2,2 % à -1,2 %) et de -2,5 % par année (variant de -3,4 % à -1,6 %) respectivement. Les concentrations moyennes du dépôt humide de mercure ont été mesurées à Point Petre (de novembre 2001 à mars 2003) et à Burnt Island (de décembre 2001 à mars 2003) et elles étaient de 8,4 et de 10,1 ng/L, respectivement (Cole et coll., 2014). Des concentrations de MEG dans l'atmosphère ont été mesurées dans la région des lacs expérimentaux au Canada (à l'ouest du lac Supérieur) de 2005 à 2013. Les concentrations moyennes ont varié à cet endroit et allaient de 1,21 à 1,62 ng/m^3 (±0,003). L'analyse de la tendance a montré une diminution de 2,2 % ± 0,06 % par année pendant la même période (St. Louis et coll., 2019).

Les concentrations du dépôt humide de mercure sont mesurées par le Mercury Deposition Network (MDN) du National Atmospheric Deposition Program (NADP) des États-Unis dans plusieurs États américains en bordure des Grands Lacs depuis 1996. La figure 8 présente les concentrations annuelles de mercure dans les précipitations et le dépôt humide de mercure des années 2003 (la première année des cartes, cartes du haut) à 2019 (l'année la plus récente des données, cartes du bas). Les concentrations moyennes des régions du bassin des Grands Lacs étaient faibles, en général, avec le temps (Prestbo et Gay, 2009; Zhang et coll., 2016). Cependant, une analyse en profondeur des tendances relatives au dépôt humide montre que certaines tendances des concentrations de mercure étaient croissantes pendant de courtes périodes à certains endroits dans la région des Grands Lacs ou les environs (Weiss et coll., 2016). En général, les tendances établies par le MDN suivent les tendances canadiennes, les flux diminuant d'environ 1,6 % par année depuis 1996. Pour les observations du NADP, veuillez consulter le site du réseau (http'//nadp.slh.wisc.edu/MDN/). Le NADP mesure également les concentrations atmosphériques de mesure dans son Atmospheric Mercury Network (AMNet), mais dispose de peu de sites dans la région des Grands Lacs.

Lepak et coll. (2015, 2018) ont utilisé des signatures isotopiques stables pour déterminer les sources de mercure dans les sédiments des Grands Lacs et les poissons prédateurs. Ils ont constaté que les sources atmosphériques dominent dans les sédiments des lacs Huron, Supérieur et Michigan, tandis que les sources industrielles et les sources présentes dans les bassins hydrographiques sont prédominantes dans le cas des sédiments des lacs Érié et Ontario. Cependant, les signatures isotopiques chez les poissons prédateurs, comme Δ^{200}Hg, qui est conservé pendant le traitement biogéochimique dans les lacs Ontario, Supérieur et Michigan, ont montré que le mercure qui s'est bioaccumulé se rapproche davantage sur le plan des isotopes au mercure présent dans l'atmosphère qu'à celui des sédiments d'un lac. Cette constatation donne à penser que le mercure dérivé de l'atmosphère est peut-être une source plus importante de méthylmercure (forme plus toxique bioamplifiée dans les réseaux trophiques aquatiques) pour les niveaux trophiques supérieurs que les sédiments des Grands Lacs.

Hexabromocyclododécane (HBCDD/HBCD)

En 2014, les concentrations médianes de HBCDD mesurées dans les particules atmosphériques à Chicago étaient de 2,0 pg/m^3, à Cleveland, de 2,1 pg/m^3, à Sturgeon Point, de 1,7 pg/m^3 et à Sleeping Bear Dunes, de 5,2 pg/m^3.

Des concentrations plus élevées de HBCDD ont été observées au site éloigné de Sleeping Bear Dunes et des concentrations comparables ont été constatées aux trois autres sites. Les concentrations plus élevées au site éloigné de Sleeping Bear Dunes semblent indiquer qu'il existe une source proche ou du transport atmosphériques à longue distance propre à un site de HBCDD à cet endroit. Les isomères α-HBCDD et γ-HBCDD étaient les plus abondants, avec une contribution moyenne d'environ 40 % et 50 % aux concentrations des HBCDD totaux, respectivement (Olukunle et coll., 2018).

Le HBCDD est mesuré dans des échantillons d'air prélevés à Point Petre et à Burnt Island, et les concentrations représentent la somme des trois isomères. Les concentrations moyennes annuelles variaient de 0,17 à 8,7 pg/m^3 à Point Petre de 2009 à 2017 (Shunthirasingham et coll., 2018; Wong et coll., en préparation); et de 0,054 à 0,38 pg/m^3 à Burnt Island de 2009 à 2013 (Shunthirasingham et coll., 2018). La tendance des concentrations d'HBCDD était généralement croissante, le temps de doublement étant de 1,6 an, mais le composé n'a été détecté que dans 22 % des échantillons, cette valeur devant être considérée avec prudence, car elle pourrait ne pas être représentative (Shunthirasingham et coll., 2018; Wong et coll., *en préparation*) (figure 9).

Paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC)

À Point Petre, on a analysé certains échantillons d'air prélevés en 2013 (n = 4) pour doser les PCCC. La concentration moyenne était de 410 pg/m^3, les valeurs variant de 175 à 613 pg/m^3 (Hung et coll., 2021). Le réseau EAP mesure les PCCC dans l'air à l'aide d'une méthode d'échantillonnage passif au site de Toronto. Les concentrations observées étaient de 221,1 pg/m^3 en 2006, de 5,5 pg/m^3 de janvier à mars 2009, de 97,9 pg/m^3 d'octobre à décembre 2009 et de 77,7 pg/m^3 en 2011 (Harner et coll., 2014; Jasmin Schuster, communication personnelle). L'analyse a été effectuée selon la méthode de Tomy et coll. (1997). Bien que les PCCC soient des PCSPM, elles ne sont pas incluses dans l'évaluation de cet indicateur en raison du manque de données.

Autres produits chimiques d'intérêt

Les informations sur les produits chimiques présentés dans cette section ne sont pas incluses dans l'évaluation de l'état et de la tendance de ce sous-indicateur, car ces produits ne sont pas des PCSPM.

Pesticides organochlorés (POC)

Les concentrations de pesticides organochlorés qui ont été interdits diminuent généralement dans l'air dans le bassin des Grands Lacs. Aucune nouvelle donnée sur les POC n'a été recueillie à Burnt Island et à Egbert, des sites canadiens. Les données du site canadien de Point Petre ont été mises à jour en 2017. Les demi-vies des POC des sites canadiens sont présentées au tableau 3. Les chlordanes, la dieldrine et les substances apparentées au DDT ont une demi-vie de l'ordre de 7 à 13 ans dans les sites aux États-Unis (Salamova et coll., 2015) et de 7 à 12 ans à Point Petre (Shunthirasingham et coll., 2016; Hung et coll., 2021). Les concentrations de α-HCH et de γ-HCH diminuent rapidement dans l'air, leur demi-vie (déterminée par la méthode de filtration numérique) étant d'environ 4 ans à Point Petre (Shunthirasingham et coll., 2016; Hung et coll. 2021) et d'environ 4 ans dans les sites aux États-Unis (Salamova et coll., 2015; Venier, données inédites); voir les figures 10 et 11. La tendance sur 10 ans (2008 à 2017, pour les sites canadiens, et 2009 à 2018 pour les sites américains) de ces composés est semblable à celle de la tendance temporelle globale (1992 à 2017 ou 2018). Aux sites américains, la tendance sur 10 ans était significative uniquement aux sites éloignés d'Eagle Harbor, de Sleeping Bear Dunes et d'Eagle Harbor, les demi-vies étant d'environ 7 ans, ce qui indique une diminution plus lente pour l'ensemble de données au complet. Il s'agit des demi-vies les plus courtes ayant été observées pour les composés mesurés par le RIDA et le programme BGL.

L'endosulfan est le dernier insecticide parmi les pesticides du passé à être retiré du marché. Son abandon progressif a commencé en 2010, lorsque l'EPA a signé un protocole d'entente avec les titulaires de l'homologation de ce composé. Toutes les utilisations autorisées ont été progressivement éliminées depuis, les quatre dernières ayant

pris fin en 2016. L'endosulfan existe en deux formes, les isomères endo et exo, connus comme étant les isomères I et II. Le sulfate d'endosulfan est un produit d'oxydation de l'endosulfan. Par conséquent, parfois, dans les rapports, on fait la somme des concentrations d'endosulfan I, d'endosulfan II et de sulfate d'endosulfan (p. ex., voir figure 12). Leurs concentrations atmosphériques en phase gazeuse diminuent, leurs demi-vies étant respectivement de 4,8 et de 5,2 ans de 1992 à 2017 à Point Petre (Shunthirasingham et coll.,2016; Hung et coll. 2021) et de 6,4 à 8,3 ans aux sites américains (Salamova et coll., 2015; Venier, données inédites). Les figures 10 et 12 montrent les tendances de l'endosulfan. Ses concentrations dans les précipitations diminuent, ses demi-vies étant d'environ 8 ans à tous les sites (Venier et coll., 2016). La tendance temporelle sur 10 ans relative à l'endosulfan à Point Petre a révélé une tendance à la baisse rapide, la demi-vie étant d'environ 1,5 an pour les deux isomères. La tendance sur 10 ans des concentrations en phase gazeuse aux sites américains a montré une diminution plus rapide que celle de l'ensemble de données au complet (c.-à-d. 1995-2018), les demi-vies étant de 2 ou 3 ans. En se basant sur une estimation des taux d'utilisation de l'endosulfan aux États-Unis de 1997 à 2009, Salamova et coll. (2015) ont estimé qu'il faut 4 ans environ pour que ce produit se dégrade complètement dans l'atmosphère, ce qui donne à penser que l'endosulfan est moins persistant dans l'environnement que les composés apparentés.

Les concentrations atmosphériques de dichlorophényltrichloroéthanes ou DDT (rapportées comme la somme des concentrations des congénères DDT, DDD et DDE) continuent de diminuer, les demi-vies variant de 10,3 ± 0,9 année à Eagle Harbor à 17,8 ± 7,3 ans à Point Petre. La tendance sur 10 ans des concentrations en phase gazeuse était significative uniquement à Eagle Harbor et à Cleveland, les demi-vies étant de 10,7 ± 5,4 ans et de 8,7 ± 4,9 ans, respectivement (figure 13).

Aucune donnée n'a été mise à jour relativement aux charges de POC dans les lacs depuis le dernier rapport. Les calculs des charges jusqu'en 2010 donnent à penser que l'atmosphère est une source d'endosulfan et de *p,p'*-DDT dans les lacs et que les lacs sont une source de *p,p'*-DDE dans l'atmosphère (Shunthirasingham et coll., 2016).

Les flux entrants dans les lacs et les flux sortants des lacs de α- et de γ-HCH diminuent de façon exponentielle, et les concentrations dans l'air et dans l'eau de ces deux composés seront bientôt à l'équilibre; il n'y aura plus aucun transfert net entre l'interface air et eau (Guo et coll., 2018). Les changements de concentrations des autres pesticides au cours de la période 1992-2015 sont variables, mais à l'exception du t-nonachlore (pour lequel il existe le moins de données sur sa présence dans l'eau), les flux entrants et sortants diminuent ou ne changent pas significativement. Cela semble indiquer que le transfert air-eau de ces composés s'approche lentement d'un équilibre. D'ailleurs, parmi ces pesticides, seul l'endosulfan était encore vendu en Amérique du Nord pendant la période étudiée selon Guo et coll. (2018), c.-à-d. de 2010 à 2015. Entre 1992 et 2015, l'utilisation de ce produit aux États-Unis a diminué (USGS, 2017) avant son élimination complète en 2016 (U.S. EPA, 2010). Le Canada a commencé à éliminer progressivement l'utilisation de l'endosulfan en 2010, et toutes les homologations de pesticides contenant de l'endosulfan ont expiré le 31 décembre 2016 (ECCC, 2012).

Pesticides en usage

Aux États-Unis, l'utilisation des pesticides a augmenté au cours des dernières décennies, et l'atrazine, le chlorthalonil, la pendiméthaline, le chlorpyrifos et le métolachlore sont maintenant parmi les pesticides les plus couramment utilisés en agriculture, tandis que la perméthrine et d'autres insecticides pyréthroïdes sont maintenant parmi les insecticides les plus couramment utilisés dans les maisons et les jardins.

Les concentrations de 15 pesticides en usage, dont 9 insecticides pyréthroïdes, 4 herbicides, 1 insecticide organophosphaté et 1 fongicide, ont été mesurées dans des échantillons d'air prélevés pendant 24 heures à des stations du RIDA en 2017. Treize pesticides en usage distincts ont été détectés au moins une fois dans les échantillons en phase gazeuse et de particules, le chlorthalonil, la trifluraline, le métolachlore, la λ-cyhalothrine, la cyperméthrine et le chlorpyrifos ont été détectés dans plus de 50 % des échantillons. Les concentrations médianes

totales des pesticides en usage étaient de 339, 238, 84, 33, 60 et 6,0 pg/m^3 à Chicago, à Cleveland, à Sturgeon Point, à Point Petre, à Sleeping Bear Dunes et à Eagle Harbor, respectivement. Les concentrations des pesticides en usage totaux et de la plupart des pesticides en usage distincts ont été plus élevées en général aux sites urbains de Chicago et de Cleveland qu'aux sites ruraux ou éloignés de Sturgeon Point, de Point Petre, de Sleeping Bear Dunes et d'Eagle Harbor. Le chlorthalonil, la trifluraline, la bifenthrine et le chlorpyrifos ont été les pesticides en usage distincts les plus abondants parmi les fongicides, les herbicides, les insecticides pyréthroïdes et les autres insecticides, respectivement. La variation spatiale et saisonnière semble indiquer que les fongicides à Sturgeon Point et à Sleeping Bear Dunes, présentant la plus grande fraction d'utilisation sur des terres agricoles, ont été associés à des activités agricoles, tandis que les insecticides pyréthroïdes provenaient généralement d'activités humaines non agricoles (Wang et coll., 2021).

Produits ignifuges autres que les BDE

Les concentrations des produits ignifuges halogénés sont mesurées dans les échantillons du RIDA et du programme BGL depuis janvier 2005. Plus précisément, les concentrations dans l'atmosphère de huit produits ignifuges halogénés autres que les PBDE ' pentabromo-éthylbenzène (PBEB), hexabromobenzène (HBBz), 2,3,4,5-tétrabromobenzoate de 2-éthylhexyle (EH-TBB), tétrabromophthalate de *bis*(2-éthylhexyle) (BEH-TEBP), *syn*-Dechlorane Plus (*syn*-DDC-CO), *anti*-Dechlorane Plus (*anti*-DDC-CO), 1,2-*bis*(2,4,6-tribromophénoxy)éthane (BTBPE) et décabromodiphényléthane (DBDPE) ont été mesurées dans chacun des échantillons du RIDA. Les concentrations de presque tous ces produits ignifuges, à l'exception du PBEB, du HBBz et du DP, étaient beaucoup plus élevées à Chicago, à Cleveland et à Sturgeon Point. Les concentrations de PBEB et de HBBz étaient relativement élevées à Eagle Harbor et à Sturgeon Point, respectivement, pour des raisons inconnues, et les concentrations de DP étaient relativement élevées à Cleveland et à Sturgeon Point, les deux endroits les plus proches du lieu de production de ce composé, à Niagara Falls, dans l'État de New York (Lui et coll., 2016).

Les concentrations de PBEB étaient à la baisse à presque tous les sites, à l'exception d'Eagle Harbor, où les concentrations de PBEB les plus élevées ont été observées. Les concentrations de HBBz étaient à la baisse à tous les sites à l'exception de Sturgeon Point, où elles étaient les plus élevées. Les raisons pour lesquelles les concentrations de PBEB et de HBBz sont relativement élevées à Eagle Harbor et à Sturgeon Point ne sont pas claires. Les concentrations de DP étaient à la hausse, le temps de doublement étant de 3 à 9 ans à tous les sites, sauf à Cleveland et à Sturgeon Point, où les concentrations n'avaient pas vraiment changé.

L'EH-TBB et le BEH-TEBP sont les deux principales composantes de FireMaster 550, qui remplace le mélange commercial de pentaBDE. Le RIDA a commencé à inclure l'EH-TBB et le BEH-TEBP dans les analyses des échantillons recueillis en 2008. Parce que l'EH-TBB et le BEH-TEBP ensemble sont les principales composantes de FireMaster 550, leurs concentrations sont additionnées (appelées ici EH-TBB et BEH-TEBP) et la régression de cette somme a été calculée en fonction du temps. Les premières évaluations ont indiqué que les concentrations d'EH-TBB et de BEH-TEBP dans l'atmosphère augmentaient de manière rapide et importante aux cinq sites, le temps de doublement allant de 2 à 6 ans (c.-à-d. 2005 à 2018), mais les tendances sur 10 ans (c.-à-d. 2008 à 2018) révèlent maintenant une diminution significative uniquement aux sites urbains de Cleveland et de Chicago.

On a prélevé des échantillons d'air aux sites canadiens qui ont ensuite été analysés pour y détecter 13 produits ignifuges halogénés autres que le PBDE ' hexabromobenzène (HBBz), hexabromocyclododécane (HBCDD), 2,3,4,5-tétrabromobenzoate de 2-éthylhexyle (EH-TBB), tétrabromophthalate de *bis*(2-éthylhexyle) (BEH-TEBP), éther d'allyle de 2,4,6-tribromophényle (TBP-AE), éther de 2-bromoallyl-2,4,6-tribromophényle (TBP-BAE), pentabromoéthylbenzène (PBEB), pentabromotoluène (PBT), *anti*-déchlorane plus (*anti*-DDC-CO), *syn*-déchlorane plus (*syn*-DDC-CO), 2,3-dibromopropyl-2,4,6-tribromophényléther (TBP-DBPE), DBDPE et 1,2-*bis*(2,4,6-tribromophénoxy)éthane (BTBPE). Aucune donnée n'a été recueillie à Burnt Island et les données à Point Petre

n'ont pas été mises à jour jusqu'en 2017. La figure 14 présente les données mises à jour pour l'*anti*- DDC-CO et le *syn*-DDC-CO, le DBDPE, l'EH-TBB, l'HBBz et le PBT dans l'air à Point Petre. Les demi-vies des produits ignifuges halogénés à Point Petre et à Burnt Island sont présentées au tableau 4.

La tendance de l'*anti*-DDC-CO à Point Petre était globalement à la baisse, la $t_{1/2}$ étant de 5,4 ans de 2008 à 2017. Sa concentration est descendue lentement de 2008 à 2010, puis elle est devenue stable en 2010 et l'est demeurée. La concentration de l'*anti*-DDC-CO dans l'atmosphère diminue, la $t_{1/2}$ étant de 3,4 ans à Burnt Island. La tendance du *syn*-DDC-CO à Point Petre a également montré une diminution, la $t_{1/2}$ étant de 3,8 ans, mais les concentrations augmentent à Burnt Island, le temps de doublement étant de 7,6 ans de 2008 à 2014. La tendance à la hausse des DBDPE semble concorder avec l'hypothèse qu'elle est due au déca-BDE. Cependant, dans une autre étude, Liu et coll. (2016) ont constaté que les concentrations des deux composés ont diminué dans l'air de la région des Grands Lacs de 2005 à 2014, d'où des résultats différents. Les concentrations de DDC-CO ne diminuent pas de manière significative aux sites américains depuis les 10 dernières années.

En ce qui concerne les autres produits ignifuges autres que les BDE, le DBDPE à Point Petre affichait une tendance à la baisse à partir de 2016, mais cela pourrait être dû aux valeurs exceptionnellement élevées obtenues en 2016. Le temps de doublement du DBDPE était de 2,6 ans. L'EH-TBB dans l'air à Point Petre a suivi lentement une tendance à la hausse, sa $t_{1/2}$ ayant été de -16 years. Liu et coll. (2016) ont rapporté que l'EH-TBB et le BEHTBP augmentaient dans l'air de la région des Grands Lacs et soupçonnaient que les PBDE avaient été remplacés par des produits de remplacement contenant de l'EH-TBB et du BEHTBP. La concentration d'HBBz dans l'air à Point Petre a lentement augmenté de 2009 à 2011 et s'est stabilisée par après. Globalement, sa $t_{1/2}$ était de -39 ans, ce qui indque que sa concentration n'a pas varié de 2009 à 2017. Les concentrations de pentabromotoluène diminuent à Burnt Island, avec une demi-vie de 2,1 ans, mais semblent augmenter lentement à Point Petre, avec un temps de doublement de 13 ans. Dans le précédent rapport, le temps de doublement du pentabromotoluène à Point Petre était de 6,8 ans. Il semble que le taux d'augmentation ait ralenti. Les concentrations de TBP-AE et de HBBz à Point Petre et à Burnt Island n'ont pas changé. En général, les tendances temporelles des autres produits ignifuges autres que les BDE dans l'air à Point Petre étaient très variables. Elles ne concordent pas avec les tendances des produits ignifuges halogénés à Point Petre et aucun cycle saisonnier ne se dégage clairement. Les concentrations très dispersées dans l'air sont probablement une indication des émissions continues et du transport épisodique à partir de sources ponctuelles et non ponctuelles. ''

Les esters organophosphorés (EOP) sont des produits chimiques industriels qui sont largement utilisés comme produits ignifuges, plastifiants, agents antimoussants et additifs dans les liquides hydrauliques, les vernis-laques et les produits de polissage. Ces produits chimiques sont très utilisés depuis des décennies. Les EOP comprennent le phosphate de tris(2-chloroéthyle) (TCEP), le phosphate de tris(2-chloroisopropyle) et le phosphate de tris(1,3-dichloroisopropyle), le phosphate de tri-*n*-butyle, le phosphate de triphényle et le phosphate de 2-éthylhexyldiphényle (EHDP). Les concentrations médianes des EOP totaux (∑EOP) variaient de 93 pg/m^3 à Sleeping Bear Dunes à 1 050 pg/m^3 à Chicago (Salamova et coll., 2016). Les concentrations des EOP totaux étaient plus élevées à Chicago et à Cleveland (sites urbains) qu'aux sites ruraux et éloignés.

La plupart des concentrations atmosphériques de ∑EOP ont diminué au fil du temps, avec des demi-vies de 3,5 ans pour les sites urbains et d'environ 1,5 an pour les sites ruraux et éloignés. Fait intéressant, les concentrations de phosphate de tris(2-chloroéthyle) (TCEP) et de phosphate de 2-éthylhexyle diphényle (EHDP) ont augmenté avec le temps dans les régions rurales et éloignées, avec des temps de doublement de 2,2 et 3,7 ans, respectivement (Salamova et coll., 2016).

Substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) (autres que les SPFO, les APFO et les APFC à CL)

Les tendances temporelles des PFAS à chaîne courte dans le bassin des Grands Lacs de 2006 à 2018 ont été

rapportées par Gewurtz et coll. (2019). La figure 15 montre les tendances temporelles de l'acide perfluorobutanoïque (APFB) et de l'acide perfluorohexanoïque (APFHx) dans les précipitations à Point Petre (lac Ontario), à Burnt Island/Evansville (lac Huron) et à Sibley (lac Supérieur). L'APFB, l'acide perfluoropentanoïque (APFP), l'APFHx et l'acide perfluoroheptanoïque (APFHp) n'ont pas diminué de façon monotone aux trois sites de 2006 à 2018, à l'exception de l'APFB à Burnt Island/Evansville et de l'acide perfluoroheptanoïque (APFHp) à Point Petre. De plus, la courbe des tendances selon la méthode de filtration numérique indique que les concentrations d'APFB et d'APFHx semblent augmenter dans les années les plus récentes (aux environs des années 2010 et 2014 à 2018 à Point Petre et à Burnt Island et d'environ 2016 à 2018 à Sibley). Ces résultats pourraient ne pas être surprenants, étant donné que ces APFC à chaîne courte et leurs précurseurs ne sont pas visés par la réglementation au Canada (ECCC, 2018) et aux États-Unis et qu'ils sont utilisés comme produits chimiques de remplacement pour les SPFO, les APFO et les APFC à chaîne longue (Wang et coll., 2013).

Aucune nouvelle donnée n'a été recueillie sur les PFAS à chaîne courte dans l'air dans la région du bassin des Grands Lacs depuis le dernier rapport. À Toronto, les concentrations d'acides perfluorosulfoniques (APFS, y compris le SPFO) mesurées lors d'une campagne d'échantillonnage d'air actif, qui variaient de 0,38 à 3,1 pg/m^3 en 2010 (Ahrens et coll., 2012), concordaient avec les concentrations mesurées par des échantillonneurs passifs en 2009 (4,6 pg/m^3) et 2013 (0,29-4,7 pg/m^3) du réseau EAP, mais étaient inférieures aux concentrations observées en 2015 (8,1 pg/m^3). '

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les données du RIDA sur les concentrations totales d'HAP indiquent quelques diminutions importantes au fil du temps, les demi-vies allant de 13 à 25 ans (Salamova et coll., 2015). Les concentrations d'HAP à Chicago et à Cleveland étaient dix fois plus élevées que les concentrations aux autres sites du RIDA. Cependant, ces concentrations diminuaient aussi plus rapidement à ces stations qu'aux autres. Ces baisses peuvent probablement être attribuées à la réduction des émissions par suite de la mise en œuvre de la législation sur l'air pur (*Clean Air Act*). Les concentrations d'HAP sont en voie de diminution à Eagle Harbor, le site du RIDA le plus éloigné aux États-Unis, mais pas à Sleeping Bear Dunes, l'autre site éloigné.

Les concentrations de phénanthrène diminuent à peu près au même rythme que les HAP totaux, sauf à Sleeping Bear Dunes et à Point Petre, où aucune réduction importante n'a été observée (Salamova et coll., 2015). Des diminutions importantes de benzo[a]pyrène n'ont été détectées qu'à Chicago et à Sturgeon Point, la demi-vie à Chicago correspondant à la moitié environ de celle à Sturgeon Point (Salamova et coll., 2015).

Un échantillonnage passif de l'air et de l'eau réalisé au lac Supérieur en 2011 a montré que les concentrations de HAP dans l'atmosphère et dans l'eau de surface étaient plus élevées dans les sites urbains (Ruge et coll., 2015). Le dépôt net air-eau d'HAP a été observé près de zones peuplées, mais l'échange net est proche de l'équilibre' au large (Ruge et coll., 2015). Une étude semblable effectuée dans les Grands Lacs inférieurs à l'aide d'échantillonneurs passifs en polyéthylène mesurant les concentrations dans l'air et dans l'eau a montré qu'il existe une forte corrélation entre les concentrations d'HAP gazeux et la présence d'une population à moins de 40 km des lieux d'échantillonnage (McDonough et coll., 2014). Les profils des sources étaient différents pour les HAP dans l'air et dans l'eau, ce qui signifie qu'en plus du dépôt atmosphérique, le ruissellement et l'échange sédiments-eau jouent un rôle dans les concentrations dissoutes.

Guo et coll. (2018) ont évalué les flux atmosphériques vers les Grands Lacs de phénanthrène et de benzo[a]pyrène en tant qu'HAP représentatifs. Ces deux composés ont été choisis parce que le phénanthrène est relativement abondant et volatil et qu'il est utilisé par plusieurs entreprises dans la fabrication de colorants et d'explosifs et parce que le benzo[a]pyrène est un agent cancérogène connu pour les humains. L'apport global de phénanthrène dans les cinq lacs de la région a diminué lentement au cours de la période 1992-2015. Cela est vrai malgré l'apport croissant

de phénanthrène dans les lacs Supérieur, Michigan, Érié et Huron. On peut supposer que certaines de ces diminutions à long terme des flux entrants d'HAP sont attribuables au passage à grande échelle du charbon à des combustibles moins polluants pour la production d'énergie et à l'application de la *Clean Air Act* par l'EPA des États-Unis (Liu et coll., 2014) et de l'Accord Canada–États-Unis sur la qualité de l'air (U. S. EPA, 1991).

Les concentrations d'HAP ont été mesurées dans l'air à Point Petre, à Burnt Island et à Egbert de 1997 à 2017 (Li et coll., 2021). Les demi-vies des HAP sont présentées à la figure 16. Li et coll. (2021) ont déclaré que les tendances à la baisse étaient importantes pour la plupart des HAP. Par exemple, aux trois sites, les concentrations de la plupart des HAP dont la masse est plus élevée, comme le dibenzo[a,c]anthracène (DacA), ont diminué depuis 1997, les demi-vies variant de 4,1 à 5,4 ans, ce qui est bien plus rapide que les pour les autres HAP. Les demi-vies des autres HAP variant de moins de 10 ans sont l'anthracène à Burnt Island; le benzo[g,*h*,*i*]fluoranthène (BghiF), le chrysène (Chr), le coronène (Coron) et le rétène (Ret) à Egbert; et le benzo[e]pyrène (BeP), le BghiF et le dibenzo[a,*h*]anthracène (DahA) à Point Petre, ce qui laisse entendre que ces HAP dans l'atmosphère du bassin des Grands Lacs diminuent rapidement. À Burnt Island, les six HAP diminuent de façon importante, la demi-vie variant de 4,2 à 21 ans. À Egbert, les concentrations des sept HAP ont suivi des tendances à la baisse importantes de 1997 à 2006. À Point Petre, la plupart des HAP dans l'atmosphère ont diminué de façon significative de 1997 à 2017, les demi-vies variant de 3,6 à 32 ans. Les tendances à la baisse sont dues à l'élimination efficace des émissions d'HAP dans le bassin des Grands Lacs. Les principaux HAP qui contribuent à ces émissions dans le bassin des Grands Lacs proviennent de la combustion du charbon. Les régions sources possibles de la plupart des secteurs sources sont les régions sud et sud-ouest des sites d'échantillonnage. Les auteurs ont déclaré que bien que les risques pour la santé découlant de la combustion du charbon et des combustibles fossiles et de sources pétrogénétiques ont diminué de manière importante, mais le risque associé aux émissions d'HAP liées aux feux de forêt pourrait jouer un rôle croissant dans le futur en raison des changements climatiques.

Aux sites américains, les concentrations d'HAP diminuent, les demi-vies variant de 15 à 20 ans, lorsque toute la période d'échantillonnage est prise en compte. Lorsque seules les 10 dernières années sont prises en compte dans l'analyse, les tendances ne sont pas significatives.

Les modèles de ratios diagnostics et de factorisation positive de matrices peuvent aider à caractériser les profils des sources d'HAP. En général, les sources pyrogènes, notamment la combustion de charbon et les émissions des véhicules, étaient celles qui ont contribué le plus aux profils atmosphériques, en particulier aux sites urbains. Les émissions de diesel représentaient une plus grande partie des émissions d'HAP axées sur la circulation que les émissions d'essence dans les sites urbains, mais cette signature était moins manifeste aux sites éloignés. Les analyses temporelles pour les ratios diagnostics ont révélé que la contribution relative des sources pétrogénétiques et de la volatilisation de surface a augmenté graduellement et que les écarts entre les émissions d'HAP des moteurs diesel et et celles des moteurs à essence semblent s'être amplifiés ces dernières années. Dans le modèle de factorisation positive de matrices, les émissions de la combustion de charbon et les émissions non pyrogénétiques ont été les principales sources d'émissions atmosphériques en hiver et en été, respectivement, mais aucun des ratios diagnostics n'a réagi en conséquence de ces changements. Seuls deux ratios diagnostics, c.-à-d., I123P/(I123P+BGP) et BAP/(BAP+BGP), qui sont caractéristiques des sources pyrogénétiques et les émissions liées à la circulation, respectivement, étaient relativement cohérents entre les phases gazeuse et particulaire. Bien que notre analyse ait mis en évidence certaines limites, les ratios diagnostics peuvent nous fournir des renseignements utiles sur les tendances spatiales et temporelles et la caractérisation des sources (Wu et coll., 2020).

Métaux

Li et coll. (2020) ont rapporté avoir trouvé 19 éléments dans les échantillons de particules PM_{10} qui ont été prélevés à Point Petre, à Burnt Island et à Egbert de 1998 à 2017. Les 19 éléments mesurés sont l'aluminium (Al), l'arsenic

(As), le baryum (Ba), le bismuth (Bi), le cadmium (Cd), le cobalt (Co), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le plomb (Pb), l'antimoine (Sb), le sélénium (Se), le strontium (Sr), le titane (Ti), le vanadium (V) et le zinc (Zn). Les résultats ont montré une relation étroite entre les concentrations des éléments et les populations locales, ce qui semble indiquer que les émissions des éléments à l'état de trace sont liées sur le plan de l'activité humaine. Les concentrations de la plupart des éléments ont diminué de façon importante, les demi-vies variant de 10 à 48 ans, en réaction aux mesures de réglementation prises à l'échelle nationale et internationale (figure 17). Les résultats impliquent que les concentrations de métaux dans l'atmosphère du bassin des Grands Lacs sont liées aux régions peuplées et aux industries, non seulement aux émissions locales, mais également par le transport atmosphérique à grande distance.

Dioxines et furanes (PCDD/F)

En Amérique du Nord, les concentrations atmosphériques annuelles moyennes de PCDD/F sont généralement plus élevées dans les régions où la population est dense (CCE, 2014; Venier et coll., 2009; Cleverly et coll., 2007). Aucune nouvelle donnée sur les PCDD/F n'a été recueillie depuis la dernière période de collecte de données. Les mesures des concentrations dans l'air effectuées par le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) montrent que les facteurs d'équivalence de toxicité (FET) sont élevés au site de l'île Walpole (dans le lac Sainte-Claire) et aux sites des avenues Windsor et University, à Windsor (Ontario), dont les profils sont caractérisés par une faible contribution de l'octachlorodibenzo-p-dioxine et une contribution accrue des dibenzofuranes. Ce profil pourrait refléter l'incidence d'une source locale d'émissions (CCE, 2014). Les concentrations de PCDD/F dans les sites ruraux, suburbains et urbains du RNSPA (dont les sites dans le bassin des Grands Lacs) ont diminué après le début des années 1990 et au début des années 2000. Cette baisse pourrait être attribuable aux mesures prises par le Canada en ce qui concerne les émissions de PCDD/F. Il ne se dégage aucune tendance nette après 2005 (CCE, 2014).

Liens

À l'heure actuelle, le dépôt atmosphérique est une voie importante par laquelle des substances chimiques persistantes, bioaccumulables et toxiques (PBT), comme les BPC, pénètrent dans les Grands Lacs. Une augmentation de la charge et des concentrations atmosphériques des substances chimiques préoccupantes, y compris les substances PBT, peut accroître la contamination des sédiments, les quantités de substances toxiques chimiques dans les eaux du large et les contaminants dans les poissons entiers et les oiseaux aquatiques. La bioaccumulation des substances PBT chez les poissons peut donner lieu à la diffusion d'avis sur la consommation de poisson. Ce sous-indicateur est directement lié aux autres sous-indicateurs de la catégorie des produits chimiques toxiques, en particulier les produits chimiques toxiques dans l'eau.

La variabilité du climat pourrait influer sur l'échange de contaminants entre l'air et l'eau, par exemple, des précipitations accrues pourraient favoriser une augmentation du dépôt humide et sec de contaminants dans les lacs. Inversement, la diminution de l'étendue des glaces et le réchauffement des eaux de surface entraîneraient des pertes plus importantes par volatilisation dans les lacs. D'autres études sont nécessaires pour mieux comprendre l'impact global des variables climatiques sur l'échange de contaminants entre l'air et les lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X		
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables pour ce sous-indicateur.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont ouvertes et libres d'accès	Oui	Sources des données ' Ensemble de données du RIDA ' http'//www.exchangenetwork.net/data-exchange/glenda/ https'//iadnviz.iu.edu/ Ensemble de données du bassin des Grands Lacs ' https'//open.canada.ca/data/en/dataset/5d8548c5-e284-4e85-aed4-c22536de615a Ensemble de données du NADP ' http'//nadp.slh.wisc.edu/data/MDN/		

Limites des données

- Étant donné que les mesures des substances (gaz et particules) dans l'air ont été effectuées à l'aide d'une méthode d'échantillonnage actif qui consistait à recueillir des échantillons intégrés sur 24 heures une fois tous les 12 ou 36 jours, il n'est pas possible d'évaluer les concentrations de produits chimiques toxiques pendant la période entre deux échantillons.
- Puisque la plupart des sites d'échantillonnage sont éloignés, il pourrait être impossible de retourner les échantillons au laboratoire avant 3 ou 4 mois après leur prélèvement. En outre, l'extraction et l'analyse des échantillons relativement aux substances chimiques organiques sont très chronophages. Plus de

180 produits chimiques distincts doivent être analysés et quantifiés dans chaque échantillon. Il faut soumettre toutes les données résultantes à une évaluation d'AQ-CQ stricte et à un signalement pour assurer la qualité des données en raison des faibles concentrations mesurées dans les échantillons d'air et de précipitations. On s'attend à ce que les données puissent être rapportées uniquement dans des publications à comité de lecture 3 ou 4 ans après le prélèvement des échantillons.

- À l'heure actuelle, on connaît mal certains paramètres d'estimation pour le calcul des charges, et les calculs sont fondés sur l'hypothèse selon laquelle les concentrations dans l'air, les précipitations et l'eau mesurées à des endroits précis sur les lacs s'appliquent à l'ensemble du lac. Par conséquent, les incertitudes dans le calcul de ces charges sont élevées. Les tendances des concentrations atmosphériques de produits chimiques toxiques sont toutefois beaucoup mieux connues et constituent un bien meilleur sous-indicateur des progrès vers la quasi-élimination des substances anthropiques. Les erreurs dans ces tendances doivent être clairement énoncées et vérifiées par rapport à l'hypothèse nulle (la situation n'évolue pas).
- Il est nécessaire de disposer de renseignements supplémentaires pour comprendre les tendances des concentrations de polluants liées au dépôt atmosphérique et interpréter les estimations de la charge de polluants établies à l'aide du calcul suggéré. Par exemple, des informations sur les variations annuelles du taux de pluie (années sèches par rapport aux années humides) sont nécessaires pour comprendre les charges polluantes associées au dépôt humide. En outre, puisque l'on sait que certaines composantes des charges polluantes associées au dépôt atmosphérique ont un caractère saisonnier, il conviendrait d'établir les tendances temporelles et saisonnières séparément à l'aide de méthodes statistiques.

Renseignements supplémentaires

Un grand nombre de ces sources de BPC se trouvent en milieu urbain, comme l'indiquent les concentrations élevées de BPC mesurées à Chicago et à Cleveland par le RIDA et à Toronto par d'autres chercheurs (Diamond et coll., 2010; Robson et coll., 2010, Melymuk et coll., 2012, Csiszar et coll., 2014) et dans d'autres régions (Wethington et Hornbuckle, 2005; Totten et coll., 2001). Des recherches visant à examiner l'importance de ces autres sources sont en cours (Shanahan et coll., 2015). Ces travaux sont importants puisque les BPC donnent lieu à des avis relatifs à la consommation de poisson pour les cinq Grands Lacs.

Parmi les PCSPM, les BPC, les PBDE [tétrabromodiphényléther et pentabromodiphényléther, hexabromodiphényléther et heptabromodiphényléther, décabromodiphényléther (mélange commercial, c-décaBDE)], l'HBCDD, les PCCC et l'APFO, ses sels et les composés apparentés figurent à l'annexe A (Élimination) de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. Le SPFO, ses sels et le fluorure de perfluorooctane sulfonyle figurent à l'annexe B (Restriction) de la Convention de Stockholm. Le Canada est partie à la Convention de Stockholm.

La Convention de Minamata sur le mercure est un accord multilatéral sur l'environnement sous l'égide du PNUE, qui compte 131 parties (en date d'avril 2021), dont les États-Unis et le Canada. La Convention est entrée en vigueur en août 2017 et vise à protéger la santé humaine et l'environnement des émissions anthropiques et des rejets de mercure et de ses composés. Les données recueillies dans le cadre de programmes de surveillance à long terme fourniront des renseignements essentiels à l'évaluation de l'efficacité de la structure actuelle du traité. Le Canada reçoit davantage d'émissions de mercure qu'il n'en produit ' 95 % des dépôts de mercure anthropiques proviennent de l'étranger.

Le brûlage de déchets domestiques (dans des barils de brûlage) constitue actuellement la plus importante source de

dioxines et de furanes (Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, 2006). Des efforts sont déployés à l'échelle des bassins et des pays afin d'éliminer les émissions provenant des barils de brûlage.

À l'échelle régionale, de nombreuses sources émettrices de mercure réduisent leurs émissions. Par exemple, toutes les centrales au charbon de l'Ontario ont cessé leurs activités en avril 2014, l'Ontario étant le premier gouvernement en Amérique du Nord à éliminer complètement le charbon pour la production d'électricité (ministère de l'Énergie de l'Ontario, 2014).

Il faut poursuivre la surveillance à long terme de l'atmosphère pour mesurer les progrès accomplis au moyen des activités de réduction des produits toxiques. Environnement et Changement climatique Canada et l'EPA ont récemment ajouté aux programmes du RIDA et du BGL la surveillance régulière des PBDE et de certains produits ignifuges qui ne sont pas des PBDE. Un examen préalable et l'élaboration de méthodes pour ces autres produits ignifuges et les substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) sont en cours. Ces efforts assurent la détection hâtive de produits chimiques potentiellement préoccupants et permettent de dégager des tendances temporelles avant la mise en application de mesures de réglementation visant à faciliter l'évaluation de l'efficacité future de cette réglementation. Les pratiques de stockage d'échantillons et d'extraits des programmes de surveillance donnent également l'occasion de réaliser l'analyse rétrospective des tendances relativement aux nouveaux produits chimiques préoccupants. Les résultats des activités de surveillance des nouvelles substances chimiques préoccupantes s'ajouteront à l'information scientifique dont il faut disposer pour évaluer les risques et identifier d'autres substances chimiques sources de préoccupations mutuelles.

Remerciements

Auteurs

Le présent rapport a été préparé au nom du comité directeur du RIDA par Derek Ager, gestionnaire du programme RIDA, U.S. Environmental Protection Agency, Great Lakes National Program Office, ainsi que par Hayley Hung et Fiona Wong, chercheur principal du Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs et chercheur en chimie, respectivement, dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques, Section de la recherche sur les processus de la qualité de l'air, Environnement et Changement climatique Canada, Ron Hites, Marta Venier et Amina Salamova, Université de l'Indiana.

Personne-ressource du programme BGL '

Hayley Hung, chercheur principal du Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs, dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques, Section de la recherche sur les processus de la qualité de l'air, Environnement et Changement climatique Canada, 4905, rue Dufferin, Toronto (Ontario) M3H 5T4, hayley.hung@ec.gc.ca. Téléphone ' 416-739-5944.

Personne-ressource du RIDA '

Derek Ager, gestionnaire du programme RIDA, Great Lakes National Program Office, U.S. Environmental Protection Agency, 77 West Jackson Boulevard (G-17J), Chicago, IL, 60604, ager.derek@epa.gov. Téléphone ' 312-353-9153.

Données du RIDA ' https'//iadnviz.iu.edu/#/about/

Données du programme BGL ' https'//ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/5d8548c5-e284-4e85-aed4-c22536de615a ou communiquer avec Helena Dryfhout-Clark, gestionnaire des données du RIDA et du programme BGL, Section de la recherche sur les processus de la qualité de l'air, Environnement et Changement climatique

Canada, 4905, rue Dufferin, Toronto (Ontario) M3H 5T4, Helena.Dryfhout-Clark@ec.gc.ca. Téléphone ' 613-995-9031

Lien vers les sites Web du RIDA ' http'//epa.gov/greatlakes/monitoring/air2/index.html.

Sources d'information

Ahrens, L., M. Shoeib, T. Harner, D. A. Lane, R. Guo et E. J. Reiner. 2011. « Comparison of annular diffusion denuder and high volume air samplers for measuring per- and polyfluoroalkyl substances in the atmosphere ». *Analytical Chemistry* 83: 9622-9628.

Ahrens, L., T. Harner, M. Shoeib, D.A. Lane et J.G. Murphy. 2012. « Improved characterization of gas-particle partitioning for per- and polyfluoroalkyl substances in the atmosphere using annular diffusion denuder samplers ». *Environmental Science and Technology* 46: 7199-7206.

Ahrens, L., T. Harner, M. Shoeib, M. Koblizkova et E.J. Reiner. 2013 « Characterization of two passive air samplers for per- and polyfluoroalkyl substances ». *Environmental Science and Technology* 47: 14024-14033.

AMAP/UN Environment. 2019. "Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2018. Oslo, Norvège, 426 p.

Anderson, P. N., et R. A. Hites. 1996 « OH radical reactions' The major removal pathway for poly-chlorinated biphenyls from the atmosphere ». *Environmental Science and Technology*, 30: 1756–1763.

Backus, S, et L. Bradley, Direction générale des sciences et de la technologie de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada, communication personnelle

Bhhatarai, B., et P. Gramatica. 2011. Prediction of aqueous solubility, vapor pressure and critical micelle concentration for aquatic partitioning of perfluorinated chemicals. *Environ. Sci. Technol.*, 45 (19), 8120–8128

Buehler, S., I. Basu et R. A. Hites. 2001. « A comparison of PAH, PCB, and pesticide concentrations in air at two rural sites on Lake Superior ». *Environmental Science and Technology* 35(12): 417–2422.

Cleverly, D. H., et coll. 2007. « A general indication of the contemporary background levels of PCDDs, PCDFs, and coplanar PCBs in the ambient air over rural and remote areas of the United States ». *Environmental Science and Technology* 41: 1537–1544.

Cole, A. S., Steffen, A., Eckley, C.S., Narayan, J., Pilote, M., Tordon, R., Graydon, J.A., St. Louis, V.L., Xu, X., et B.A. Branfireun. (2014) A survey of mercury in air and precipitation across Canada' Patterns and trends, *Atmosphere*, 5: 635-668. Doi: 10.3390/atmos5030635, 2014.

Commission de coopération environnementale (CCE). 2014. Évaluation de la comparabilité des données sur les dioxines et les furanes polychlorés et les BPC coplanaires dans l'atmosphère obtenue par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air en Amérique du Nord. Montréal, Canada ' Commission de coopération environnementale. 256 p.

Csiszer, S. A., Diamond, M. L., Daggupaty, S. M. (2014) The Magnitude and Spatial Range of Current-Use Urban PCB and PBDE Emissions Estimated Using a Coupled Multimedia and Air Transport Model. *Environ. Sci. Technol.* 48 (2): 1075–1083.

Diamond, M. L., Melymuk, L., Csiszar, S. A., et M. Robson (2010). Estimation of PCB Stocks, Emissions, and Urban Fate' Will our Policies Reduce Concentrations and Exposure? *Environmental Science & Technology* 44 (8), 2777-2783. DO: 10.1021/es9012036

Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). 2012. Réponse aux commentaires reçus concernant l'ébauche du *Décret modifiant l'annexe 3 de la* Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) *(endosulfan)*. https://wayback.archive-it.org/7084/20170923031024/https:/www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=5F1BC1BC-1 (consulté le 4 décembre 2017).

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. 2006. La Stratégie binationale relative aux toxiques des Grands Lacs. Rapport d'étape 2005. En161-1/2005F, 0-662-42910-9, 122 p.

Environnement et Changement climatique Canada. 2018. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement – sulfonate de perfluorooctane. https :/www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/evaluation-substances-existantes/recommendations-federales-qualite-environnement-sulfonate-perfluorooctane.html.

Federal Register, Endosulfan' Final product cancellation order. A notice by the Environmental Protection Agency on 11/10/2010. https :/www.federalregister.gov/articles/2010/11/10/2010-28138/endosulfan-final-product-cancellation-order.

FreeMapTools. 2015. Pour trouver des données démographiques sur les cartes. http://www.freemaptools.com/2nd-population.htm

Genualdi, S., S. C. Lee, M. Shoeib, A. Gawor, L. Ahrens et T. Harner. « 2010 Global pilot study of legacy and emerging persistent organic pollutants using sorbent impregnated polyurethane foam disk passive air samplers ». *Environmental Science and Technology* 44: 5534-5539.

Gewurtz, S. B., S. M. Backus, A. O. De Silva, L. Ahrens, A. Armellin, M. Evans, S. Fraser, M. Gledhill, P. Guerra, T. Harner, P. A. Helm, H. Hung, N. Khera, M. G. Kim, M. King, S. C. Lee, R. J. Letcher, P. Martin, C. Marvin, D. J. McGoldrick, A. L. Myers, M. Pelletier, J. Pomeroy, E. J. Reiner, M. Rondeau, M.-C. Sauvé, M. Sekela, M. Shoeib, D. W. Smith, S. A. Smyth, J. Struger, D. Spry, J. Syrgiannis et J. Waltho. 2013. "Perfluoroalkyl acids in the Canadian environment' Multi-media assessment of current status and trends", *Environment International*, 59: 183-200.

Gouin, T., T. Harner, P. Blanchard et D. Mackay. 2005. « Passive and active air samplers as complimentary methods for investigating persistent organic pollutants in the great lakes basin ». *Environmental Science and Technology*, 39: 9115–9122.

Gouvernement du Canada. 2018. *Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2012)* (Codification). https://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2012-285.pdf

Guo, J., K. Romanak, S. Westenbroek, R. A. Hites, A. Li, R. Kreis et M. Venier. 2017. « Up-dated polychlorinated biphenyl mass budget for Lake Michigan ». *Environmental Science and Technology*, 51: 12455–12465.

Guo, J., A. Salamova, M. Venier, H. Dryfhout-Clark, N. Alexandrou, S. Backus, L. Bradley, H. Hung et R. A. Hites.

2018. « Atmospheric loadings of persistent organic pollutants to the Great Lakes estimated by the United States' Integrated Atmospheric Deposition and Canada's Great Lakes Basin Monitoring and Surveillance Networks ». *Journal of Great Lakes Research*, 44(4): 670-681.

Hafner, W. D., et R. Hites. 2003. « Potential sources of pesticides, PCBs, and PAHs, to the atmosphere of the Great Lakes ». *Environmental Science and Technology* 37(17): 3764–3773.

Harner, T., J. Schuster, E. Sverko, L. Jantunen, S. C. Lee et K. Pozo. 2014. « Surveillance of new priority chemicals in air under the Global Atmospheric Passive Sampling (GAPS) Network ». *Organohalogen Compounds* 76 :1309-1312

Hayley, Hung. Recherche sur les processus liés à la qualité de l'air, Environnement et Changement climatique Canada, communication personnelle.

Hites, R. A. 2018. « Atmospheric concentrations of PCB-11 near the Great Lakes have not decreased since 2004 ». *Environmental Science and Technology Letters*, 5: 131-135.

Hites RA, Lehman DC, Salamova A, Venier M. (2021) Temporal environmental hysteresis' A definition and implications for polybrominated diphenyl ethers. *Sci. Tot. Environ.* 753: 141849.

Hu, D., et K.C. Hornbuckle. 2010. « Inadvertent polychlorinated biphenyls in commercial paint pigments ». *Environmental Science and Technology* 44(8): 2822-2827.

Hung, H., Alexandrou, N., Dryfhout-Clark, H., et F. Wong. 2021 Environment and Climate Change Canada's Great Lakes Basin (GLB) Monitoring and Surveillance Program. In *Global Monitoring Plan for Persistent Organic Pollutants under the Stockholm Convention Article 16 on Effectiveness Evaluation – 3rd Regional Monitoring Report Western Europe and Others Group (WEOG) Region 2021; Annex 8.1a*, UNEP Stockholm Convention on POPs, p. 54-62. http://chm.pops.int/implementation/globalmonitoringplan/monitoringreports/tabid/525/default.aspx.

Hung, H.; Blanchard, P.; Halsall, C.J.; Bidleman, T.F.; Stern, G.A.; Fellin, P.; Muir, D.C.G.; Barrie, L.A.; Jantunen, L.M.; Helm, P.A.; Ma, J.; Konoplev, A. 2005. Temporal and spatial variabilities of atmospheric polychlorinated biphenyls (PCBs), organochlorine (OC) pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Canadian Arctic' results from a decade of monitoring. *Sci. Tot. Environ.*, 342: 119-144.

Hung, H., Katsoyiannis, A., Brorström-Lund, E., Olafsdottir, K., Aas, W., Breivik, K., Bohlin-Nizzetto, P., Sigurdsson, A., Hakola, H., Bossi, R., Skov, H., Sverko, E., Barresi, E., Fellin, P., et S. Wilson. 2016. Temporal trends of Persistent Organic Pollutants (POPs) in arctic air' 20 years of monitoring under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). *Environ. Pollut.*, 217: 52-61.

Interstate Technology & Regulatory Council. 2019. PFAS - Per- and polyfluoroalkyl substances' Regulations, guidance, and advisories. http://pfas-1.itrcweb.org/fact-sheets/.

Kwok, K. Y., S, Taniyasu, L. W. Y. Yeung, M. B. Murphy, P. K. S. Lam, Y. Horii, K. Kannan, G. Petrick, R. K. Sinha et N. Yamashita. 2010. « Flux of perfluorinated chemicals through wet deposition in Japan, the United States, and Several Other Countries ». *Environmental Science and Technology*, 44: 7043-7049.

Khairy, M., D. Muir, C. Teixeira et R. Lohmann. 2015. « Spatial distribution, air–water fugacity ratios and source apportionment of polychlorinated biphenyls in the lower Great Lakes Basin ». *Environmental Science and Technology* 49(23):13787-13797.

Lee, S. C., E. Sverko, T. Harner, K. Pozo, E. Barresi, J. Schachtschneider, D. Zaruk, M. DeJong et J. Narayan. 2016. « Retrospective analysis of 'new' flame retardants in the global atmosphere under the GAPS Network ». *Environ.*

Pollut. 217: 62-69.

Lepak, R. F., R. Yin, D. P. Krabbenhoft, J. M. Ogorek, J. F. DeWild, T. M. Holsen et J. P. Hurley. 2015. « Use of stable isotope signatures to determine mercury sources in the Great Lakes ». *Environmental Science and Technology Letters*, 2: 335–341.

Lepak, R. F., S. E. Janssen, R. Yin, D. P. Krabbenhoft et J. P. Hurley. 2018. « Factors Affecting Mercury Stable Isotopic Distribution in Piscivorous Fish of the Laurentian Great Lakes ». *Environmental Science and Technology*, 52: 2768-2776.

Li, W., Dryfhout-Clark, H., H. Hung. 2020. PM10-bound trace elements in the Great Lakes Basin (1988–2017) indicates effectiveness of regulatory actions, variations in sources and reduction in human health risks. *Environ. Internat.*, 143: 106008.

Li, W., Park, R., Alexandrou, N., Dryfhout-Clark, H., Brice, K., et H. Hung. 2021. Multi-year analyses reveal different trends, sources, and implications for source-related human health risks of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in the Canadian Great Lakes Basin. *Environ. Sci. Technol.*, 55: 2254-2264.

Liu, L.-Y., P. Kukučka, M. Venier, A. Salamova, J. Klánova et R.A. Hites. 2014. « Differences in spatiotemporal variations of atmospheric PAH levels between North America and Europe' Data from two air monitoring projects ». *Environment International*, 64: 48–55.

Liu. L. Y., A. Salamova, M. Venier et R.A. Hites. 2015. « Trends in the levels of halogenated flame retardants in the Great Lakes atmosphere over the period 2005-2013 ». *Environment International*, 92-93: 442-449.

McDonough, C.A., M.A. Khairy, D.C.G. Muir et R. Lohmann. 2014. "Significance of Population Centers as Sources of Gaseous and Dissolved PAHs in the Lower Great Lakes ". *Environmental Science and Technology*, 48(14): 7789-7797.

McGee, S.P., Konstantinov, A., Stapleton, H.M., et D.C. Volz. 2013. Aryl phosphate esters within a major pentaBDE replacement product induce cardiotoxicity in developing zebrafish embryos' potential role of the aryl hydrocarbon receptor. *Toxicol. Sci.* 133, 144-156. https://doi.org/10.1093/toxsci/kft020.

Martin, J.W., D.C.G. Muir, C.A. Moody, D.A. Ellis, W.C. Kwan, K.R. Solomon et S.A. Mabury. 2002. « Collection of airborne fluorinated organics and analysis by gas chromatography/chemical ionization mass spectrometry ». *Anal. Chem.*, 74: 584–590.

Melymuk, L., Robson, M., Helm, P., et M. Diamond. 2012. PCBs, PBDEs, and PAHs in Toronto air' spatial and seasonal trends and implications for contaminant transport. *Science of the Total Environment*, 429 : 272-280

Ministère de l'Énergie de l'Ontario. 2014. La fin du charbon. Document d'introduction sur la modernisation de l'approvisionnement en électricité en Ontario. ISBN 978-1-4606-6765-1 HTML.
http ://www.energy.gov.on.ca/fr/files/2015/11/End-of-Coal-FR-web.pdf

Miriam L. Diamond, Lisa Melymuk, Susan A. Csiszar, and Matthew Robson (2010). Estimation of PCB Stocks, Emissions, and Urban Fate' Will our Policies Reduce Concentrations and Exposure? Environmental Science & Technology 44 (8), 2777-2783. DOI: 10.1021/es9012036

Müller, C. E., N. Spiess, A. C. Gerecke, M. Scheringer et K. Hungerbühler. 2011. « Quantifying diffuse and point inputs of perfluoroalkyl acids in a nonindustrial river catchment ». *Environmental Science and Technology*, 45: 9901-9909.

Olukunle, O. I., M. Venier, R.A. Hites et A. Salamova. 2018. « Atmospheric concentrations of hexabromocyclododecane (HBCDD) in the Great Lakes region ». *Chemosphere*, 200, 464-470.

Prestbo, E.M., et D.A. Gay. 2009. "Wet deposition of mercury in the U.S. and Canada, 1996–2005. Results and analysis of the NADP mercury deposition network (MDN)". *Atmospheric Environment* 43: 4223–4233.

Dans la version EN '

Prestbo, E.M., Gay, D.A. (2009) Wet deposition of mercury in the U.S. and Canada, 1996–2005' Results and analysis of the NADP mercury deposition network (MDN). *Atmospheric Environment* 43' 4223–4233.

Risch, M.R., D.A. Gay, K.K. Fowler, G.J. Keeler, S.M. Backus, P. Blanchard, J.A. Barres et J.T. Dvonch. 2012. « Spatial patterns and temporal trends in mercury concentrations, precipitation depths, and mercury wet deposition

in the North American Great Lakes region, 2002–2008 ». *Environmental Pollution*, 161: 261–271.

Robson, M., Melymuk, L., Csiszar, SA., Giang, A., Diamond, ML., et PA. Helm. 2010. Continuing sources of PCBs' The significance of building sealants. *Environ. Internat.* 36: 506-513.

Ruge, Z., D. Muir, P. Helm et R. Lohmann. 2015. "Concentrations, trends, and air-water exchange of PAHs and PBDEs derived from passive samplers in Lake Superior in 2011 ". *Environmental Science and Technology*, 49(23):13777-86.

St. Louis, V. L., Graydon, J. A., Lehnherr, I., Amos, H. M., Sunderland, E. M., St. Pierre, K. A., Emmerton, C. A., Sandilands, K., Tate, M., Steffen, A., Humphreys, E. R. (2019) Atmospheric concentrations and wet/dry loadings of mercury at the remote experimental lakes area, northwestern Ontario, Canada. *Environmental Science and Technology*, 53: 8017-8026.

Salamova, A., et R. Hites. 2011. « Discontinued and alternative brominated flame retardants in the atmosphere and precipitation from the great lakes basin ». *Environmental Science and Technology*, 45: 8698–8706.

Salamova, A., M. Venier et R.A. Hites. 2015. "Revised temporal trends of persistent organic pollutant concentrations in air around the Great Lakes ". *Environmental Science and Technology Letters*, 2: 20-25.

Salamova, A., A. A. Peverly, M. Venier et R. A. Hites. 2016. « Spatial and temporal trends of particle phase organophosphate ester concentrations in the atmosphere of the Great Lakes ». *Environmental Science and Technology* 50: 13249-13255.

Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2011. Note de réévaluation REV2011-01, Abandon de l'endosulfan. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, Ottawa, Canada, 8 p. ISSN : 1925-0649

Shanahan, C. E., S.N. Spak, A. Martinez et K.C. Hornbuckle. 2015. « Inventory of PCBs in Chicago and opportunities for reduction in airborne emissions and human exposure ». *Environmental Science and Technology* 49: 13878–13888.

Shoeib, M., L. Ahrens, L. Jantunen et T. Harner. 2014. « Concentrations in air of organobromine, organochlorine and organophosphate flame retardants in Toronto, Canada ». *Atmospheric Environment*. 99: 140–147.

Shunthirasingham, C., N. Alexandrou, K. A. Brice, H. Dryfhout-Clark, K. Su, C. Shin, R. Park, A. Pajda, R. Noronha et H. Hung. 2018. « Temporal trends of halogenated flame retardants in the atmosphere of the Canadian Great Lakes

Basin (2005–2014) ». *Environmental Science' Processes and Impacts*, 20: 469-479.

Shunthirasingham, C., A. Gawor, H. Hung, K.A. Brice, K. Su, N. Alexandrou, H. Dryfhout-Clark, S. Backus, E. Sverko, C. Shin, R. Park et R. Noronha. 2016. « Atmospheric Concentrations and Loadings of Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in the Canadian Great Lakes Basin (GLB)' Spatial and Temporal Analysis (1992-2012) ». *Environmental Pollution*, 217: 124-133.

Stapleton, H.M., Allen, J.G., Kelly, S.M., Konstantinov, A., Klosterhaus, S., Watkins, D., McClean, M.D., Webster, T.F., 2008. Alternate and new brominated flame retardants detected in U.S. house dust. Environ. Sci. Technol. 42: 6910-6916. https://doi.org/10.1021/es801070p.

Tomy, G.T., G.A. Stern, D.C.G. Muir, A.T. Fisk, C.D. Cymbalisty et J.B. Westmore. 1997. « Quantifying C10–C13 polychloroalkanes in environmental samples by high-resolution gas chromatography electron capture negative ion high resolution mass spectrometry ». *Anal Chem*. 69: 2762-71

Totten, L. A., P.A. Brunciak, C.L. Gigliotti, J. Dachs, T.R. Glenn 4th, E.D. Nelson et S.J. Eisenreich. 2001. « Dynamic air-water exchange of polychlorinated biphenyls in the New York-New Jersey Harbor Estuary ». *Environmental Science & Technology*, 2001, 35(19): 3834-3840.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2021. Great Lakes Integrated Atmospheric Deposition Network Program Technical Report. Publication No. EPA # 905-R-21-002.

USGS. 2017. Estimated annual agricultural pesticide use https://water.usgs.gov/nawqa/pnsp/usage/maps/show_map.php?year=2014&map=ENDOSULFAN&hilo=L&disp=Endosulfan (consulté le 15 octobre 2018).

Venier, M., et R.A. Hites. 2014. « DDT and HCH, two discontinued organochlorine insecticides in the Great Lakes region' Isomer trends and sources ». *Environment International* 69: 159–165.

Venier, M., H. Hung, W. Tych et R. A. Hites. 2012. « Temporal trends of persistent organic pollutants' A comparison of different time series models ». *Environ. Sci. Technol.*, 46(7): 3928-34.

Venier, M., J. Ferrario et R.A. Hites. 2009. « Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in the Atmosphere Around the Great Lakes ». *Environmental Science & Technology*, 43 (4): 1036–1041.

Venier, M., et R. A. Hites. 2010a. "Regression model of partial pressures of PCBs, PAHs, and organochlorine pesticides in the Great Lakes' atmosphere". *Environmental Science and Technology* 44 (2): 618–623.

Venier, M., et R. A. Hites. 2010b. "Time trend analysis of atmospheric POPs concentrations in the Great Lakes region since 1990 ". *Environmental Science and Technology* 44 (21): 8050–8055.

Venier, M., A. Salamova et R. A. Hites. 2015. « Halogenated flame retardants in the Great Lakes environment ». *Accounts Chem. Research*, 48: 1853-1861.

Venier, M., A. Salamova et R. A. Hites. 2016. « Temporal trends of persistent organic pollutant concentrations in precipitation around the Great Lakes ». *Environmental Pollution* 217: 143-148.

Wang, Z. Y.; Cousins, I. T.; Scheringer, M., et K. Hungerbuhler. 2013. Fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs), perfluoroalkane sulfonic acids (PFSAs) and their potential precursors. *Environ. Int.* 60: 242–248.

Wang, Z., Z. Xie, A. Möller, W. Mi, H. Wolschke et R. Ebinghaus. 2014. « Atmospheric concentrations and

gas/particle partitioning of neutral poly- and perfluoroalkyl substances in northern German coast ». *Atmospheric Environment*. 95: 207-213.

Wang S, Salamova A, et M. Venier. 2021. Occurrence, Spatial, and Seasonal Variations, and Gas–Particle Partitioning of Atmospheric Current-Use Pesticides (CUPs) in the Great Lakes Basin. Environmental Science & Technology; 55: 3539-3548.

Weiss-Penzias P. S., Gay D. A., Brigham M. E., Parsons M. T., Gustin M. S., ter Schure A. 2016. Trends in mercury wet deposition and mercury air concentrations across the U.S. and Canada. *Science of the Total Environment*. 568: 546-556.

Wethington, D. M. 3rd, et K.C. Hornbuckle. 2005. "Milwaukee, WI as a source of atmospheric PCBs to Lake Michigan ". *Environmental Science & Technology*, 39 (1), 57-63.

Wong, F., Hung, H., Shunthirasingham, C., Alexandrou, N., Brice, K. A., Dryfhout-Clark, H., Su, K., Shin, C., Park, R., Pajda, A., Noronha, R., Sverko, E., Barresi, E., Fellin, P., et H. Li (en préparation) Time trends of legacy and emerging halogenated flame retardants in air in the Canadian Great Lakes Basin and Arctic.

Wu Y, Salamova A, Venier M. 2021. Using diagnostic ratios to characterize sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Great Lakes atmosphere. *Science of the Total Environment*. 20 mars 2021;761: 143240.

Zhang, Y., D.J. Jacob, H.M. Horowitz, L. Chen, H.M. Amos, D.P. Krabbenhoft, F. Slemr, V.L. St. Louis et E.M. Sunderland. 2016. « Observed decrease in atmospheric mercury explained by global decline in anthropogenic emissions ». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 113, nº 3, 526-531.

Liste des tableaux

Tableau 1. Demi-vies des BPC dans l'air à Point Petre, à Burnt Island et à Egbert (Source ' Hung et coll., 2021)

Tableau 2. Demi-vies ($t_{1/2}$) des PBDE dans l'air à Point Petre et à Burnt Island (Wong et coll., en préparation; Shunthirasingham et coll., 2018)

Tableau 3. Demi-vies ($t_{1/2}$) des POC dans l'air à Point Petre, à Burnt Island et à Egbert (Source ' Hung et coll., 2021)

Tableau 4. Demi-vies des produits ignifuges autres que les PBDE dans l'air à Point Petre et à Burnt Island (Wong et coll., en préparation; Shunthirasingham et coll., 2018)

Liste des figures

Figure 1. Carte des sites du Réseau intégré de surveillance des dépôts atmosphériques (RIDA) des États-Unis et du Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs (programme BGL) du Canada.'

Source ' Version modifiée de l'USEPA, 2021).

Figure 2. Tendances temporelles des concentrations atmosphériques médianes annuelles (en pg/m^3) des biphényles polychlorés totaux (ΣBPC) en phase gazeuse aux stations du RIDA. Dans chacun des graphiques, la ligne pointillée représente la régression exponentielle (statistiquement significative à $p \leq 0,05$), dont la demi-vie ($t_{1/2}$) est calculée, en années. (Source ' USEPA, 2021)

Figure 3. Tendances temporelles (ligne rouge), cycles saisonniers (ligne noire) et mesures (croix bleues) de la somme des 28 BPC dans l'air à a) Point Petre, b) Burnt Island et c) Egbert. Les tendances temporelles et les cycles saisonniers sont obtenus par la méthode de filtration numérique (Source ' Hung et coll., 2021)

Figure 4. Rapport des concentrations de BPC-11 sur les concentrations de BPC Aroclor totaux. Les données ont été corrigées pour les variations démographiques entre les six sites d'échantillonnage. La ligne rouge illustre la périodicité des rapports et la ligne verte, la tendance temporelle à long terme des rapports. Ces rapports doublent à toutes les 13 ± 1 année (adapté de Hites, 2018).

Figure 5. Estimation du bilan massique des flux (kg/an) et inventaires (kg) des BPC totaux pour 2010-2015 et comparaison avec les résultats du bilan massique de 1994-1995 d'après le modèle MICHTOX au lac Michigan. Les couches bleu et vert représentent les couches d'eau et de sédiments, respectivement. L'épaisseur des flèches indique l'ampleur des flux en 2010-2015 (adapté de Guo et coll., 2017)

Figure 6. Tendances temporelles (ligne rouge), cycles saisonniers (ligne noire) et mesures (croix bleues) des BDE-28, 47, 99 et 209 dans l'air à Point Petre. Les tendances temporelles et les cycles saisonniers sont obtenus par la méthode de filtration numérique (Source ' Hung et coll. 2021).

Figure 7. Tendances temporelles du SPFO (à droite) et de l'APFO (à gauche) dans les précipitations recueillies à Point Petre, à Burnt Island et à Sibley. Le volume des précipitations mesuré à chaque période d'échantillonnage ainsi que les concentrations des substances polyfluoroalkylées (PFAS) dans les échantillons d'eau de surface prélevés dans l'eau libre des lacs Ontario, Huron et Supérieur sont également présentés. Les lignes illustrant les tendances et les cycles saisonniers proviennent de l'application du modèle de filtration numérique aux données de précipitations. Les valeurs de p indiquent la signification de la relation monotone entre la concentration et le temps, comme déterminé à l'aide du test de tendance saisonnière de Kendall. Les symboles indiquant les concentrations mesurées des substances perfluoroalkylées sous le seuil de détection ne donnent aucune concentration précise. Les symboles marqués d'un « j » représentent les mesures estimatives, dont le ratio signal-bruit était de l'ordre de 3'1, qui étaient inférieures au seuil de déclaration. Les valeurs sont des valeurs estimatives. (Source ' Gewurtz et coll., 2019)

Figure 8. Concentration de mercure total dans les précipitations (à gauche) et dépôt humide du mercure total (à droite) dans la région des Grands Lacs. Les graphiques du haut sont pour 2003 et ceux du bas, pour 2019. (Source ' NADP http'//nadp.slh.wisc.edu/MDN/)

Figure 9. Tendance temporelle (ligne rouge), cycle saisonnier (ligne noire) et mesures (croix bleues) de l'HBCDD dans l'air à Point Petre. Les mesures de l'HBCDD sont la somme des isomères γ, β et γ. Les tendances temporelles et les cycles saisonniers sont obtenus par la méthode de filtration numérique (Source ' Wong et coll., en préparation)

Figure 10. Tendances temporelles (ligne rouge), cycles saisonniers (ligne noire) et mesures (croix bleues) du γ-HCH, d'endosulfan-1 (ENDO-I), de TC, de CC, de *p,p'*-DDT dans l'air à Point Petre. Les tendances temporelles et les cycles saisonniers sont obtenus par la méthode de filtration numérique (Source ' Hung et coll. 2021)

Figure 11. Tendances temporelles des concentrations atmosphériques médianes annuelles (en pg/m^3) de l'α-hexachlorocyclohexane et du λ-hexachlorocyclohexane (additionnées ensemble) en phase gazeuse mesurées dans les stations du RIDA. Dans chaque graphique, la ligne pointillée représente la régression exponentielle (statistiquement significative à $p \leq 0,05$), à partir de laquelle la demi-vie ($t_{1/2}$) est calculée. (Source ' USEPA, 2021)

Figure 12. Tendances temporelles de la concentration atmosphérique médiane annuelle (en pg/m^3) des endosulfans totaux (somme de l'endosulfan I, de l'endosulfan II et du sulfate d'endosulfan) en phase gazeuse aux stations du RIDA. Dans chaque graphique, la ligne pointillée représente la régression exponentielle (statistiquement significative à $p \leq 0,05$), à partir de laquelle la demi-vie ($t_{1/2}$) est calculée. (Source ' USEPA, 2021)

Figure 13. Tendances temporelles de la concentration atmosphérique médiane annuelle (en pg/m^3) des DDT totaux en phase gazeuse à des stations du RIDA. Dans chaque graphique, la ligne pointillée représente la régression exponentielle (statistiquement significative à $p \leq 0,05$), à partir de laquelle la demi-vie ($t_{1/2}$) est calculée. (Source : USEPA, 2021)

Figure 14. Tendances temporelles (ligne rouge), cycles saisonniers (ligne noire) et mesures (croix bleues) de l'anti-DDC-CO et du syn-DDC-CO, du DBDPE, de l'EH-TBB, de l'HBBz et du PBT dans l'air à Point Petre. Les tendances temporelles et les cycles saisonniers sont obtenus par la méthode de filtration numérique (Source : Wong et coll., en préparation)

Figure 15. Tendances temporelles des concentrations d'APFB (à gauche) et d'APFHx (à droite) dans les échantillons de précipitations prélevés à Point Petre, à Burnt Island et à Sibley. Les volumes de précipitations mesurés à chaque période d'échantillonnage, ainsi que les concentrations de substances polyfluoroalkylées dans les échantillons d'eau de surface prélevés dans l'eau libre des lacs Ontario, Huron et Supérieur sont également présentés. Les lignes illustrant les tendances et les cycles saisonniers proviennent de l'application du modèle de filtration numérique aux données de précipitations. Les valeurs de p indiquent la signification de la relation monotone entre la concentration et le temps, comme déterminé à l'aide du test de tendance saisonnière de Kendall. Les symboles indiquant les concentrations mesurées des substances perfluoroalkylées sous le seuil de détection ne donnent aucune concentration. Les symboles marqués d'un « j » représentent les mesures estimatives, dont le ratio signal-bruit était supérieur à 3'1, qui étaient inférieures au seuil de déclaration. Les valeurs sont des valeurs estimatives. (Source : Gewurtz et coll., 2019)

Figure 16. Demi-vie ($t_{1/2}$) et temps de doublement (t_2) des HAP dans les échantillons d'air prélevés à Burnt Island (BNT), à Egbert (EGB) et à Point Petre (PPT). L'intervalle de 36 jours à PPT représente le taux de variation au site de PPT à l'aide d'un intervalle constant de 36 jours pour les données d'avant 2012. Sinon, les données d'échantillons prélevés à intervalles de 12 jours ont été utilisées pour PPT. Seules les tendances significatives à la hausse ou à la baisse sont présentées. Liste des abréviations : acénaphtène (Ace), anthanthrène (Anthan), anthracène (Anthra), benzo[a]anthracène (BaA),benzo[a]pyrène (BaP),benzo[*b*]fluoranthène (BbF), benzo[e]pyrène (BeP),benzo[*g*,*h*,*i*]fluoranthène (BghiF), benzo[*g*,*h*,*i*]pérylène (BghiP),benzo[*k*]fluoranthène (BkF), chrysène (Chr), coronène (Coron), dibenzo[*a*,*c*]anthracène (DacA), dibenzo[*a*,*h*]anthracène (DahA), fluorène (Fluor), fluoranthène (Fluort), indéno[1,2,3-*cd*]pyrène (Ind), phénanthrène (Phe), pyrène (Pyr), rétène (Ret) et triphénylène (Trip). (Source : Li et coll., 2021)

Figure 17. Demi-vie ($t_{1/2}$) et temps de doublement (t_2) de métaux à Burnt Island (BNT), à Egbert (EGB) et à Point Petre (PPT). Liste des abréviations : aluminium (Al), arsenic (As), baryum (Ba), bismuth (Bi), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), cuivre (Cu), fer (Fe), manganèse (Mn), molybdène (Mo), nickel (Ni), plomb (Pb), antimoine (Sb), sélénium (Se), strontium (Sr), titane (Ti), vanadium (V) et zinc (Zn). (Source : Li et coll., 2020)

Dernière mise à jour

Rapport État des Grands Lacs 2022

BPC	Période	∑28 BPC		18		28		31		52	
Station		$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2
Point Petre (lac Ontario)	1992-2017	17	0,92	11	0,94	43	0,32	16	0,86	15	0,93
Burnt Island (lac Huron)	1992-2013	65	0,17	9,8	0,93	160	0,024	-	-	29	0,63
Egbert (lac Huron)	1995-2006	74	0,044	8,3	0,59	68	0,043	-	-	32	0,2
		101		**118**		**138**		**153**		**180**	
Station		$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2
Point Petre (lac Ontario)	1992-2017	14	0,90	14	0,92	17	0,65	15	0,85	11	0,85
Burnt Island (lac Huron)	1992-2012	34	0,56	22	0,44	17	0,33	31	0,59	8,9	0,75
Egbert (lac Huron)	1995-2006	37	0,20	39	0,48	-	-	58	0,076	23	0,29

Tableau 1. Demi-vies ($t_{1/2}$) des BPC dans l'air à Point Petre, à Burnt Island et à Egbert (Source ' Hung et coll., 2021)

	Point Petre (2005-2017)		***Burnt Island (2005-2013)***	
	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2
BDE28	31	0,13	26	0,36
BDE47	7,7	0,81	-23	0,39
BDE99	5,9	0,81	13	0,44
BDE209	12	0,29	5,7	0,96

Tableau 2. Demi-vies des PBDE dans l'air à Point Petre et à Burnt Island (Wong et coll., en préparation; Shunthirasingham et coll., 2018)

POC	Période	aldrine		α-HCH		γ-HCH		c-chlordane		t-chlordane		t-nonachlor	
Station		$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2
Point Petre (lac Ontario)	1992-2017	6,2	0,68	4,8	0,99	4,3	0,96	9,8	0,90	9,4	0,94	13	0,90
Burnt Island (lac Huron)	1992-2012	7,6	0,61	4,9	0,99	4,7	0,94	11	0,83	12	0,95	13	0,92
Egbert (lac Huron)	1995-2006	7,1	0,81	4,2	0,98	4,7	0,87	34	0,25	31	0,26	52	0,16
POC	**Période**	**p,p'-DDT**		**p,p'-DDE**		**p,p'-DDD**		**o,p'-DDT**		**o,p'-DDE**		**dieldrine**	
Station		$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2
Point Petre (lac Ontario)	1992-2017	9,1	0,83	12	0,92	7,5	0,90	9,0	0,87	11	0,84	10	0,94
Burnt Island (lac Huron)	1992-2012	7,4	0,94	9,6	0,94	9,5	0,86	9,3	0,88	7,2	0,98	10	0,94
Egbert (lac Huron)	1995-2006	12	0,49	38	0,10	12	0,75	28	0,22	14	0,87	18	0,41

POC	Période	α-endosulfan		β-endosulfan		Sulfate d'endosulfan		heptachlore		époxyde d'heptachlore	
Station		$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2
Point Petre (lac Ontario)	1992-2017	4,8	0,63	5,2	0,78	8,1	0,64	6,5	0,89	4,7	0,86
Burnt Island (lac Huron)	1992-2012	13	0,62	11	0,78	10	0,61	8,6	0,52	5,8	0,87
Egbert (lac Huron)	1995-2006	38	0,1	28	0,10	4,5	0,96	8,3	0,33	12	0,82

POC	Période	oxychlordane		mirex		photomirex	
Station		$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2
Point Petre (lac Ontario)	1992-2017	8,5	0,91	13	0,89	9,4	0,82
Burnt Island (lac Huron)	1992-2012	12	0,90	28	0,16	6,1	0,76
Egbert (lac Huron)	1995-2006	71	0,10	8,0	0,80	4,6	0,88

Tableau 3. Demi-vies ($t_{1/2}$) des COP dans l'air à Point Petre, à Burnt Island et à Egbert (Source ' Hung et coll., 2021)

	Point Petre (2005-2017)		Burnt Island (2005-2013)	
	$t_{1/2}$	r^2	$t_{1/2}$	r^2
TBP-AE	28	0,019	24	0,10
TBP-BAE	90	0,074		
PBT	-13	0,30	2,1	0,99
TBP-DBPE	-3,9	0,78		
HBBz	-39	0,036	27	0,11
PBEB	7,7	0,82		
DBDPE	-2,6	0,53		
EH-TBB	-16	0,094		
HBCDD	-1,6	0,73		
anti-DDC-CO	5,4	0,47	3,4	0,36
syn-DDC-CO	3,8	0,66	-7,6	0,21

Tableau 4. Demi-vies des produits ignifuges autres que les PBDE dans l'air à Point Petre et à Burnt Island (Wong et coll., en préparation; Shunthirasingham et coll., 2018)

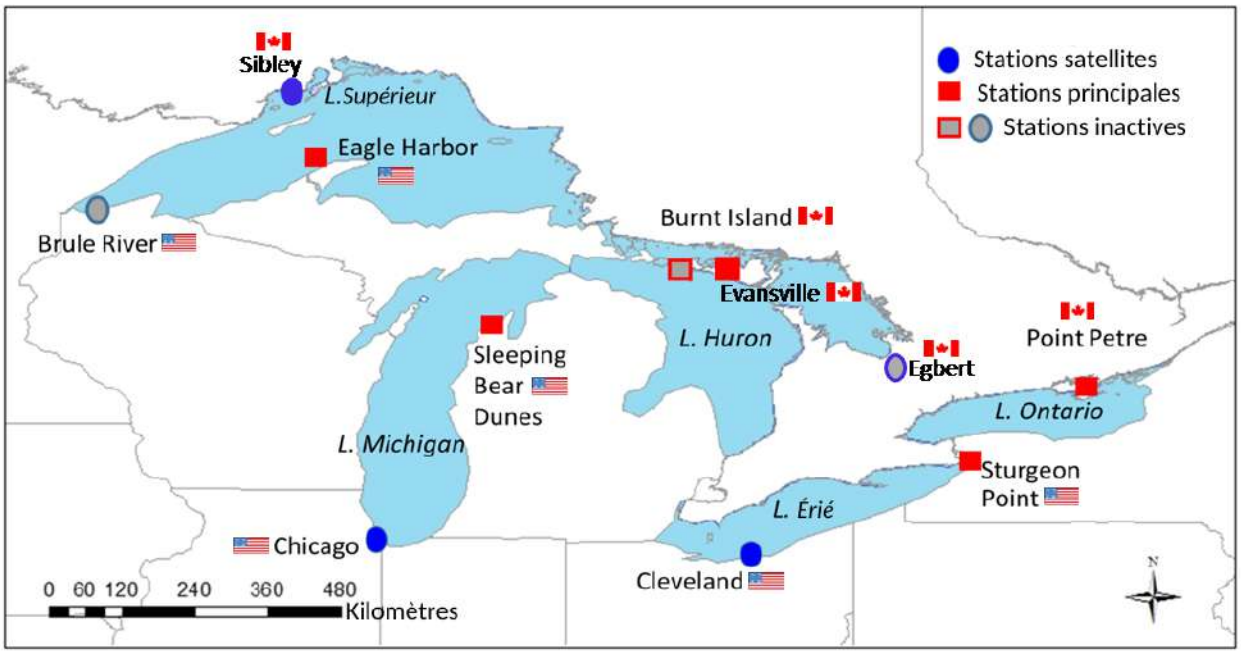


Figure 1. Carte des sites du Réseau intégré de surveillance des dépôts atmosphériques(RIDA) et du bassin des Grands Lacs. (Source ' version modifiée de l'USEPA, 2021)

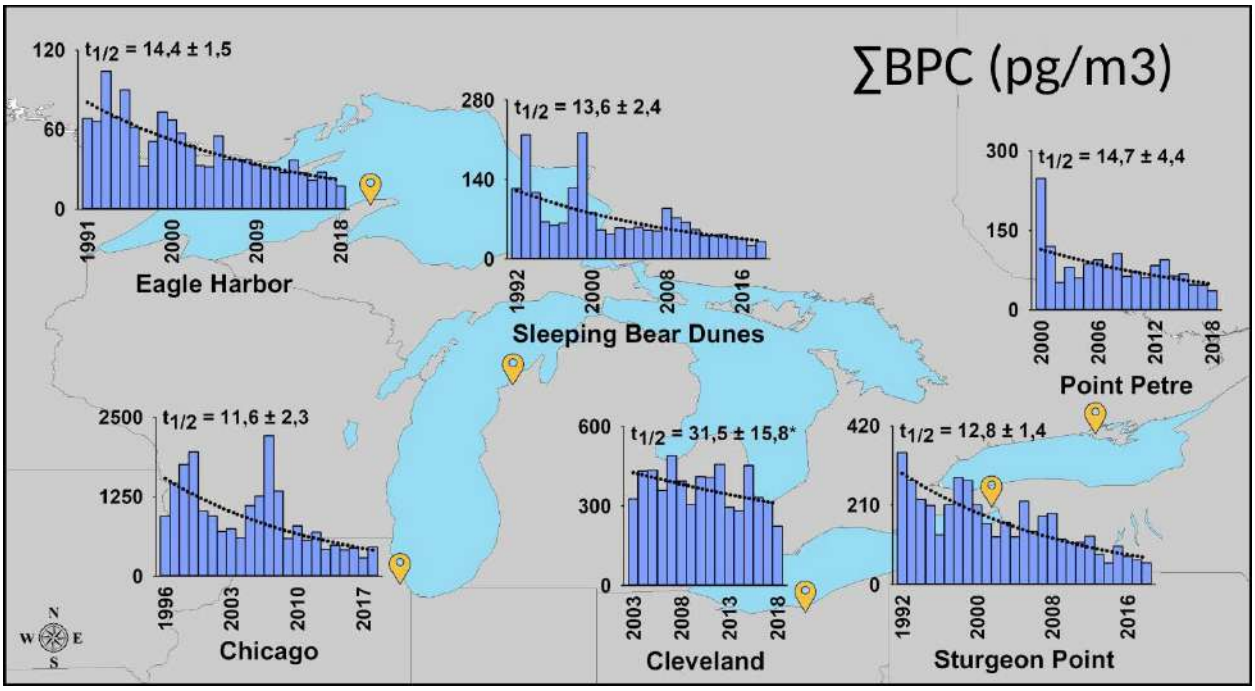


Figure 2. Tendances temporelles des concentrations atmosphériques médianes annuelles (en pg/m^3) des biphényles polychlorés totaux (∑BPC) en phase gazeuse aux stations du RIDA. Dans chacun des graphiques, la ligne pointillée représente la régression exponentielle (statistiquement significative à $p \leq 0,05$), dont la demi-vie ($t_{1/2}$) est calculée, en années. (Source ' USEPA, 2021)

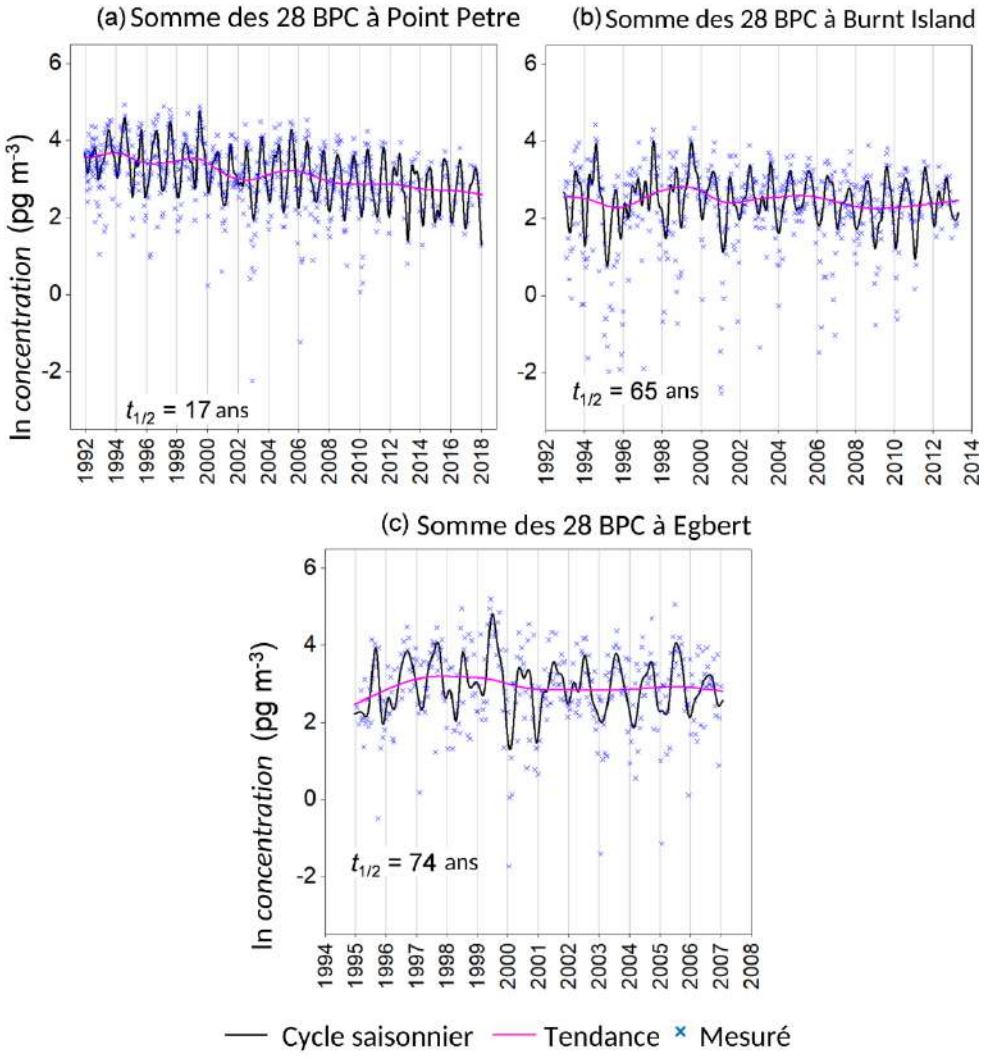


Figure 3. Tendances temporelles (ligne rouge), cycles saisonniers (ligne noire) et mesures (croix bleues) de la somme des 28 BPC dans l'air à a) Point Petre, b) Burnt Island et c) Egbert. Les tendances temporelles et les cycles saisonniers sont obtenus par la méthode de filtration numérique. (Source ' Hung et coll., 2021)

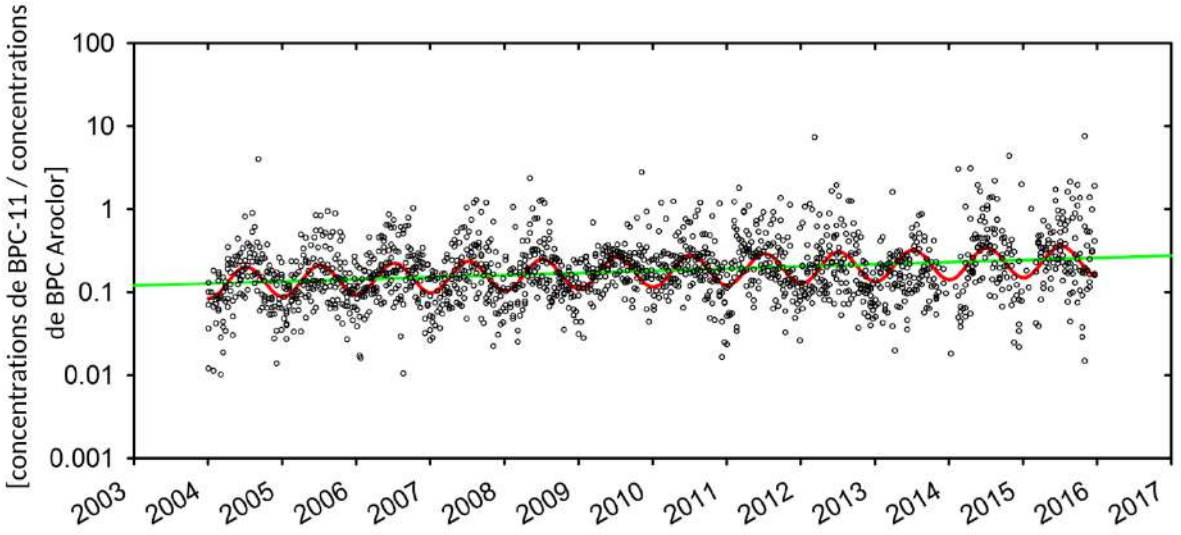


Figure 4. Rapport des concentrations de BPC-11 sur les concentrations de BPC Aroclor totaux. Les données ont été corrigées pour les variations démographiques entre les six sites d'échantillonnage. La ligne rouge illustre la périodicité des rapports et la ligne verte, la tendance temporelle à long terme des rapports. Ces rapports doublent à toutes les 13 ± 1 année (Source ' Hites, 2018).

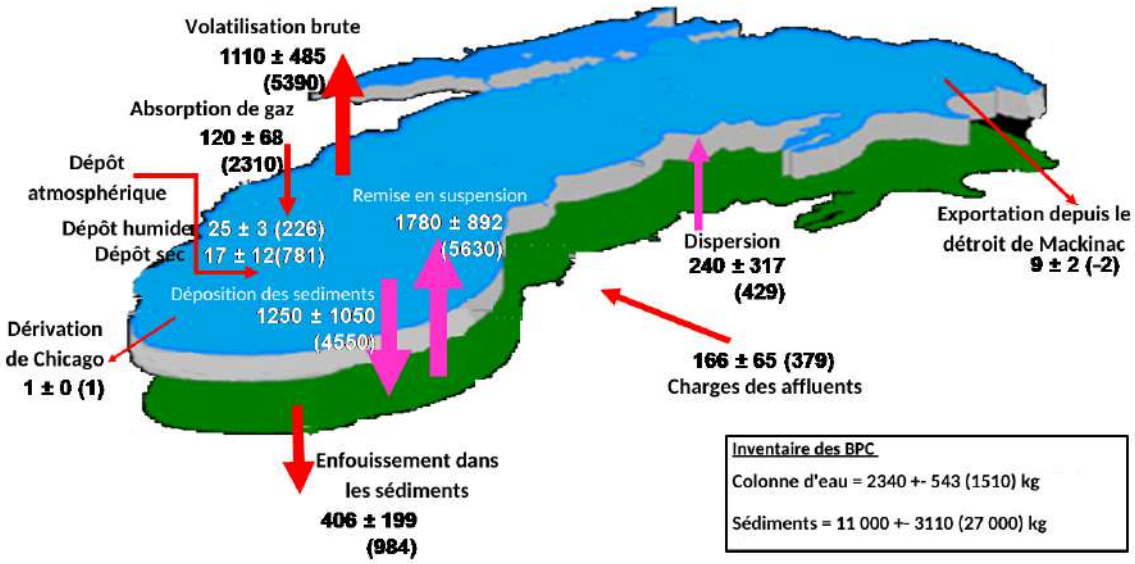


Figure 5. Estimation du bilan massique des flux (kg/an) et inventaires (kg) des BPC totaux pour 2010-2015 et comparaison avec les résultats du bilan massique de 1994-1995 d'après le modèle MICHTOX au lac Michigan. Les couches bleu et vert représentent les couches d'eau et de sédiments, respectivement. L'épaisseur des flèches indique l'ampleur des flux en 2010-2015 (Source ' Guo et coll., 2017).

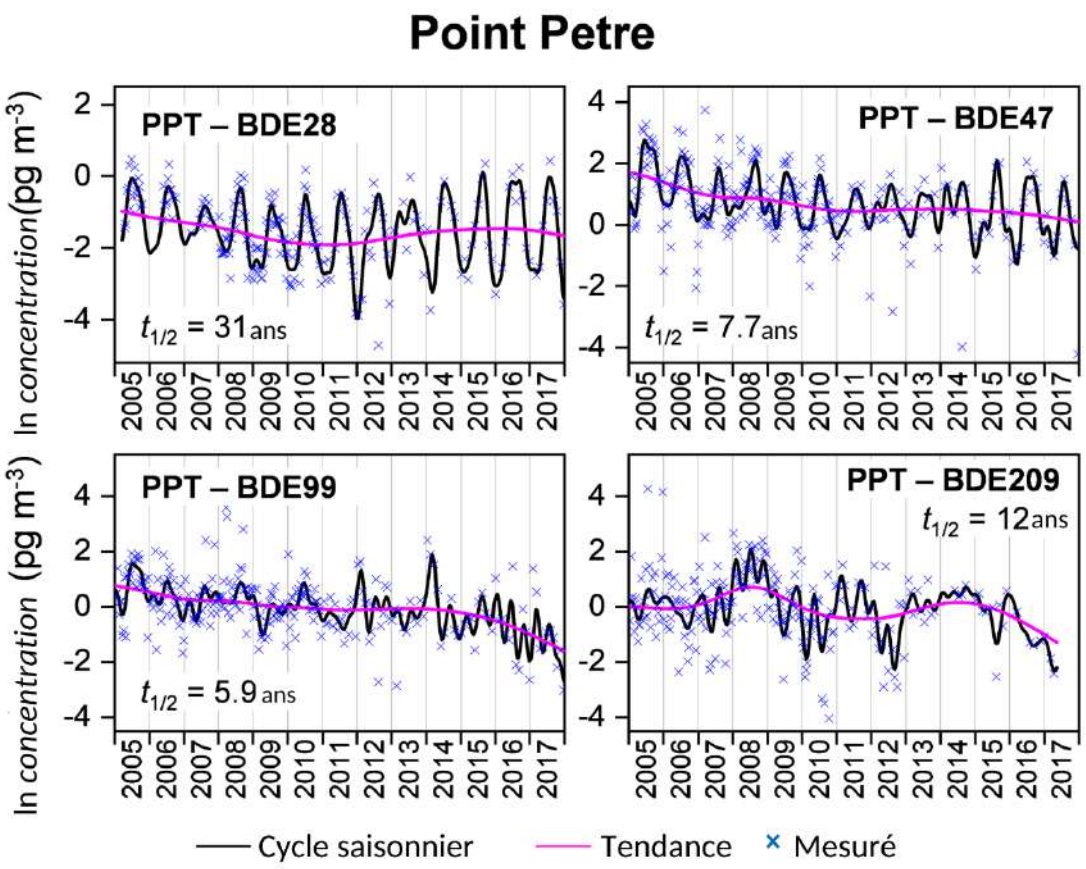


Figure 6. Tendances temporelles (ligne rouge), cycles saisonniers (ligne noire) et mesures (croix bleues) des BDE-28, 47, 99 et 209 dans l'air à Point Petre. Les tendances temporelles et les cycles saisonniers sont obtenus par la méthode de filtration numérique (Source ' Hung et coll. 2021).

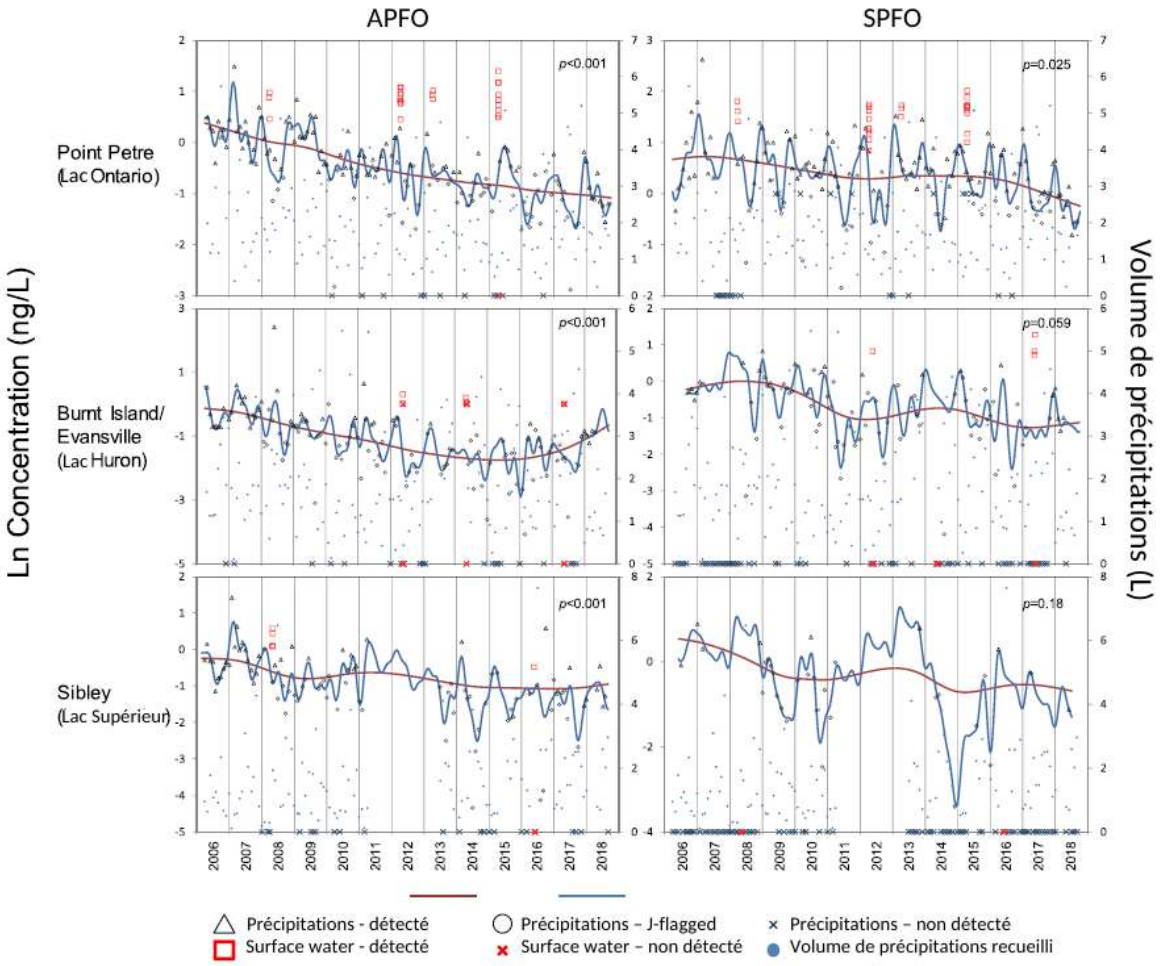


Figure 7. Tendances temporelles du SPFO (à droite) et de l'APFO (à gauche) dans les précipitations recueillies à Point Petre, à Burnt Island et à Sibley. Le volume des précipitations mesuré à chaque période d'échantillonnage ainsi que les concentrations des substances polyfluoroalkylées (PFAS) dans les échantillons d'eau de surface prélevés dans l'eau libre des lacs Ontario, Huron et Supérieur sont également présentés. Les lignes illustrant les tendances et les cycles saisonniers proviennent de l'application du modèle de filtration numérique aux données de précipitations. Les valeurs de p indiquent la signification de la relation monotone entre la concentration et le temps, comme déterminé à l'aide du test de tendance saisonnière de Kendall. Les symboles indiquant les concentrations mesurées des substances perfluoroalkylées sous le seuil de détection ne donnent aucune concentration précise. Les symboles marqués d'un « j » représentent les mesures estimatives, dont le ratio signal-bruit était de l'ordre de 3'1, qui étaient inférieures au seuil de déclaration. Les valeurs sont des valeurs estimatives. (Source ' Gewurtz et coll., 2019)

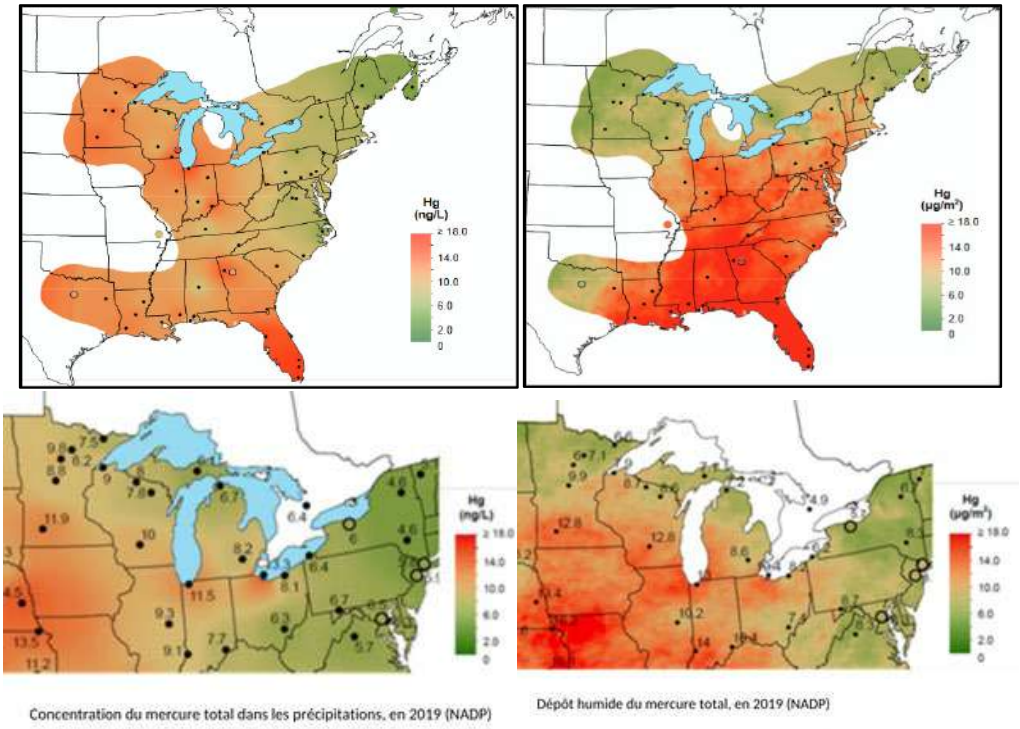


Figure 8. Concentration de mercure total dans les précipitations (à gauche) et dépôt humide du mercure total (à droite) dans la région des Grands Lacs. Les graphiques du haut sont pour 2003 et ceux du bas, pour 2019. (Source ' NADP http'//nadp.slh.wisc.edu/MDN/)

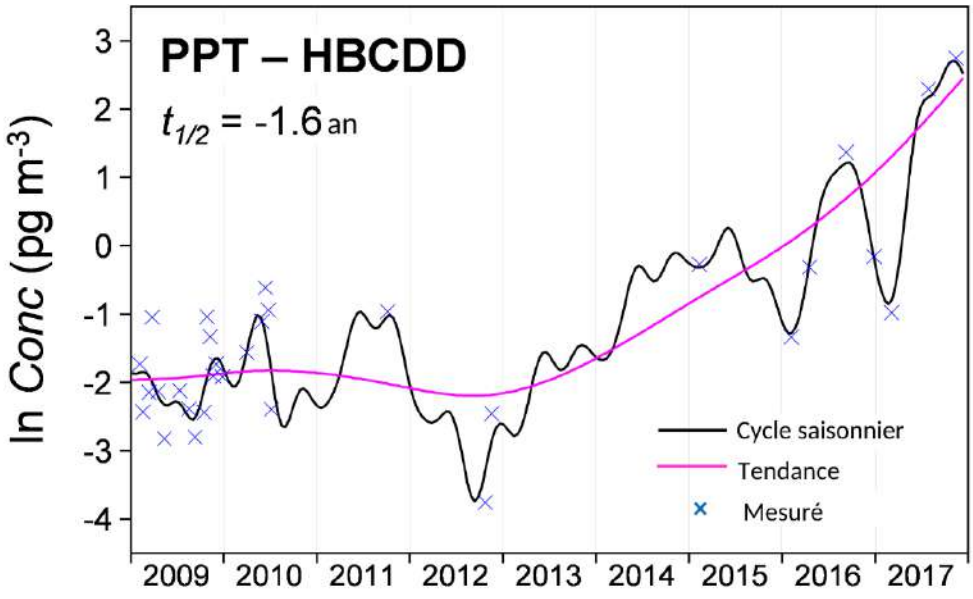


Figure 9. Tendance temporelle (ligne rouge), cycle saisonnier (ligne noire) et mesures (croix bleues) de l'HBCDD dans l'air à Point Petre. Les mesures de l'HBCDD sont la somme des isomères γ, β et γ. Les tendances temporelles et les cycles saisonniers sont obtenus par la méthode de filtration numérique (Source ' Wong et coll., en préparation).

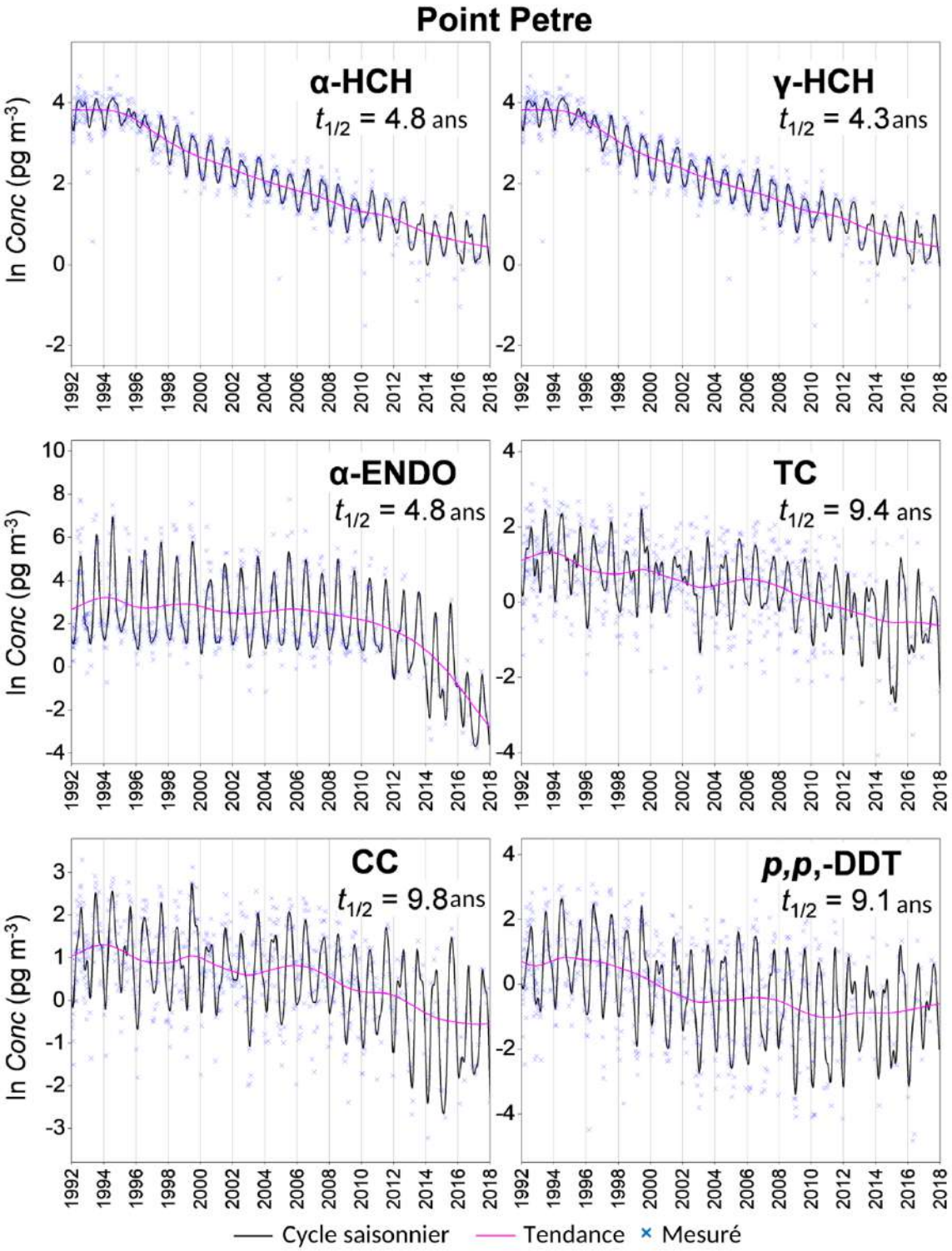


Figure 10. Tendances temporelles (ligne rouge), cycles saisonniers (ligne noire) et mesures (croix bleues) du γ-HCH, d'endosulfan-1 (ENDO-I), de TC, de CC, de p,p'-DDT dans l'air à Point Petre. Les tendances temporelles et les cycles saisonniers sont obtenus par la méthode de filtration numérique (Source ' Hung et coll. 2021).

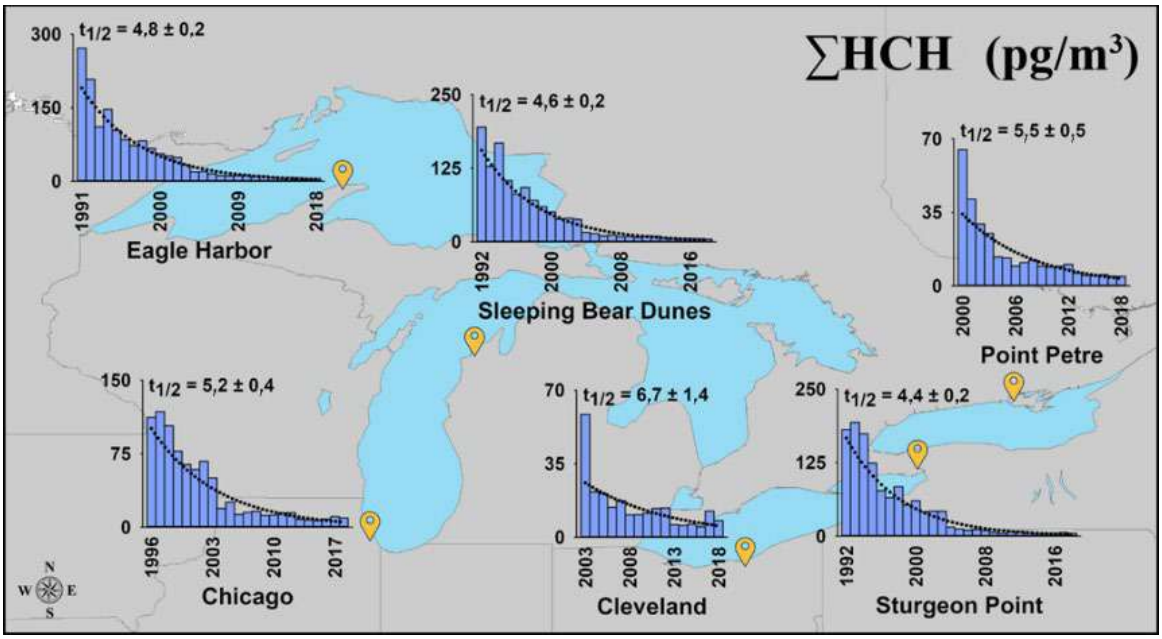


Figure 11. Tendances temporelles des concentrations atmosphériques médianes annuelles (en pg/m^3) de l'α-hexachlorocyclohexane et du λ-hexachlorocyclohexane (additionnées ensemble) en phase gazeuse mesurées dans les stations du RIDA. Dans chaque graphique, la ligne pointillée représente la régression exponentielle (statistiquement significative à $p \leq 0,05$), à partir de laquelle la demi-vie ($t_{1/2}$) est calculée. (Source ' USEPA, 2021)

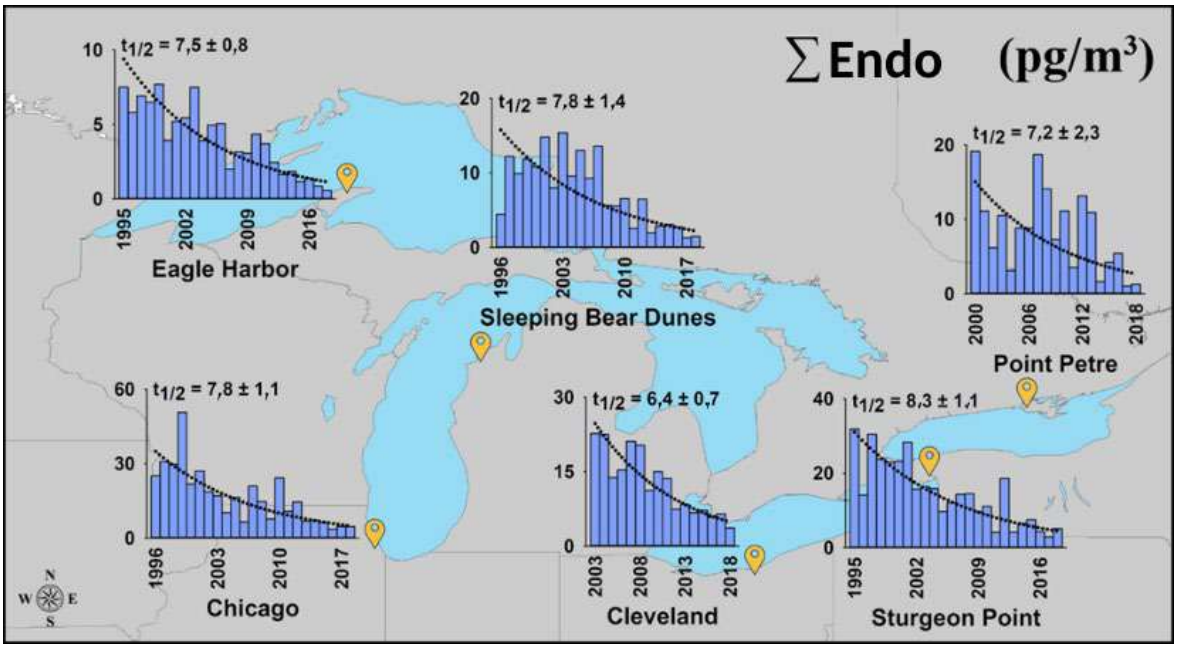


Figure 12. Tendances temporelles de la concentration atmosphérique médiane annuelle (en pg/m^3) des endosulfans totaux (somme de l'endosulfan I, de l'endosulfan II et du sulfate d'endosulfan) en phase gazeuse aux stations du RIDA. Dans chaque graphique, la ligne pointillée représente la régression exponentielle (statistiquement significative à $p \leq 0,05$), à partir de laquelle la demi-vie ($t_{1/2}$) est calculée. (Source ' USEPA, 2021)

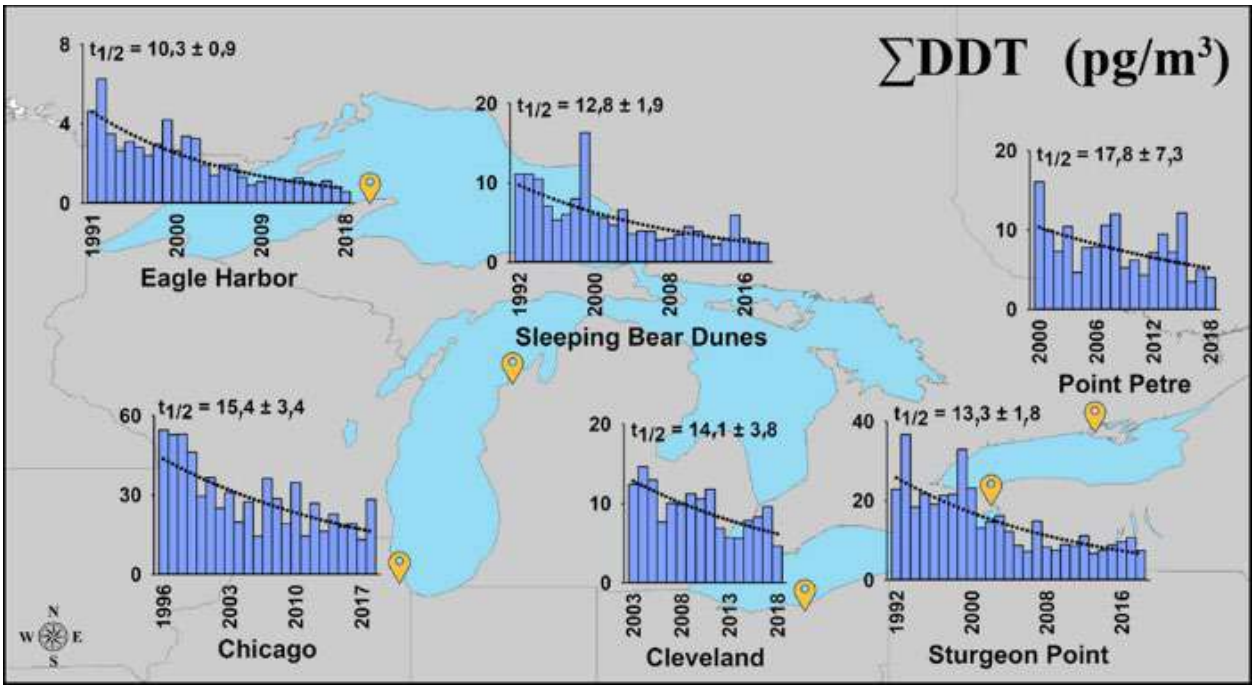


Figure 13. Tendances temporelles de la concentration atmosphérique médiane annuelle (en pg/m^3) des DDT totaux en phase gazeuse dans les stations du RIDA. Dans chaque graphique, la ligne pointillée représente la régression exponentielle (statistiquement significative à $p \leq 0,05$), à partir de laquelle la demi-vie ($t_{1/2}$) est calculée. (Source ' USEPA, 2021)

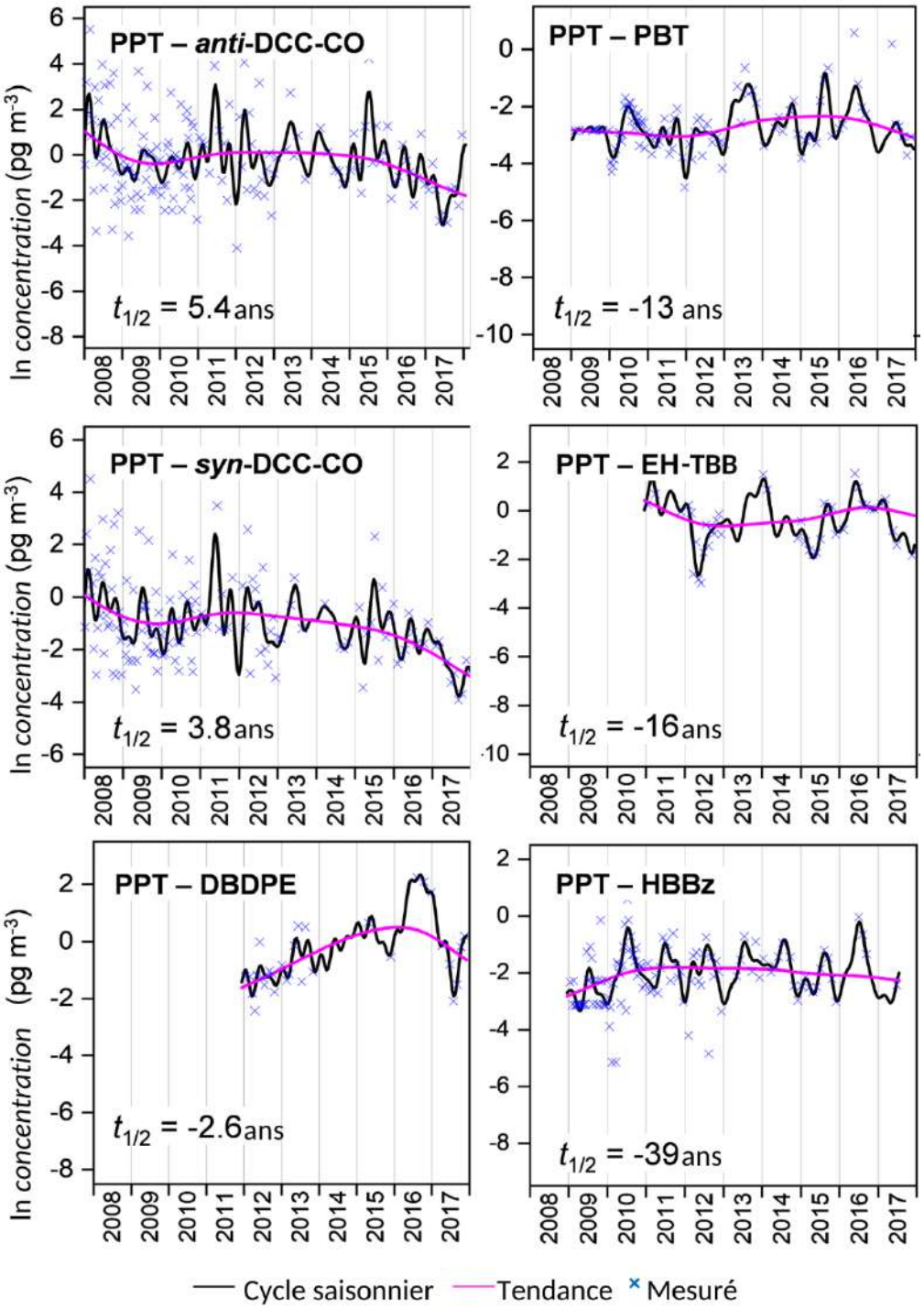


Figure 14. Tendances temporelles (ligne rouge), cycles saisonniers (ligne noire) et mesures (croix bleues) de l'anti- DDC-CO et du syn-DDC-CO, du DBDPE, de l'EH-TBB, de l'HBBz et du PBT dans l'air à Point Petre. Les tendances temporelles et les cycles saisonniers sont obtenus par la méthode de filtration numérique (Source ' Wong et coll., en préparation)

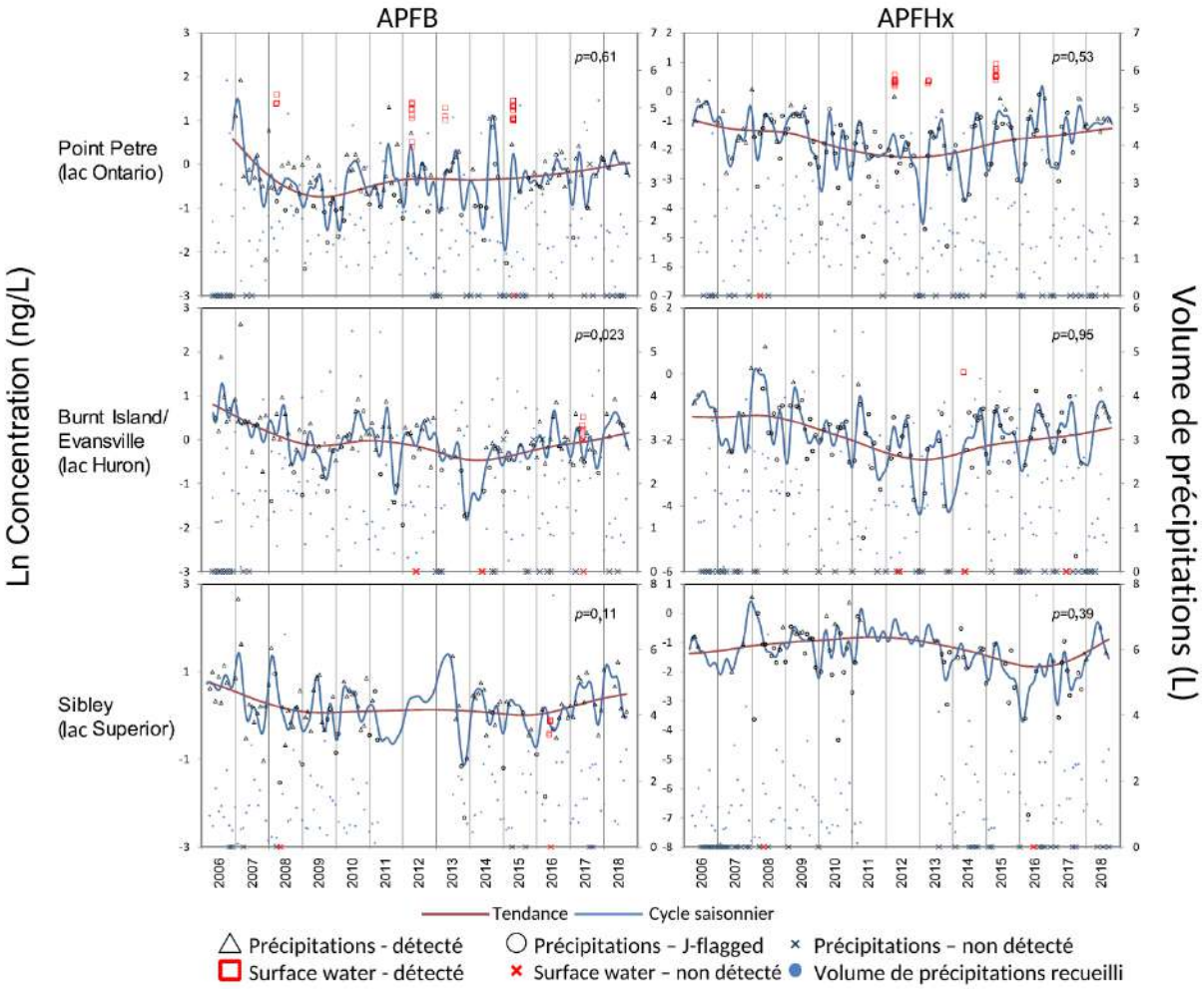


Figure 15. Tendances temporelles des concentrations d'APFB (à gauche) et d'APFHx (à droite) dans les échantillons de précipitations prélevés à Point Petre, à Burnt Island et à Sibley. Les volumes de précipitations mesurés à chaque période d'échantillonnage, ainsi que les concentrations de substances polyfluoroalkylées dans les échantillons d'eau de surface prélevés dans l'eau libre des lacs Ontario, Huron et Supérieur sont également présentés. Les lignes illustrant les tendances et les cycles saisonniers proviennent de l'application du modèle de filtration numérique aux données de précipitations. Les valeurs de p indiquent la signification de la relation monotone entre la concentration et le temps, comme déterminé à l'aide du test de tendance saisonnière de Kendall. Les symboles indiquant les concentrations mesurées des substances perfluoroalkylées sous le seuil de détection ne donnent aucune concentration. Les symboles marqués d'un « j » représentent les mesures estimatives, dont le ratio signal-bruit était supérieur à 3'1, qui étaient inférieures au seuil de déclaration. Les valeurs sont des valeurs estimatives. (Source ' Gewurtz et coll., 2019)

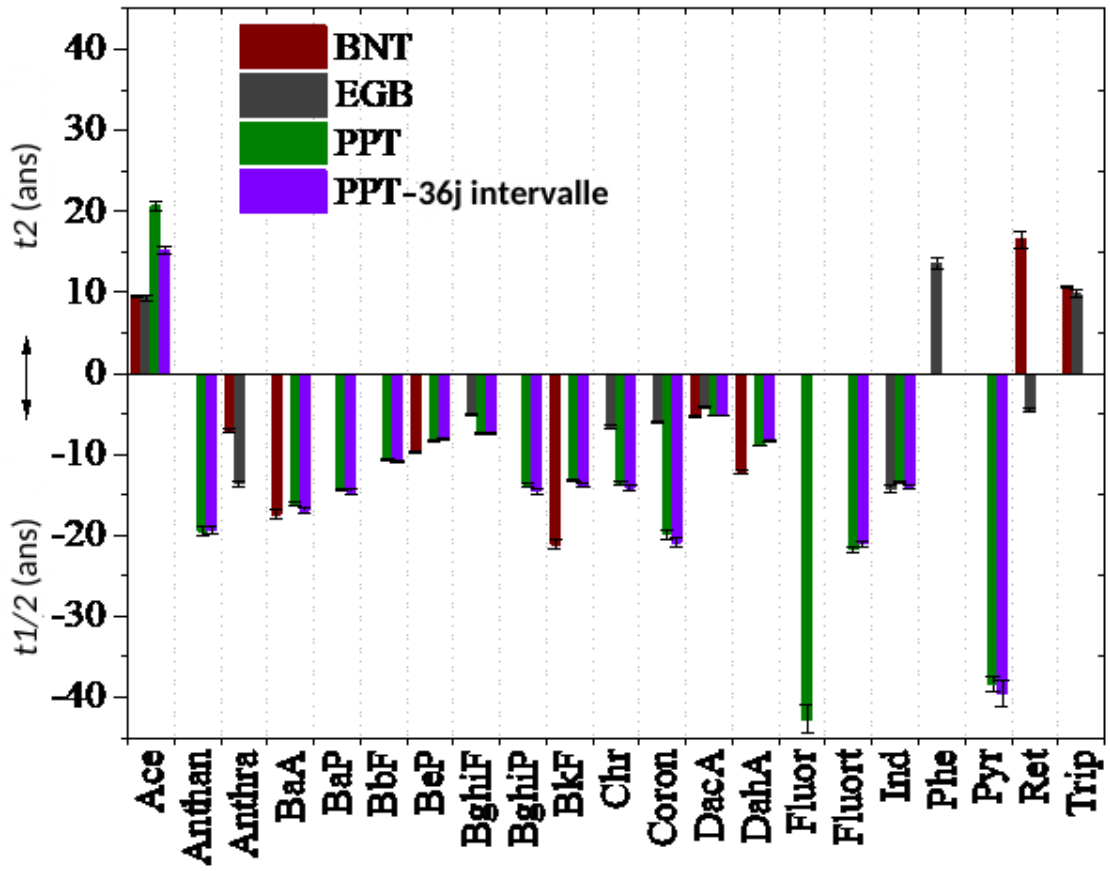


Figure 16. Demi-vie ($t_{1/2}$) et temps de doublement (t_2) des HAP dans les échantillons d'air prélevés à Burnt Island (BNT), à Egbert (EGB) et à Point Petre (PPT). L'intervalle de 36 jours à PPT représente le taux de variation au site de PPT à l'aide d'un intervalle constant de 36 jours pour les données d'avant 2012. Sinon, les données d'échantillons prélevés à intervalles de 12 jours ont été utilisées pour PPT. Seules les tendances significatives à la hausse ou à la baisse sont présentées. Liste des abréviations ' acénaphtène (Ace), anthanthrène (Anthan), anthracène (Anthra), benzo[a]anthracène (BaA),benzo[a]pyrène (BaP),benzo[b]fluoranthène (BbF), benzo[e]pyrène (BeP),benzo[g,h,i]fluoranthène (BghiF), benzo[g,h,i]pérylène (BghiP),benzo[k]fluoranthène (BkF), chrysène (Chr), coronène (Coron), dibenzo[a,c]anthracène (DacA), dibenzo[a,h]anthracène (DahA), fluorène (Fluor), fluoranthène (Fluort), indéno[1,2,3-cd]pyrène (Ind), phénanthrène (Phe), pyrène (Pyr), rétène (Ret) et triphénylène (Trip). (Source ' Li et coll., 2021)

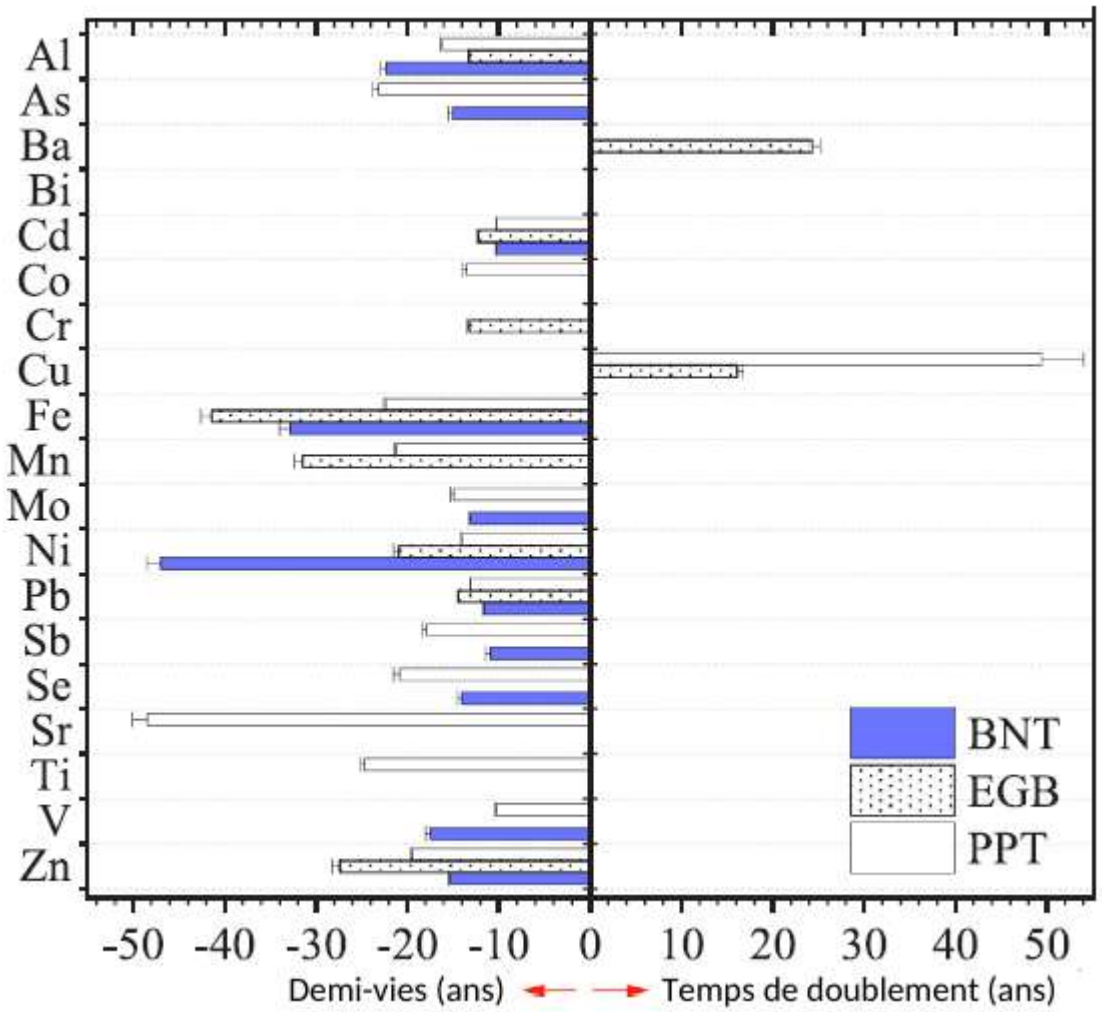


Figure 17. Demi-vie ($t_{1/2}$) et temps de doublement (t_2) de métaux à Burnt Island (BNT), à Egbert (EGB) et à Point Petre (PPT). Liste des abréviations ' aluminium (Al), arsenic (As), baryum (Ba), bismuth (Bi), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), cuivre (Cu), fer (Fe), manganèse (Mn), molybdène (Mo), nickel (Ni), plomb (Pb), antimoine (Sb), sélénium (Se), strontium (Sr), titane (Ti), vanadium (V) et zinc (Zn). (Source ' Li et coll., 2020)

Sous-indicateur : Invertébrés des milieux humides côtiers

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Indéterminée

Justification : En 2019, la majorité des milieux humides n'ont pas été classés dans la catégorie « dégradé » selon leur cote de l'indice d'intégrité biotique (IIB). De 2011 à 2019, le nombre de sites classés dans les catégories « dégradé » (excessivement dégradé, dégradé, modérément dégradé) représentait encore de 12 à 30 % de tous les sites qui ont reçu annuellement une cote de l'IIB des macroinvertébrés dans le bassin des Grands Lacs. Il n'y a pas eu d'augmentation ou de diminution constante des cotes de l'IIB à l'échelle du bassin ou de la cote moyenne de l'IIB dans les lacs (figures 1, 2 et 3) au cours des neuf dernières années. À cause du faible pourcentage de milieux humides échantillonnés dans les lacs Ontario et Érié assortis d'une cote de l'IIB (11 % et 7 %; tableau 2), la tendance globale n'est pas déterminée.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Indéterminée

Justification : Les milieux humides côtiers du lac Supérieur n'entrent pas dans la catégorie des milieux dégradés selon les cotes de l'IIB (figure 5). De 2011 à 2019, le nombre de milieux humides classés dans la catégorie « dégradé » représentait de 0 à 25 % des sites du lac Supérieur qui ont reçu annuellement une cote de l'IIB des macroinvertébrés. En 2015, 2016, 2017 et 2019, aucun site n'a été classé dans la catégorie « référence ». De plus, 2019 a marqué l'année où un premier site du lac Supérieur a été classé comme « dégradé », soit la cote la plus basse pour ce lac à ce jour (figure 5). En 2014-2016 et en 2018, moins de 50 % des sites échantillonnés renfermaient les zones de végétation requises pour la détermination des cotes de l'IIB, ce qui explique pourquoi la tendance est indéterminée.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Indéterminée

Justification : La majorité des milieux humides côtiers du lac Michigan ne font pas partie des catégories « dégradé » (figure 7) selon les cotes de l'IIB. De 2011 à 2019, le pourcentage de sites classés dans les catégories « dégradé » (modérément dégradé, dégradé, extrêmement dégradé) représentait encore de 0 à 43 % des sites du lac Michigan

qui ont reçu une cote de l'IIB des macroinvertébrés. Il n'y a toujours pas de sites extrêmement dégradés ni de changement manifeste de la proportion des sites dans les catégories « dégradé ». La tendance est indéterminée à cause du faible nombre de sites admissibles à un calcul de la cote de l'IIB en 2013 et en 2018.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Inchangée

Justification : La majorité des milieux humides côtiers du lac Huron ne sont pas dans les catégories « dégradé » (figure 9) selon les cotes de l'IIB. De 2011 à 2019, le nombre de sites classés dans les catégories « dégradé » (modérément dégradé, dégradé, extrêmement dégradé) représentait toujours de 0 à 31 % des sites du lac Huron qui ont reçu une cote de l'IIB des macroinvertébrés. Il n'y a aucune tendance liée à la cote moyenne de l'IIB pour le lac, même si, au cours des dernières années, la plupart des sites se trouvaient de façon constante dans la plage moyenne de qualité du site (modérément dégradé, modérément touché, légèrement touché). Environ un tiers des sites du lac Huron se trouvent dans la rivière Ste-Marie. Ces sites fluviaux ont une plage de qualité comparable (modérément dégradé à référence) à celle d'autres zones du nord du lac Huron (figure 7).

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Detroit)

État : Indéterminé

Tendance sur 10 ans (2011-2019) * : Indéterminée

Justification : L'état et les tendances n'ont pas pu être déterminés pour le lac Érié, car seuls 8 sites (7 % des sites échantillonnés; tableau 2) avaient les zones de végétation requises pour les calculs des cotes de l'IIB au cours des 9 dernières années.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Indéterminé

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Indéterminée

Justification : L'état et les tendances n'ont pas pu être déterminés pour le lac Ontario, car seuls 24 sites (11 % des sites échantillonnés; tableau 2) avaient les zones de végétation requises pour les calculs de l'IIB au cours des 9 dernières années.

Définitions des différents états visés par l'évaluation

Bon : Aucun milieu humide ne se situe dans la catégorie des milieux dégradés; les milieux humides sont plutôt de qualité de référence, légèrement touchés ou modérément touchés.

Passable : La grande majorité des milieux humides ne font pas partie des catégories des milieux dégradés.

Mauvais : La grande majorité des milieux humides sont dans les catégories des milieux dégradés.

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou ne suffisent pas à évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des différentes tendances visées par l'évaluation

S'améliore : Les résultats de cette mesure se sont améliorés pour la majorité des sites.

Inchangée : Les résultats de cette mesure n'ont pas considérablement changé pour la majorité des sites.

Se détériore : Les résultats de cette mesure se sont détériorés pour la majorité des sites.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas clairement une tendance générale, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Critères d'effet et/ou cibles

Le critère d'effet de ce sous-indicateur devra être établi à partir d'une recherche documentaire dans les données actuelles et antérieures, si celles-ci sont accessibles, ou à partir des données recueillies lors de la mesure de ce sous-indicateur. Les données seraient évaluées pour déterminer les tendances par lac, type de milieu humide et écorégion, puis adaptées aux objectifs de suivi fondés sur l'avis professionnel des experts dans le domaine. Pour l'instant, il est impossible d'établir un critère d'effet pour ce sous-indicateur, mais l'expansion prévue de l'IIB des macroinvertébrés à d'autres zones de végétation sera une étape importante dans l'établissement d'objectifs. À l'heure actuelle, les chercheurs associés au Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs travaillent à l'établissement de systèmes de cotation de l'IIB des macroinvertébrés pour les milieux humides qui sont dominés par des types de végétation communs, dont les *Typha*, les *Phragmites* et les espèces de plantes à feuilles flottantes.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur permet d'évaluer la diversité de la communauté des invertébrés, particulièrement les insectes aquatiques, d'effectuer un suivi des tendances des conditions écosystémiques des milieux humides côtiers des Grands Lacs par la mesure de la composition relative de la communauté de macroinvertébrés et d'établir par inférence la qualité de l'eau, le caractère convenable de l'habitat et l'intégrité biologique des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème

Les habitats humides côtiers sont des aires essentielles pour nombre d'espèces d'invertébrés d'importance écologique. La conservation des milieux humides restants et la remise en état des milieux humides détruits jouent un rôle primordial dans la régénération de l'écosystème des Grands Lacs, et le présent sous-indicateur peut servir à déclarer les progrès réalisés dans l'atteinte d'un tel objectif.

Ce sous-indicateur est celui qui favorise le mieux l'atteinte du cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

De grands pans du territoire humide des Grands Lacs qui sont menacés par les activités de développement urbain, de développement agricole et d'élimination des déchets devraient être délimités en conséquence et faire l'objet de mesures de conservation et, s'il y a lieu, de remise en état. Des activités de suivi permettront de recueillir des renseignements définitifs sur l'emplacement, la gravité, l'étendue et la fréquence de la dégradation de l'habitat aquatique dans les milieux humides côtiers. Le sous-indicateur concerne le rétablissement et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs et des utilisations bénéfiques qui dépendent de milieux humides sains (annexe 1 de l'AQEGL). Les cotes de l'IIB des macroinvertébrés pour les milieux humides peuvent être utilisées pour repérer les milieux humides abritant des taxons sensibles ou une diversité élevée et qui, par conséquent, devraient être ciblés aux fins de préservation. Les cotes de l'IIB peuvent également cibler les zones qui sont de bons candidats pour la remise en étant, par exemple un milieu humide avec une cote de l'IIB faible, mais ayant d'autres qualités souhaitables (potentiel récréatif élevé, communauté végétale diversifiée, etc.) pourrait bénéficier d'interventions visant à améliorer la qualité de l'eau.

Mesures

Ce sous-indicateur regroupe l'abondance relative et la richesse des taxons sensibles, des taxons tolérants et de la diversité de la communauté des macroinvertébrés aquatiques en un IIB pour évaluer la condition des milieux humides. L'IIB a été élaboré à l'origine par le Great Lakes Coastal Wetland Consortium (GLCWC) en 2002, a été publié en 2004 (Uzarski *et al.*, 2004), et les protocoles ont été finalisés en 2008 (GLCWC, 2008). Dans une volonté de contrôler la variation des communautés des macroinvertébrés due aux différences naturelles dans la structure de l'habitat, on a fondé l'IIB sur l'échantillonnage des macroinvertébrés à l'échelle des zones de végétation. À l'heure actuelle, l'IIB peut être appliqué aux milieux humides qui présentent des zones monodominantes de *Schoenoplectus* spp. (anciennement *Scripus* spp.) et/ou des zones où se trouvent des espèces des prés humides (*Poaceae* et *Carex* spp.). Les paramètres de l'IIB pour d'autres zones de végétation communes, dont les *Typha* et les *Phragmites*, sont en cours d'élaboration. Le tableau 3 présente le système de cotation de l'IIB pour les zones actuellement publiées, qui ont été utilisées dans le présent rapport. Pour de plus amples renseignements sur les paramètres de l'IIB, voir Uzarski *et al*, 2004.

Les cotes présentées ici ont été calculées à partir des données recueillies dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Un sous-ensemble de tous les milieux humides côtiers qui répondent aux critères de taille et de caractéristiques hydrologiques est échantillonné chaque année, et la plupart des sites admissibles sont échantillonnés sur une période de cinq ans. Le schéma de sélection annuel des sites est conçu de manière à saisir les variations lacustres, régionales et géomorphologiques au cours de chaque année. En plus des sites sélectionnés en fonction du schéma de sélection stratifié, plusieurs sites de référence sont échantillonnés pour servir de référence à long terme ou pour aider aux mesures de remise en état. On trouvera plus d'information sur le plan d'échantillonnage et les méthodes de collecte de données dans le Plan d'assurance de la qualité du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, à l'adresse suivante : greatlakeswetlands.org/Sampling-protocols.

Les échantillons de macroinvertébrés font l'objet d'un échantillonnage répété à trois endroits, dans un maximum de quatre zones de végétation monodominantes (espèces des prés humides, *Typha* spp., *Phragmites*, nénuphars, *Schoenoplectus* spp., végétation aquatique submergée, etc.) dans chacun des milieux humides. Les invertébrés sont recueillis en balayant la colonne d'eau et les sédiments à l'aide d'épuisettes, puis le contenu des épuisettes est placé dans des plateaux grillagés, d'où l'on extrait les invertébrés pendant une durée déterminée, conformément aux protocoles standard du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, qui se trouvent à l'adresse suivante : greatlakeswetlands.org/Sampling-protocols. Les invertébrés sont préservés dans de l'éthanol et

identifiés jusqu'à l'unité taxonomique opérationnelle la plus basse prédéterminée, soit le genre pour la plupart des insectes, et la famille ou l'ordre pour la plupart des non-insectes.

Après l'identification, les données sur les invertébrés sont téléversées dans la base de données du projet hébergée sur le site GreatLakesWetlands.org. Les paramètres et les cotes de l'IIB sont calculés pour chaque site qui présente des *Schoenoplectus* spp. et/ou des zones de prés humides. Selon les zones présentes, une cote de l'IIB de 1 à 6 et la catégorie qualitative, allant de « extrêmement dégradé » à « qualité de référence », sont calculées en fonction de la somme des cotes de toutes les zones comparativement au total des cotes possibles (Plan d'assurance de la qualité du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs).

De nombreux sites échantillonnés n'ont pas de *Schoenoplectus* spp. ou de zones de prés humides, et ne sont pas associés à une cote de l'IIB. Pour qu'un lac se voie attribuer un état dans le présent rapport, il faut qu'au moins 50 % des sites échantillonnés dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs obtiennent une cote de l'IIB, et pour qu'une tendance soit déterminée, il faut qu'au moins 50 % des sites échantillonnés chaque année soient associés à une cote de l'IIB.

Conditions écologiques

Les milieux humides côtiers captent, transforment et disséminent les nutriments et les sédiments des eaux littorales des Grands Lacs. Toutefois, plus de la moitié du territoire humide littoral des Grands Lacs a été détruit par l'activité humaine, et bon nombre des milieux humides restants souffrent de stress anthropiques, comme les apports en nutriments et en sédiments, la fragmentation, les espèces envahissantes, l'altération des berges et la régularisation des niveaux d'eau, comme le décrit un projet binational de cartographie à l'échelle des Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004).

Si l'on entend rétablir et maintenir l'intégrité biologique globale des milieux humides côtiers des Grands Lacs, les fonctions biotiques et physiques doivent faire l'objet des efforts de surveillance. Les macroinvertébrés des milieux humides côtiers sont une composante importante des réseaux trophiques des milieux humides et des zones pélagiques (Sierszen et *al.*, 2014). La composition de leur communauté peut refléter des signes de perturbations anthropiques intermittentes pouvant ne pas être visibles au moment de l'échantillonnage. Les communautés de macroinvertébrés sont souvent en corrélation avec des facteurs comme la profondeur de l'eau, la végétation et le type de sédiments (Cooper et *al.*, 2014), et varient considérablement au sein d'un même milieu humide, ce qui donne un aperçu de la diversité de l'habitat présent.

Depuis 2011, le Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs a échantillonné environ 200 milieux humides chaque année. En moyenne, 120 de ces milieux humides font l'objet d'un échantillonnage des macroinvertébrés parce qu'ils répondent aux exigences du protocole, sont accessibles aux équipes et sont sélectionnés dans le cadre d'un plan d'échantillonnage statistique. Au total, 117 sites ont été échantillonnés en 2018, et 119 sites, en 2019. En date de 2019, plus de 550 sites de milieux humides distincts ont fait l'objet d'un échantillonnage ciblant les macroinvertébrés, et de nombreux sites ont été échantillonnés plus d'une fois. Cela signifie qu'il y a eu plus de 900 épisodes d'échantillonnage de macroinvertébrés au total. Le présent rapport met l'accent sur les activités d'échantillonnage effectuées dans le cadre du plan d'échantillonnage statistique du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, avec 553 sites de milieux humides distincts et 904 épisodes d'échantillonnage (tableaux 1 et 2, figure 1).

En 2019, le nombre moyen de taxons de macroinvertébrés (richesse en taxons) par site était de 38 au Canada et de 39 aux États-Unis, mais les milieux humides ayant la plus grande richesse en comptaient plus du double (tableau 1). Toutefois, le nombre moyen de taxons d'invertébrés non indigènes en territoire humide côtier était de

moins de 1, et le maximum ne dépassait jamais 5. Il importe de souligner que, en employant une méthode d'échantillonnage ponctuel dans les milieux humides côtiers, on risque de ne pas tenir compte de l'ensemble des taxons non indigènes. Tel n'est pas nécessairement le but non plus. De plus, certains macroinvertébrés non indigènes sont très « cryptiques », peuvent ressembler aux taxons indigènes et peuvent ne pas encore avoir été reconnus comme espèces envahissantes dans les Grands Lacs.

D'après une comparaison, la richesse en taxons était en moyenne d'environ 34 taxons dans les lacs Ontario et Érié, tandis qu'elle était d'approximativement 41 dans les lacs Huron et Michigan et de 43 dans le lac Supérieur (tableau 2). Les lacs Ontario et Érié comptent peu de sites ayant une cote de l'IIB, mais ils semblent avoir une richesse en taxons considérablement plus faible. Selon les prévisions, lorsque les zones de végétation qui dominent ces lacs (*Typha* spp.) seront associées à un IIB, les résultats seront en moyenne inférieurs à ceux des lacs Huron, Michigan et Supérieur.

Les tendances dépendent probablement des différences de complexité de l'habitat, qui découleraient en partie de la perte de milieux humides due à l'endiguement et à la régularisation des eaux dans les lacs Érié et Ontario, respectivement. On ne constate guère de variabilité entre les lacs pour ce qui est de la présence de taxons non indigènes, bien que des milieux humides des lacs Érié et Huron comptent 4 ou 5 taxons non indigènes, nombre légèrement plus élevé que dans les autres lacs. Dans chaque lac, une partie des milieux humides n'abritait que des taxons indigènes; toutefois, tel que susmentionné, cette situation ne signifie pas nécessairement que ces sites n'abritent pas de macroinvertébrés non indigènes.

Les lacs Michigan et Huron présentent tous deux une large distribution de la qualité des sites. Les deux lacs ont de nombreux sites dégradés, mais aussi certains des sites les plus riches en taxons et ceux qui ont des cotes élevées de l'IIB (figure 6 et 8). Le nombre maximum de taxons d'invertébrés était plus élevé dans les milieux humides des lacs Huron et Michigan (> 80) que dans les milieux humides les plus riches en invertébrés des autres lacs, dont le maximum est plus proche de 70 taxons (table 2).

Les invertébrés sont moins mobiles que les poissons et reflètent un degré de perturbation plus localisé. Les invertébrés sont également associés à un grand nombre de zones auxquelles les poissons n'ont pas accès et, par conséquent, on ne peut s'attendre à ce que les invertébrés et les poissons des milieux humides côtiers affichent les mêmes tendances.

Bon nombre des sites des lacs Érié et Ontario contiennent seulement une végétation aquatique submergée, des *Phragmites* ou des *Typha* et, par conséquent, les IIB ne peuvent pas être utilisés dans ces régions pour le moment, mais les cotes d'autres zones seront disponibles pour toutes les années du projet lorsque les IIB de ces zones de seront établis.

Liens

L'altération physique et l'eutrophisation des écosystèmes humides demeurent une menace pour les invertébrés des milieux humides côtiers des Grands Lacs. L'un et l'autre de ces phénomènes peuvent favoriser l'établissement d'une végétation non indigène. L'altération physique peut détruire les communautés végétales, tout en changeant les propriétés hydrologiques naturelles du réseau. La composition de la communauté des invertébrés a directement à voir avec la nature et la densité de la végétation. En modifiant l'une ou l'autre, on se trouve à nuire aux communautés d'invertébrés.

Les liens avec d'autres sous-indicateurs de l'ensemble d'indicateurs englobent ce qui suit :

- Durcissement du rivage – Les modifications physiques du rivage perturbent les processus côtiers et littoraux, les régimes de débit et de circulation littoraux, changent ou éliminent la connectivité avec les dunes et les milieux humides côtiers, et altèrent la structure de l'habitat littoral et côtier.
- Le long des rives, les aménagements domiciliaires altèrent de nombreux milieux humides — enrichissement en nutriments provenant des engrais et des installations septiques, modification du rivage pour installation de quais et de rampes de mise à l'eau, remblayage et durcissement des rives. Le durcissement du rivage peut éliminer la végétation des milieux humides, en particulier pendant les périodes de crue des eaux, lorsque les communautés végétales ne peuvent pas se déplacer vers les terres. Des peuplements de végétaux robustes sont essentiels pour l'habitat des macroinvertébrés des milieux humides.
- L'altération mécanique prend diverses formes, notamment l'endiguement, l'excavation de fossés, le dragage, le remblayage et le durcissement des rives. Elle introduit des espèces non indigènes par l'intermédiaire de l'équipement de construction ou des sédiments importés. La modification de la pente des rives et des conditions de sédimentation suffit souvent à favoriser l'établissement d'espèces non indigènes (voir ci-dessous).
- Utilisation des terres – L'agriculture dégrade les milieux humides de bien des façons, y compris par l'enrichissement en nutriments provenant des engrais, l'apport accru de sédiments provoqués par l'érosion, le ruissellement rapide et accru depuis les fossés de drainage, l'introduction d'espèces non indigènes et la destruction de zones de prés humides intérieures par le labour, l'endiguement et l'ajout d'herbicides.
- Les communautés d'invertébrés des milieux humides des Grands Lacs varient selon le pourcentage d'agriculture ayant lieu autour du bassin versant (Cooper et *al.*, 2014) ainsi que de la proximité aux fossés de drainage agricoles (Schock et *al.*, 2014). On pense que la pollution par les nutriments et les sédiments causés par le ruissellement agricole a des répercussions sur la structure de la communauté des macroinvertébrés en changeant la structure du réseau trophique ou en favorisant les taxons tolérants. Le ruissellement agricole peut également entraîner l'établissement de végétation envahissante, comme le *Typha angustifolia* et le *Phragmites australis*, ce qui peut avoir des conséquences sur la structure de la communauté des macroinvertébrés aquatiques.
- L'aménagement urbain dégrade les milieux humides, notamment par le durcissement du rivage, le remblayage des milieux humides, l'ajout d'une grande variété de polluants chimiques, l'augmentation du ruissellement vers les cours d'eau, l'apport de sédiments et la hausse des charges en nutriments provenant des stations d'épuration des eaux usées. Dans la plupart des agglomérations urbaines, les milieux humides côtiers ont presque entièrement disparu. De ce fait, les répercussions du développement urbain ou industriel sur les macroinvertébrés des milieux humides côtiers sont moins bien comprises.
- Répercussions des espèces aquatiques envahissantes – Les espèces non indigènes sont introduites de nombreuses façons. Certaines l'ont été délibérément : d'abord cultivées comme cultures agricoles ou plantes ornementales, elles colonisent ensuite des paysages naturels. D'autres espèces étaient des mauvaises herbes mêlées aux semences agricoles. Les charges accrues en sédiments et en nutriments permettent à bon nombre des pires mauvaises herbes aquatiques de supplanter les espèces indigènes. La plupart des pires espèces non indigènes produisent beaucoup de graines ou se reproduisent à partir de fragments de racine ou de rhizome. La transformation des milieux humides, comme ceux de la baie de Saginaw, qui sont passés d'une majorité de *Schoenoplectus* spp. indigènes à une majorité de *Phragmites* envahissants, aura modifié la structure de l'habitat physique et la dynamique du réseau trophique. Dans

un même complexe de milieux humides, les parcelles de *Typha* spp. envahissants présentent une communauté des macroinvertébrés différente de celle de la végétation indigène environnante, la biomasse totale de macroinvertébrés y est inférieure. Les changements de la complexité de l'habitat, les caractéristiques chimiques de l'eau ou les modifications du réseau trophique expliquent peut-être ces différences (Lawrence et *al.*, 2016).

- Des espèces animales non indigènes contribuent également à la dégradation accrue des milieux humides côtiers. L'escargot *Bithynia tentaculata* est un exemple de macroinvertébré envahissant et prolifique auquel s'intéressent particulièrement le Fish and Wildlife Service des États-Unis et d'autres organismes, car il est porteur de parasites susceptibles de causer des maladies et des mortalités massives chez la sauvagine.
- Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs/propension à des crues soudaines dans les affluents – Les variations de la température atmosphérique sont susceptibles de modifier le nombre de tempêtes extrêmes dans la région des Grands Lacs, tempêtes qui auront à leur tour des effets sur les milieux humides côtiers. Les tempêtes extrêmes auraient probablement des répercussions sur les réseaux fluviaux, surtout par l'augmentation des mouvements de sédiments, en particulier dans les bassins versants propices à des crues soudaines. L'augmentation de la sédimentation peut interférer avec les organes respiratoires des taxons de macroinvertébrés plus sensibles.
- Niveaux d'eau – Les changements de niveaux d'eau influent grandement sur l'habitat et les communautés biologiques des Grands Lacs associés aux milieux humides côtiers. Comme le niveau des lacs a une incidence importante sur les milieux humides côtiers non endigués, il est essentiel que toute analyse des tendances des changements des milieux humides en tienne compte. Les niveaux d'eau influent sur la structure de la végétation des milieux humides qui, à son tour, établit la structure de l'habitat disponible pour les macroinvertébrés. L'altération des niveaux d'eau a également des effets sur la propagation d'espèces végétales envahissantes, comme les *Phragmites*, qui peuvent empiéter sur les peuplements indigènes et modifier l'habitat disponible pour les macroinvertébrés et d'autres organismes.
- Ce sous-indicateur est directement lié aux autres sous-indicateurs de la catégorie Habitats et espèces, en particulier les autres sous-indicateurs relatifs aux milieux humides côtiers. Chacun des IIB tels que l'IIB des poissons utilisé dans cette évaluation est utile en tant qu'indicateurs indépendants, mais l'évaluation de cet indicateur, combinée à celle des autres indicateurs des milieux humides côtiers, est essentielle à une évaluation globale de la santé des milieux humides côtiers des Grands Lacs. En effet, les différents sous-indicateurs fonctionnent et reflètent les perturbations anthropiques à différentes échelles spatiales et temporelles, en plus d'avoir une résolution de détection variable. Voir le site Web suivant pour de plus amples renseignements sur les paramètres des indicateurs : greatlakeswetlands.org/Sampling-protocols.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont étayées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Le générateur des données est connu, fiable et respecté, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans la présente évaluation sont disponibles et accessibles à tous.	Oui	Les données se trouvent à l'adresse suivante : www.greatlakeswetlands.org		

Limites des données

La plus grande limite de l'indicateur des macroinvertébrés des milieux humides côtiers des Grands Lacs réside dans le fait que l'IIB actuellement publié ne couvre que les sites qui ont une zone de végétation constituée de prés humides ou de scirpes. Le tableau 2 montre que seule la moitié environ de tous les épisodes d'échantillonnage permettent d'établir une cote de l'IIB, et, dans les lacs Érié et Ontario, le ratio est encore plus faible. Cela est d'autant plus problématique que les niveaux d'eau élevés et la colonisation par des espèces végétales envahissantes peuvent tous deux réduire le nombre de zones composées de *Schoenoplectus* et de prés humides. On s'efforce actuellement d'étendre l'IIB pour qu'il inclue d'autres zones de végétation communes, et ces efforts devraient porter leurs fruits avant le prochain rapport sur les indicateurs.

Renseignements supplémentaires

L'IIB des invertébrés est un indicateur multiparamètres issu d'un ensemble de paramètres spécifiques ou d'éléments de mesure permettant de décrire la structure, la fonction et l'abondance de la communauté des invertébrés. L'IIB fournit une approche rigoureuse pour quantifier la condition biologique de la communauté des invertébrés des milieux humides côtiers des Grands Lacs à partir de données provenant de milieux humides subissant un gradient de perturbations anthropiques et stratifiées par région et type de milieu humide. Il importe de souligner que l'IIB des invertébrés a été élaboré pour les milieux humides côtiers qui sont directement reliés aux Grands Lacs, et non pour ceux qui sont reliés par voie hydrologique ou par les eaux souterraines seulement.

Remerciements

Auteurs

Donald G. Uzarski, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).
Allison Kneisel, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).

Contributeurs

Valerie J. Brady, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota Duluth, Duluth (Minnesota), États-Unis.
John Brazner, USEPA, Mid-Continent Ecology Division, Duluth (Minnesota) (2006).
Thomas M. Burton, Departments of Zoology and Fisheries and Wildlife, Michigan State University, East Lansing (Michigan) (2006).
Jan J.H. Ciborowski, Département des sciences biologiques, Université de Windsor, Windsor (Ontario).
Matthew J. Cooper, CMU Institute for Great Lakes Research and Muskegon Community College, Mount Pleasant and Muskegon (Michigan), États-Unis.
Joseph P. Gathman, University of Wisconsin-River Falls, River Falls (Wisconsin), États-Unis.
Greg P. Grabas, Environnement et Changement climatique Canada, Toronto (Ontario), Canada.
David Jude, School of Natural Resources and the Environment, University of Michigan, Ann Arbor (Michigan) (2006).
Gary A. Lamberti, University of Notre Dame, Notre Dame (Indianna), États-Unis.
Ashley H. Moerke, Aquatic Research Laboratory, Lake Superior State University, Sault Ste. Marie (Michigan), États-Unis.
Carl R. Ruetz III, Annis Water Resources Institute, Grand Valley State University, Muskegon (Michigan), États-Unis.
Danielle J. Sass, chercheure universitaire de l'Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE), nommée au Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'USEPA (2008).
Douglas A. Wilcox, Department of Environmental Science and Biology, SUNY College at Brockport, Brockport (New York), États-Unis.
Jessica Kosiara, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).
Bridget Wheelock, Institute for Great Lakes Research and Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).

Sources d'information

Albert, D.A. et L. Simonson. 2004. *Coastal wetland inventory of the Great Lakes region* (GIS coverage of U.S. Great Lakes: www.glc.org/wetlands/inventory.html), Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Cooper, M.J., G.A. Lamberti, D.G. Uzarski. 2014. Spatial and temporal trends in invertebrate communities of Great Lakes coastal wetlands, with emphasis on Saginaw Bay of Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research* 40:168–182. doi: 10.1016/j.jglr.2013.12.003

Environment Canada et Central Lake Ontario Conservation Authority. 2004. *Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: year 2 technical report*. Downsview, ON. ECB-OR.

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. https://www.greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml, Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Lawrence B.A., K. Bourke, S.C. Lishawa, N.C. Tuchman. 2016. Typha invasion associated with reduced aquatic macroinvertebrate abundance in northern Lake Huron coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 42:1412–1419. doi: 10.1016/j.jglr.2016.08.009

Sierszen M.E., L.S. Schoen, J.M. Kosiara, J.C. Hoffman, M.J. Cooper, D.G. Uzarski. 2019. Relative contributions of nearshore and wetland habitats to coastal food webs in the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research* 45:129–137. doi: 10.1016/j.jglr.2018.11.006

Schock N.T., B.A. Murry, D.G. Uzarski DG. 2014. Impacts of agricultural drainage outlets on great lakes coastal wetlands. *Wetlands* 34:297–307. doi: 10.1007/s13157-013-0486-x

Uzarski, D.G., Burton, T.M. et Genet, J.A. 2004. Validation and performance of an invertebrate index of biotic integrity for Lakes Huron and Michigan fringing wetlands during a period of lake level decline. *Aquat. Ecosystem Health & Manage.* 7(2):269-288.

Uzarski, D.G., V.J. Brady, M.J. Cooper, D.A. Wilcox, D.A. Albert, R. Axler, P. Bostwick, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, N.P. Danz, J. Gathman, T. Gehring, G. Grabas, A. Garwood, R. Howe, L.B. Johnson, G.A. Lamberti, A. Moerke, B. Murry, G. Niemi, C.J. Norment, C.R. Ruetz III, A.D. Steinman, D. Tozer, R. Wheeler, T.K. O'Donnell et J.P. Schneider. 2016. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at the Laurentian Great Lakes basin-wide scale. Wetlands doi:10.1007/s13157-016-0835-7.

Liste des tableaux

Tableau 1. Nombre de sites distincts échantillonnés et nombre d'épisodes d'échantillonnage (y compris l'échantillonnage répété des sites) pour les taxons de macroinvertébrés totaux et les taxons non indigènes trouvés dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs; statistiques sommaires par pays. Données provenant des milieux humides échantillonnés de 2011 à 2019.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Tableau 2. Nombre de sites distincts échantillonnés, nombre d'épisodes d'échantillonnage, nombre d'épisodes d'échantillonnage liés aux cotes de l'IIB pour les taxons de macroinvertébrés totaux et les taxons non indigènes trouvés dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, par lac. Nombres moyen, maximum et minimum de taxons par milieu humide. Données provenant des milieux humides échantillonnés de 2011 à 2019.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Tableau 3. Indices des paramètres de l'intégrité biotique pour les zones à *Schoenoplectus* denses, les zones à *Schoenoplectus* clairsemées et les zones de prés humides. Source : Uzarski et *al*., 2004.

Liste des figures

Figure 1. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) et de 2016 à 2019 (B) dans le bassin des Grands Lacs.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 2. Nombre de sites dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 402).

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 3. Cote moyenne de l'IIB pour les lacs Érié et Ontario (A), les lacs Michigan et Huron (B) et le lac Supérieur (C) de 2011 à 2019. Les barres d'erreur indiquent un intervalle de confiance à 95 %. La cote la plus élevée possible est 6, ce qui correspond à « référence », tandis que la cote la plus basse possible est 1, ce qui correspond à « extrêmement dégradé ».

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 4. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) et de 2016 à 2019 (B) dans le lac Supérieur.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 5. Nombre de sites du lac Supérieur dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 57).

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 6. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) et de 2016 à 2019 (C et D) dans le lac Michigan.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 7. Nombre de sites du lac Michigan dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 72).

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 8. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) et de 2016 à 2019 (C et D) dans le lac Huron.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 9. Nombre de sites du lac Huron dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 241).

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 10. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) et de 2016 à 2019 (B) dans le lac Érié.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 11. Nombre de sites du lac Érié dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 8).

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 12. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) et de 2016 à 2019 (B) dans le lac Ontario.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 13. Nombre de sites du lac Ontario dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 24).

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Pays	Nbre de sites	Nbre d'échant.	Moy.	Max.	Min.	Écart type
Globalement						
Canada	198	333	38,0	76	16	11,3
États-Unis	355	572	39,0	86	12	13,0
Non indigènes						
Canada			0,6	4	0	0,9
États-Unis			0,6	5	0	0,9

Tableau 1. Nombre de sites distincts échantillonnés et nombre d'épisodes d'échantillonnage (y compris l'échantillonnage répété des sites) pour les taxons de macroinvertébrés totaux et les taxons non indigènes trouvés dans les milieux humides côtiers; statistiques sommaires par pays. Données provenant des milieux humides échantillonnés de 2011 à 2019. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

	Taxons de macroinvertébrés totaux						*Taxons non indigènes*		
Lac	Nbre de sites	Nbre d'échant.	Nbre d'échant. avec IIB	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.
Érié	65	113	8	34	69	12	0,8	4	0
Huron	198	320	241	41	80	12	0,5	5	0
Michigan	88	146	72	41	86	14	0,8	3	0
Ontario	137	221	24	34	71	12	0,8	4	0
Supérieur	65	105	57	43	69	15	0,1	2	0

Tableau 2. Nombre de sites distincts échantillonnés, nombre d'épisodes d'échantillonnage, nombre d'épisodes d'échantillonnage liés aux cotes de l'IIB pour les taxons de macroinvertébrés totaux et les taxons non indigènes trouvés dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, par lac. Nombres moyen, maximum et minimum de taxons par milieu humide. Données des milieux humides échantillonnés entre 2011 et 2019.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (GLCWMP).

Paramètre	*Cote = 1*	*Cote = 3*	*Cote = 5*	*Cote = 7*
Richesse en odonates (genres)	0	> 0 à < 1	1 à 2	> 2
Abondance relative des odonates (%)	0	> 0 à < 1	1 à 2	> 2
Richesse en crustacés et en mollusques (genres)	0 à 2	> 2 à 4	> 4 à 5	> 5
Richesse totale (genres)	< 8	8 à 13	> 13 à 17	> 17
Abondance relative des gastéropodes (%)	0	> 0 à 3	> 3 à 5	> 5
Abondance relative des Sphaeriidés (%)	0	> 0 à 0,05	> 0,05	s.o.
Nombre total de familles	0 à 7	> 7 à 12	> 12	s.o.
Abondance relative des crustacés et des mollusques (%)	< 8	8 à 30	> 30	s.o.
Régularité	0 à 0,4	> 0,4 à 0,7	> 0,7	s.o.
Indice de diversité de Shannon	0 à 0,4	> 0,4 à 0,9	> 0,9	s.o.
Indice de Simpson	> 0,3	> 0,15 à 0,3	0 à 0,15	s.o.

Tableau 3. Indices des paramètres de l'intégrité biotique pour les zones à *Schoenoplectus* denses, les zones à *Schoenoplectus* clairsemées et les zones de prés humides. Source : Uzarski et *al.*, 2004.

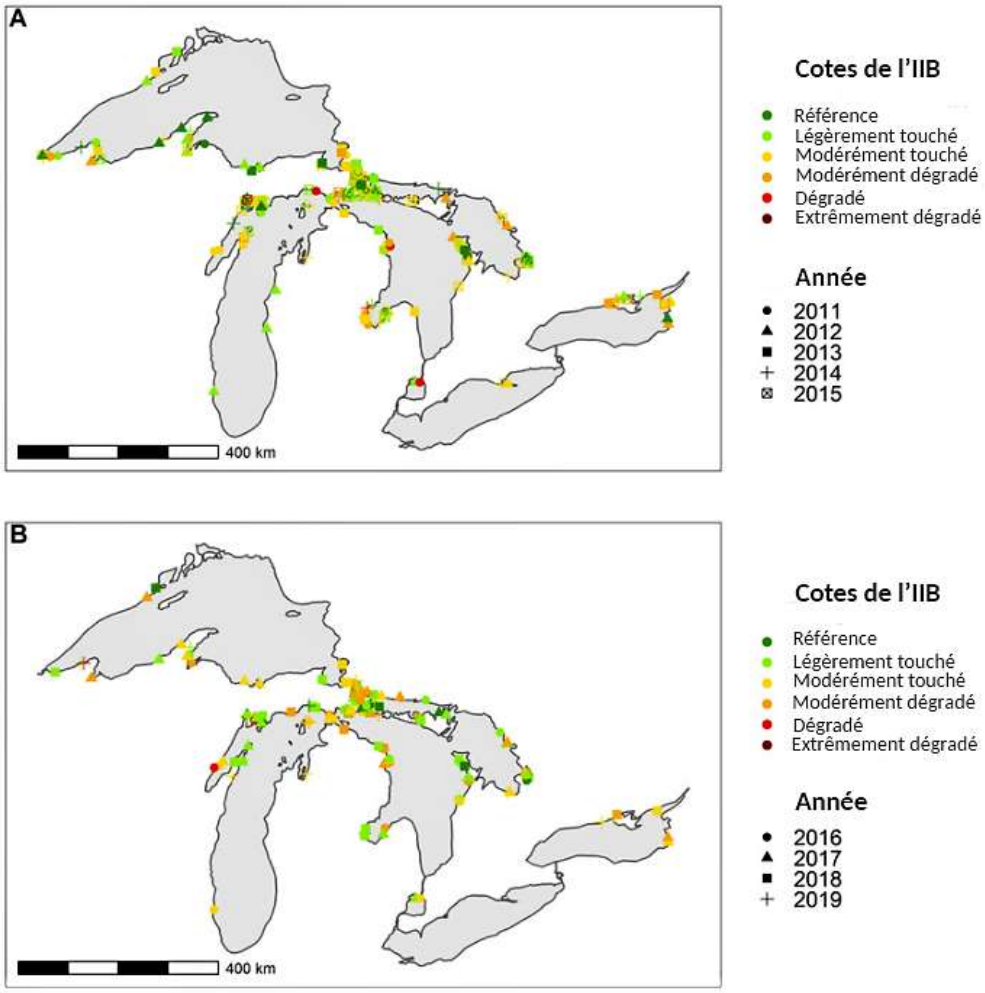


Figure 1. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) et de 2016 à 2019 (B) dans le bassin des Grands Lacs.

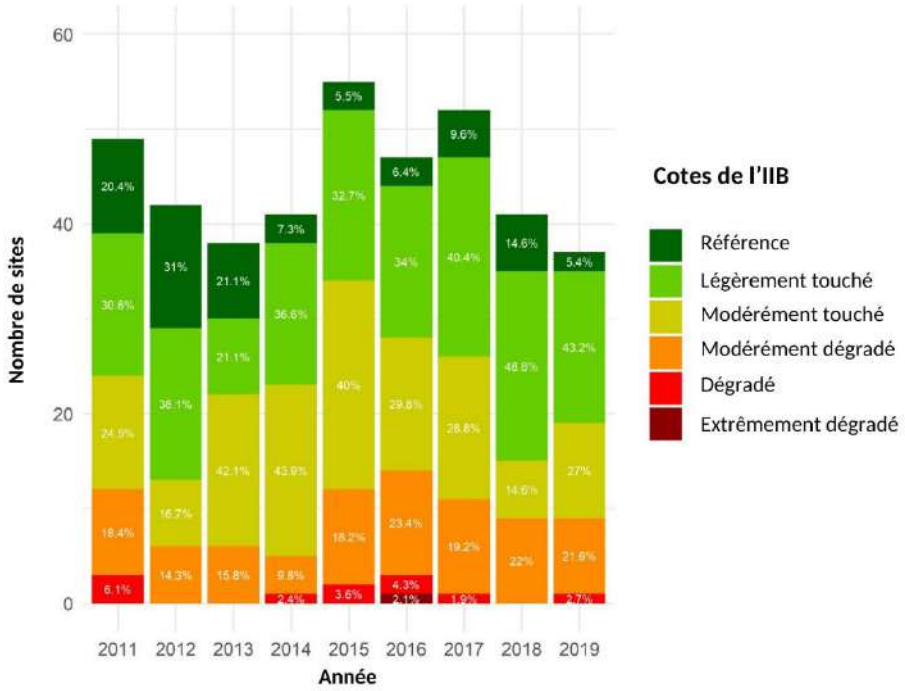


Figure 2. Nombre de sites dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 402). Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

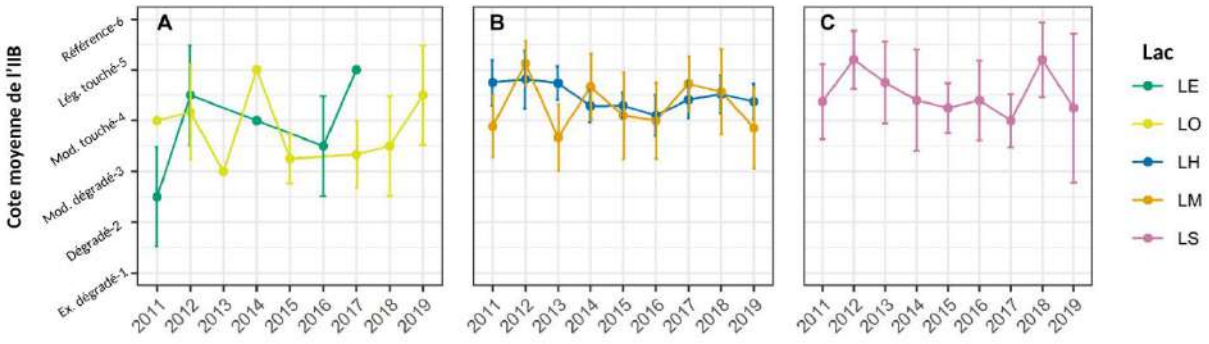


Figure 3. Cote moyenne de l'IIB pour les lacs Érié et Ontario (A), les lacs Michigan et Huron (B) et le lac Supérieur (C) de 2011 à 2019. Les barres d'erreur indiquent un intervalle de confiance à 95 %. La cote la plus élevée possible est 6, ce qui correspond à « référence », tandis que la cote la plus basse possible est 1, ce qui correspond à « extrêmement dégradé ». Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

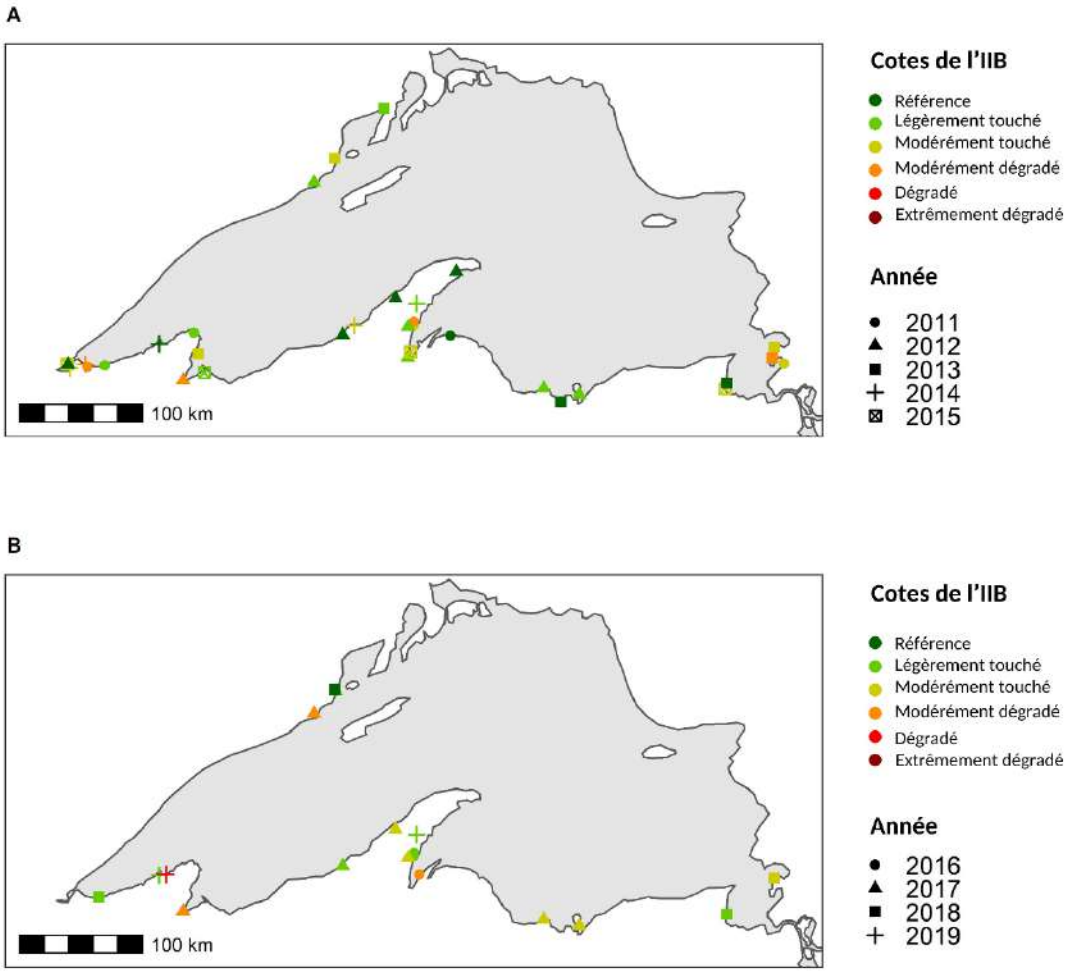


Figure 4. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) et de 2016 à 2019 (B) dans le lac Supérieur. Source: Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

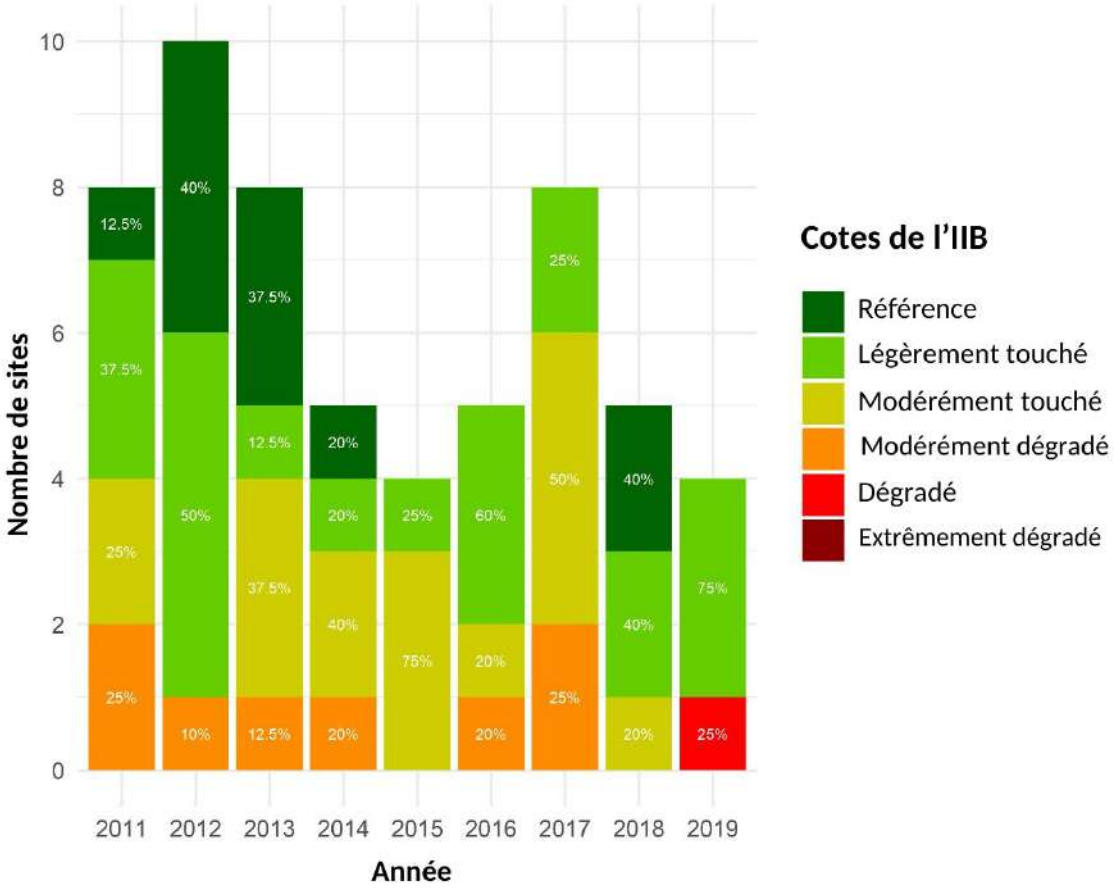


Figure 5. Nombre de sites du lac Supérieur dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 57). Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

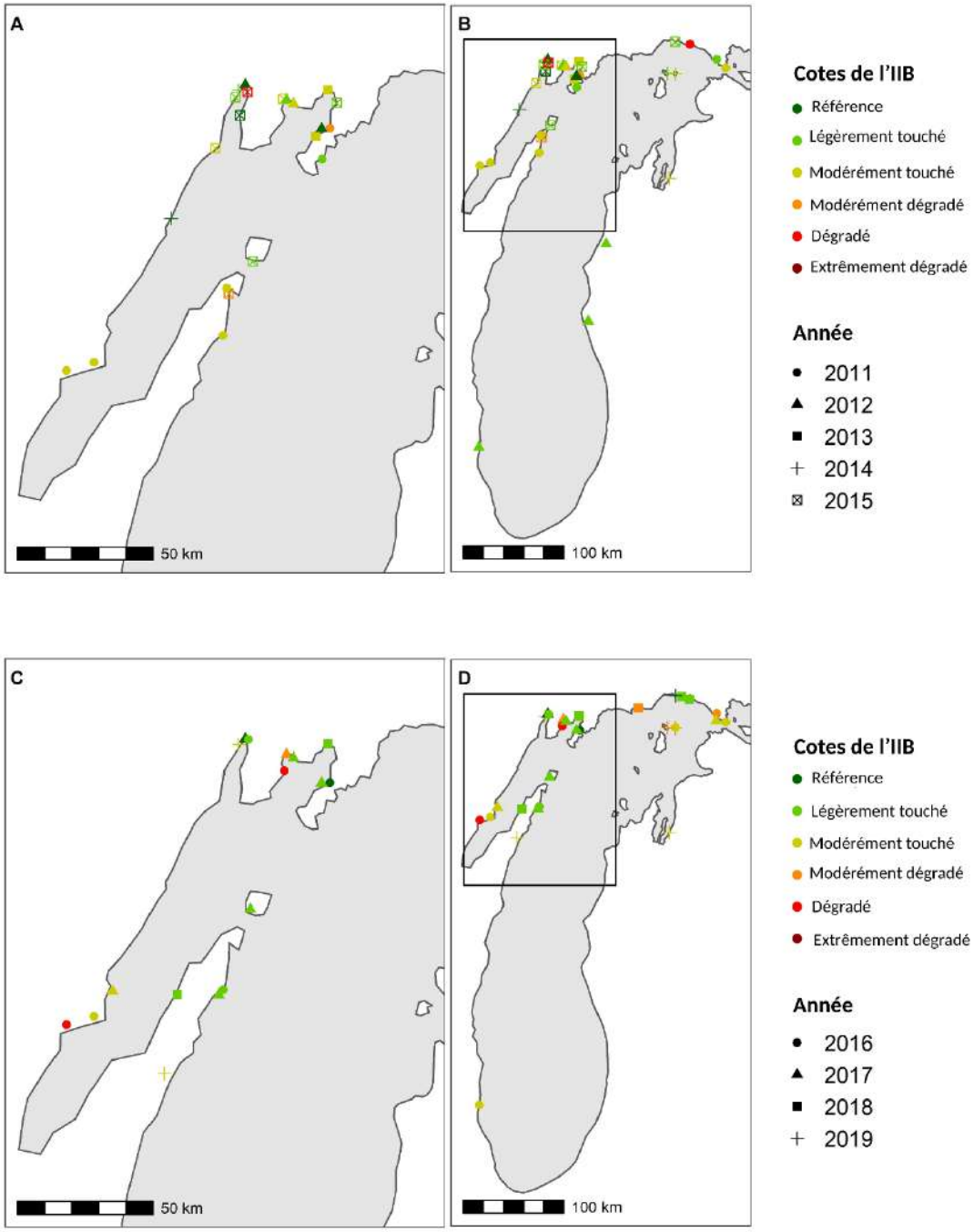


Figure 6. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) et de 2016 à 2019 (C et D) dans le lac Michigan. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

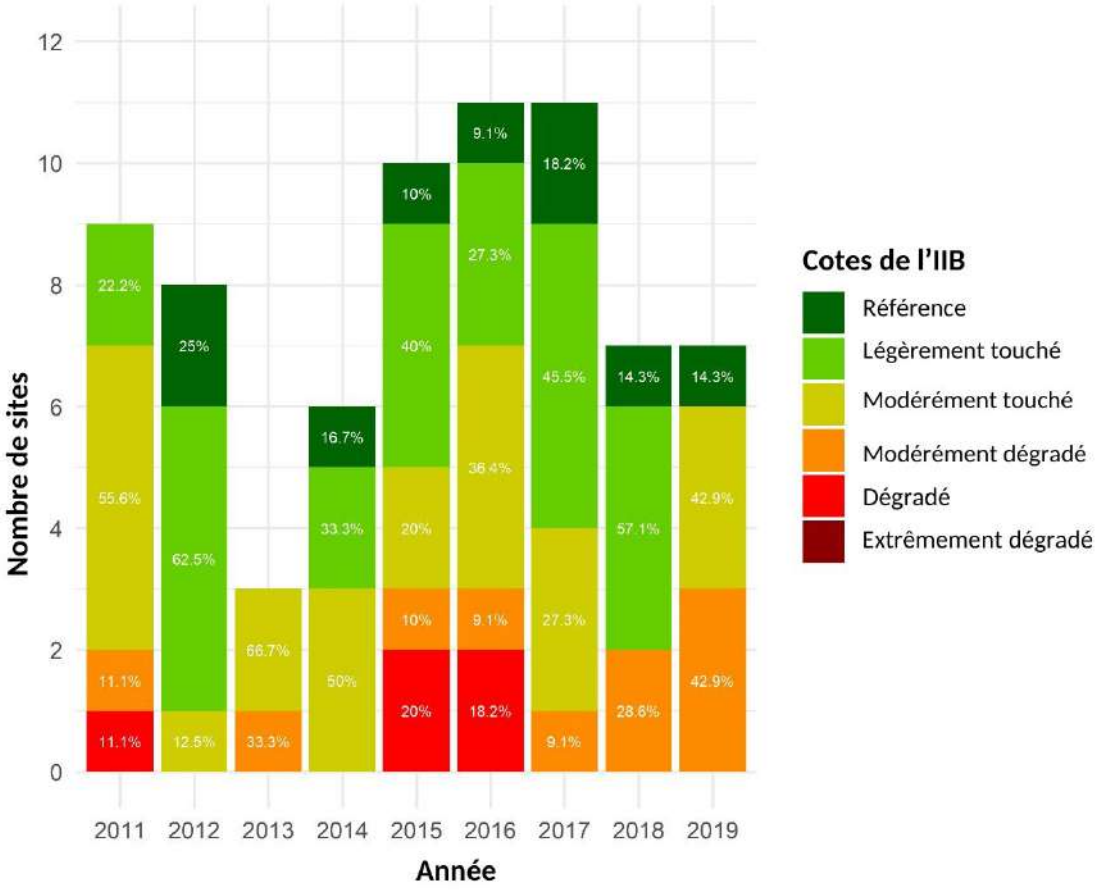


Figure 7. Nombre de sites du lac Michigan dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 72). Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

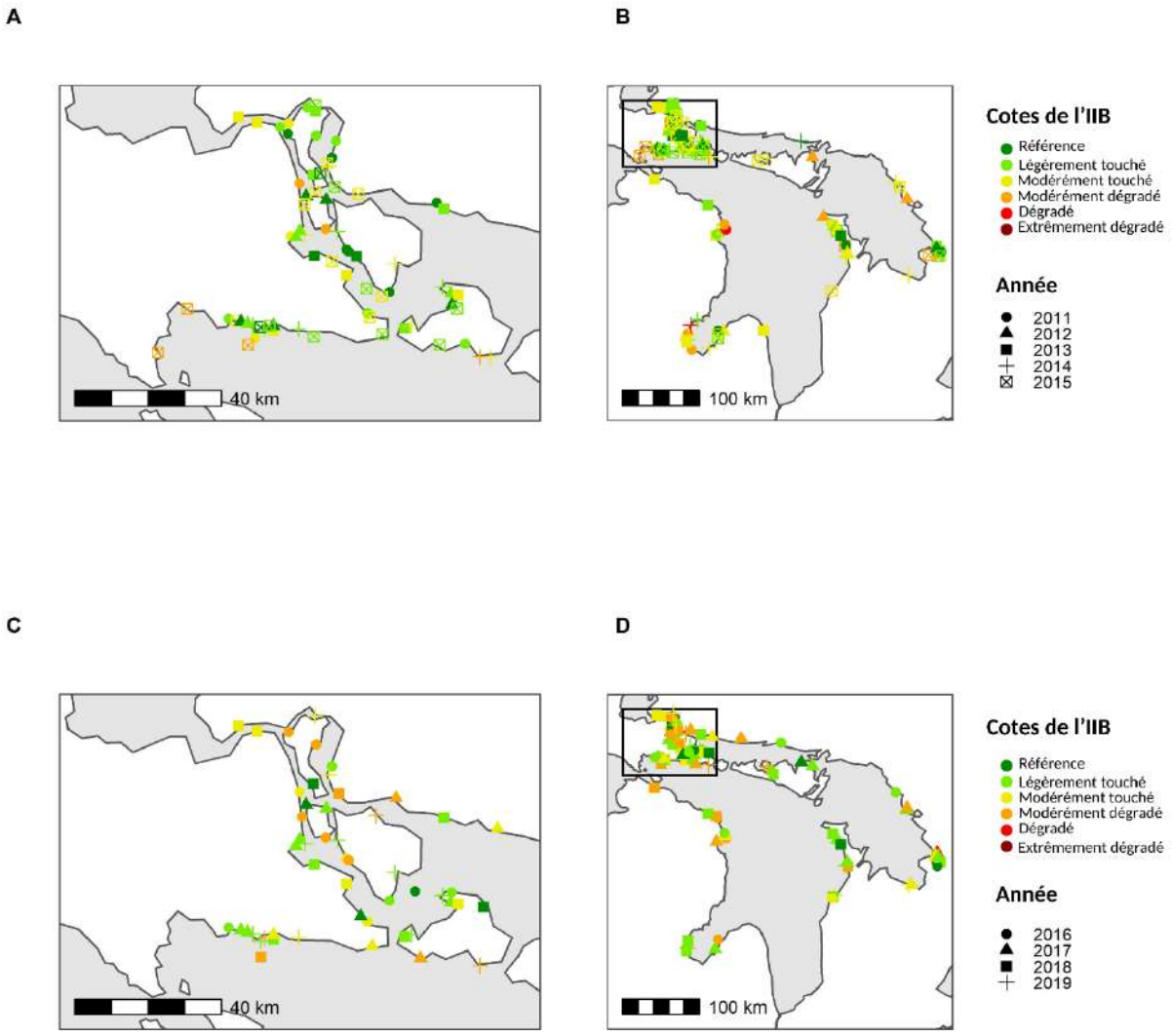


Figure 8. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) et de 2016 à 2019 (C et D) dans le lac Huron. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

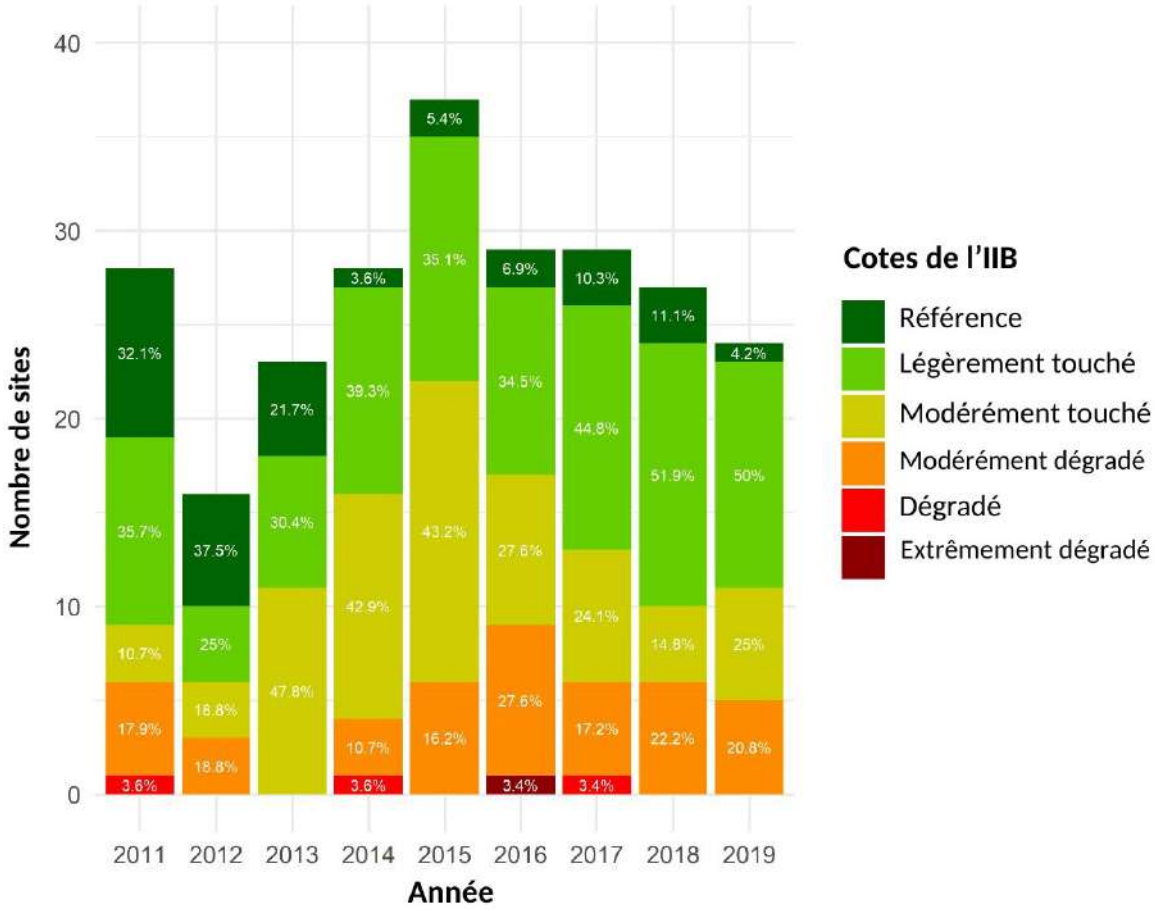


Figure 9. Nombre de sites du lac Huron dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 241). Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

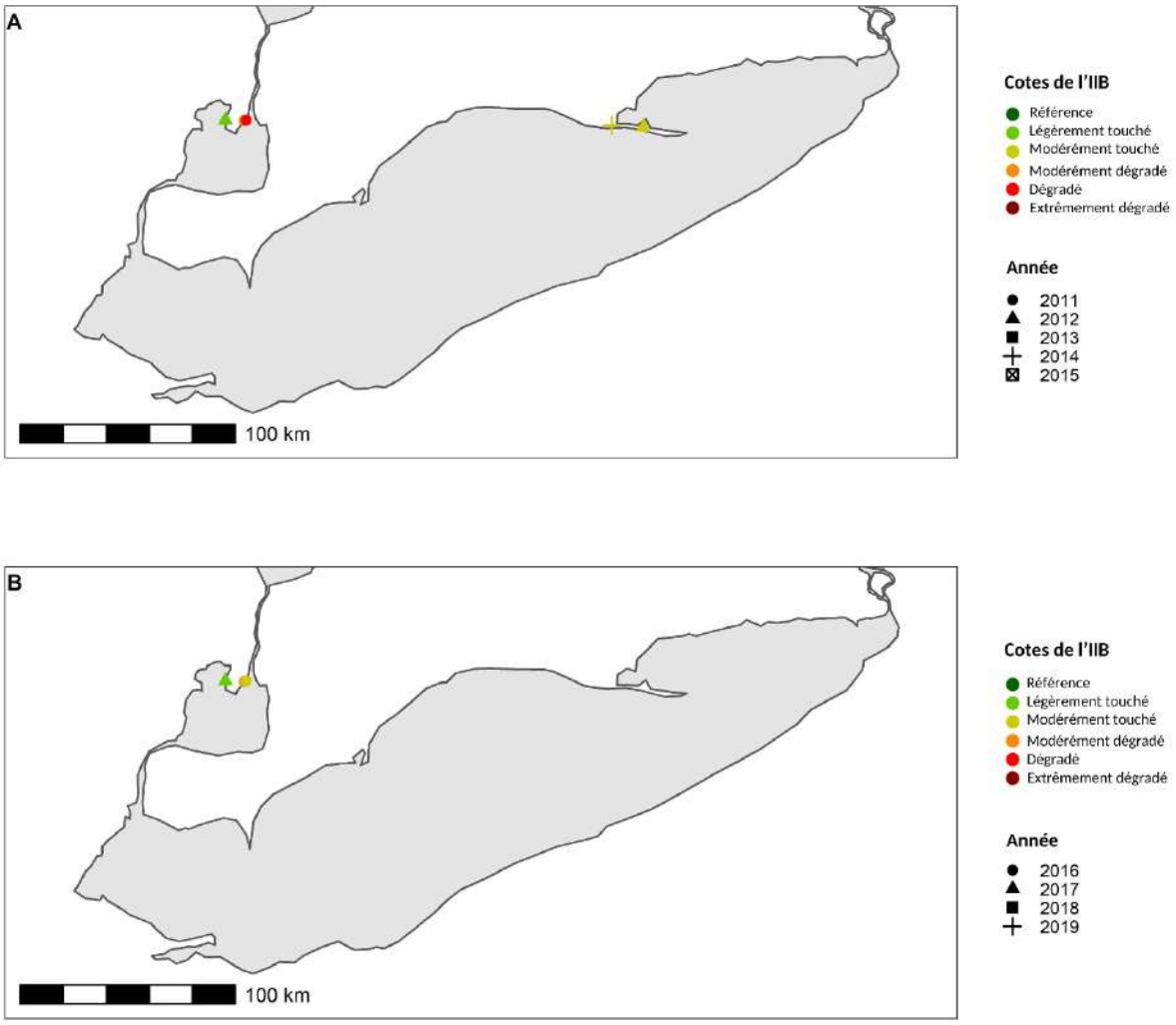


Figure 10. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) et de 2016 à 2019 (B) dans le lac Érié. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

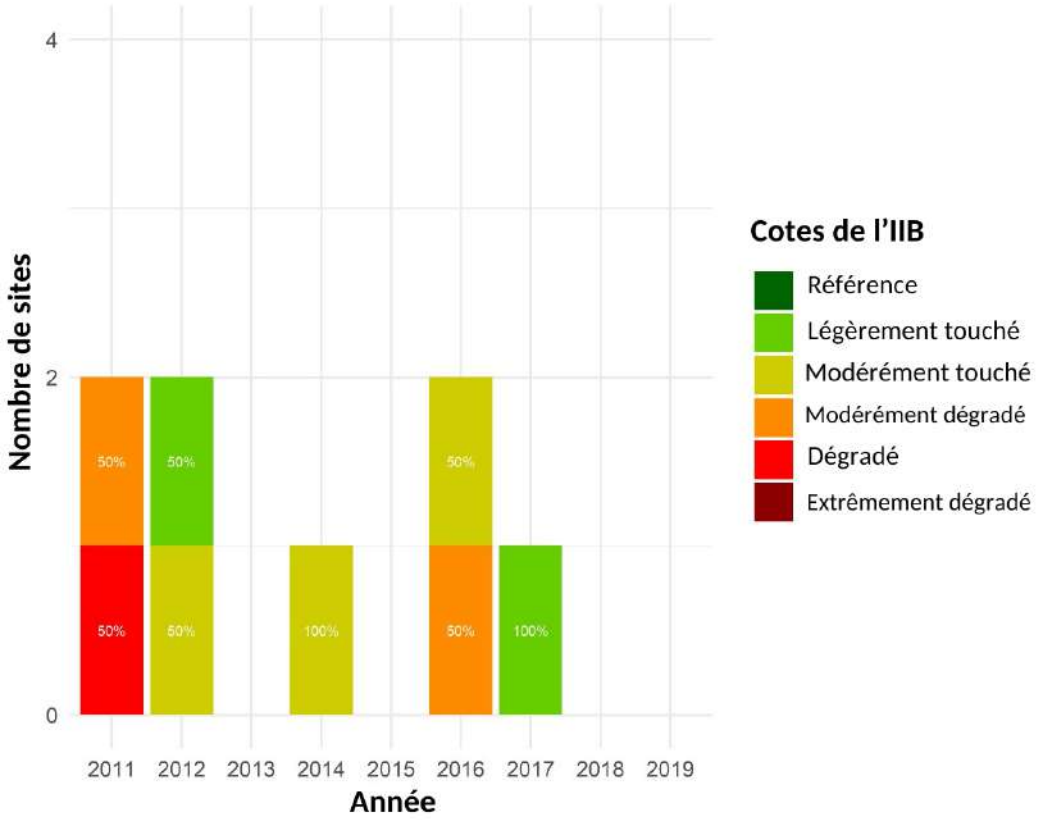


Figure 11. Nombre de sites du lac Érié dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 8). Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

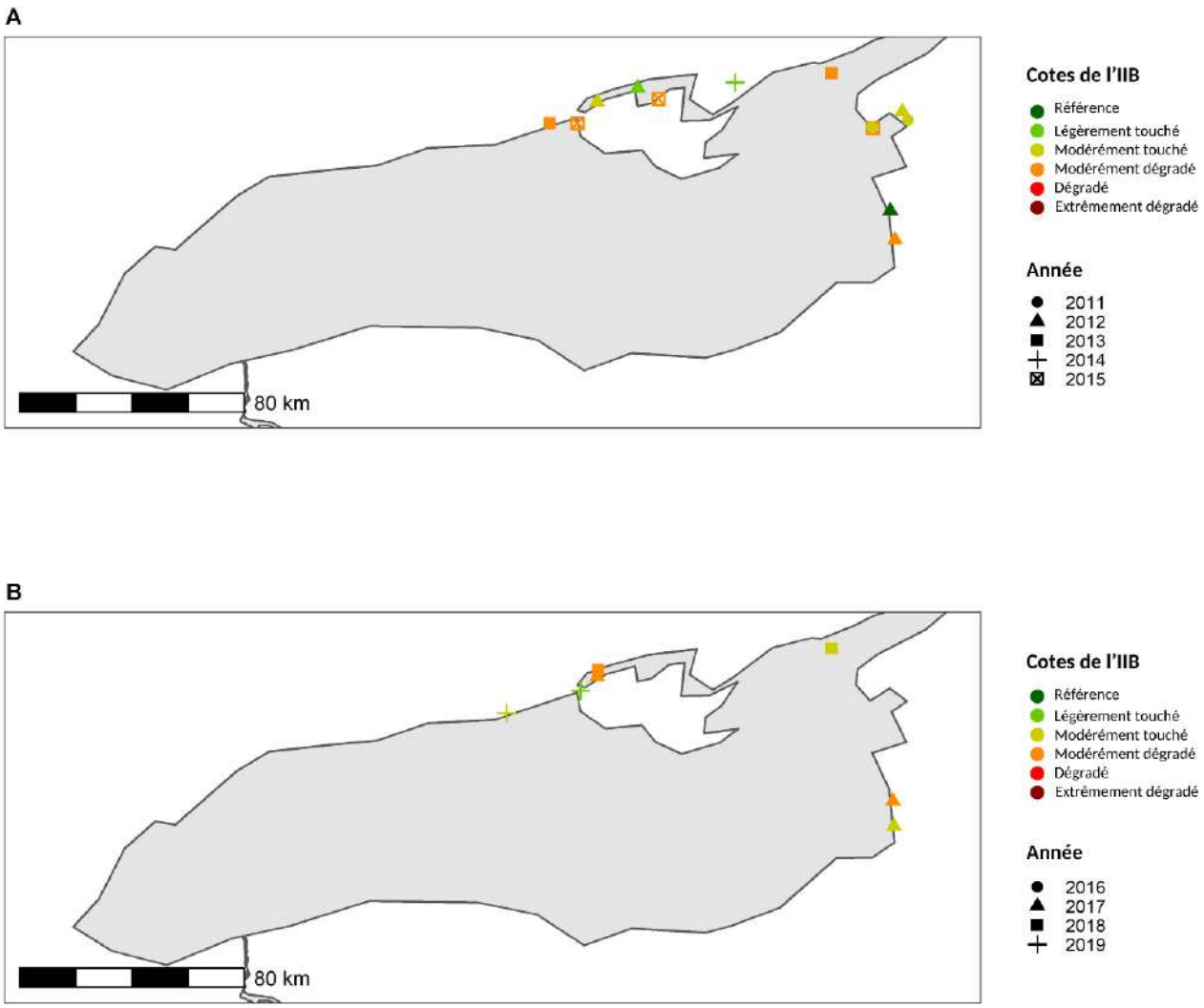


Figure 12. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) et de 2016 à 2019 (B) dans le lac Ontario. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

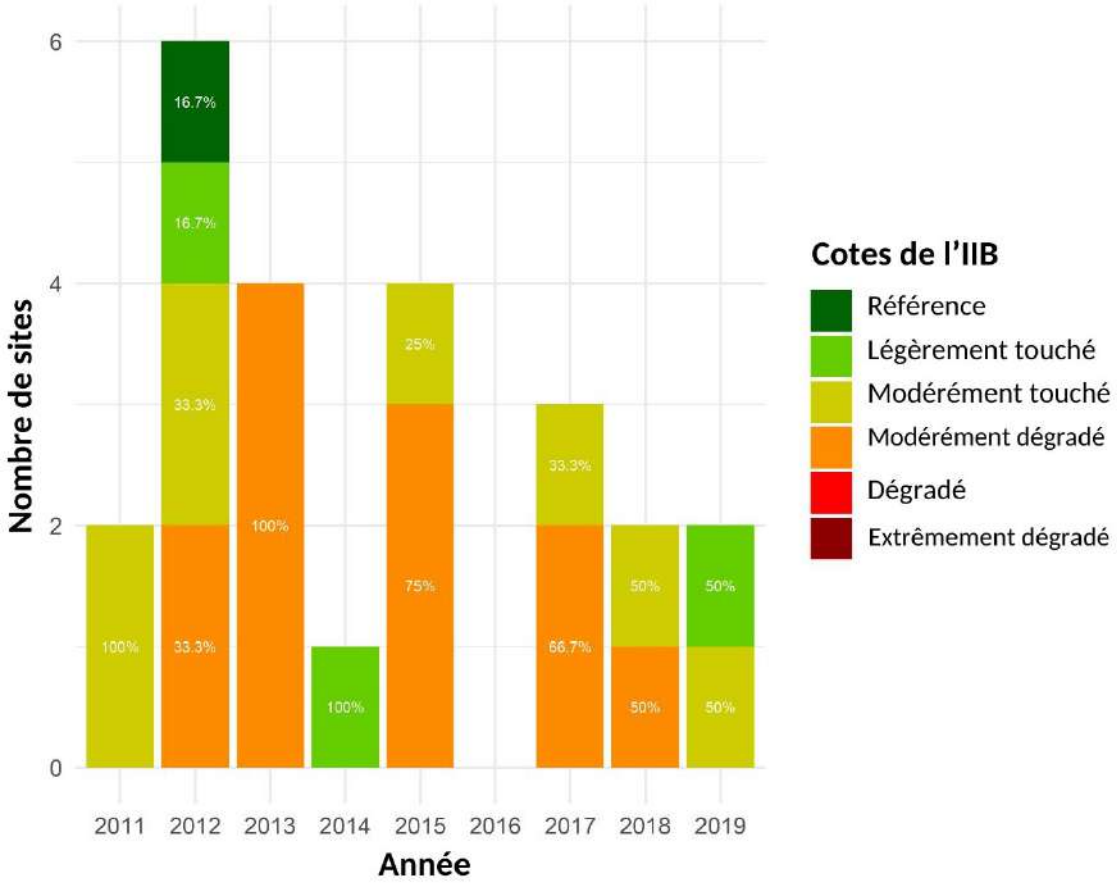


Figure 13. Nombre de sites du lac Ontario dans chaque catégorie de l'IIB en fonction de la communauté de macroinvertébrés aquatiques, par année, de 2011 à 2019 (n = 24). Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Sous-indicateur : Poissons des milieux humides côtiers

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Inchangée

Justification : En 2019, la majorité des milieux humides n'étaient pas dégradés ou modérément dégradés; environ 30 % des milieux humides échantillonnés au cours de toutes les années entrent dans ces catégories de milieux dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons présentes (figure 1). Les autres sites tombaient dans les catégories « modérément touchés », « légèrement touchés » ou « qualité de référence », avec 20 à 25 % des activités d'échantillonnage annuelles entrant dans chaque catégorie. Entre 2011 et 2019, de 19 à 32 % des milieux humides se situaient dans la catégorie « qualité de référence », sans tendance directionnelle du pourcentage de sites de qualité de référence au fil du temps. Aucune tendance au fil des ans n'était évidente pour chaque catégorie de condition, et il n'y avait pas d'IIB moyen pour chaque lac (figures 2 et 3).

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Inchangée

Justification : En 2019, aucun milieu humide échantillonné du lac Supérieur n'était classé comme dégradé, et 23 % des milieux humides échantillonnés étaient classés comme modérément dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons (figure 4). La tendance est évaluée en comparant la situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers au cours de la période de neuf ans. Entre 2011 et 2019, de 0 à 50 % des milieux humides du lac Supérieur étaient considérés comme de qualité de référence, et il n'y avait pas de tendance temporelle du pourcentage de sites de qualité de référence. L'absence de tendance du pourcentage au fil des ans s'est confirmée pour chaque catégorie de condition (figure 5). Au cours de la période de 9 ans, de 12,5 à 55,6 % des milieux humides du lac Supérieur étaient légèrement touchés, de 0 à 37,5 % étaient modérément touchés, de 0 à 50 % étaient modérément dégradés et aucun n'était dégradé.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Indéterminée

Justification : En 2019, la plupart des milieux humides lac Michigan n'étaient pas dégradés, et 33 % des milieux

échantillonnés étaient classés dans les catégories des milieux dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons au cours de la période de 9 ans (figure 6). La tendance est évaluée en comparant la situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers au cours de la période de neuf ans. Entre 2011 et 2019, de 0 à 50 % des milieux humides du lac Michigan étaient considérés comme de qualité de référence, et il n'y avait pas de tendance temporelle du pourcentage de sites de qualité de référence. L'absence de tendance du pourcentage au fil des ans s'est confirmée pour chaque catégorie de condition (figure 7). Au cours de la période de 9 ans, la variation d'une année à l'autre était élevée : de 0 à 35,7 % des milieux humides du lac Michigan ont été classés comme légèrement touchés, de 16,7 à 58,3 %, comme modérément touchés, de 0 à 50 %, comme modérément dégradés, et de 0 à 12,5 %, comme dégradés.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Inchangée

Justification : En 2019, la plupart des milieux humides échantillonnés du lac Huron n'étaient pas dégradés, et 28,2 % des milieux humides du lac Huron étaient classés dans les catégories des milieux dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons au cours de la période de 9 ans (figure 8). La tendance est déterminée en comparant la situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers au cours de la période de neuf ans. Entre 2011 et 2019, de 20,7 à 47,6 % des milieux humides du lac Huron étaient considérés comme de qualité de référence, et il n'y avait pas de tendance temporelle du pourcentage de sites de qualité de référence. L'absence de tendance temporelle au fil des ans s'est confirmée pour chaque catégorie de condition (figure 9). Au cours de la période de 9 ans, de 13,8 à 31,6 % des milieux humides du lac Huron ont été classés comme légèrement touchés, de 9,1 à 37,9 %, comme modérément touchés, de 0 à 32,1 %, comme modérément dégradés, et de 0 à 23,8 %, comme dégradés.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières St. Clair et Detroit)

État : Mauvais

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Indéterminée

Justification : En 2019, 59 % des milieux humides échantillonnés du lac Érié étaient classés dans les catégories des milieux dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons au cours de la période de 9 ans (figure 10). La tendance est déterminée en comparant la situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers au cours de la période de 9 ans. Entre 2011 et 2019, de 0 à 33,3 % des milieux humides du lac Érié étaient considérés comme de qualité de référence, et il n'y avait pas de tendance temporelle du pourcentage de sites de qualité de référence. L'absence de tendance temporelle au fil des ans s'est confirmée pour chaque catégorie de condition, mais on a noté une grande variation du pourcentage de sites classés dans les catégories des milieux dégradés chaque année (figure 11). Au cours de la période de 9 ans, de 0 à 22,2 % des milieux humides du lac Érié ont été classés comme légèrement touchés, de 0 à 37,5 %, comme modérément touchés, de 0 à 55,6 %, comme modérément dégradés, et de 0 à 44,4 %, comme dégradés.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Inchangée

Justification : En 2019, la plupart des milieux humides du lac Ontario n'étaient pas dégradés, et 21 % des milieux humides échantillonnés étaient classés dans les catégories des milieux dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons au cours de la période de 9 ans (figure 12). La tendance est déterminée en comparant la situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers au cours de la période de 9 ans. Entre 2011 et 2019, de 9,1 à 52,6 % des milieux humides du lac Ontario étaient considérés comme de qualité de référence, et il n'y avait pas de tendance temporelle du pourcentage de sites de qualité de référence. L'absence de tendance temporelle au fil des ans s'est confirmée pour chaque catégorie de condition (figure 13). Au cours de la période de 9 ans, de 15 à 42,9 % des milieux humides du lac Ontario ont été classés comme légèrement touchés, de 4,8 à 31,8 %, comme modérément touchés, de 7,1 à 35 %, comme modérément dégradés, et de 0 à 13,6 %, comme dégradés.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Définitions des différents états visés par l'évaluation

Bon : Aucun milieu humide ne se situe dans les catégories des milieux dégradés; les milieux humides sont plutôt de qualité de référence, légèrement touchés ou modérément touchés.

Passable : La plupart des milieux humides ne font pas partie des catégories des milieux dégradés.

Mauvais : La plupart des milieux humides sont classés dans les catégories des milieux dégradés.

Indéterminé : Aucune donnée n'est accessible ou les données sont insuffisantes pour permettre l'évaluation de l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des différentes tendances visées par l'évaluation

S'améliore : Les résultats de cette mesure se sont améliorés pour la majorité des sites.

Inchangée : Les résultats de cette mesure n'ont pas considérablement changé pour la majorité des sites.

Se détériore : Les résultats de cette mesure se sont détériorés pour la majorité des sites.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas clairement une tendance globale, ou aucune donnée permettant de déclarer une tendance n'est accessible.

Critères d'effet et/ou cibles

Un critère d'effet pour ce sous-indicateur sera établi en fonction des communautés de poissons des systèmes de référence. Les données sont évaluées pour déterminer les tendances par lac, écorégion, type de milieu humide et zone de végétation. Pour l'instant, il est impossible d'établir un critère d'effet pour ce sous-indicateur puisque les données sont recueillies et analysées.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur permet d'effectuer un suivi des tendances en matière de santé de l'écosystème des milieux humides côtiers des Grands Lacs en mesurant la composition des communautés de poissons ainsi que d'établir par inférence le caractère convenable de l'habitat et de la qualité de l'eau pour les communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème

Les habitats humides côtiers sont des aires essentielles de fraye, de croissance, d'alimentation et d'abri pour maintes espèces de poissons d'intérêt écologique et économique. La conservation de ce qui reste du territoire humide et la remise en état des milieux humides détruits ou dégradés jouent un rôle primordial dans la régénération de l'écosystème des Grands Lacs. Ce sous-indicateur peut servir à déclarer les progrès réalisés dans l'atteinte d'un tel objectif.

Ce sous-indicateur soutient la réalisation du cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, qui indique que l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ». Les travaux visés par ce sous-indicateur appuient l'annexe 7 de l'AQEGL, qui prévoit la restauration et le maintien de la diversité des communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs tout en indiquant la santé globale de l'écosystème. De grands pans du territoire humide des Grands Lacs qui sont menacés par les activités d'urbanisation, de développement agricole et d'élimination des déchets devraient être délimités en conséquence et faire l'objet de mesures de conservation et, s'il y a lieu, de remise en état. Le sous-indicateur concerne le rétablissement et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs et des utilisations bénéfiques qui dépendent de milieux humides sains (annexe 1 de l'AQEGL).

Mesure

Le Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (GLCWMP, programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs) assure un suivi des communautés de poissons des milieux humides côtiers au moyen de méthodes uniformes dans tout le bassin des Grands Lacs. Les poissons sont échantillonnés à l'aide de verveux d'un maillage de 4,8 mm, à raison de trois répétitions, dans chaque grande zone de végétation (prairie humide, *Typha* spp., *Phragmites*, nénuphars, *Schoenoplectus* spp., etc.) de chaque milieu humide pendant une nuit-filet (Uzarski et *al.*, 2005; Uzarski et *al.*, 2016). Les lieux d'échantillonnage sont les mêmes que ceux utilisés pour l'analyse des macroinvertébrés et de la qualité de l'eau. Le moment de l'échantillonnage est établi en fonction de la maturité de la végétation dans chaque système (pas avant la mi-juin et pas après août en raison des habitudes migratoires des communautés de poissons). Des zones de végétation dominante ont été recensées parce que différentes zones abritent différents poissons (Uzarski et *al.*, 2005). Deux tailles de verveux peuvent être utilisées, selon la profondeur de l'eau (ouverture de 0,5 m × 1 m ou de 1 m × 1 m). Les plus petits filets sont utilisés dans des eaux de 0,20 à 0,5 m de profondeur, et les plus grands, dans des eaux de plus de 0,50 m de profondeur. Les guideaux sont longs de 7,3 m, et les ailes sont longues de 1,8 m. Les filets sont placés aléatoirement à une distance minimale de 20 m l'un de l'autre dans chaque zone de végétation. Les verveux sont placés perpendiculairement à la zone de végétation échantillonnée, de façon à capturer les poissons qui nagent dans la zone de végétation.

Tous les poissons capturés mesurant 20 mm ou plus sont identifiés jusqu'au rang de l'espèce et dénombrés par filet. L'abondance des poissons par taxon est utilisée pour calculer les valeurs de l'IIB du GLCWMP (Cooper et *al.*,

2018). Le Consortium des terres humides des Grands Lacs (Great Lakes Coastal Wetland Consortium, GLCWC) a élaboré des indices d'intégrité biologique en 2002, et les protocoles ont été finalisés en 2008 (GLCWC, 2008). L'indice d'intégrité biotique (IIB) du GLCWMP a été établi d'après les mesures de la richesse et de l'abondance, le pourcentage d'espèces exotiques, les groupes trophiques fonctionnels et d'autres paramètres au niveau de l'espèce. La version actuelle de l'IIB du GLCWMP, élaborée par Cooper et *al.* (2018), peut être utilisée aux fins d'évaluation dans les zones de végétation aquatique (scirpes, quenouilles, nénuphars, végétation aquatique submergée).

L'IIB du GLCWMP a été le paramètre privilégié dans le présent rapport pour l'évaluation de l'état et des tendances.

Conditions écologiques

Les milieux humides côtiers captent, transforment et disséminent les nutriments et les sédiments des eaux littorales des Grands Lacs et rechargent la nappe phréatique. Toutefois, plus de la moitié du territoire humide littoral des Grands Lacs a été détruit par l'activité humaine, et bon nombre des milieux humides restants souffrent de stress anthropiques, comme les apports excessifs de nutriments et de sédiments, la fragmentation de l'habitat, les espèces envahissantes, l'altération et le remblayage des berges et la régularisation des niveaux d'eau, comme le décrit un projet binational de cartographie et d'attribution à l'échelle des Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004).

L'échantillonnage des milieux humides a été effectué entre la mi-juin et le mois d'août en raison des habitudes migratoires des communautés de poissons.

Étant donné l'importance des milieux humides côtiers et les menaces constantes pesant sur ces écosystèmes, la Great Lakes Restoration Initiative (GLRI, initiative de restauration des Grands Lacs) finance le GLCWMP; ce groupe assure un suivi de la qualité de l'eau et de l'état des communautés de végétaux, d'anoures, d'oiseaux, de poissons et d'invertébrés dans les milieux humides du bassin des Grands Lacs, tant aux États-Unis qu'au Canada. Dans le cadre du GLCWMP, quelque 200 milieux humides sont échantillonnés annuellement depuis 2011 pour évaluer au moins un groupe taxinomique, et environ 100 de ces milieux ont été échantillonnés chaque année pour évaluer les communautés de poissons. Au total, les communautés de poissons de 109 milieux humides ont été échantillonnées en 2011; le nombre de milieux humides échantillonnés a par la suite été de 100 en 2012, de 94 en 2013, de 106 en 2014, de 113 en 2015, de 103 en 2016, de 93 en 2017, de 101 en 2018 et de 104 en 2019. Le présent rapport a mis l'accent sur les sites qui avaient été sélectionnés dans le cadre d'un plan d'échantillonnage conçu statistiquement. Au total, 760 échantillonnages ont été réalisés à 486 sites différents. En 2019, 103 échantillonnages de poissons ont été réalisés dans le lac Érié, 255 dans le lac Huron, 122 dans le lac Michigan, 194 dans le lac Ontario et 86 dans le lac Supérieur (tableau 2). En 2019, près de 100 % des milieux humides côtiers de moyenne et de grande taille (> 4 hectares) liés sur le plan hydrologique dans les Grands Lacs avaient été échantillonnés.

De 9 à 12 espèces de poissons en moyenne ont été prélevées dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs canadiens et américains, respectivement, de 2011 à 2019 (tableau 1). Ces données comprennent des endroits qui ont besoin d'être restaurés et quelques-uns qui comptaient très peu d'espèces. Cependant, les milieux humides présentant la plus importante richesse comptaient jusqu'à 20 (Canada) ou 26 (États-Unis) espèces de poissons. Le nombre moyen d'espèces de poissons non indigènes par milieu humide était d'environ un, bien que quelques milieux humides en comptaient jusqu'à six (États-Unis). Dans plusieurs milieux humides, seules des espèces de poissons indigènes ont été prises dans les verveux, mais il est à noter que quelques poissons non indigènes sont habiles à éviter les filets (p. ex. la carpe commune). Les listes des espèces non indigènes ont été compilées par lac à partir du Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System (GLANSIS, système d'information sur les espèces aquatiques non indigènes des Grands Lacs).

Le total des espèces de poissons capturées ne différait pas beaucoup d'un lac à l'autre, atteignant en moyenne de 10 à 12 espèces par milieu humide dans les différents lacs (tableau 2). Les milieux humides du lac Ontario comptaient le nombre maximum le plus faible d'espèces (20), alors que ceux du lac Michigan comptaient le nombre maximum le plus élevé d'espèces capturées (26). Les milieux humides des lacs Huron et Supérieur avaient en moyenne le nombre moyen le plus faible de taxons de poissons non indigènes (0,5 et 0,6), tandis que ceux du lac Érié avaient le nombre moyen le plus élevé (1,4). Tous les autres lacs enregistraient un nombre moyen semblable d'espèces de poissons non indigènes par milieu humide, soit environ une espèce.

La richesse en espèces envahissantes est particulièrement importante pour l'IIB des poissons, car c'est l'un des deux paramètres utilisés dans tous les types de zones, l'autre étant le pourcentage de richesse en taxons tolérants (Cooper et *al.*, 2018). Les espèces qui contribuent au paramètre de la richesse en espèces envahissantes comprennent couramment la carpe (*Cyprinus carpio*), le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*), le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*), le cyprin doré (*Carassius auratus*) et le gobie de la mer Noire (*Proterorhinus semilunaris*). Plusieurs de ces espèces sont également tolérantes aux perturbations humaines telles que les intrants agricoles et le développement urbain. C'est probablement la raison pour laquelle les sites à proximité de la baie Green (centre urbain), de la baie Saginaw (centre agricole) et de l'ouest du lac Érié (centre urbain et agricole) obtiennent systématiquement de mauvais résultats (figures 6, 8 et 10).

Lorsque l'on compare les communautés de poissons des milieux humides de référence de l'ensemble des Grands Lacs, les sites les plus semblables se trouvent dans la même province écologique ou région plutôt que dans un Grand Lac ou un type de milieu humide en particulier. Les communautés de poissons seront probablement plus sensibles aux altérations liées à la chimie de l'eau et à l'hydrologie que les paramètres de la végétation ou des oiseaux. Kovalenko et *al.* (2018) ont constaté que dans le sud des Grands Lacs, la concentration de chlorophylle et la turbidité de l'eau de surface des milieux humides et des vagues étaient des prédicteurs de la présence/de l'absence d'espèces de poissons, tandis que la température de l'air était le principal prédicteur dans le nord des Grands Lacs. Les poissons sont également mobiles, ce qui signifie que la structure de leur communauté reflète les multiples milieux humides connectés ainsi que les zones pélagiques adjacentes. Cela peut affecter notre capacité à déceler les répercussions de la dégradation pour un seul milieu humide et a conduit à des valeurs plus cohérentes au sein des régions et au fil des années (figure 1).

Plusieurs introductions de carpes risquent d'avoir des répercussions importantes sur les communautés de poissons des Grands Lacs, y compris dans les milieux humides côtiers. Le cyprin doré (*Carassius auratus*) est commun dans certains habitats peu profonds, et on le retrouve avec de jeunes carpes de l'année dans de nombreux milieux humides échantillonnés le long de la baie Green. De plus, plusieurs autres espèces de carpes, par exemple la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*), la carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*) et la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*), se sont échappées d'installations d'aquaculture. Elles se trouvent maintenant dans la rivière Illinois et migrent vers les Grands Lacs par le canal d'évacuation sanitaire et de navigation de Chicago (CESNC). Pour empêcher la propagation de ces espèces dans les Grands Lacs, des barrières électriques ont été construites dans le CESNC de 2002 à 2011. Une carpe à grosse tête et une carpe argentée ont été observées du côté des Grands Lacs de ces barrières, toutes deux dans les années 2010. Trois carpes à grosse tête ont été capturées dans le lac Érié, mais toutes avant 2000 (Chapman et *al.*, 2021). Des carpes de roseau ont maintenant été capturées dans tous les Grands Lacs, sauf le lac Supérieur, et la reproduction de l'espèce a été documentée dans les affluents du lac Érié (Chapman et *al.*, 2021). Ces espèces atteignent une grande taille. Certaines sont planctonivores, mais mangent également des escargots et des moules, tandis que la carpe de roseau se nourrit de végétaux. Ces espèces représentent une autre menace importante pour les réseaux trophiques des milieux humides et des habitats littoraux où l'on trouve des macrophytes (United States Fish and Wildlife Service [USFWS], 2002). Si ces espèces de carpes s'établissent dans les Grands Lacs, elles pourraient avoir un impact négatif sur l'état des communautés de poissons des milieux humides côtiers en faisant concurrence aux poissons indigènes pour les

ressources et en dégradant l'habitat. L'effet que l'introduction de ces espèces aura sur la santé des poissons des milieux humides côtiers est difficile à prévoir, car il dépendra de la densité de leur population, de leur répartition et de divers autres facteurs.

Liens

Les liens avec d'autres sous-indicateurs de l'ensemble d'indicateurs englobent ce qui suit :

- Durcissement du rivage – Les modifications physiques du rivage ont perturbé les processus côtiers et littoraux, les régimes de débit et de circulation littoraux, changé ou éliminé la connectivité avec les dunes et les milieux humides côtiers et altéré la structure de l'habitat littoral et côtier.
- Le long des rives, les aménagements domiciliaires ont altéré de nombreux milieux humides – enrichissement en nutriments provenant des engrais et des installations septiques, modification du rivage pour l'installation de quais et de rampes de mise à l'eau, remblayage et durcissement des rives. Le durcissement des rives peut complètement éliminer la végétation des milieux humides, ce qui entraîne la dégradation de l'habitat des poissons. Il semble que lorsqu'un milieu humide est touché par les aménagements humains, la structure des communautés de poissons change et devient typique des milieux humides des régions plus chaudes et plus méridionales. Cette constatation pourrait aider les chercheurs à prévoir les effets probables des changements climatiques dans la région sur les communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs.
- L'altération mécanique prend diverses formes, notamment l'endiguement, le creusement de fossés, le dragage, le remblayage et le durcissement des rives. Elle peut introduire des espèces non indigènes par l'intermédiaire de l'équipement de construction ou des sédiments importés. La modification de la pente des rives et des conditions de sédimentation suffit souvent à favoriser l'établissement d'espèces non indigènes.
- Couverture terrestre – L'agriculture dégrade les milieux humides de bien des façons, y compris par l'enrichissement en nutriments provenant des engrais, l'apport accru de sédiments provoqués par l'érosion, le ruissellement rapide et accru occasionné par les fossés de drainage, l'introduction d'espèces non indigènes (alpiste roseau), et la destruction de prairies humides intérieures due au labour, à l'endiguement et l'ajout d'herbicides. Dans les lacs du sud, dans la baie de Saginaw et la baie Green, les sédiments d'origine agricole ont créé des eaux très troubles dans lesquelles les plantes submergées sont rares ou absentes.
- Les modifications physiques du rivage perturbent les processus côtiers et littoraux ainsi que les régimes de débit et de circulation littoraux, changent ou éliminent la connectivité avec les dunes et les milieux humides côtiers, et altèrent la structure de l'habitat littoral et côtier. L'aménagement urbain dégrade les milieux humides, notamment par le durcissement du rivage, le remblayage des milieux humides, l'ajout d'une grande variété de polluants chimiques, l'augmentation du ruissellement vers les cours d'eau, l'apport de sédiments et la hausse des charges en nutriments provenant des stations d'épuration des eaux usées. Dans la plupart des agglomérations urbaines, les milieux humides côtiers ont presque entièrement disparu. Thoma (1999) et Johnson et *al.* (2006) n'ont pas été en mesure de trouver, du côté américain du lac Érié, de milieux humides côtiers ayant éprouvé des perturbations anthropiques minimales. Selon Seilheimer et Chow-Fraser (2006; 2007), la perte d'habitat des poissons dans les milieux humides s'est accélérée dans les lacs Ontario, Érié et Michigan près des zones urbaines et agricoles.

- Répercussions des espèces aquatiques envahissantes – Les espèces non indigènes sont introduites de nombreuses façons. Certaines le sont délibérément : d'abord cultivées comme cultures agricoles ou plantes ornementales, elles colonisent ensuite des paysages naturels. D'autres sont des plantes adventices mélangées aux semences. Les charges accrues en sédiments et en nutriments permettent à bon nombre des pires plantes adventices aquatiques de supplanter les espèces indigènes. De nombreuses espèces non indigènes nuisibles sont des productrices de graines prolifiques ou se reproduisent à partir de fragments de racine ou de rhizomes. Des espèces animales non indigènes contribuent également à la dégradation accrue des milieux humides côtiers. La carpe commune et la carpe de roseau ont un comportement reproducteur et alimentaire qui entraîne la perte de végétation submergée dans les eaux peu profondes des marais.
- Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs/propension à des crues soudaines dans les affluents – Les variations de la température atmosphérique sont susceptibles de modifier le nombre de tempêtes extrêmes dans la région des Grands Lacs, lesquelles auront à leur tour des effets sur les milieux humides côtiers. Les tempêtes extrêmes auraient probablement des répercussions sur les réseaux fluviaux, principalement par l'augmentation des mouvements de sédiments, en particulier dans les bassins versants modifiés propices à des crues soudaines.
- Niveaux de l'eau – Les changements des niveaux d'eau influent grandement sur l'habitat et les communautés biologiques des Grands Lacs associés aux milieux humides côtiers. Comme le niveau des lacs exerce une influence importante sur les milieux humides côtiers non endigués, il est essentiel que toute analyse des tendances des changements des milieux humides en tienne compte. Les niveaux d'eau influent sur la structure de la végétation des milieux humides qui, à leur tour, établissent la structure de l'habitat disponible pour les poissons. L'altération des niveaux d'eau influe également sur la propagation d'espèces végétales envahissantes, comme les *Phragmites*, qui peuvent empiéter sur des peuplements indigènes et modifier l'habitat disponible pour les poissons et d'autres organismes. Ce sous-indicateur est directement lié aux autres sous-indicateurs de la catégorie Habitats et espèces, en particulier les sous-indicateurs relatifs aux milieux humides côtiers. Les IIB individuels, tels que celui sur les poissons qui est utilisé dans la présente évaluation, sont utiles en tant qu'indicateurs indépendants, mais il est important de les évaluer conjointement avec les autres indicateurs des milieux humides côtiers pour obtenir une évaluation globale de la santé des milieux humides côtiers des Grands Lacs. En effet, les différents sous-indicateurs indiquent les perturbations anthropiques à différentes échelles spatiales et temporelles et ont une résolution de détection variable. Voir le site Web suivant pour de plus amples renseignements sur les paramètres des indicateurs : greatlakeswetlands.org/Sampling-protocols.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées pour l'évaluation sont ouvertement disponibles et accessibles.	Oui	Les données peuvent être consultées ici : www.greatlakeswetlands.org		

Limites des données

Ce sous-indicateur ne peut être utilisé que lorsque la profondeur de l'eau est suffisante pour l'utilisation de verveux. Chaque année, environ 200 sites font l'objet d'échantillonnages par le GLCWMP, mais, en moyenne, seulement 100 sites environ font l'objet d'un échantillonnage ciblant les poissons. Plusieurs sites font uniquement l'objet d'échantillonnages par des équipes responsables des oiseaux et des anoures, car ces équipes peuvent terminer leur échantillonnage plus rapidement et ont donc la capacité de travailler dans un plus grand nombre de sites que les équipes responsables des poissons, des macroinvertébrés et des végétaux. Par conséquent, la santé de l'écosystème ne peut pas être évaluée pour tous les milieux humides ayant fait l'objet d'échantillonnages au moyen des IIB des poissons. De plus, des IIB de poissons ont été élaborés pour un sous-ensemble de zones de végétation monodominante dans les milieux humides côtiers (*Typha*, *Schoenoplectus*, végétation aquatique submergée, nénuphars). Les IIB des poissons peuvent seulement être calculés pour les milieux humides où des poissons ont été capturés dans ces peuplements de végétation. De plus, les verveux peuvent ne pas être aussi efficaces pour capturer toutes les espèces et classes de taille de poissons des milieux humides (Clement et *al.*, 2014).

Remerciements

Auteurs

Donald G. Uzarski, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).
Matthew J. Cooper, Burke Center for Freshwater Innovation, Northland College, Ashland (Wisconsin), États-Unis.

Bridget Wheelock, Institute for Great Lakes Research et Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).
Allison Kneisel, Institute for Great Lakes Research et Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).

Contributeurs

Valerie J. Brady, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota Duluth, Duluth (Minnesota), États-Unis.
John Brazner, US Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division, Duluth (Minnesota) (2006).
Thomas M. Burton, Departments of Zoology and Fisheries and Wildlife, Michigan State University, East Lansing (Michigan) (2006).
Jan J.H. Ciborowski, Département des sciences biologiques, Université de Windsor, Windsor (Ontario).
Joseph P. Gathman, University of Wisconsin-River Falls, River Falls (Wisconsin), États-Unis.
Greg P. Grabas, Environnement et Changement climatique Canada, Toronto (Ontario), Canada.
David Jude, School of Natural Resources and the Environment, University of Michigan, Ann Arbor (Michigan) (2006).
Gary A. Lamberti, University of Notre Dame, Notre Dame (Indiana), États-Unis.
Ashley H. Moerke, Aquatic Research Laboratory, Lake Superior State University, Sault Ste. Marie (Michigan) États-Unis.
Carl R. Ruetz III, Annis Water Resources Institute, Grand Valley State University, Muskegon (Michigan), États-Unis.
Danielle J. Sass, chercheur universitaire de l'Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE), nommé au Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'USEPA (2008).
Douglas A. Wilcox, Department of Environmental Science and Biology, SUNY College at Brockport, Brockport (New York), États-Unis.

Sources d'information

Albert, D.A. et L. Simonson. 2004. *Coastal wetland inventory of the Great Lakes region* (GIS coverage of U.S. Great Lakes: www.glc.org/wetlands/inventory.html), Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Chapman D.C., A.J Benson, H.S. Embke, N.R. King, P.M. Kočovský, T.D. Lewis et N.E. Mandrak. 2021. Status of the major aquaculture carps of China in the Laurentian Great Lakes Basin. Journal of Great Lakes Research 47:3–13.

Clement T.A., K. Pangle, D.G. Uzarski et B.A. Murry. 2014. Effectiveness of fishing gears to assess fish assemblage size structure in small lake ecosystems. Fisheries Management and Ecology 21:211–219.

Cooper, M.J., G.A. Lamberti, A.H. Moerke, C.R. Ruetz, D.A. Wilcox, V.J. Brady, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, J.P. Gathman, G.P. Grabas, L.B. Johnson et D.G. Uzarski. 2018. An expanded fish-based index of biotic integrity for Great Lakes coastal wetlands. Environmental Monitoring and Assessment. 190: 580.

GLANSIS. Great Lakes Aquatic Non-indigenous Species Information System. NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory. https://www.glerl.noaa.gov/glansis/

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. http://www.glc.org/wetlands/inventory.html Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Johnson, L.B., J. Olker, J.J.H. Ciborowski, G.E. Host, D. Breneman, V. Brady, J. Brazner et N. Danz. 2006. Identifying

Response of Fish Communities in Great Lakes Coastal Regions to Land Use and Local Scale Impacts. *Bull. N. Am. Benthol. Soc.*

Kovalenko K.E., L.B. Johnson, C.M. Riseng, M.J. Cooper, K. Johnson, L.A. Mason, J.E. McKenna, B.L. Sparks-Jackson et D.G. Uzarski. 2018. Great Lakes coastal fish habitat classification and assessment. *Journal of Great Lakes Research* 44:1100–1109.

Seilheimer, T.S. et P. Chow-Fraser. 2006. Development and use of the Wetland Fish Index to assess the quality of coastal wetlands in the Laurentian Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63:354-366.

Seilheimer, T.S. et P. Chow-Fraser. 2007. Application of the Wetland Fish Index to Northern Great Lakes Marshes with Emphasis on Georgian Bay Coastal Wetlands. Journal of Great Lakes Research. 33.3:154-171.

Thoma. R.F. 1999. Biological monitoring and an index of biotic integrity for Lake Erie's nearshore waters. In *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities* (éd). T.P. Simon. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 417-461.

U.S. Fish and Wildlife Service. 2002. Asian Carp, Key to Identification. Pamphlet. LaCross Fishery Resources Office, Onalaska, WI. http://www.fws.gov/midwest/lacrossefisheries/reports/asian_carp_key.pdf.

Uzarski, D.G., T.M. Burton, M.J. Cooper, J. Ingram et S. Timmermans. 2005. Fish Habitat Use Within and Across Wetland Classes in Coastal Wetlands of the Five Great Lakes: Development of a Fish Based Index of Biotic Integrity. *Journal of Great Lakes Research* 31(1):171-187.

Uzarski, D.G., V.J. Brady, M.J. Cooper, D.A. Wilcox, D.A. Albert, R. Axler, P. Bostwick, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, N.P. Danz, J. Gathman, T. Gehring, G. Grabas, A. Garwood, R. Howe, L.B. Johnson, G.A. Lamberti, A. Moerke, B. Murry, G. Niemi, C.J. Norment, C.R. Ruetz III, A.D. Steinman, D. Tozer, R. Wheeler, T.K. O'Donnell et J.P. Schneider. 2017. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at the Laurentian Great Lakes basin-wide scale. *Wetlands*. 37:15-32.

Liste des tableaux

Tableau 1. Nombre de sites distincts échantillonnés, nombre d'activités d'échantillonnage (y compris les échantillonnages multiples aux mêmes sites), total des espèces de poissons et des espèces non indigènes présentes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, et statistiques sommaires, par pays, des sites échantillonnés de 2011 à 2019. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski *et al.* (2017)

Tableau 2. Nombre de sites distincts échantillonnés, nombre d'activités d'échantillonnage, nombre d'activités d'échantillonnage liées à l'IIB, total des espèces de poissons et des espèces non indigènes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, et statistiques sommaires, par lac, pour les sites échantillonnés de 2011 à 2019.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski *et al.* (2017)

Liste des figures

Figure 1. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 2. Nombre de sites faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2019, n = 649.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 3. IIB moyen pour les lacs Érié et Ontario (A), les lacs Michigan et Huron (B) et le lac Supérieur (C) de 2011 à 2019. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de confiance à 95 %. Les valeurs de l'IIB varient de 1 qui indique une dégradation, à 5, qui correspond aux conditions de référence. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 4. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du lac Supérieur. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 5. Nombre de sites du lac Supérieur faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 68. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 6. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) par rapport à celui de 2016 à 2019 (C et D) dans l'ensemble du lac Michigan. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 7. Nombre de sites du lac Michigan faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 109.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 8. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) par rapport à celui de 2016 à 2019 (C et D) dans l'ensemble du lac Huron.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 9. Nombre de sites du lac Huron faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 206.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 10. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du lac Érié.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 11. Nombre de sites du lac Érié faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 83.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 12. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du lac Ontario.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 13. Nombre de sites du lac Ontario faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 183.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

	Ensemble des taxons de poissons						Taxons non indigènes			
Pays	Nbre de sites	Nbre d'éch.	Moy.	Max.	Min.	Écart-type	Moy.	Max.	Min.	Écart-type
Canada	178	276	8,9	20	1	3,6	0,7	4	0	0,8
États-Unis	308	484	12,0	26	2	4,7	0,9	6	0	1,0

Tableau 1. Nombre de sites distincts échantillonnés, nombre d'activités d'échantillonnage (y compris les échantillonnages multiples aux mêmes sites), total des espèces de poissons et des espèces non indigènes présentes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, et statistiques sommaires, par pays, des sites échantillonnés de 2011 à 2019.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et al. (2017)

	Ensemble des taxons de poissons						Taxons non indigènes		
Lac	Nbre de sites	Nbre d'éch.	Nbre d'éch. (IIB)	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.
Érié	61	103	83	10	23	2	1,4	5	0
Huron	168	255	206	11	25	1	0,5	4	0
Michigan	76	122	109	12	26	3	1	5	0
Ontario	127	194	183	10	20	2	0,8	4	0
Supérieur	54	86	68	12	24	3	0,6	6	0

Tableau 2. Nombre de sites distincts échantillonnés, nombre d'activités d'échantillonnage, nombre d'activités d'échantillonnage liées à l'IIB, total des espèces de poissons et des espèces non indigènes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, et statistiques sommaires, par lac, pour les sites échantillonnés de 2011 à 2019.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et al. (2017)

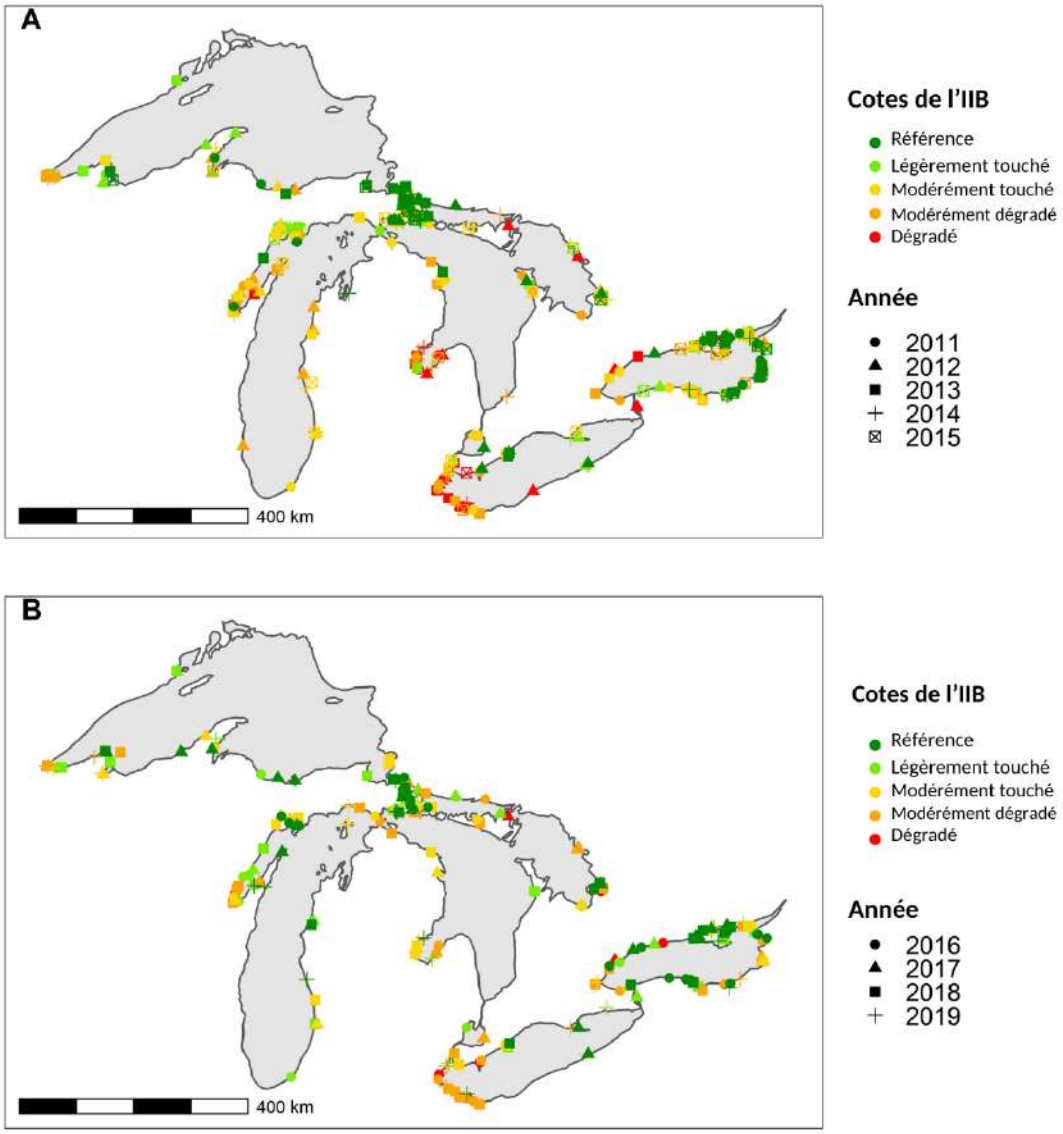


Figure 1. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

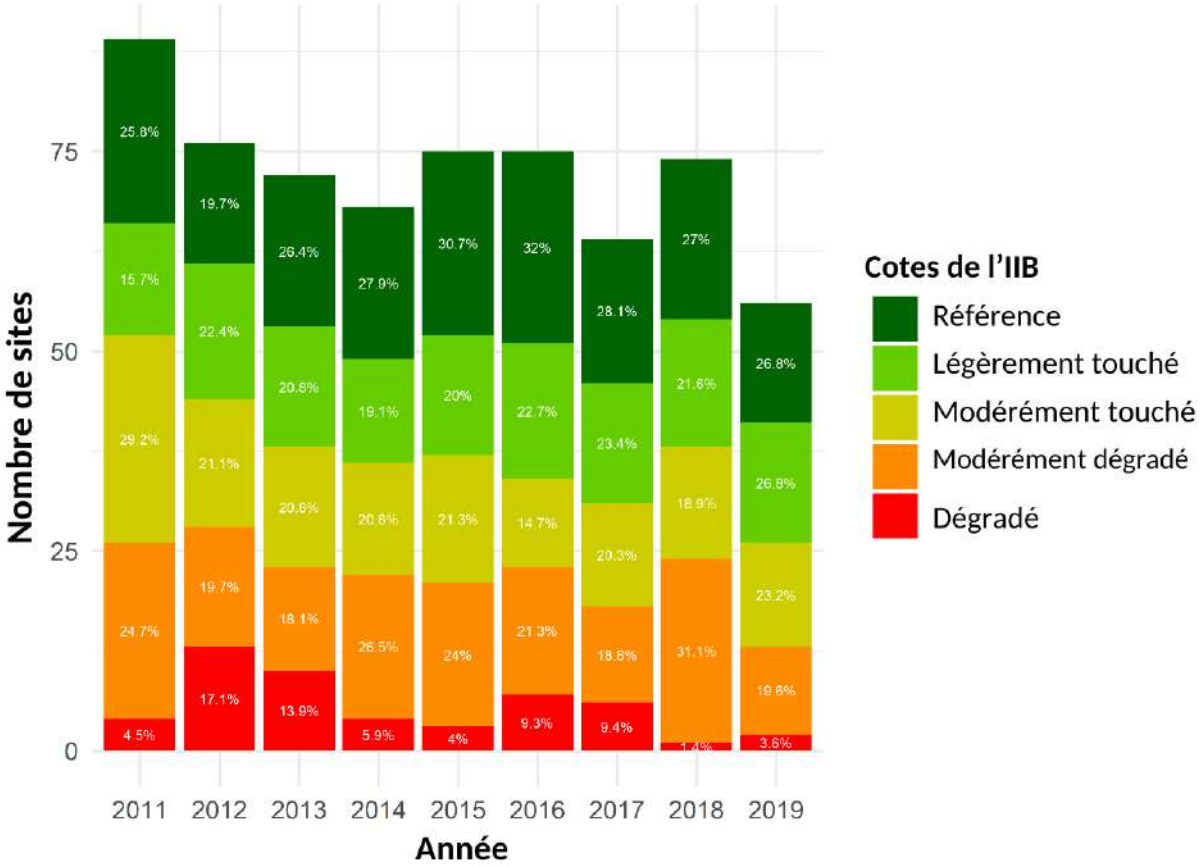


Figure 2. Nombre de sites faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2019, n = 649.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

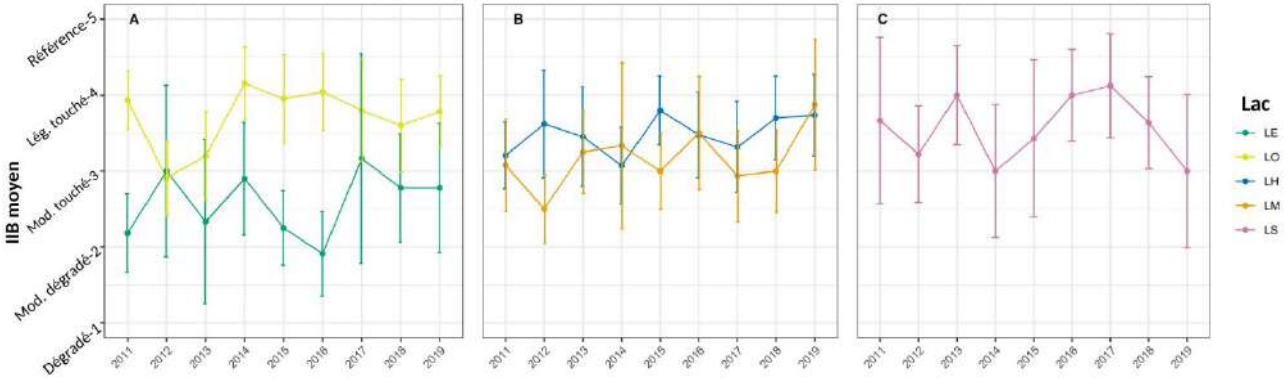


Figure 3. IIB moyen pour les lacs Érié et Ontario (A), les lacs Michigan et Huron (B) et le lac Supérieur (C) de 2011 à 2019. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de confiance à 95 %. Les valeurs de l'IIB varient de 1, qui indique une dégradation, à 5, qui correspond aux conditions de référence.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

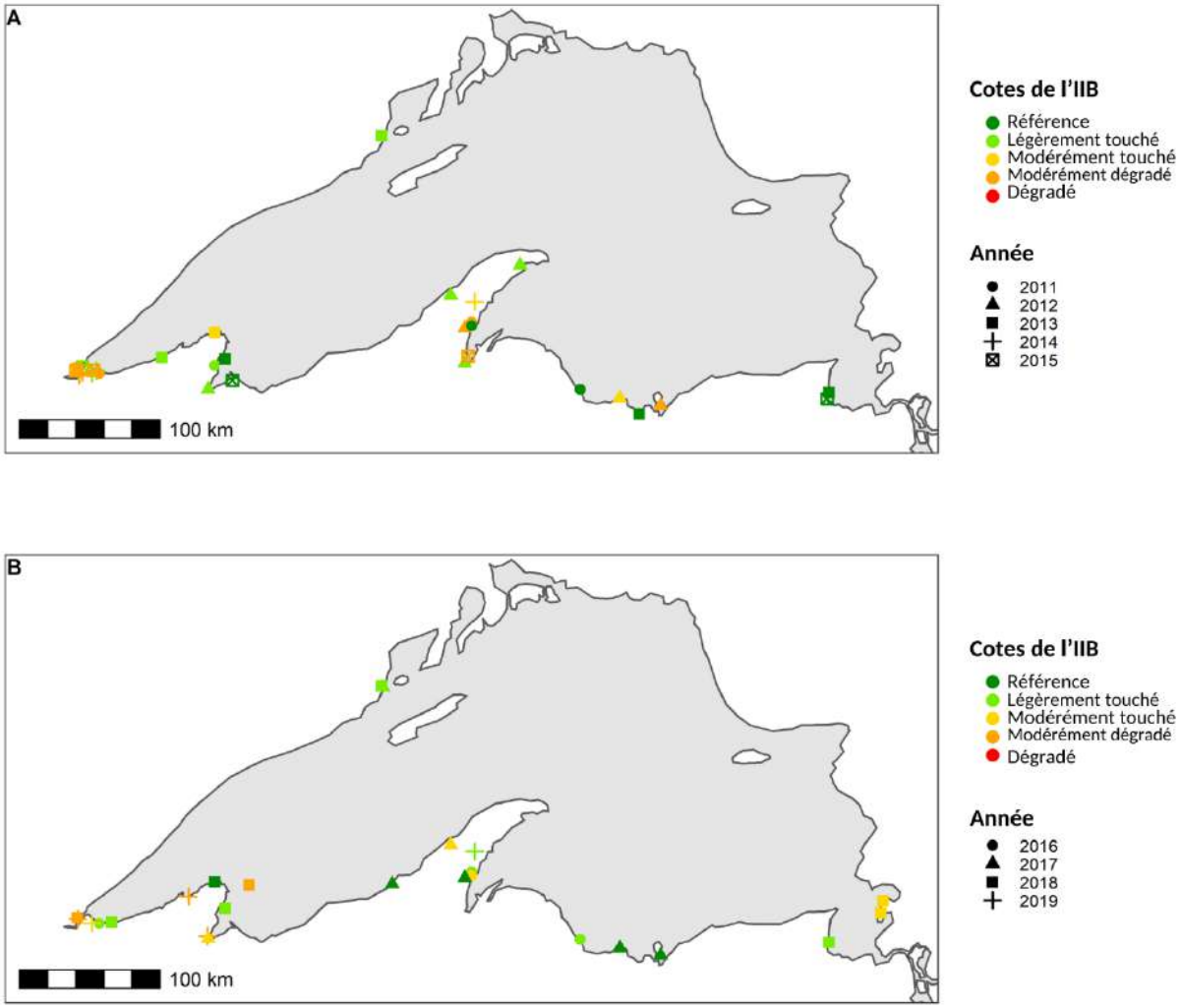


Figure 4. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 dans l'ensemble du lac Supérieur.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

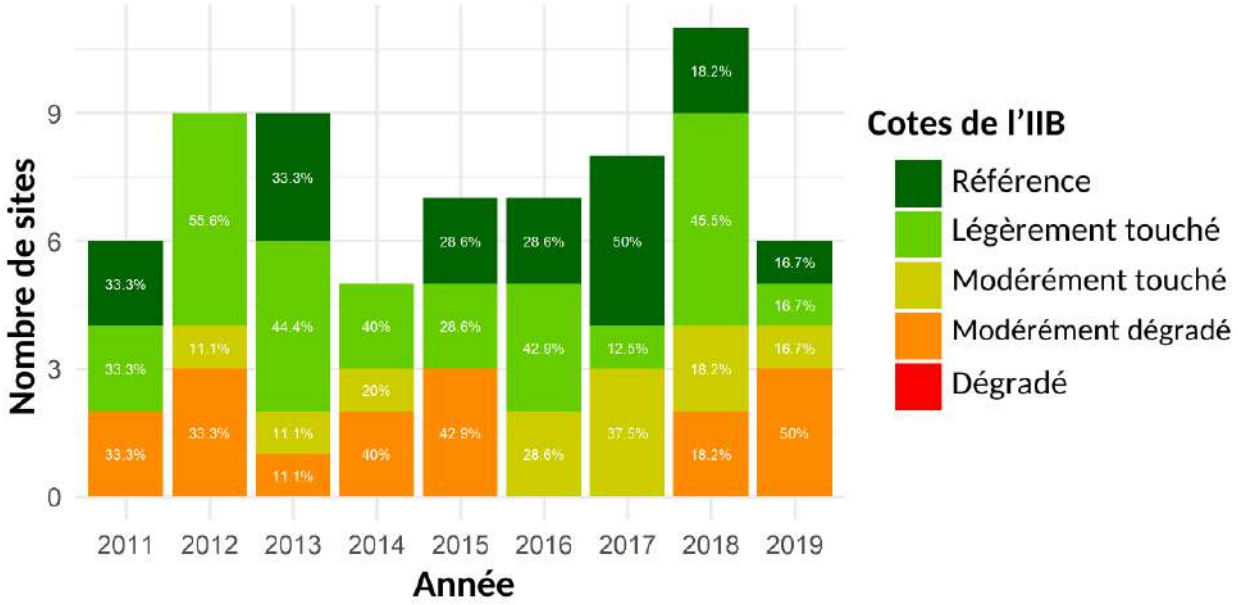


Figure 5. Nombre de sites du lac Supérieur faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 68.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

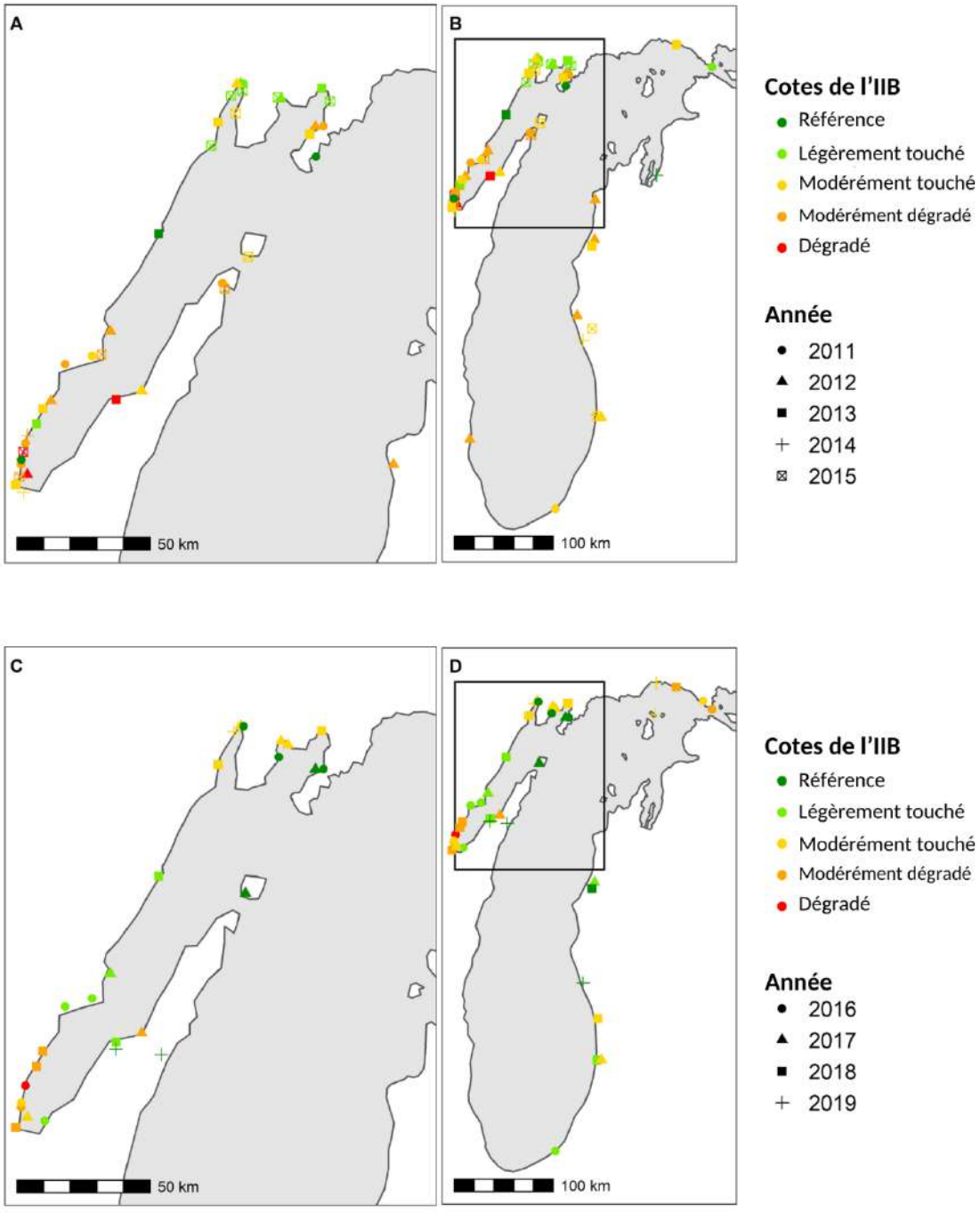


Figure 6. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) par rapport à celui de 2016 à 2019 (C et D) dans l'ensemble du lac Michigan.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

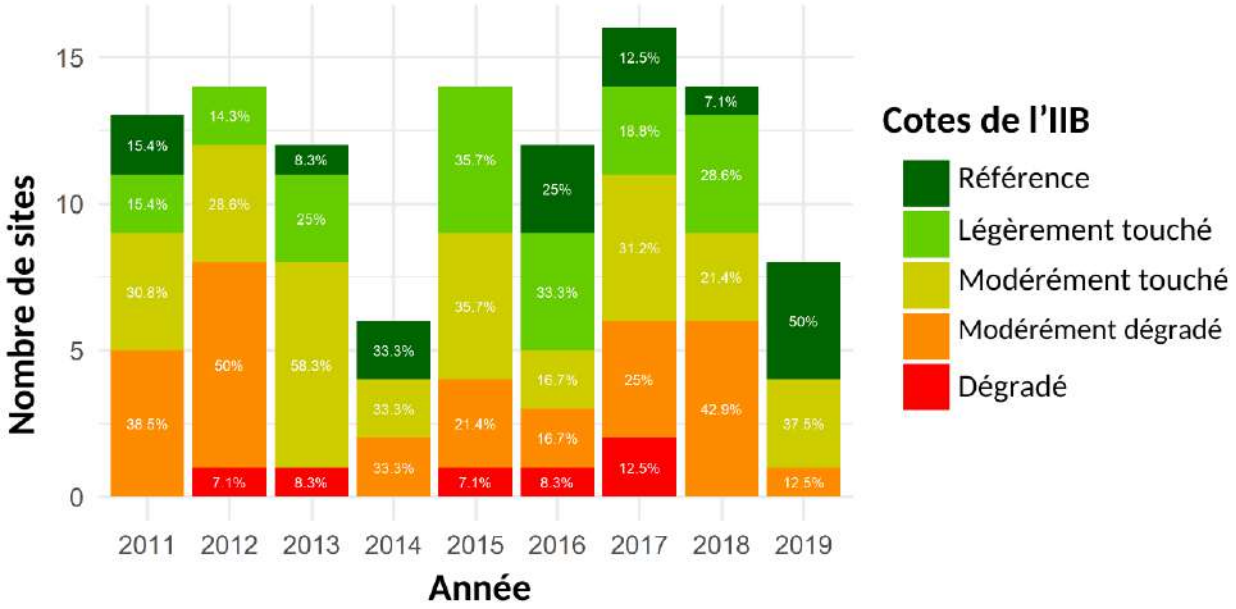


Figure 7. Nombre de sites du lac Michigan faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 109.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

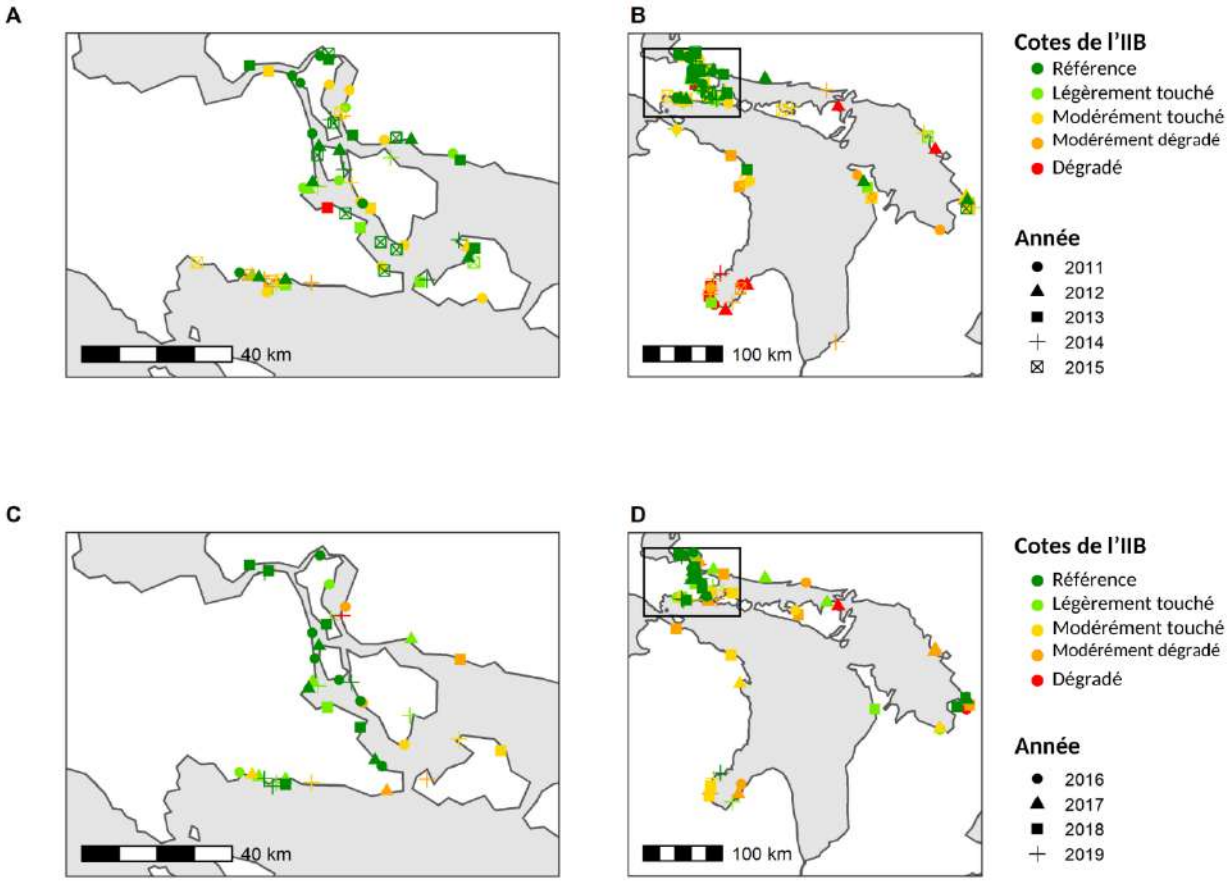


Figure 8. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) par rapport à celui de 2016 à 2019 (C et D) dans l'ensemble du lac Huron.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

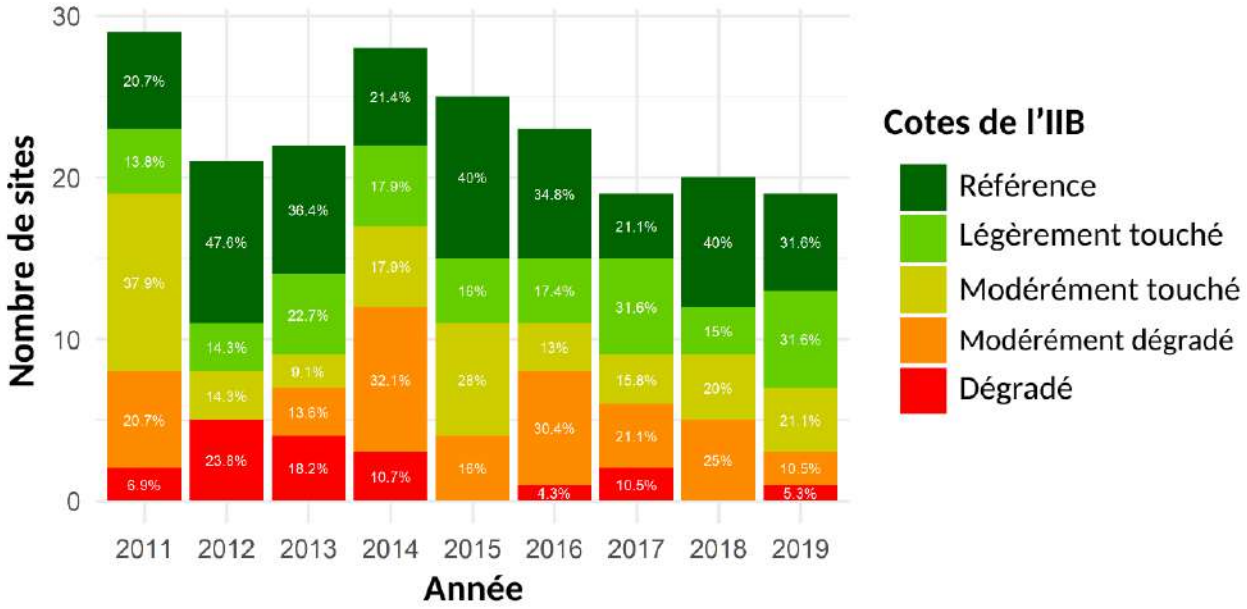


Figure 9. Nombre de sites du lac Huron faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 206.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

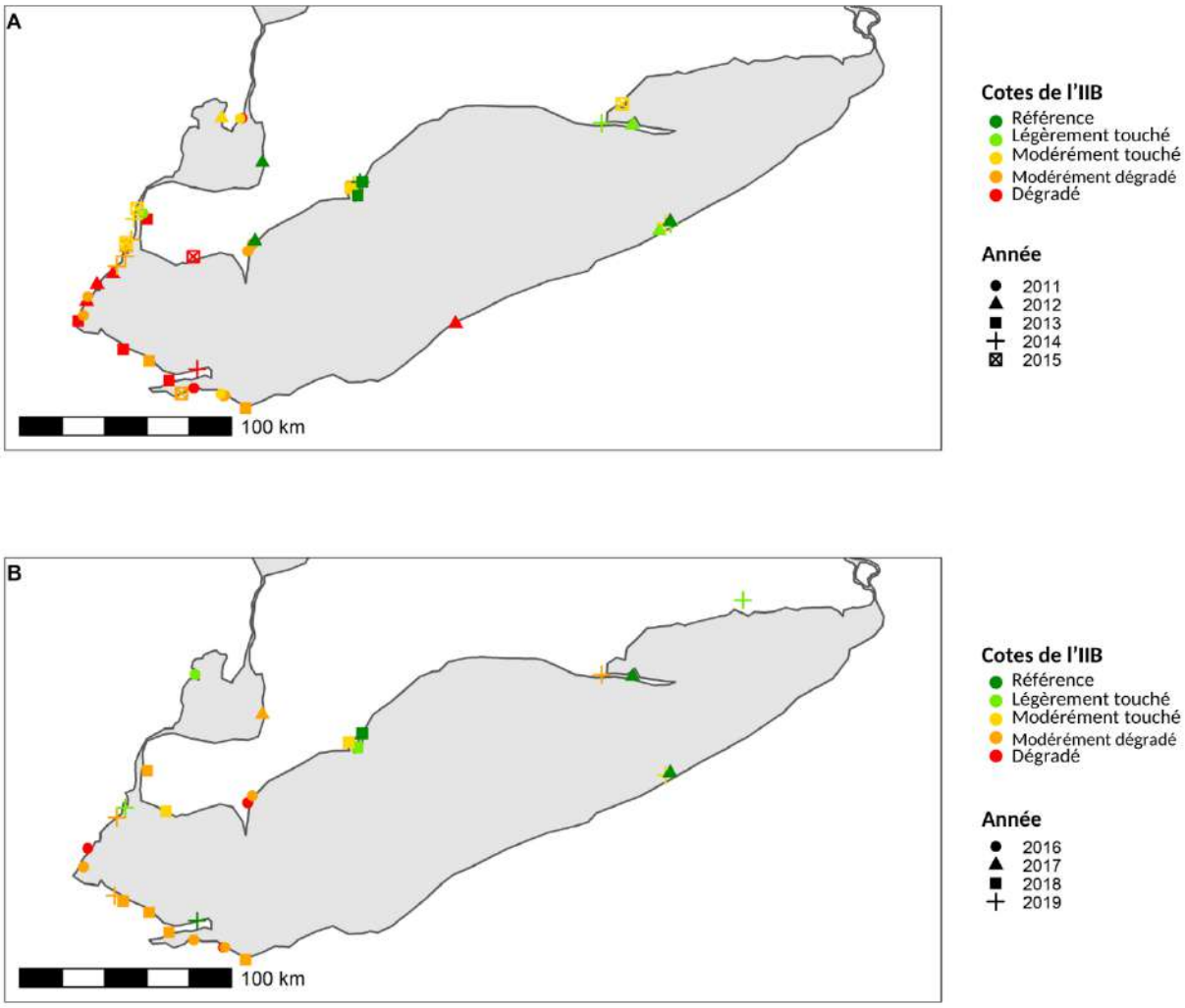


Figure 10. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du lac Érié.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

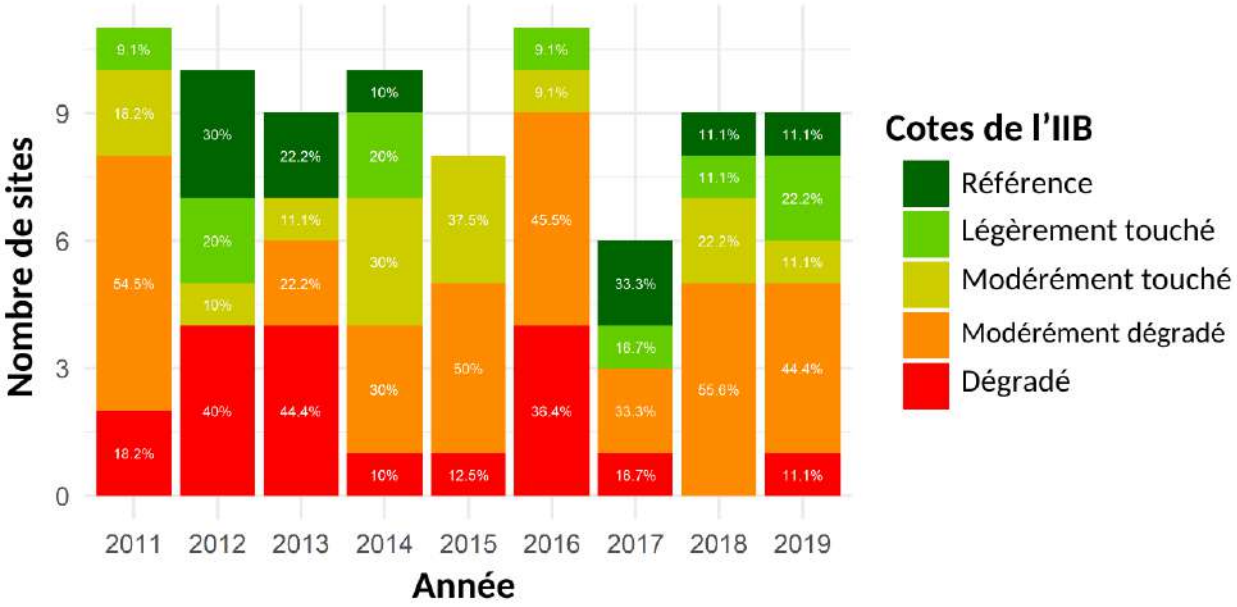


Figure 11. Nombre de sites du lac Érié faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 83.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

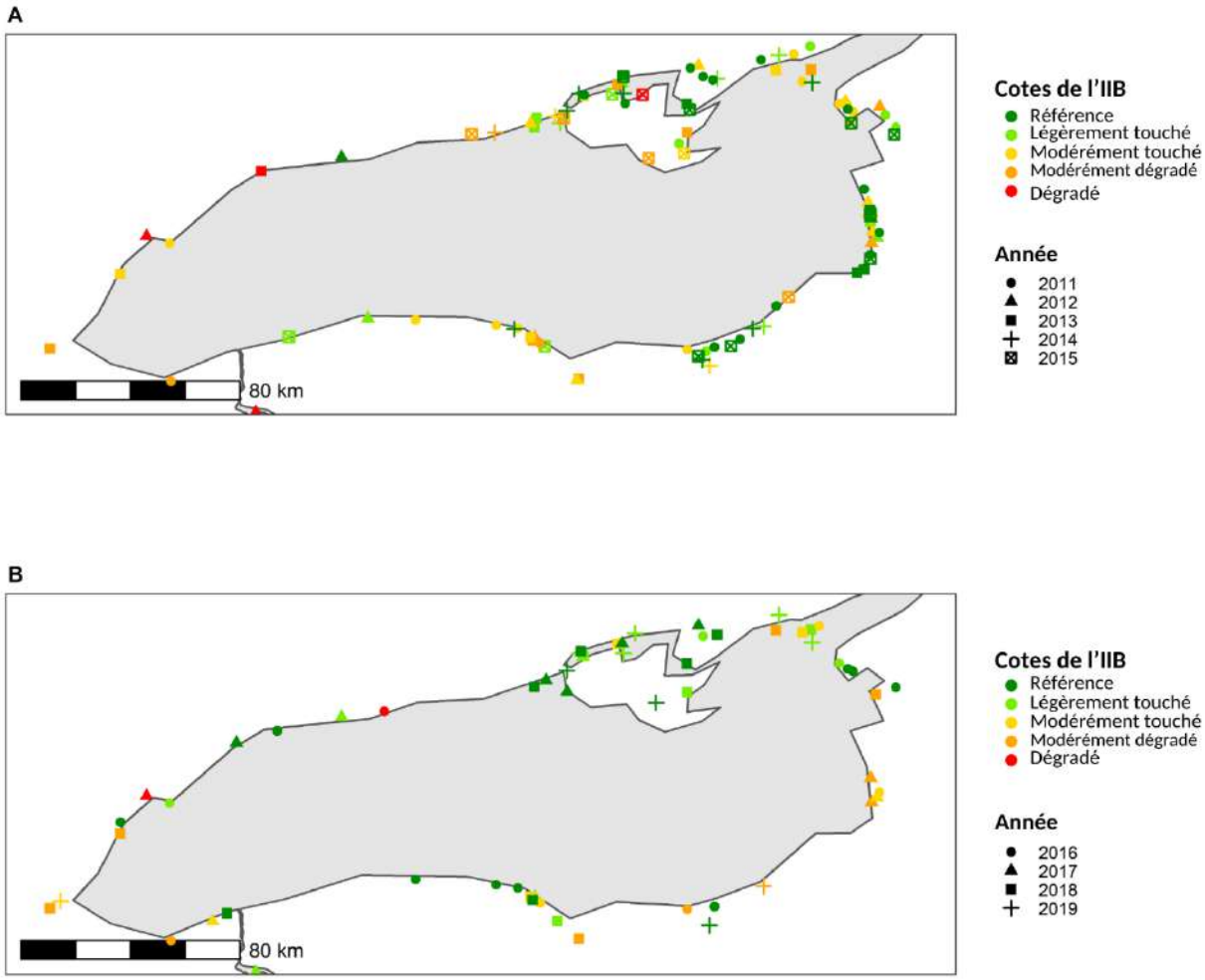


Figure 12. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du lac Ontario.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

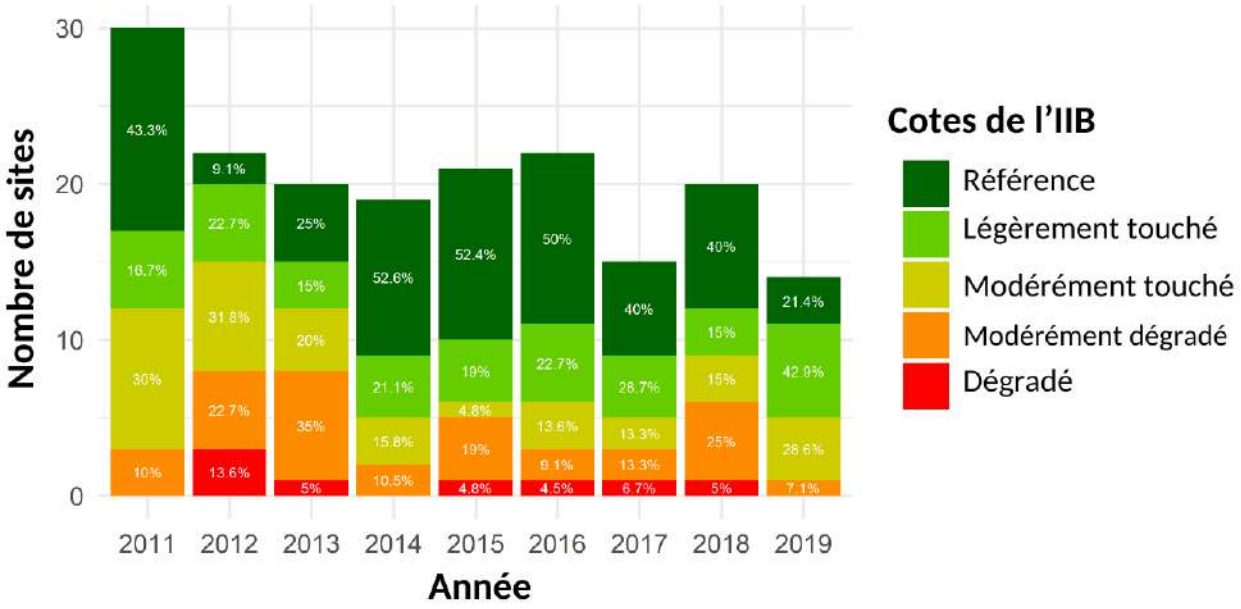


Figure 13. Nombre de sites du lac Ontario faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 183.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Sous-indicateur : Amphibiens des terres humides côtières

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : S'améliore

Tendance à long terme (1995-2020) : S'améliore

Justification : La médiane de l'indice de l'état écologique (IEE) modifié, un indicateur biotique objectif qui résume les observations normalisées des anoures reproducteurs (c.-à-d. des grenouilles, des rainettes et des crapauds de l'ordre des Anura) dans les terres humides côtières (voir la section Analyse plus bas pour plus de détails), était de 5,8 (sur 10) selon les données de 2019-2020, tandis que l'IEE médian a fluctué entre 3,3 et 6,5 de 1995 à 2020. Les IEE ont montré une importante hausse de 4,2 % par année au cours des 10 années précédentes (2010-2020). Veuillez remarquer que la situation et les tendances ont été déterminées de façon distincte pour l'évaluation globale, à partir des données de chacun des bassins lacustres, plutôt que de calculer la moyenne des évaluations lac par lac présentées ci-après. Les IEE dans les terres humides côtières étaient nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac Ontario et du lac Érié, dans la portion sud du lac Michigan, ainsi que dans la portion sud de la baie Green du lac Michigan, où l'empreinte globale de l'aménagement humain est considérable par comparaison avec la majorité des autres lacs et où, en règle générale, une combinaison d'IEE faibles et élevés a été constatée. Il y a eu une exception : des IEE faibles ont été relevés le long de parties du littoral du lac Supérieur, où l'empreinte humaine est relativement faible, mais où la présence d'anoures est encore plus limitée, sans doute en raison de facteurs environnementaux naturels.

Les définitions des situations évaluées et des tendances évaluées sont présentées après la section « Évaluation lac par lac ».

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : L'IEE médian dans les terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures était de 5,3 selon les données de 2019-2020 et a fluctué entre 2,1 et 6,9 de 1995 à 2020. Même si les paysages de la zone côtière du lac Supérieur sont généralement non agricoles et peu aménagés, les terres humides côtières du lac Supérieur (à quelques exceptions notables près) sont relativement petites, ont tendance à avoir une productivité plus faible (tourbières) et sont très différentes du reste des lacs sur le plan écologique. Situées le plus au nord dans le Bouclier canadien, lequel est relativement improductif, ces terres présentent aussi un climat plus frais que celui des terres des lacs plus au sud, ce qui pourrait limiter la distribution des anoures. Ces facteurs contribuent du moins en partie à certaines cotes peu élevées obtenues comparativement à celles des autres lacs.

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : L'IEE médian dans les terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures était de 6,1 selon les données de 2019-2020 et a fluctué entre 1,2 et 6,5 de 1995 à 2020. Certaines terres humides côtières de la meilleure qualité pour les anoures sont situées au lac Michigan, même si les facteurs de stress liés à l'agriculture et à l'aménagement sont assez puissants dans certaines parties des zones côtières de ce lac. Les IEE inférieurs dans les terres humides côtières des portions sud du lac et de la baie Green comparativement au reste du lac sont vraisemblablement attribuables à de puissants facteurs de stress liés à l'aménagement.

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)

État : Bon

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : Inchangée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : L'IEE médian dans les terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures s'élevait à 6,5 selon les données de 2019-2020 et a fluctué entre 3,2 et 7,2 de 1995 à 2020. Les IEE n'ont pas augmenté ou diminué de façon significative durant la période 2010-2020. Certaines terres humides côtières de la meilleure qualité pour les anoures sont situées au lac Huron, même si les facteurs de stress liés à l'agriculture et à l'aménagement sont assez puissants dans certaines parties des zones côtières de ce lac.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1995-2020) : Inchangée

Justification : L'IEE médian dans les terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures s'élevait à 4,8 selon les données de 2019-2020 et a fluctué entre 3,5 et 5,5 de 1995 à 2020. Les IEE n'ont pas augmenté ou diminué de façon significative durant la période 2010-2020. Les IEE dans les terres humides côtières étaient nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac, où l'empreinte globale de l'aménagement humain est considérable. De tous les bassins lacustres, celui du lac Érié a présenté le plus faible IEE médian pour les terres humides côtières, étant à peine moins bon que celui du lac Supérieur et du lac Ontario.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : S'améliore

Tendance à long terme (1995-2020) : S'améliore

Justification : L'IEE médian dans les terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures s'élevait à 6,2 selon les données de 2019-2020 et a fluctué entre 2,6 et 7,2 de 1995 à 2020. Les IEE ont augmenté de façon significative durant la période 2010-2020, soit de 5,6 % par année. Les IEE dans les terres humides côtières étaient

nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac, où l'empreinte globale de l'aménagement humain est considérable.

Définitions pour l'évaluation de l'état

Les indices normalisés (valeurs ou cotes de l'IEE) se situent entre 0 (état médiocre ou le plus dégradé) et 10 (bon état ou le moins dégradé). L'état sera déterminé en comparant l'IEE médian dans les terres humides côtières de la plus récente année (pour le rapport de 2022, l'état repose sur les données de 2019-2020 parce que la taille des échantillons a été relativement restreinte en 2020) avec les percentiles basés sur les données de toutes les terres humides côtières de toutes les années depuis 2011 inclusivement. La couverture des terres humides côtières des Grands Lacs a été la meilleure depuis 2011 grâce à la mise en œuvre du programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program [CWMP]). Veuillez remarquer que les valeurs qui définissent les cotes Médiocre, Passable et Bonne présentées ci-après ne sont plus les mêmes que celles utilisées dans le rapport précédent (Tozer et *al.*, 2019), pour les raisons suivantes : 1) sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport, de façon à refléter le véritable état d'une terre humide; 2) nombre accru d'années de données utilisées pour le calcul des valeurs comparativement au dernier rapport.

Bon : La plupart ou toutes les composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; IEE > 66^{e} percentile (pour le rapport de 2022, IEE > 6,4).

Passable : Certaines composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; 33^{e} percentile ≤ IEE ≤ 66^{e} percentile (pour le rapport de 2022, 4,4 ≤ IEE ≤ 6,4).

Médiocre : Très peu ou pas de composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; IEE < 33^{e} percentile (pour le rapport de 2022, IEE < 4,4).

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions pour l'évaluation des tendances

Les populations d'anoures reproducteurs régionales et locales fluctuent naturellement au fil du temps, et par conséquent, plusieurs années de données de surveillance permettant une couverture géographique adéquate dans l'ensemble des endroits ciblés seront nécessaires pour détecter toutes les tendances, sauf peut-être les plus évidentes. L'interprétation de ce sous-indicateur pourrait être améliorée par un examen parallèle des tendances observées dans d'autres sous-indicateurs des terres humides.

Les termes « S'améliore », « Inchangée » et « Se détériore » ont été appliqués en fonction de la moyenne géométrique des taux de changement (% de changement/année) d'une version modifiée d'un indice normalisé de la santé de l'écosystème fondé sur les anoures reproducteurs des terres humides, soit l'indice de l'état écologique, ou IEE (Howe et *al.*, 2007a, 2007b), à l'aide de l'équation 4 de Smith et *al.* (2014; voir la section Analyse plus bas pour plus de détails). La signification statistique des tendances a été évaluée par la technique d'auto-amorçage paramétrique en R (R Core Team, 2020) avec le programme « boot » (Canty et Ripley, 2013) et 1 000 réplicats par auto-amorçage (bootstrap). Il était nécessaire de procéder à l'auto-amorçage de cette façon pour tenir compte de la précision variable de l'estimation annuelle de départ et de l'estimation annuelle de fin qui ont été utilisées pour le calcul de chacune des tendances. En ce qui concerne les tendances sur 10 ans, l'année de départ retenue a été

2010 et l'année de fin, 2020, tandis que pour les tendances à long terme, la période prise en compte a débuté en 1995 et s'est terminée en 2020. L'année 2010 a été choisie pour le début des tendances sur 10 ans, parce que durant la période de 2010 à 2020, 10 transitions sont possibles entre les années, et elle a été considérée comme la plus représentative de la tendance durant la décennie la plus récente (IUCN Standards and Petitions Committee, 2019). Les estimations des tendances à un intervalle de confiance de 95 % qui ne chevauchaient pas zéro (0) ont été considérées comme statistiquement significatives.

S'améliore : Augmentation statistiquement significative de l'IEE sur les 10 années les plus récentes.

Inchangée : Pas d'augmentation ni de diminution statistiquement significative de l'IEE sur les 10 années les plus récentes.

Se détériore : Diminution statistiquement significative de l'IEE sur les 10 années les plus récentes.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour permettre l'établissement d'une tendance.

Objectifs ou cibles

Les objectifs seront établis selon les données existantes. Des objectifs de rechange pourraient être utilisés dans certains cas, selon les données historiques ou l'opinion d'experts, si les auteurs le décident et le justifient. Les objectifs de ce sous-indicateur n'ont pas été définis pour le rapport de 2022, en raison de l'incertitude quant à la meilleure façon de calculer des objectifs significatifs. Les auteurs continuent de travailler à l'élaboration d'objectifs significatifs.

Raison d'être du sous-indicateur

Évaluer la situation et les tendances qui ont trait à la santé de l'écosystème des terres humides côtières des Grands Lacs en mesurant directement la composition et l'abondance relative des anoures reproducteurs. Le sous-indicateur permet donc de déduire l'état de l'habitat des terres humides côtières en ce qui concerne la santé de cette composante importante sur les plans écologique et culturel des communautés des terres humides.

Objectif pour l'écosystème

Les terres humides côtières offrent un habitat essentiel aux divers stades du cycle biologique de nombreuses espèces sauvages, dont les anoures, qui sont reconnus pour leur sensibilité à la contamination environnementale et à la dégradation de l'habitat et qui constituent un élément important des chaînes trophiques de la zone côtière des Grands Lacs (Knutson *et al.*, 1999; Price *et al.*, 2004, 2007; Gnass Giese *et al.*, 2018). La conservation des terres humides côtières restantes et la restauration des terres humides qui ont été dégradées ou détruites sont des composantes vitales de la remise en état de l'écosystème des Grands Lacs, et ce sous-indicateur peut être utilisé pour présenter les progrès réalisés vers l'atteinte d'un tel objectif.

Ce sous-indicateur appuie notamment le travail visant à atteindre le cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure

Contexte : Les anoures reproducteurs des terres humides sont influencés par les composantes physiques, chimiques et biologiques des terres humides et des paysages avoisinants. Par exemple, l'occurrence ou la réussite de la reproduction de plusieurs espèces dans le bassin des Grands Lacs diminue à mesure (1) que la taille des terres humides diminue; (2) que l'habitat des terres humides et le couvert naturel dans les paysages avoisinants diminuent ou que leur qualité se dégrade; (3) que la pollution causée par les pesticides, les herbicides et le ruissellement des sédiments augmente (Hecnar, 1995; Hecnar et M'Closkey, 1996, 1998; Bishop et *al.*, 1999; Crosbie et Chow Fraser, 1999; Kolozsvary et Swihart, 1999; Houlahan et Findlay, 2003; Price et *al.*, 2004; Brazner et *al.*, 2007a, 2007b; Gagné et Fahrig, 2007; Eigenbrod et *al.*, 2008a, 2008b). L'occurrence ou l'abondance des anoures sensibles qui se reproduisent dans les terres humides est par conséquent un indicateur précieux de la santé des milieux humides et du paysage environnant.

Données : Plusieurs initiatives assurent la surveillance des anoures reproducteurs des terres humides des Grands Lacs. Le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), coordonné par Oiseaux Canada, a débuté en 1995 et a été exécuté chaque année depuis lors dans les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays dans une bonne partie du bassin des Grands Lacs; c'est une des initiatives qui existent depuis le plus longtemps (Tozer, 2013, 2016, 2020). Certains des rapports produits antérieurement pour ce sous-indicateur ne reposent que sur les données de ce programme à grande échelle toujours en cours (p. ex., Tozer, 2014). De 2001 à 2005, le Natural Resource Research Institute (NRRI) de l'Université du Minnesota à Duluth a mené un ambitieux projet multiétablissements d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (Great Lakes Environmental Indicator Project [GLEI]) qui visait à évaluer la santé biotique globale des terres humides côtières dans la partie étatsunienne des Grands Lacs (Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Hanowski et *al.*, 2007a, 2007b). Plus récemment, le CWMP, un partenariat entre l'USEPA et la Central Michigan University, a été lancé en 2011, et il est prévu qu'il se poursuive au moins jusqu'en 2025 partout dans les zones côtières canadiennes et étatsuniennes des Grands Lacs (Uzarski et *al.*, 2017). Ces projets et programmes sont conçus un peu différemment, mais ils s'appuient sur des dénombrements ponctuels normalisés, d'une durée fixe, qu'il est possible d'adapter pour maximiser la compatibilité entre les projets. Pour réunir un grand nombre de participants bénévoles ayant reçu de la formation afin d'obtenir de gros échantillons à un coût relativement peu élevé, le PSMGL permet aux participants de choisir les terres humides qu'ils échantillonneront et les points d'échantillonnage au sein de ces dernières. Cette méthode se justifie si on suppose que ces sites d'échantillonnage sont représentatifs des terres humides de la région visée. Par contre, dans le cadre des projets GLEI et le CWMP, les terres humides à échantillonner sont choisies par un échantillonnage aléatoire stratifié, et du personnel professionnel rémunéré effectue les relevés à des points d'échantillonnage situés au sein de ces terres. Néanmoins, tous les projets et programmes ciblent des terres humides dominées par des espèces végétales émergentes non ligneuses, comme les massettes (*Typha* spp.) et les carex (*Carex* spp.), et les points d'échantillonnage se trouvent dans les terres humides. Dans le présent rapport, les ensembles de données mentionnés ci-dessus ont été réunis afin de générer une analyse exhaustive de la situation des anoures reproducteurs des terres humides côtières des Grands Lacs, de la tendance les concernant, et de la santé des terres humides auxquelles ils sont associés.

Relevés : Les anoures ont été dénombrés jusqu'à une distance illimitée depuis un point (appelé ci-après, « point d'échantillonnage ») situé près de l'interface (le littoral) entre les terres humides et l'arrière-pays d'un milieu humide. Jusqu'à 6 points d'échantillonnage pouvaient être utilisés pour un même milieu humide, selon sa taille. Chacun de ces points a fait l'objet d'un dénombrement de trois minutes, à trois reprises, à au moins 10 ou 15 jours d'intervalle, pendant la saison principale de reproduction des anoures, en règle générale entre la fin de mars et le début de juillet. Les dénombrements ont eu lieu la nuit, entre une demi-heure et 4,5 heures après le coucher de soleil local et seulement lorsque les conditions météorologiques étaient propices à la détection de toutes les espèces présentes

(pas de fortes précipitations ni de précipitations persistantes; vent : 0-3 sur l'échelle de Beaufort, 0-19 km/h). Le premier dénombrement de la saison a eu lieu lorsque la température de l'air pendant la nuit a atteint plus de 5 °C environ, le deuxième lorsque la température de l'air nocturne a atteint plus de 10 °C environ et le troisième lorsque la température a atteint plus de 17 °C environ. À quelques exceptions près, les seuls emplacements échantillonnés se trouvaient sur le littoral, en raison des problèmes de sécurité sur l'eau, la nuit. Les protocoles utilisés par chacun des projets étaient semblables à celui du Programme de surveillance des amphibiens de l'Amérique du Nord (Weir et *al.*, 2009, 2014).

Analyse : Il existe de nombreuses méthodes d'analyse des données sur les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières des Grands Lacs. Certaines analyses antérieures effectuées pour le présent rapport reposaient sur la situation séparée de huit espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides et la tendance séparée concernant leur présence (p. ex., Tozer, 2014). Il est possible également d'utiliser divers indices de la santé des milieux humides, qui associent les données d'une série d'espèces (p. ex., Chin et *al.*, 2014). Cette dernière façon de procéder est probablement plus objective et plus pratique pour les besoins du rapport État des Grands Lacs, parce qu'elle fournit une seule mesure englobante qui représente la réaction collective des espèces d'anoures reproducteurs à l'état des terres humides. Les mesures portant sur plusieurs espèces, comme l'indice largement utilisé de l'intégrité biotique pour les poissons (Karr et Chu, 1999) et le coefficient moyen de conservatisme pour les végétaux (Taft et *al.*, 1997), sont robustes lorsqu'elles sont testées par rapport à des gradients de stress connus et comprennent suffisamment d'espèces pour permettre les calculs malgré l'absence de certaines espèces en raison de facteurs externes. Par exemple, une espèce résidente ayant une grande aire de répartition peut ne pas être détectée parce que, par hasard, tous les individus locaux de cette espèce sont absents des parcelles d'échantillonnage ou sont inactifs pendant la période d'échantillonnage. De même, une espèce peut être absente de terres humides de haute qualité en raison de facteurs non liés à l'habitat, par exemple à cause d'une épidémie régionale touchant les individus indépendamment de l'état des terres humides.

L'élaboration d'un indicateur écologique plurispécifique solide pour les terres humides côtières des Grands Lacs qui se fonde sur les anoures s'est avérée difficile pour plusieurs raisons. Tout d'abord, on retrouve seulement 12 espèces d'anoures dans le bassin des Grands Lacs, et seules 8 de ces espèces sont largement répandues (tableau 1). Lorsqu'une seule ou quelques espèces clés sont présentes dans un site, les paramètres de probabilité tels que l'indice de l'état écologique (IEE; Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Gnass Giese et *al.*, 2015; Jung et *al.*, 2020; Howe et *al.*, 2021) sont souvent instables et peuvent donner des résultats trompeurs. Ensuite, il est souvent impossible de compter de grands nombres de grenouilles, de rainettes et de crapauds durant les relevés auditifs de nuit; les analyses se limitent donc à des données de présence/d'absence ou à des estimations de l'abondance très subjectives. Finalement, toutes les espèces d'anoures régulièrement présentes dans les terres humides côtières des Grands Lacs sont indigènes, et sont à tout le moins sensibles à la dégradation de l'habitat. Certaines espèces sont manifestement plus vulnérables aux perturbations anthropiques que d'autres, mais la présence de n'importe quelle espèce d'anoure reflète en général positivement la qualité d'une terre humide.

Par conséquent, nous avons conçu une mesure corrélée à la richesse spécifique (nombre d'espèces d'anoures) qui « pondère » les espèces selon 1) leur sensibilité à la perturbation des terres humides et 2) la probabilité de leur présence et de leur détection dans les terres humides de la plus grande qualité. Les pondérations des espèces ont calculées à partir des paramètres d'une courbe de réponse aux facteurs de stress (fonction de réponse biotique [RB]) représentant chaque espèce d'anoures ciblée, à l'instar de l'approche qui sous-tend les IEE (Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Gnass Giese et *al.*, 2015). Nos fonctions de RB se basaient sur un gradient multivarié représentant la superficie des terres humides et les effets de « l'empreinte humaine » sur les terres humides; le lecteur en trouvera une description détaillée dans les deux paragraphes ci-dessous. Ces fonctions de RB s'apparentent aux coefficients de conservatisme prédéterminés qui sont souvent utilisés pour l'établissement de mesures d'indicateurs pour les

espèces végétales (Bourdaghs et *al.*, 2006). Cependant, dans le cas présent, les fonctions de RB représentent une réponse fonctionnelle calculée de façon empirique plutôt qu'un nombre unique établi par des experts.

Pour générer les fonctions de RB, nous avons compilé des données quantitatives pour sept facteurs de stress environnementaux minimalement corrélés ($-0{,}30 \leq r \leq 0{,}31$) à 2 236 points d'échantillonnage d'un an du CWMP (c.-à-d. les premier, deuxième et troisième dénombrements ponctuels effectués durant une année donnée à un point donné) situés dans 616 terres humides côtières (Elliott, 2019) : 1) EmWetArea, la zone de végétation émergente non ligneuse située dans un rayon de 500 m du point plus la moitié de la superficie des terres humides émergentes se trouvant de 500 à 1 000 m; 2) %Dev2km, le pourcentage de couverture des terrains aménagés (bâtiments industriels, sites résidentiels, terrains de golf, etc.) situés dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage (à l'exception des eaux libres); 3) %Crop2km, le pourcentage de couverture des terres agricoles situées dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage (à l'exception des eaux libres); 4) Roads2km, le nombre total de mètres de routes principales et secondaires dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage; 5) %DevWatershed, le pourcentage de terrains aménagés dans le bassin versant qui alimente les terres humides; 6) %CropWatershed, le pourcentage de terres cultivées dans le bassin versant qui alimente les terres humides; 7) PopWatershed, la population humaine totale vivant dans le bassin versant. Nous soulignons que les dimensions des zones tampons ont été basées sur la gamme de distances ayant été jugées comme influençant le plus la présence d'anoures lors de recherches antérieures menées dans les Grands Lacs (Price et *al.*, 2004). Les variables relatives au bassin versant ont été calculées par Brazner et *al.* (2007a, b) dans le cadre du projet GLEI (Danz et *al.*, 2005, 2007). Nous notons que les deux variables liées à la couverture des terres agricoles (%Crop2km et %CropWatershed, $r = -0{,}01$) et les deux variables liées à l'aménagement des terres (%Dev2km et %DevWatershed, $r = 0{,}02$) étaient indépendantes dans une large mesure. Nous avons soumis les variables à une transformation logarithmique le cas échéant afin d'améliorer la normalité, puis nous avons mené une analyse en composantes principales (ACP; McCune et Mefford, 1999) pour réduire la dimensionnalité de l'ensemble de données multivariées. Les quatre premiers axes de l'ACP expliquent 87 % de la variation. Les cotes de ces quatre axes ont été classées du pire état (le plus perturbé) au meilleur état (le moins perturbé) puis additionnées pour produire un indice brut de l'état de l'environnement qui s'approche de « l'empreinte humaine », indice qui a été converti en une valeur C_{env}, une cote de l'état de l'environnement sur une échelle de 0 à 10, où 0 représente l'environnement le plus perturbé et 10, l'environnement le moins perturbé.

Chacun des 2 236 points d'échantillonnage d'un an du CWMP a été placé dans des lots de 15 points chacun (16 points pour le dernier lot) présentant des mesures similaires de stress environnemental. Autrement dit, les 15 sites ayant obtenu les pires cotes d'« empreinte humaine » ont été placés dans le premier lot, puis les 15 sites ayant obtenu les deuxièmes pires cotes d'« empreinte humaine » ont été placés dans le deuxième lot, et ainsi de suite, jusqu'au 149^{e} et dernier lot constitué des 16 sites présentant les meilleures cotes d'« empreinte humaine ». Cette méthode a établi un nouveau gradient de 149 lots reposant sur la cote moyenne d'« empreinte humaine » des sites de chaque lot, allant des plus touchés (0) aux moins touchés (10). Pour chacune des huit espèces ou chaque groupe d'espèces d'anoures, des fonctions de réponse biotique [RB] ont été établies à partir de la probabilité de présence dans chacun des 149 lots (figure 1a). Les valeurs de probabilité ont été définies comme la proportion des 15 points où une espèce a été détectée durant au moins un relevé à un point d'échantillonnage au cours d'une année d'échantillonnage. La cote de l'état de l'environnement de chaque lot correspondait à la valeur moyenne des 15 points. La probabilité de présence de chaque espèce ou chaque groupe d'espèces dans le gradient de stress environnemental (« empreinte humaine ») fondé sur des lots de sites peut être décrite par une fonction de trois paramètres (μ = moyenne; σ = écart-type; h = facteur d'échelle) représentant une courbe normale en forme de cloche comportant un intervalle de 0 à 10 (p. ex., Gnass Giese et *al.*, 2015). Nous avons utilisé les paramètres de l'ajustement optimal de la courbe normale en forme de cloche (suivant la fonction de densité de probabilité normale

usuelle, la fonction de R « dnorm »). Les paramètres de l'ajustement optimal ont été estimés au moyen d'un script de R (R Core Team, 2020) utilisant la fonction « nlminb » conçue par Bates et Sarkar (Gay, 1990). Les cotes attribuées aux nouveaux sites, selon la présence ou l'absence de huit espèces ou groupes d'espèces (tableau 1), reposent sur ces fonctions de RB (figure 1a). Les paramètres de la fonction mathématique de l'ajustement optimal ont été estimés par itération en R (R Core Team, 2020) à l'aide du programme « iec » (https://github.com/ngwalton/iec).

Notre mesure de l'état des terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures est un IEE modifié (Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Gnass Giese et *al.*, 2015; Jung et *al.*, 2020; Howe et *al.*, 2021) que nous appelons « IEE » dans le présent rapport par souci de simplicité. Nous avons calculé les pondérations de chaque espèce comme le produit de deux paramètres : 1) la sensibilité de l'espèce à la perturbation des terres humides, calculée comme la moyenne de la fonction de RB $\underline{x}_i$, et 2) la probabilité de présence ou de détection,calculée comme la valeur de la fonction de = 10 $(x(10)_i)$. La moyenne de la fonction de RB $(\underline{x}_i)$reflète la sensibilité de l'espèce au gradient de référence; plus l'espèce est sensible, plus grande sera la moyenne. Nous avons limité l'intervalle de ce paramètre de 0 (le moins sensible) à 10 (le plus sensible), bien que la forme des fonctions de RB puisse refléter les fonctions de distribution normale dont les moyennes dépassent ces limites (Gnass Giese et al.,2015). Le deuxième paramètre $(x(10)_i$ reflète la probabilité de présence des espèces dans les sites de la plus grande qualité; il est influencé par l'omniprésence (fréquence) de l'espèce et la probabilité de détecter des individus lorsque l'espèce est présente. L'IEE a été calculé comme la somme des pondérations de toutes les espèces présentes dans les terres humides durant les trois dénombrements saisonniers, allant de 0 (lorsqu'aucune espèce n'est présente) à 10 (lorsque toutes les espèces sont présentes) :

$$IEE = \left[\sum_{i=1}^{espèces\ présentes} \underline{x}_i\ x(10)_i \right] * 10/W_{max}$$

$\underline{x}_i$ = moyenne de la fonction de RB pour l'espèce i

$_{x}(_{10})_{i}$ = valeur de la fonction de RB dans les terres humides de référence de la plus grande qualité (gradient de référence = 10) pour l'espèce i

W_{max} = somme des pondérations de toutes les espèces possibles dans la région d'échantillonnage :

$$\sum_{i=1}^{toutes\ les\ espèces\ possibles} \underline{x}_i\ x(10)_i$$

Dans tous les cas, les valeurs de l'IEE vont de 0 (plus grande perturbation ou plus faible qualité possible) à 10 (plus faible perturbation ou plus grande qualité). On trouvera à la figure 1 une représentation schématique de la façon dont nous avons calculé l'IEE.

Les IEE pour chacun des points d'échantillonnage ont été calculés pour chaque année en fonction des espèces détectées au cours d'une ou plusieurs visites sur le terrain. Il est préférable de calculer les IEE selon la présence ou l'absence des espèces (au lieu de se fier à l'abondance), car cela réduit les effets des différences sur le plan de la détectabilité. La moyenne des IEE à l'échelle des points de tous les points d'échantillonnage a ensuite été calculée pour chaque année pour chacune des terres humides ou chacun des complexes de terres humides, afin que les terres humides renfermant différents nombres de points d'échantillonnage puissent être comparées. Des diagrammes de quartiles de ces IEE moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides côtières de chacun des bassins et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs (ci-après, « globalement ») sont présentés pour chaque année. C'est sur ces moyennes à l'échelle des terres humides que reposent les évaluations de l'état et des tendances. Des mesures de l'IEE ont également été calculées pour les terres humides de l'arrière-pays à des fins de comparaison avec les terres humides côtières des Grands Lacs, mais non pour les évaluations de l'état ou des

tendances. De plus, pour les années les plus récentes (2019-2020), des diagrammes de quartiles des IEE moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides côtières de chacun des bassins et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs sont présentés afin d'illustrer la situation actuelle. Les données des deux années les plus récentes ont été utilisées et non pas seulement de l'année la plus récente, parce que la taille des échantillons a été relativement petite en 2020. Des diagrammes de densité des IEE moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays de chaque bassin (mais pas pour celles de l'arrière-pays du lac Supérieur ou du lac Michigan en raison de la taille insuffisante des échantillons) fondés sur les cinq plus récentes années de données (2016-2020) sont présentés afin d'illustrer la variation des distributions. Pour mieux illustrer les distributions, ces mêmes données pour les terres humides côtières sont cartographiées à l'échelle de chacun des bassins. Pour le calcul des diagrammes de densité et l'élaboration des cartes, une moyenne pluriannuelle a été calculée à partir des IEE annuels moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides qui ont été échantillonnées sur plusieurs années, et les cinq plus récentes années de données (2016-2020) ont été utilisées pour accroître la taille des échantillons. Afin de mieux illustrer les tendances générales sur les cartes, l'outil de conversion des entités ponctuelles en jeu de données matricielles dans ArcGIS (ESRI, 2013) a été utilisé afin de calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, et l'outil de statistiques focales a été utilisé sur les moyennes obtenues afin de calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire de deux cellules, appelée « IEE lissé ». Les valeurs dans les cellules de 3 000 m et dans une fenêtre circulaire de deux cellules ont été utilisées, parce que ces valeurs, par une série d'essais et d'erreurs, ont produit des cartes présentant la résolution visuelle souhaitée.

État écologique

Couverture des données : L'ensemble de données pour l'établissement des scores était formé des IEE moyens annuels à l'échelle des terres humides basés sur 58 602 dénombrements ponctuels effectués à 5 087 points d'échantillonnage dans 850 terres humides pendant 26 ans, de 1995 à 2020, dans les zones côtières et l'arrière-pays de tout le bassin des Grands Lacs (figure 2). Le nombre d'années au cours desquelles le dénombrement a été effectué dans chacune des terres humides allait de 1 à 26, la moyenne étant de 3,7 ± 3, 9 (écart-type). La variation spatiale de l'emplacement des points échantillonnés était surtout due à la variation naturelle de la distribution des terres humides côtières des Grands Lacs et aux différences dans la participation des observateurs au PSMGL, un programme à grande échelle exécuté depuis longtemps (figure 2). La majorité des terres humides où les dénombrements ont été réalisés se trouvaient sur les côtes (n = 1 182; 64 %) plutôt que dans l'arrière-pays (n = 668; 36 %), parce que le GLEI et le CWMP sont des programmes qui ne portent que sur les terres humides côtières, alors que le PSMGL procède à des dénombrements tant dans les terres humides côtières que dans celles de l'arrière-pays (figure 2).

Le nombre de terres humides côtières et de l'arrière-pays où le dénombrement a été effectué (274 ± 123 [moyenne ± écart-type]) allait de 113 (1995) à 450 (2015) par année; seules 208 terres humides ont fait l'objet d'un relevé en 2020 en raison de complications liées à la COVID-19. Beaucoup plus de relevés ont été réalisés dans les terres humides à partir de 2011, parce que le CWMP était exécuté ces années-là (figure 3). La couverture annuelle a aussi été plus grande dans le lac Érié et le lac Ontario que dans le bassin d'amont des Grands Lacs, surtout parce que la couverture du PSMGL est plus étendue dans le bassin des lacs d'aval; la couverture annuelle a également été plus grande sur les côtes que dans les terres humides de l'arrière-pays (figure 3). Le nombre de terres humides accessibles pour les relevés était également différent d'un endroit à l'autre, puisque certaines sections du littoral des Grands Lacs n'ont à peu près pas ou carrément pas de terre humide.

Globalement : L'IEE moyen dans les terres humides côtières dans l'ensemble des Grands Lacs a fluctué entre 3,3 (2000) et 6,5 (2020) de 1995 à 2020, a connu une hausse marquée de 4,2 %/année (3,1-5,3) [limites de confiance inférieure et supérieure de 95 %] au cours des 10 dernières années (2010-2020; tableau 2, figure 4), et s'est établi à 5,8 (sur 10) selon les données de 2019-2020 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation relative à la santé des terres humides côtières basée sur les communautés d'anoures dans l'ensemble des Grands Lacs est « Passable », et la tendance indique qu'elle « S'améliore ». À l'inverse, les IEE dans les terres humides de l'arrière-pays ont peu changé au fil des ans (tableau 2; figures 4 et 7).

Les IEE dans les terres humides de l'arrière-pays ont été nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac Ontario et du lac Érié, la portion sud du lac Michigan, et la portion sud de la baie Green du lac Michigan (Gnass Giese et *al.*, 2018), où l'empreinte de l'aménagement humain est substantielle (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015) par comparaison avec la plupart des zones restantes des lacs où, en général, on a constaté une combinaison d'IEE faibles et élevés (figure 6). Font exception les IEE faibles obtenus le long de parties des rives du lac Supérieur, où l'empreinte humaine est relativement faible (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015), bien que la présence d'anoures soit sans doute plus limitée à ces endroits en raison de facteurs environnementaux naturels. L'état et la tendance des terres humides côtières dans l'ensemble des Grands Lacs sont les mêmes que dans le rapport précédent (Tozer et *al.*, 2019).

Lac Supérieur : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 2,1 (1997) et 6,9 (2016) de 1995 à 2020 (figure 4) et s'est établi à 5,3 selon les données de 2019-2020 (figure 5). Dans le cadre du présent rapport, il a été conclu qu'il n'y avait pas suffisamment de renseignements pour réaliser un test fiable de signification statistique pour les tendances. Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Supérieur est « Passable », et la tendance est « Indéterminée ». Des tendances du même ordre semblent se dessiner dans les terres humides de l'arrière-pays du bassin versant du lac Supérieur, bien qu'il ait été conclu que la taille des échantillons était trop faible pour en être certain (figures 4 et 7). Même si le paysage de la zone côtière du lac Supérieur est généralement non agricole et peu aménagé (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015), les terres humides côtières du lac Supérieur (à quelques exceptions notables près) sont relativement petites, ont tendance à avoir une productivité faible (tourbières) et sont très différentes du reste des lacs sur le plan écologique (Mayer et *al.*, 2004). Situées le plus au nord dans le Bouclier canadien, lequel est relativement improductif, ces terres présentent aussi un climat plus frais que celui des terres des lacs plus au sud (Crins et *al.*, 2009), ce qui pourrait limiter la distribution des anoures (Hecnar, 2004). Ces facteurs peuvent contribuer du moins en partie à certaines des cotes peu élevées obtenues dans les terres humides côtières du lac Supérieur comparativement à celles des autres lacs.

Depuis le dernier rapport, la situation des terres humides côtières du lac Supérieur est passée de « Bonne » à « Passable ». Ce changement de la situation peut être attribuable à une sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport afin de refléter le véritable état d'un milieu humide, ou à d'autres facteurs (voir la discussion ci-après pour des explications détaillées).

Lac Michigan : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 1,2 (2000) et 6,5 (2020) de 1995 à 2020 (figure 4) et s'élevait à 6,1 selon les données de 2019-2020 (figure 5). Dans le cadre du présent rapport, nous avons conclu qu'il n'y avait pas suffisamment de renseignements pour réaliser un test fiable de signification statistique pour les tendances. Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Michigan est « Passable », et la tendance est « Indéterminée ». Des tendances quelque peu contrastées semblent se dessiner dans les terres humides de l'arrière-pays du bassin versant du lac Michigan, bien qu'il ait été conclu que la taille des échantillons était trop faible pour en être certain (figures 4 et 7). Certaines des terres humides côtières de meilleure qualité pour les anoures sont situées dans le lac Michigan, même si les facteurs de stress liés à l'agriculture et à l'aménagement sont assez puissants dans certaines parties

des zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). Les IEE inférieurs des terres humides côtières dans la portion sud du lac et dans la portion sud de la baie Green, par comparaison avec le reste du lac, sont vraisemblablement attribuables à de puissants facteurs de stress liés à l'aménagement (figure 6; Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015).

Depuis le dernier rapport, la situation des terres humides côtières du lac Michigan est passée de « Bonne » à « Passable ». Le changement de la situation peut être attribuable à une sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport afin de refléter le véritable état d'un milieu humide, ou à d'autres facteurs (voir la discussion ci-après pour des explications détaillées).

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys) : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 3,2 (2001) et 7,2 (2013) de 1995 à 2020, n'a pas augmenté ou diminué de façon significative au cours des 10 dernières années (tableau 2, figure 4), et s'est établi à 6,5 selon les données de 2019-2020 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Huron est « Bonne », et la tendance est « Inchangée ». En revanche, les IEE des terres humides de l'arrière-pays ont peu changé au fil des ans (tableau 2; figures 4 et 7). Certaines des terres humides côtières de meilleure qualité pour les anoures sont situées dans le lac Huron, même si les facteurs de stress liés à l'agriculture et à l'aménagement sont assez puissants dans certaines parties des zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). L'état et la tendance des terres humides côtières du lac Huron sont les mêmes que dans le rapport précédent (Tozer et *al.*, 2019).

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair) : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 3,5 (2008) et 5,5 (2002) de 1995 à 2020, n'a pas augmenté ou diminué de façon significative au cours des 10 dernières années (tableau 2, figure 4), et s'est établi à 4,8 selon les données de 2019-2020 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Érié est « Passable », et la tendance est « Inchangée ». Une tendance similaire a été observée dans les terres humides de l'arrière-pays du bassin versant du lac Érié (tableau 2; figures 4 et 7). Les IEE dans les terres humides côtières étaient nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac (figure 6), où l'empreinte de l'aménagement humain est considérable (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). De tous les bassins lacustres, celui du lac Érié a présenté le plus faible IEE moyen pour les terres humides côtières, étant à peine moins bon que celui du lac Supérieur et du lac Ontario (figures 5 à 7).

Depuis le dernier rapport, la situation des terres humides côtières du lac Érié est passée de « Médiocre » à « Passable ». Le changement de la situation peut être attribuable à une sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport afin de refléter le véritable état d'un milieu humide, ou à d'autres facteurs (voir la discussion ci-après pour des explications détaillées).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent) : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 2,6 (1995) et 7,2 (2013) de 1995 à 2020, a connu une hausse importante de 5,6 %/année (3,7-7,5) [limites de confiance inférieure et supérieure de 95 %] au cours des 10 dernières années (2010-2020) (tableau 2, figure 4) et s'est établi à 6,2 selon les données de 2019-2020 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Ontario est « Passable », et la tendance « S'améliore ». En revanche, les IEE des terres humides de l'arrière-pays ont peu changé au fil des ans (tableau 2; figures 4 et 7). Les IEE dans les terres humides côtières étaient nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac (figure 6), où l'empreinte de l'aménagement humain est considérable (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). L'état et la tendance des terres humides côtières du lac Ontario sont les mêmes que dans le rapport précédent (Tozer et *al.*, 2019).

Discussion : À l'échelle du bassin des Grands Lacs, la situation actuelle de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures reproducteurs est « Passable » : la situation du lac Huron est « Bonne », et celle du lac Supérieur, du lac Michigan, du lac Érié et du lac Ontario est « Passable » (soulignons qu'un processus distinct de détermination de la situation et de la tendance a été mené aux fins de l'évaluation globale à partir des données de chacun des bassins lacustres, et non à partir de la moyenne des évaluations lac par lac). De plus, il a été conclu que les IEE côtiers qui sont plus près de l'extrémité « Médiocre » du gradient de l'état écologique sont plus communs dans la portion ouest du lac Ontario et du lac Érié, dans la portion sud du lac Michigan, dans la portion sud de la baie Green du lac Michigan, et dans des parties du lac Supérieur comparativement aux autres endroits dans les Grands Lacs (figure 6). Les IEE faibles sont probablement la conséquence de ce qu'un plus grand stress d'origine anthropique est imposé par l'agriculture, l'aménagement et, peut-être, la perte de terres humides dans le lac Michigan au sud du Bouclier canadien et dans la totalité du lac Érié et du lac Ontario, que partout ailleurs (Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015; Danz et *al.*, 2007; Niemi et *al.*, 2009). À l'inverse, les IEE faibles dans des parties du lac Supérieur découlent vraisemblablement du fait que de nombreuses terres humides ont une petite superficie, ont tendance à avoir une productivité faible (tourbières) et sont très différentes du reste des lacs sur le plan écologique. Malgré la situation majoritairement « Passable » dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, il existe encore des terres humides côtières de haute qualité dans tous les Grands Lacs (figures 4 à 7). En recueillant des données sur les différences entre l'état de santé des terres humides et en les illustrant, l'analyse fournit une base unique pour l'évaluation des changements à long terme de la qualité des terres humides et la quantification de la réussite des activités de remise en état de terres humides, de régions et de tout le bassin des Grands Lacs. Une analyse plus détaillée de la réponse des espèces à chacun des facteurs de stress existe, mais elle dépasse la portée du présent rapport. Ce dernier présente plutôt l'état des terres humides selon un facteur de stress multivarié constitué par une « empreinte anthropique » qui incorpore les mesures de sept variables, dont l'aménagement, l'agriculture et la densité de la population humaine.

Dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, la santé des terres humides côtières fondée sur les anoures reproducteurs des terres humides a augmenté de façon significative au cours des dix dernières années (2009-2019), avec des tendances positives non significatives dans la plupart des bassins lacustres individuels au cours de la même période (tableau 2, figure 4). La cause de l'augmentation récente des IEE n'est pas claire, bien que cela soit au moins en partie lié à l'amélioration de la couverture des relevés dans les terres humides côtières à la suite de la mise en œuvre du CWMP, qui a débuté en 2011 (figure 3). À mesure que le suivi et le perfectionnement du programme d'analyse des IEE évolueront, notre compréhension de la variabilité inhérente des espèces d'anoures des terres humides devrait s'améliorer avec le temps.

Une autre explication pourrait être que la récente amélioration des IEE côtiers au cours des 10 dernières années soit en partie attribuable à une réelle amélioration de l'état des terres humides côtières. Un indice de la qualité de l'eau s'est significativement amélioré dans 22 terres humides le long du littoral canadien du lac Ontario entre 2003 et 2014 (Croft-White et *al.*, 2017). L'amélioration de la qualité de l'eau, qui est une indication de l'amélioration parallèle de l'habitat des anoures reproducteurs des terres humides (Boyer et Grue, 1995; Bishop et *al.*, 1999; Macecek et Grabas, 2011), pourrait également avoir contribué à la hausse des IEE fondés sur les anoures reproducteurs des terres humides côtières qui a été observée dans le lac Ontario, et peut-être même ailleurs au cours de la même période.

Outre l'évaluation de la situation et de la tendance relative à la santé des terres humides côtières, la situation et la tendance des terres humides de l'arrière-pays ont été examinées à des fins de comparaison (tableau 2, figures 4 et 7). Par suite de différences entre la taille des échantillons, la possibilité de comparer les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays était bonne pour le lac Érié et le lac Ontario, alors qu'elle était limitée pour les autres bassins lacustres. Il convient de noter que les IEE avaient tendance à différer entre les terres humides côtières et de

l'arrière-pays. En règle générale, lorsque les IEE dans les terres humides côtières augmentaient ou diminuaient, il n'y avait aucun changement dans les IEE des terres humides de l'arrière-pays (tableau 2, figure 4). La santé des terres humides, telle qu'elle est représentée par les anoures reproducteurs des terres humides, réagit donc peut-être, dans certains bassins versants, aux différences de l'intensité des facteurs de stress dans les terres humides côtières et dans celles de l'arrière-pays. Cette hypothèse est confortée par des analyses antérieures qui n'ont utilisé que l'ensemble de données du PSMGL et qui ont montré que les espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides occupaient les terres humides côtières différemment des terres humides de l'arrière-pays (Tozer, 2013, 2020). Il faut donc continuer d'échantillonner les terres humides côtières de même que celles de l'arrière-pays partout dans le bassin des Grands Lacs pour acquérir une meilleure compréhension de la santé des écosystèmes en se fondant sur les oiseaux partout dans le bassin versant des Grands Lacs.

La situation globale « Passable » et la tendance globale « S'améliore » pour les terres humides côtières de tout le bassin des Grands Lacs font contraste avec celles dont il avait été fait état dans certains rapports antérieurs relatifs à ce sous-indicateur (Tozer, 2014; Tozer et *al.*, 2017). Les différences sont probablement attribuables, du moins en partie, aux différences d'échantillonnage. Certains rapports antérieurs se fondaient surtout sur les données provenant de la partie méridionale du bassin des Grands Lacs, puisque l'ensemble de données du PSMGL porte surtout sur la partie sud des Grands Lacs. Le rapport actuel fournit une évaluation plus équilibrée pour tout le bassin des Grands Lacs en associant les données du PSMGL aux données méridionales et septentrionales du projet GLEI et du CWMP. Toutefois, les tendances résumées dans le présent rapport sont basées sur l'IEE, une mesure globale qui représente les réponses collectives de huit espèces ou groupes d'espèces d'anoures reproducteurs des terres humides à l'état de ces terres humides. Il ne faut cependant pas perdre de vue qu'au moins une espèce, la rainette faux-grillon de l'ouest, a connu des déclins à long terme en matière d'occupation dans la portion sud des Grands Lacs (p. ex., Tozer, 2013, 2020). Cette espèce peut réagir de manières qui lui sont propres à des stress environnementaux pour lesquels il faudrait prendre des mesures uniques ou qui présentent des occasions uniques de remise en état afin d'améliorer la santé des terres humides.

Liens

Les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières sont influencés par de nombreuses caractéristiques locales et à l'échelle du paysage, dont certaines sont suivies par d'autres sous-indicateurs de l'État des Grands Lacs. On sait par exemple que les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières sont influencés par les niveaux d'eau (Gnass Giese et *al.*, 2018). Il est donc permis de s'attendre à ce que le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières varie conjointement avec le sous-indicateur Niveaux d'eau, et, par conséquent, avec les impacts climatiques qui affectent indirectement les niveaux d'eau, représentés par les sous-indicateurs Températures des eaux de surface, Couverture de glace et Quantité de précipitations. En comparaison, nous soulignons avoir observé peu d'éléments probants dans les bassins lacustres individuels ou globalement dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs à l'appui d'un effet de modification des niveaux des lacs sur les IEE des terres humides côtières fondés sur les communautés d'anoures. Par exemple, les IEE côtiers fondés sur les anoures reproducteurs ont très peu changé durant la période où les niveaux des lacs sont montés rapidement, de 2013 à 2018 (figure 4; augmentation moyenne du niveau des lacs de 2013 à 2018 : de 0,16 à 0,97 m selon le lac; Hohman et *al.*, 2021) (voir le sous-indicateur Niveaux d'eau pour en savoir plus, notamment sur le contexte historique remontant jusqu'en 1918). En revanche, nous avons observé un nombre d'anoures très inférieur dans certaines terres humides où les niveaux d'eau étaient particulièrement élevés; découvrir pourquoi les niveaux des lacs influent sur la présence d'anoures à certaines échelles et non à d'autres constitue un sujet de recherches futures.

De plus, la période de reproduction des anoures des terres humides peut être influencée par des températures altérées par les changements climatiques (Walpole et *al.*, 2012), bien que l'on ignore si cette influence modifie la présence et l'abondance des anoures, et donc il est fort possible que le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières varie conjointement avec le sous-indicateur Températures des eaux de surface. De plus, les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières sont influencés par divers polluants de l'eau, en particulier les nitrates (p. ex., Rouse et *al.*, 1999). On peut donc s'attendre à ce que le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières varie conjointement avec tous les sous-indicateurs Produits chimiques toxiques et Éléments nutritifs. Le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières devrait également varier conjointement avec les sous-indicateurs qui suivent l'étendue et l'organisation spatiale de l'habitat des anoures qui se reproduisent dans les terres humides (p. ex., Échelle et composition des terres humides côtières) et des proies (Invertébrés des terres humides côtières et Poissons des terres humides côtières). Enfin, on sait que la présence de nombreuses espèces d'anoures est plus faible dans les paysages urbains et aménagés (Price et *al.*, 2004, 2007), comme l'illustre la tendance des IEE fondés sur les communautés d'anoures présentée ici (figure 6). On peut donc s'attendre à ce que le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières varie conjointement avec le sous-indicateur Population humaine.

Connaissances écologiques traditionnelles (CET), science citoyenne et autres blocs de connaissances

L'immense capacité de faire état de façon fiable des situations et des tendances pour ce sous-indicateur est rendue possible grâce à la taille importante des échantillons et à la vaste couverture d'échantillonnage qui sont attribuables principalement à deux programmes de surveillance des anoures à grande échelle qui se poursuivent encore à ce jour dans l'ensemble des Grands Lacs. Le PSMGL, qui est tributaire du dévouement et des compétences de volontaires qui effectuent les relevés chaque année, a fourni la majorité des données utilisées ici de 1995 à 2011, ainsi que toutes les données sur les terres humides de l'arrière-pays qui ont servi de base de comparaison avec les données sur les terres humides côtières (Tozer, 2013, 2020). Le CWMP a permis l'agrandissement plus que nécessaire de la couverture des terres humides côtières, en particulier dans la partie nord des Grands Lacs, depuis 2011 (Uzarski et *al.*, 2017). Le soutien indéfectible de ces deux programmes fera en sorte que ces données de qualité continueront d'être accessibles pour nous aider à comprendre l'état de santé de l'écosystème des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données servant aux évaluations sont librement accessibles.	Oui	On peut consulter les données ici : CWMP et GLEI : https://www.greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml PSMGL : https://www.birdscanada.org/birdmon/default/main.jsp		

Limites des données

Ce sous-indicateur est axé sur les anoures, car ils sont plus facilement détectables que les autres amphibiens. D'autres espèces d'amphibiens, comme les salamandres, ne sont pas dénombrées. Néanmoins, les résultats de la surveillance des anoures donnent probablement une indication du caractère propice de l'habitat pour d'autres espèces d'amphibiens qui dépendent d'habitats semblables.

Ce sous-indicateur pourrait être plus puissant s'il était évalué dans le cadre d'une analyse globale des communautés biologiques des terres humides côtières des Grands Lacs et des systèmes aquatiques littoraux. Une telle analyse peut être réalisée en examinant les sous-indicateurs des terres humides côtières par combinaisons, car ils fonctionnent et indiquent les perturbations anthropiques à diverses échelles spatiales et temporelles et ont une résolution de détection variable. Toutefois, l'échelle géographique des perturbations pour les anoures se reproduisant dans les zones humides côtières n'est pas encore déterminée, pas plus que la résolution de détection

de la santé de l'écosystème. Il s'agit d'un domaine prometteur qui mérite d'être développé davantage.

Il existe une grande diversité de terres humides côtières dans les Grands Lacs. Certaines sont protégées; d'autres donnent sur le lac. Certaines sont situées à l'embouchure de rivières, d'autres non. Une variation supplémentaire est imposée par la géomorphologie régionale et les différences climatiques entre les différentes régions. Cette variation des types de terres humides se répercute sur les anoures. Ainsi, les données les plus puissantes pour estimer les indices de la santé de l'écosystème fondés sur les anoures à de grandes échelles, à l'échelle des bassins individuels des Grands Lacs, sont celles recueillies au moyen de plans expérimentaux aléatoires équilibrés sur le plan spatial, qui tiennent compte de la variation. La plupart des ensembles de données existants sur les anoures reproducteurs des terres humides qui peuvent être utilisés avec ce sous-indicateur traitent de ces questions d'échantillonnage dans leurs plans expérimentaux, bien qu'il soit possible de faire mieux.

Renseignements supplémentaires

Plus de la moitié de toutes les terres humides côtières des Grands Lacs ont été perdues ou modifiées par les activités humaines, et bon nombre des terres humides côtières restantes sont aux prises avec des facteurs de stress anthropiques tels que la charge en éléments nutritifs et en sédiments, la fragmentation, les espèces envahissantes, la modification des rives et le contrôle du niveau d'eau, comme le documente un projet binational de cartographie et d'attribution à l'échelle des Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004). Cette perte de terres humides et ces stress sont particulièrement apparents dans certaines portions du bassin des Grands Lacs (Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). En effet, il a été constaté que les IEE fondés sur les données relatives aux communautés d'anoures étaient particulièrement faibles dans toute la portion ouest du lac Ontario et du lac Érié, la portion sud du lac Michigan et la portion sud de la baie Green du lac Michigan, où les facteurs de stress attribuables à l'aménagement humain sont considérables.

Une approche pour déterminer les mesures à prendre et les occasions à saisir pour améliorer la santé des terres humides côtières consiste à déterminer les facteurs qui favorisent la présence d'espèces d'anoures. Les facteurs liés à une probabilité accrue de présence se traduisent ensuite par la mise en œuvre de mesures et de possibilités qui aideront à accroître la présence des espèces en déclin et, en fin de compte, à améliorer la santé des terres humides. Cette approche a été appliquée à l'aide de la composante GLEI de l'ensemble de données analysé dans le présent rapport. Se servant de modèles de régression logistique par étapes et des données de 279 dénombrements ponctuels du projet GLEI effectués à 93 points d'échantillonnage, Price et *al.* (2004) ont déterminé quels sont les facteurs importants à l'échelle locale, à celle des terres humides et à celle du paysage qui influencent l'occupation par cinq espèces se reproduisant dans les terres humides côtières de toute la partie étatsunienne du lac Michigan et du lac Huron. Les résultats de l'étude suggèrent que la plupart des espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides tirent avantage des facteurs liés au paysage, comme la conservation, la restauration et la création de terres humides entourées par une utilisation urbaine du sol et un couvert forestier accru. De plus, les espèces ou de petits groupes d'espèces bénéficient de la conservation, de la restauration ou de la création de terres humides dominées par des espèces émergentes robustes, mais qui sont entrecoupées, exemptes de phragmites et entourées d'une plus grande proportion de terres humides dans le paysage avoisinant. Rouse et *al.* (1999) ont constaté que le ruissellement des nitrates dans les terres humides des Grands Lacs était suffisant pour causer des effets sublétaux chez les amphibiens dans 20 % des échantillons d'eau prélevés à des sites éloignés les uns des autres et ont recommandé la création de bandes tampons de végétation naturelle autour des terres humides pour atténuer les effets. Ces mesures favoriseront l'occupation des terres par les espèces d'anoures, ce qui, en fin de compte, contribuera à améliorer la santé des terres humides côtières qui leur sont associées dans toute la partie méridionale du bassin des Grands Lacs.

L'évaluation des situations et des tendances relatives à la santé des terres humides côtières basée sur les anoures qui s'y reproduisent repose sur les fonctions de RB élaborées à l'aide des données du CWMP seulement (puisque les variables liées au paysage étaient facilement accessibles pour les sites du CWMP). Les fonctions de RB ont également été élaborées à partir de l'information de plusieurs gradients de facteurs de stress liés à l'aménagement, à l'agriculture et à la densité de la population humaine. Il serait possible d'améliorer la capacité de l'IEE fondée sur les données relatives aux anoures de refléter la santé des terres humides côtières en élargissant l'élaboration des fonctions de RB pour que toutes les données sur les anoures reproducteurs des terres humides qui existent grâce au PSMGL, au projet GLEI et au CWMP soient incluses. L'intégration d'autres facteurs de stress pour les anoures reproducteurs des terres humides dans l'élaboration des fonctions de RB, en particulier les attributs dans les terres humides, comme la dominance relative des espèces végétales envahissantes, améliorerait peut-être aussi le rendement de l'IEE. Ces idées sont des avenues de recherche prometteuses pour l'avenir.

Trois gros ensembles de données sur les anoures reproducteurs des terres humides, à savoir ceux du PSMGL, du GLEI et du CWMP, ont été réunis et ont servi à la réalisation des analyses résumées dans le présent rapport. Cette approche a octroyé une grande puissance analytique à de nombreuses échelles différentes par comparaison à l'utilisation d'un seul de ces ensembles de données. Il était toutefois évident qu'il manque à cet ensemble de données combiné de l'information provenant de terres humides saines. La collecte de données sur les anoures venant de terres humides qui se trouvent plus près de l'extrémité « État non dégradé » du gradient « État dégradé/État non dégradé » pourrait peut-être à l'avenir améliorer le rendement de l'IEE.

Remerciements

Auteurs

Douglas C. Tozer, directeur, Oiseaux aquatiques et milieux humides, Oiseaux Canada, C.P. 160, 115, rue Front, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0, dtozer@birdscanada.org.

Robert W. Howe, professeur et directeur, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, hower@uwgb.edu

Gerald J. Niemi, professeur émérite, Department of Biology, University of Minnesota – Duluth, MN 55812, gniemi@d.umn.edu

Erin E. Gnass Giese, spécialiste principale de la recherche, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, giesee@uwgb.edu

Annie M. Bracey, chercheuse universitaire, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, brace005@d.umn.edu

Giuseppe (Joe) Fiorino, écologiste de l'habitat, Service canadien de la faune – Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, gouvernement du Canada, 4905, rue Dufferin, Toronto (Ontario) M3H 5T4, Giuseppe.Fiorino@ec.gc.ca

Thomas M. Gehring, professeur, Department of Biology and Institute for Great Lakes Research, Central Michigan University, Mount Pleasant, MI 48859, gehri1tm@cmich.edu

Gregory Lawrence, chercheur scientifique, Department of Environmental Science and Ecology, SUNY Brockport, Brockport, NY 14420, glawrence@brockport.edu

Christopher J. Norment, professeur, Department of Environmental Science and Ecology, SUNY Brockport, Brockport, NY 14420, cnorment@brockport.edu

Sources d'information

Allan, J.D., McIntyeare, P.B., Smith, S.D.P., Halpern, B.S., Boyer, G.L., Buchsbaum, A., Burton, Jr., G.A., Campbell, L.M., Chadderton, W.L., Ciborowski, J.J.H., Doran, P.J., Eder, T., Infante, D.M., Johnson, L.B., Joseph, C.A., Marino, A.L., Prusevich, A., Read, J.G., Rose, J.B., Rutherford, E.S., Sowa, S.P. et A.D. Steinman. 2013. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. Proc. Nat. Acad. Sci. 110, 372-377.

Albert, D.A., et L. Simonson. 2004. *Coastal wetland inventory of the Great Lakes region* (GIS coverage of U.S.

Great Lakes: Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Bishop, C.A., Mahony, N.A., Struger, J., Ng, P., et K.E. Pettit. 1999. Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River watershed, Ontario, Canada (1990-1992). Environ. Monit. Assess. 57, 21-43.

Bourdaghs, M., Johnston, C.A., et Regal, R.R. 2006. Properties and performance of the floristic quality index in Great Lakes coastal wetlands. Wetlands, 26:718-735.

Bourgeau-Chavez, L., Endres, S., Battaglia, M., Miller, M.E., Banda, E., Laubach, Z., Higman, P., Chow-Fraser, P. et J. Marcaccio. 2015. Development of a bi-national Great Lakes coastal wetland and land use map using three-season PALSAR and landsat imagery. Remote Sens. 7, 8655-8682.

Boyer, R. et C.E. Grue. 1995. The need for water quality criteria for frogs. Envoron. Health Perspect. 103, 352-357.

Brazner, J.C., Danz, D.P., Niemi, G.J., Regal, Trebitz, A.S., Howe, R.W., Hanowski, J.M., R.R., Johnson, L.B., Ciborowski, J.J.H., Johnston, C.A., Reavie, E.D., Brady, V.J. et G.V. Sgro. 2007a. Evaluation of geographic and human influences on Great Lakes wetland indicators: a multi-assemblage approach. Ecol. Indic. 7:610-635.

Brazner, J.C., Danz, D.P., Trebitz, A.S., Niemi, G.J., Regal, R.R., Hollenhorst, T., Host, G.E., Reavie, E.D., Brown, T.N., Hanowski, J.M., Johnston, C.A., Johnson, L.B., Howe, R.W. et J.J.H. Ciborowski. 2007b. Responsiveness of Great Lakes wetland indicators to human disturbances at multiple spatial scales: a multi-assemblage assessment. J. Great Lakes Res. 33, 42-66.

Canty, A. et B. Ripley. 2013. Package boot. https://cran.r-project.org/web/packages/boot/boot.pdf (consulté le 25 octobre 2015).

Chin, A.T.M., D.C. Tozer et G.S. Fraser. 2014. Hydrology influences bird-based indices of biotic integrity in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 40, 281–287.

Chin, A.T.M., Tozer, D.C., Walton, N.G. et G.S. Fraser. 2015. Comparing disturbance gradients and bird-based indices of biotic integrity for ranking the ecological integrity of Great Lakes coastal wetlands. Ecol. Indic. 57, 475-485.

Crewe, T.L. et S.T.A. Timmermans. 2005. Assessing biological integrity of Great Lakes coastal wetlands using marsh bird and amphibian communities. Port Rowan, ON : Études d'Oiseaux Canada.

Crins, W.J., Gray, P.A., Uhlig, P.W.C., et Wester, M.C. 2009. The Ecosystems of Ontario, Part 1: Ecozones and Ecoregions. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario), Évaluation, surveillance et inventaire, SIB TER IMA TR- 01, 71 p.

Croft-White, M.V., Cvetcovik, M., Rokitnicki-Wojcik, D., Midwood, J.D. et G.P. Grabas. 2017. A shoreline divided: twelve-year water quality and land cover trends in Lake Ontario coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 43, 1005–1015.

Crosbie, B. et P. Chow Fraser. 1999. Percentage land use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lakes basin. J. Can. Sci. Halieutiques Aquat. = Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56, 1781-1791.

Danz, N.P., Niemi, G.J., Regal, R.R., Hollenhorst, T., Johnson, L.B., Hanowski, J.M., Axler, R.P., Ciborowski, J.J.H., Hrabik, T., Brady, V.J., Kelly, J.R., Morrice, J.A., Brazner, J.C., Howe, R.W., Johnston, C.A. et G.E. Host. 2007. Integrated Measures of Anthropogenic Stress in the U.S. Great Lakes Basin. Environ. Manage. 39, 631-647.

[EC et CLOCA] Environnement Canada et Central Lake Ontario Conservation Authority. 2004. Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: Year 2 technical report. Downsview, ON : Direction de la conservation de l'environnement – Région de l'Ontario.

Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. et L. Fahrig. 2008a. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. Landsc. Ecol. 23, 159-168.

Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. et L. Fahrig. 2008b. The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. Biol. Cons. 141, 35-46.

Elliott, L. 2019. Habitat associations and conservation of wetland-obligate birds. Dissertation, University of Minnesota, Duluth, Minnesota, USA. https://core.ac.uk/download/pdf/226939672.pdf.

ESRI. 2013. ArcGIS Desktop: Release 10.2. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Gagné, S.A. et L. Fahrig. Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. Landsc. Ecol. 22, 205-215.

Gnass Giese, E.E., Howe, R.W., Wolf, A.T., Miller, N.A. et N.G. Walton. 2015. Sensitivity of breeding birds to the "human footprint" in western Great Lakes forest landscapes. Ecosphere 6, 90. http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00414.1.

Gnass Giese, E.E., Howe, R.W., Wolf, A.T. et G.J. Niemi. 2018. Breeding birds and anurans of dynamic coastal wetlands in Green Bay, Lake Michigan. J. Great Lakes Res. 44, 950-959. doi.org/10.1016/j.jglr.2018.06.003.

Hanowski, J., Danz, N., Howe, R., Niemi, G. et R. Regal. 2007a. Consideration of geography and wetland geomorphic type in the development of Great Lakes coastal wetland bird indicators. EcoHealth 4, 194-205.

Hanowski, J.M., Danz, N.P., Howe, R.W., Regal, R.R. et J.G. Niemi. 2007b. Considerations for monitoring breeding birds in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 33, 245-252.

Hecnar, S.J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizers to amphibians from southern Ontario. Environ. Toxicol. Chem. 14, 2131-2137.

Hecnar, S.J. 2004. Great Lakes wetlands as amphibian habitats: A review. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 7, 289-303.

Hecnar, S.J. et R.T. M'Closkey. 1996. Regional dynamics and the status of amphibians. Ecol. 77, 2091-2097.

Hecnar, S.J. et R.T. M'Closkey. 1998. Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds. J. Biogeogr. 25, 763-772.

Hohman, T.R., Howe, R.W., Tozer, D.C., Gnass Giese E.G., Wolf, A.T., Niemi, G.J., Gehring, T.M., Grabas, G.P., et Norment, C.J. 2021. Influence of lake levels on water extent, interspersion, and marsh birds in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 47, 534-545.

Houlahan, J.E. et C.S. Findlay. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. J. Can. Sci. Halieutiques Aquat. = Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60, 1078-1094.

Howe, R.W., Regal, R.R., Hanowski, J.M., Niemi, G.J., Danz, N.P. et C.R. Smith. 2007a. An index of biotic condition based on bird assemblages in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 33, 93-105.

Howe, R.W., Regal, R.R., Niemi, G.J., Danz, N.P. et J.M. Hanowski. 2007b. A probability-based indicator of ecological condition. Ecol. Indic. 7, 793-806.

IUCN Standards and Petitions Committee. 2019. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14. Préparé par le Standards and Petitions Committee. URL: http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf.

Jung, J.A., Roger, H.N., et Grabas, G.P. 2020. Refinement of an index of ecological condition for marsh bird communities in lower Great Lakes coastal wetlands. Ecol. Indic. 113:106097.

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. Great Lakes Consortium, Commission des Grands Lacs, Ann Arbor, MI.

Karr, J.R. et E.W. Chu. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington, DC.

Kolozsvary, M.B. et R.K. Swihart. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. Rev. can. Zool. = Can. J. Zool. 77, 1288-1299.

Macekek, D. et G.P. Grabas. 2011. Applying a regional coastal wetland monitoring framework to refine and report on wildlife and habitat delisting criteria in the Bay of Quinte Area of Concern. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 14, 94-103.

Mayer, T., Edsall, T., et Munawar, M. 2004. Factors affecting the evolution of coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes: An overview. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 7, 171-178.

Niemi, G.J., Brady, V.J., Brown, T.N., Ciborowski, J.J.H., Danz, N.P., Ghioca, D.M., Hanowski, J.M., Hollenhorst, T.P., Howe, R.W., Johnson, L.B., Johnston, C.A., et E.D. Reavie. 2009. Development of ecological indicators for the U.S. Great Lakes coastal region – a summary of applications in Lake Huron. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 12, 77-89.

Panci, H.G., Niemi, G.J., Regal, R.R., Tozer, D.C., Gehring, T.M., Howe, R.W. et C.J. Norment. 2017. Influence of local, landscape, and regional variables on sedge and marsh wren occurrence in Great Lakes coastal wetlands. Wetlands, 37(3), 447-459.

Price, S.J., Howe, R.W., Hanowski, J.M., Regal, R.R., Niemi, G.J. et C.R. Smith. 2007. Are anurans of Great Lakes coastal wetlands reliable indicators of ecological condition? J. Great Lakes Res. 33, 211-223.

Price, S.J., Marks, D.R., Howe, R.W., Hanowski, J.M. et G.J. Niemi. 2004. The importance of spatial scale for conservation and assessment of anuran populations in coastal wetlands of the western Great Lakes, USA. Landsc. Ecol. 20, 441-454.

R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing, version 4.0.0. R Foundation for Statistical Computing, Vienne, Autriche. URL http://www.R-project.org/.

Rouse, J.D., Bishop, C.A. et J. Struger. 1999. Nitrogen pollution: an assessment of its threat to amphibian survival. Environ. Health Perspect. 107, 799-803.

Smith, A.C., Hudson, M-A., Downes, C. et C.M. Francis. 2014. Estimating breeding bird survey trends and annual indices for Canada: how do the new hierarchical Bayesian estimates differ from previous estimates? Can. Field-Nat.

128, 119-134.

Taft, J. B., Wilhelm, G. S., Ladd, D. M. et L.A. Masters. 1997. Floristic quality assessment for vegetation in Illinois, a method for assessing vegetation integrity. Westville (Illinois): Illinois Native Plant Society.

Tozer, D.C., 2013. The Great Lakes Marsh Monitoring Program 1995-2012, 18 years of surveying birds and frogs as indicators of ecosystem health. Publié par Études d'Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) Canada. http://www.birdscanada.org/download/GLMMPreport.pdf (consulté le 5 juin 2015).

Tozer, D.C., 2014. Oiseaux des terres humides côtières. *Dans* État des Grands Lacs 2011, Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, nº de catalogue En161-3/1-2011F-PDF. EPA 950-R-13-002. Disponible sur le site binational.net.

Tozer, D.C., 2016. Marsh bird occupancy dynamics, trends, and conservation in the southern Great Lakes basin: 1996 to 2013. J. Great Lakes Res. 42, 136-145.

Tozer, D.C. 2020. Great Lakes Marsh Monitoring Program: 25 years of conserving birds and frogs. Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario), Canada. https://www.birdscanada.org/glmmp25.

Tozer, D.C., Howe, R.W., Niemi, G.J., Gnass Giese, E.E., Walton, N.G., Bracey, A.M., Gaul, W., Norment, C.J. et T.M. Gerhing. 2017. Oiseaux des terres humides côtières. *Dans* État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique, Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, nº de catalogue En161-3/1F-PDF. EPA 905-R-17-001. Disponible sur le site binational.net.

Tozer, D.C., Howe, R.W., Niemi, G.J., Gnass Giese, E.E., Walton, N.G., Bracey, A.M., Gaul, W., Norment, C.J., et Gehring, T.M. 2019. Oiseaux des terres humides côtières. *Dans* État des Grands Lacs 2019 – Rapport technique, Environnement et Changement climatique Canada et U.S. Environmental Protection Agency, sous presse.

Uzarski, D. G., V. J. Brady, M. J. Cooper, D. A. Wilcox, D. A. Albert, R. P. Axler, P. Bostwick, T. N. Brown, J. J. H. Ciborowski, N. P. Danz, J. P. Gathman, T. M. Gehring, G. P. Grabas, A. Garwood, R. W. Howe, L. B. Johnson, G. A. Lamberti, A. H. Moerke, B. A. Murry, G. J. Niemi, C. J. Norment, C. R. Ruetz III, A. D. Steinman, D.C. Tozer, R. Wheeler, T. K. O'Donnell et J. P. Schneider. 2017. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at a Laurentian Great Lakes basin-wide scale. Wetlands 37:15-32.

Walpole, E., Bowman, J., Tozer, D.C. et D.S. Badzinski. 2012. Community-level response to climate change: shifts in anuran calling phenology. Herp. Cons. Biol. 7, 249-257.

Weir, L., Fiske, I.J. et J.A. Royle. 2009. Trends in anuran occupancy from northeastern states of the North American amphibian monitoring program. Herpetol. Conserv. Biol. 4, 389-402.

Weir, L.A., Royle, J.A., Gazenski, K.D. et O. Villena. 2014. Northeast regional and state trends in Anuran occupancy from calling survey data (2001-2011) from the North American amphibian monitoring program. Herpetol. Conserv. Biol. 9, 223-245.

Liste des tableaux

Tableau 1. Espèces ou groupes d'espèces d'anoures qui se reproduisent dans les terres humides ayant servi à estimer les IEE.

Tableau 2. Tendances des IEE au fil du temps.

Liste des figures

Figure 1. Représentation schématique des étapes du calcul des IEE.

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

Figure 2. Cartes des terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 3. Nombre de terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués, par année.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 4. Tendances temporelles des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 5. Distribution des IEE en 2019-2020.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 6. Carte des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 7. Diagrammes de densité des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

N°	Taxon	Espèce (nom scientifique)
1	Crapaud d'Amérique	Crapaud d'Amérique (*Anaxyrus americanus*)
2	Ouaouaron	Ouaouaron (*Rana catesbeianus*)
3	Rainette versicolore	Rainette grise (*Hyla versicolor*), rainette criarde (*Hyla chrysoscelis*)
4	Rainette faux-grillon	Rainette faux-grillon boréale (*Pseudacris maculata*), rainette faux-grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*)
5	Grenouille verte	Grenouille verte (*Rana clamitans*)
6	Grenouille léopard	Grenouille léopard (*Rana pipiens*)
7	Rainette crucifère	Rainette crucifère (*Pseudacris crucifer*)
8	Grenouille des bois	Grenouille des bois (*Rana sylvaticus*)

Tableau 1. Espèces ou groupes d'espèces d'anoures qui se reproduisent dans les terres humides (n = 8) ayant été utilisés pour générer les fonctions de réponse biotique pour le calcul des indices de l'état écologique (IEE) servant à évaluer la santé des terres humides des Grands Lacs. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Type de terre humide	Bassin	Première année	Dernière année	Tendance	Inférieur	Supérieur
Côtière	**Globalement**	**1995**	**2020**	**1,9**	**1,2**	**2,5**
Côtière	**Globalement**	**2009**	**2020**	**4,2**	**3,1**	**5,3**
Côtière	Supérieur	1995	2020	–	–	–
Côtière	Supérieur	2009	2020	–	–	–
Côtière	Huron	1995	2020	–	–	–
Côtière	Huron	2009	2020	1,3	-1,5	4,2
Côtière	Michigan	1995	2020	–	–	–
Côtière	Michigan	2009	2020	–	–	–
Côtière	Érié	1995	2020	0,7	-0,4	1,8
Côtière	Érié	2009	2020	2,1	-0,5	4,6
Côtière	**Ontario**	**1995**	**2020**	**3,1**	**1,9**	**4,3**
Côtière	**Ontario**	**2009**	**2020**	**5,6**	**3,7**	**7,5**
Arrière-pays	**Globalement**	**1995**	**2020**	**-0,8**	**-1,3**	**-0,2**
Arrière-pays	Globalement	2009	2020	-0,6	-1,9	0,7
Arrière-pays	Supérieur	1995	2020	–	–	–
Arrière-pays	Supérieur	2009	2020	–	–	–
Arrière-pays	Huron	1995	2020	-0,2	-1	0,6
Arrière-pays	Huron	2009	2020	1,1	-1,7	3,9
Arrière-pays	Michigan	1995	2020	–	–	–
Arrière-pays	Michigan	2009	2020	–	–	–
Arrière-pays	Érié	1995	2020	-1,1	-2,4	0,2
Arrière-pays	Érié	2009	2020	-1,4	-4,3	1,4
Arrière-pays	Ontario	1995	2020	-0,6	-1,6	0,4
Arrière-pays	Ontario	2009	2020	-0,5	-2,3	1,2

Tableau 2. Tendances à long terme (1995-2020) et sur 10 ans (2010-2020) de l'indice de l'état écologique (IEE) médian dans l'ensemble des terres humides côtières et de l'arrière-pays à l'échelle des Grands Lacs (globalement) et à l'échelle du bassin de chaque lac (p. ex., bassin du lac Supérieur). Le tableau présente la moyenne géométrique des taux de changement (tendance : % de changement/année) fondée sur les variations observées entre la première et la dernière année de la tendance, selon des intervalles de confiance « inférieure » et « supérieure » de 95 %. Les cas où la taille des échantillons était trop faible pour calculer des tendances fiables sont représentés par des tirets. Les tendances ont été calculées à l'aide de l'équation 4 de Smith et *al.* (2014), avec 1 000 réplicats par auto-amorçage (bootstrap). Les tendances statistiquement significatives sont présentées en gras, selon des intervalles de confiance qui ne chevauchent pas zéro. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP).

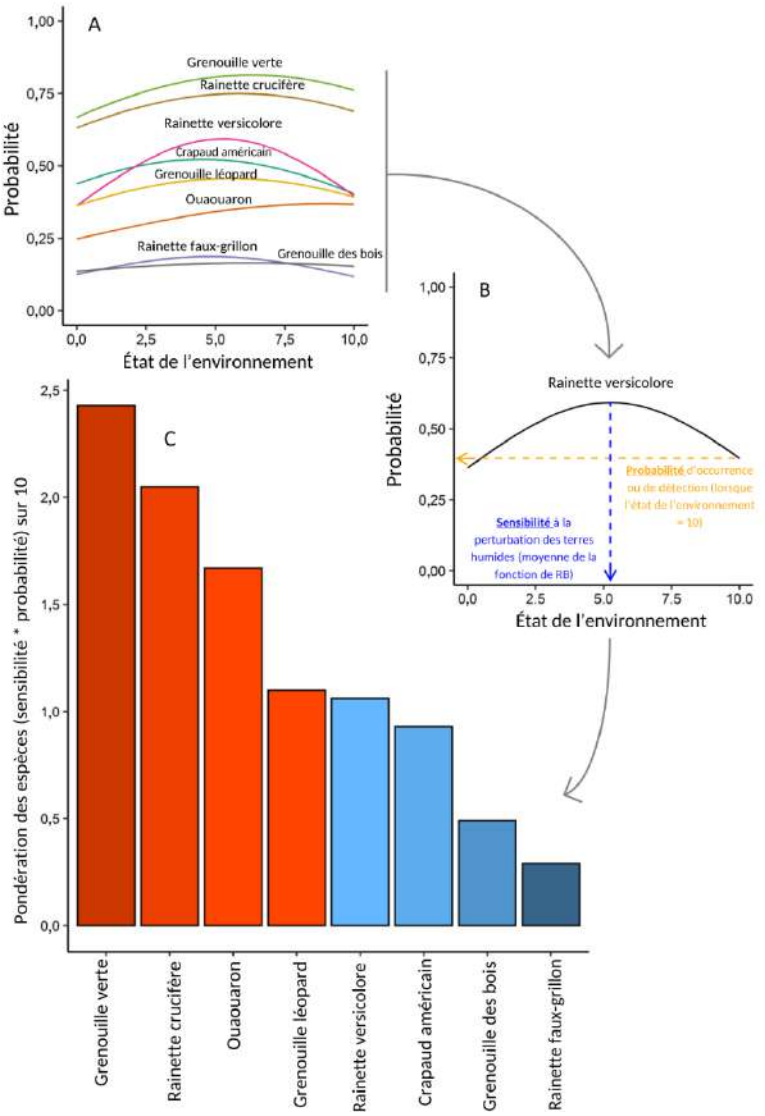


Figure 1. Représentation schématique des étapes nécessaires au calcul de l'indice d'état écologique (IEE) dans le présent rapport en fonction des données sur les anoures des terres humides côtières dans tout le bassin des Grands Lacs. Pour chacune des huit espèces ou chaque groupe d'espèces d'anoures (voir le tableau 1 pour plus de détails), on a utilisé une fonction de réponse biotique (A) reflétant la probabilité d'occurrence en tant que fonction d'une variable combinée de l'« empreinte anthropique » (état de l'environnement) basée sur la superficie des terres humides, l'aménagement, l'agriculture et la densité de la population humaine (0 = mauvais état, 10 = bon état) pour calculer la sensibilité des espèces à la perturbation des terres humides et la probabilité d'occurrence/de détection (B). On a ensuite multiplié ces deux valeurs et on les a transposées sur une échelle de 10 pour calculer la pondération des espèces afin de générer des IEE pour des terres humides en particulier. Par exemple, une terre humide où seules des grenouilles vertes étaient présentes a reçu un IEE de 2,4; une terre humide où des grenouilles vertes et des rainettes crucifères étaient présentes a reçu un IEE de 4,5; une terre humide où les huit espèces étaient présentes a reçu un IEE de 10. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

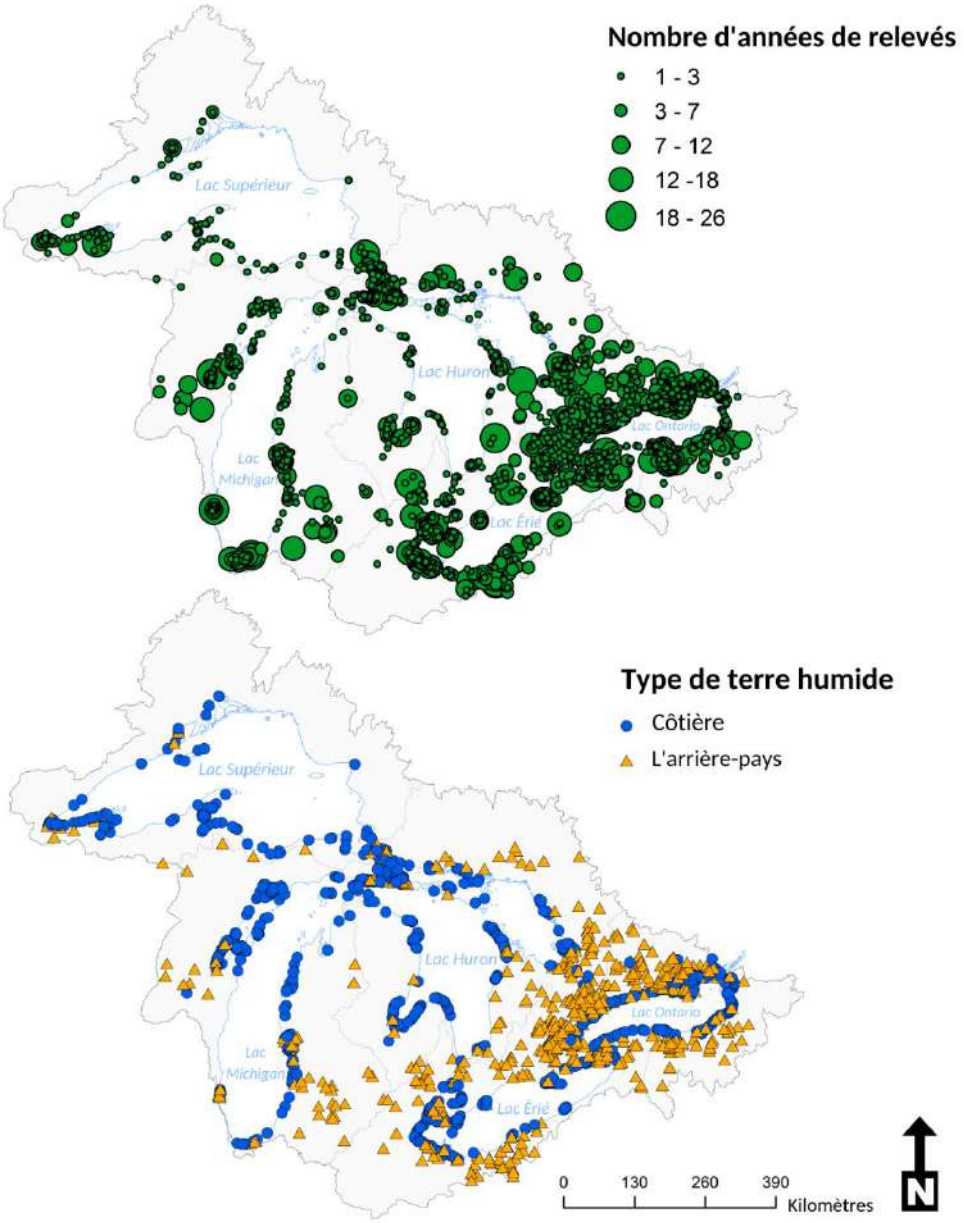


Figure 2. Terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués de 1995 à 2020 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d'estimer les indices de la santé des terres humides fondés sur les anoures. Les terres humides sont présentées comme une fonction du nombre d'années pendant lesquelles les relevés ont eu lieu pour chacune d'elles (haut de la figure) et comme une fonction des terres humides côtières et de celles de l'arrière-pays (bas de la figure). Veuillez remarquer que les terres humides côtières (n = 1 164) sont beaucoup plus nombreuses que les terres humides de l'arrière-pays (n = 660), bien que cela ne semble pas être le cas parce que les symboles se chevauchent étroitement. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

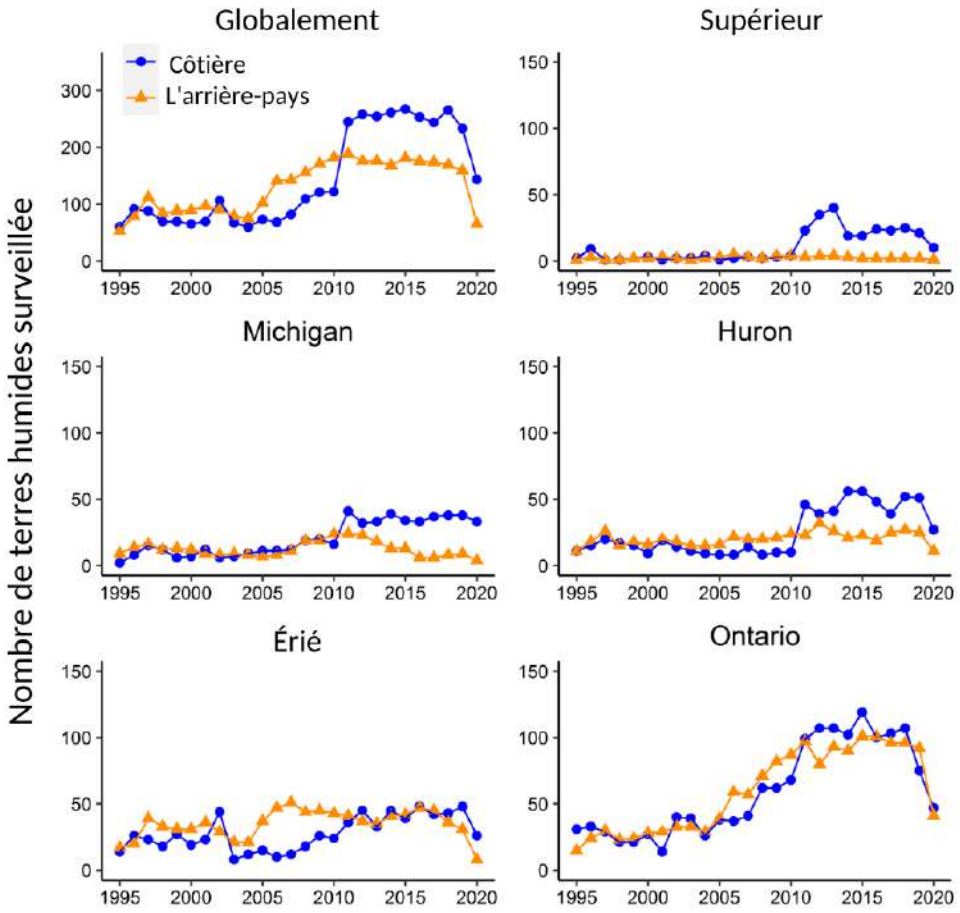


Figure 3. Nombre de terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués de 1995 à 2020 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d'estimer les indices de la santé des terres humides fondés sur les anoures. Les terres humides où les dénombrements ont eu lieu sont présentées comme une fonction de tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et du bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

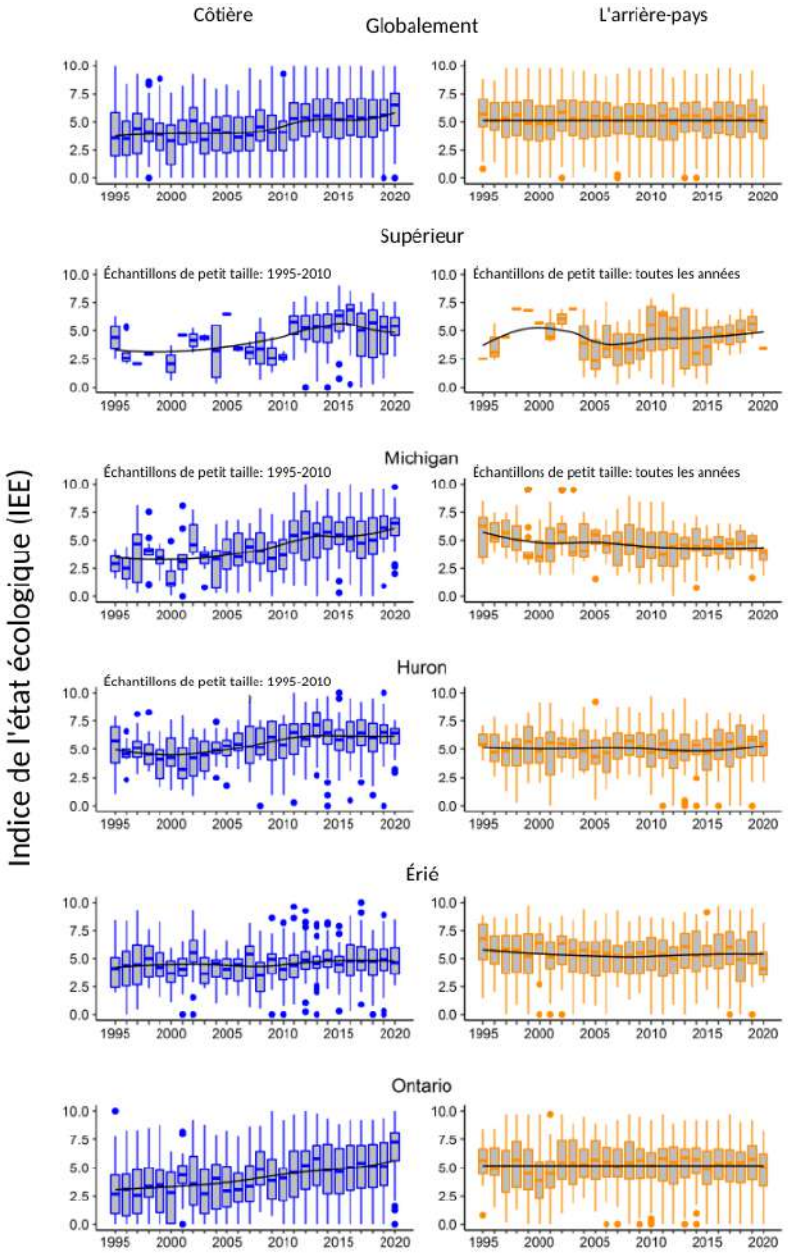


Figure 4. Tendances temporelles de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures de 1995 à 2020 dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans le bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières (bleu) et de l'arrière-pays (orange). La figure présente des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes à l'échelle des terres humides pour chaque année, accompagnés de lignes plus larges (trait continu noir) représentant les ajustements optimaux des IEE. Les moustaches représentent 1,5 fois l'écart interquartile; les points sont des valeurs aberrantes. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

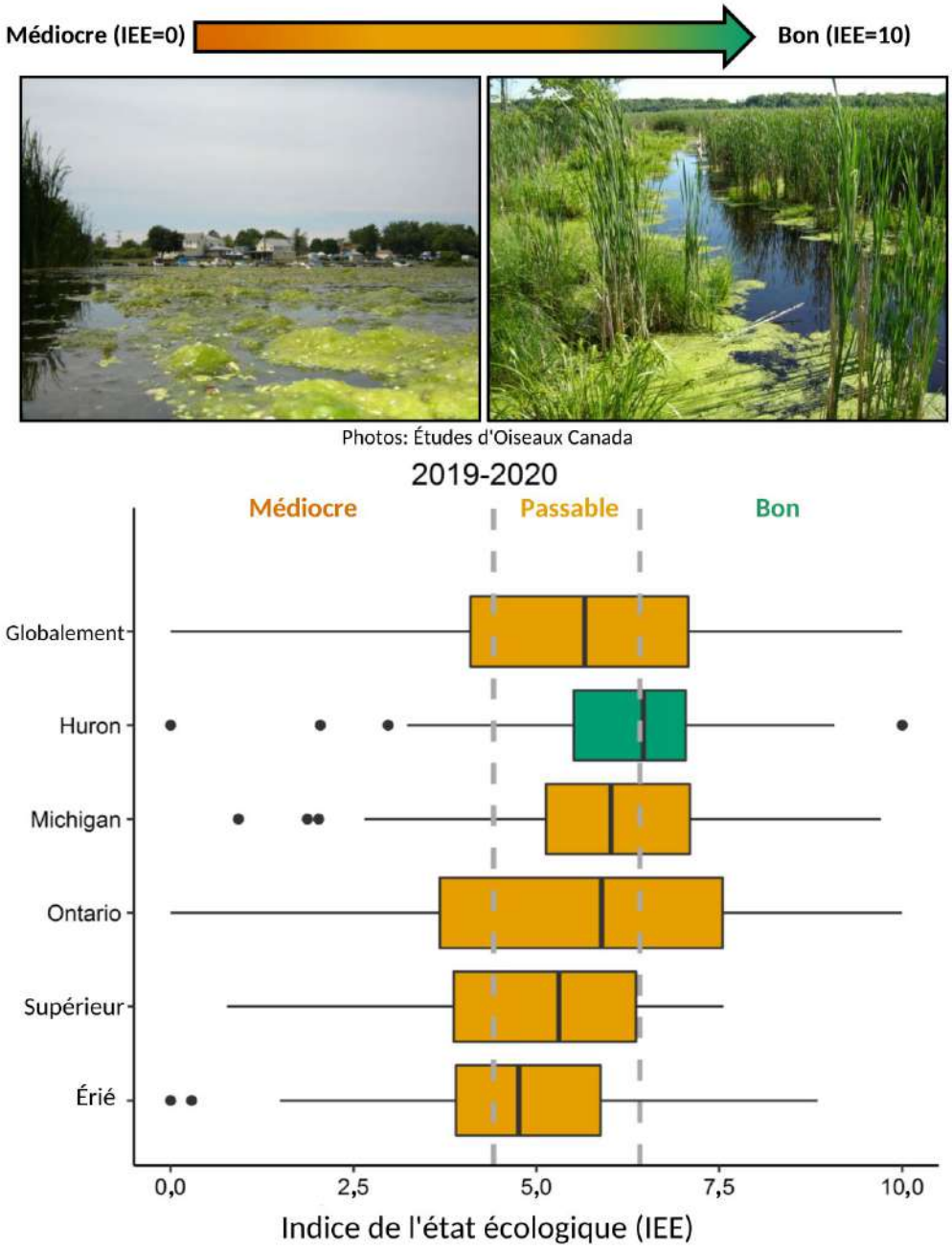


Figure 5. Distribution de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures de 2019-2020 dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans le bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières. La figure présente des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes à l'échelle des terres humides. Les moustaches représentent 1,5 fois l'écart interquartile; les points sont des valeurs aberrantes. Les lignes verticales pointillées grises représentent les valeurs limites des situations Médiocre, Passable et Bonne. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

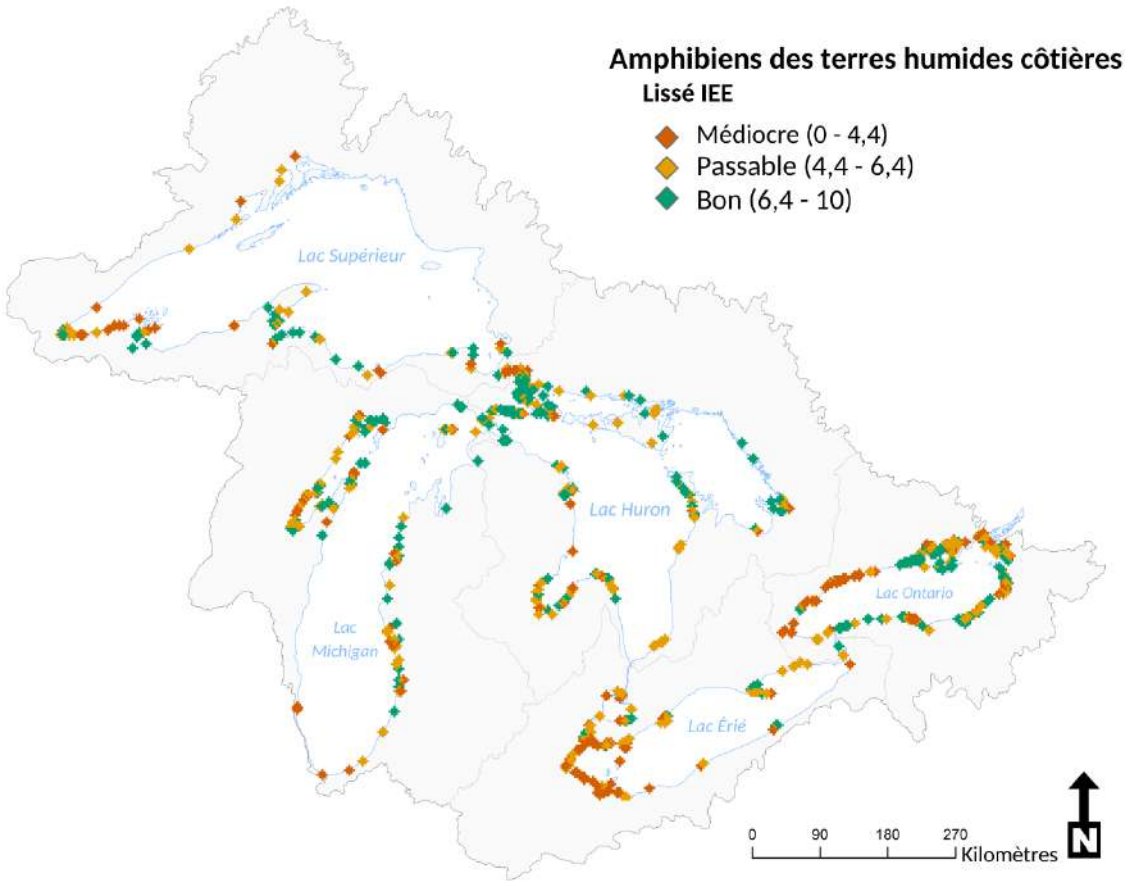


Figure 6. Indice de l'état écologique (IEE) de toutes les terres humides côtières des Grands Lacs, basé sur les données relatives aux communautés d'anoures des 5 dernières années (2016-2020). La figure présente les valeurs de l'IEE moyen « lissé » à l'échelle des terres humides, dont on a calculé la moyenne de toutes les années pour les terres humides qui ont été échantillonnées plusieurs années. Pour lisser les données, l'outil de conversion des entités ponctuelles en jeu de données matricielles dans ArcGIS a été utilisé afin de calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, puis l'outil de statistiques focales a été utilisé sur les moyennes obtenues afin de calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire de deux cellules, appelée « IEE lissé ». Les cinq plus récentes années de données (2016-2020) ont été utilisées pour accroître la taille des échantillons. Un code de couleur a été utilisé pour illustrer les situations Médiocre, Passable et Bonne. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

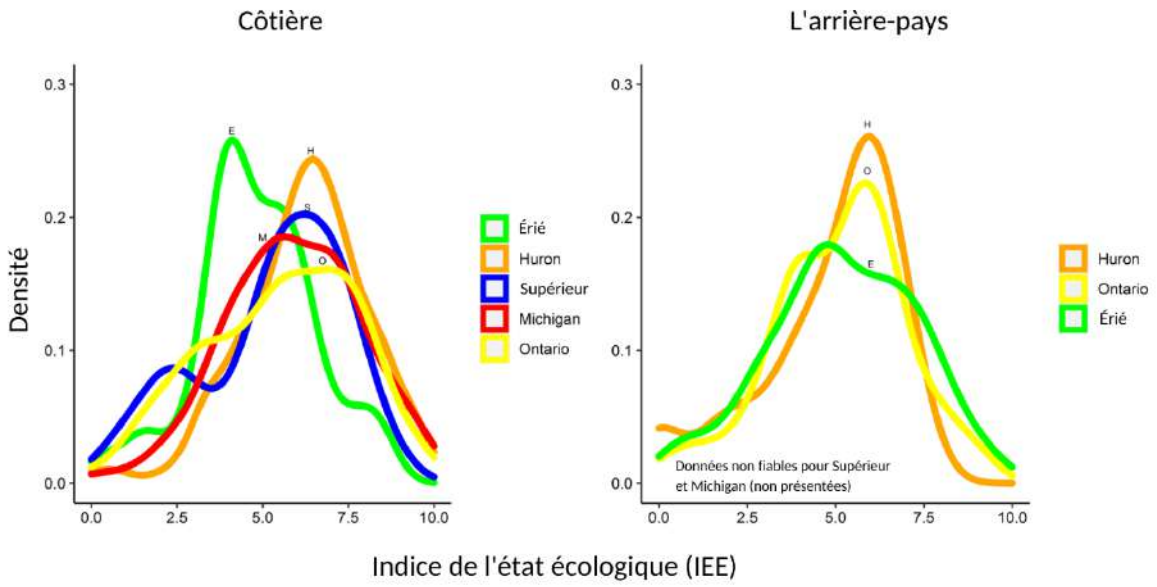


Figure 7. Diagramme de densité de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures des 5 dernières années (2016-2020) dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et du bassin de chaque lac pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays. La figure montre les diagrammes basés sur les valeurs de l'IEE moyen à l'échelle des terres humides, dont on a calculé la moyenne de toutes les années pour les terres humides qui ont été échantillonnées plusieurs années. Les données pour l'arrière-pays pour le lac Supérieur ne sont pas présentées, car la taille des échantillons était trop petite.Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Sous-indicateur : Oiseaux des milieux humides côtiers

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : S'améliore

Tendance à long terme (1995-2020) : S'améliore

Justification : L'indice de l'état écologique (IEE) médian des milieux humides côtiers, une mesure de la santé des milieux humides côtiers faisant appel aux observations des oiseaux des milieux humides côtiers, était de 3,7 (sur 10) selon les données de 2019 et de 2020, alors que l'IEE médian variait de 1,3 à 4,5 de 1995 à 2020. Les IEE ont connu une augmentation annuelle significative de 4,9 % au cours des 10 dernières années (2010-2020). D'après les observations de communautés aviaires dans l'ensemble des Grands Lacs, l'état des milieux humides côtiers est passable, et la tendance s'améliore. Il est à noter que, pour l'évaluation globale, une détermination distincte de l'état et de la tendance a été faite en fonction des données provenant de chacun des bassins lacustres, plutôt que de la moyenne des évaluations lac par lac présentées ci-dessous. Les IEE des milieux humides côtiers étaient considérablement plus faibles dans toute la partie ouest du lac Ontario, où l'empreinte du développement humain est plus élevée que celle de la plupart des autres lacs, qui affichaient en général un mélange d'IEE faibles et élevés.

Les définitions de l'état et de la tendance de l'évaluation sont incluses à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable

Tendance sur dix ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : D'après les observations de communautés aviaires, l'IEE médian des milieux humides côtiers était de 2,4 selon les données de 2019 et de 2020 et variait de 0,5 à 6 de 1995 à 2020. Il semble y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, quoique la tendance ne soit pas statistiquement significative. Les paysages de la zone côtière du lac Supérieur sont généralement non agricoles et très peu aménagés comparativement aux milieux humides des lacs méridionaux, mais les milieux humides côtiers du lac Supérieur (à quelques exceptions dignes de mention près) ont une superficie relativement petite, ont tendance à avoir une productivité moindre (tourbières ombrotrophes) et sont écologiquement très différents de ceux des autres lacs, ce qui peut expliquer, du moins en partie, certaines des cotes modestes comparativement à celles des autres lacs.

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur dix ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : D'après les observations de communautés aviaires, l'IEE médian des milieux humides côtiers était de 2,8 selon les données de 2019 et de 2020 et variait de 0,6 à 5,9 de 1995 à 2020. Il semble y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie environ, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, quoique la tendance ne soit pas statistiquement significative. Le lac Michigan abrite certains des milieux humides côtiers considérés comme étant de la plus haute qualité d'après les oiseaux présents, et ce, même si l'aménagement et l'agriculture sont des facteurs de stress courants à étendus dans les zones côtières de ce lac. Par exemple, la valeur plus faible des IEE des milieux humides côtiers dans le tiers sud du lac par rapport au reste du lac est probablement due à des facteurs de stress liés à l'aménagement qui étaient marqués.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

État : Bon

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1995-2020) : Indéterminée

Justification : D'après les observations de communautés aviaires, l'IEE médian des milieux humides côtiers était de 4,9 selon les données de 2019 et de 2020 et variait de 1,2 à 7,1 de 1995 à 2020. Il semble y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie environ, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, quoique la tendance ne soit pas statistiquement significative. Le lac Huron abrite certains des milieux humides côtiers considérés comme étant de la plus haute qualité d'après les oiseaux présents, et ce, même si l'aménagement et l'agriculture sont des facteurs de stress passablement marqués dans certaines parties des zones côtières de ce lac.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Sainte-Claire)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1995-2020) : Inchangée

Justification : D'après les observations de communautés aviaires, l'IEE médian des milieux humides côtiers était de 4,7 selon les données de 2019 et de 2020 et variait de 0,9 à 5,4 de 1995 à 2020. Il n'y a pas eu d'augmentation ou de diminution importante de la tendance au cours des 10 dernières années (2010-2020).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : S'améliore

Tendance à long terme (1995-2020) : S'améliore

Justification : D'après les observations de communautés aviaires, l'IEE médian des milieux humides côtiers était de 3,1 selon les données de 2019 et de 2020 et variait de 0,5 à 4 de 1995 à 2020. La tendance a considérablement augmenté, à raison de 7,5 % par année au cours des 10 dernières années (2010-2020). La valeur plus faible des IEE des milieux humides côtiers de la partie ouest du lac par rapport au reste du lac est probablement due aux de facteurs de stress liés à l'aménagement particulièrement marqués.

Définitions des états de l'évaluation

Les indices normalisés (valeurs/cotes de l'IEE) varient entre 0 (état mauvais ou le plus dégradé) et 10 (bon état ou le moins dégradé). L'état sera déterminé en fonction de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de l'année la plus récente (pour le rapport de 2022, l'état est fondé sur les données de 2019 et de 2020 parce que les échantillons étaient de taille relativement faible en 2020), comparativement aux rangs centiles fondés sur les données de la période 2011-2020 pour tous les milieux humides côtiers. La couverture des milieux humides côtiers dans toute la région des Grands Lacs est la plus étendue depuis 2011, année de la mise en œuvre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Il est à noter que les valeurs définissant un état mauvais, passable ou bon ci-dessous ont changé depuis le rapport précédent (Tozer *et al.*, 2019) en raison de 1) l'amélioration de la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer l'IEE depuis le dernier rapport, et de 2) l'augmentation du nombre d'années de données utilisées pour calculer les valeurs depuis le dernier rapport.

Bon : La plupart ou la totalité des composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; IEE médian > 66^{e} rang centile (pour le rapport de 2022, IEE médian > 4,8).

Passable : Certaines composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; 33^{e} rang centile ≤ IEE médian ≤ 66^{e} rang centile (pour le rapport de 2022, 1,9 ≤ IEE médian ≤ 4,8).

Mauvais : Il n'y a que très peu ou pas de composantes de l'écosystème dans un état acceptable; IEE médian < 33^{e} rang centile (pour le rapport de 2022, IEE médian < 1,9).

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances de l'évaluation

Les populations régionales et locales d'oiseaux des marais varient naturellement au fil du temps, particulièrement sous l'effet des fluctuations des niveaux d'eau des Grands Lacs; par conséquent, il faut plusieurs années de données de surveillance avec une couverture géographique adéquate dans les zones ciblées pour détecter toutes les tendances, sauf les plus spectaculaires. L'interprétation de ce sous-indicateur peut être améliorée si elle est associée aux tendances observées dans le cas d'autres sous-indicateurs des milieux humides.

Les termes « s'améliore », « inchangée » et « se détériore » ont été appliqués en fonction de la moyenne géométrique des taux de changement (% de changement/année) d'un indice normalisé de la santé de l'écosystème basé sur les oiseaux, l'IEE (Howe *et al.*, 2007a, 2007b), à l'aide de l'équation 4 de Smith *et al.* (2014). La signification statistique des tendances a été évaluée par la technique d'auto-amorçage paramétrique en R (R Core Team, 2020) avec le programme « boot » (Canty et Ripley, 2013) et 1 000 répétitions *bootstrap*. Il était nécessaire de procéder à l'auto-amorçage de cette façon pour tenir compte de la précision variable de l'estimation annuelle de départ et de l'estimation annuelle de fin qui ont été utilisées pour le calcul de chacune des tendances. Pour les tendances sur 10 ans, l'année de départ était 2010, et l'année de fin, 2020. Pour les tendances à long terme, l'année de départ était 1995, et l'année de fin, 2020. L'année 2010 a été choisie comme année de départ pour les tendances sur 10 ans parce qu'il y a 10 transitions interannuelles possibles pour la période 2010-2020, ce qui a été considéré comme étant le plus représentatif de la tendance de la décennie la plus récente (Comité des normes et des pétitions de l'UICN, 2019). Les estimations des tendances fondées sur un intervalle de confiance à 95 % qui ne chevauchaient pas zéro ont été considérées comme statistiquement significatives.

S'améliore : Augmentation statistiquement significative de l'IEE.

Inchangée : Aucune augmentation ou diminution statistiquement significative de l'IEE.

Se détériore : Diminution statistiquement significative de l'IEE.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou ne suffisent pas pour rendre compte d'une tendance.

Critères d'effet et/ou cibles

Les critères d'effet seront établis en fonction des données existantes. D'autres critères d'effet peuvent être utilisés en fonction des données historiques ou de l'opinion d'experts dans certains cas, selon ce que les auteurs ont déterminé et justifié. Les critères d'effet de ce sous-indicateur n'ont pas été définis pour le rapport de 2022, compte tenu de l'incertitude entourant la meilleure façon d'en calculer des significatifs. Dans le cadre de leurs travaux en cours, les auteurs s'efforceront de mettre au point des critères d'effet utiles.

Raison d'être du sous-indicateur

Évaluer l'état et la tendance de la santé de l'écosystème des milieux humides côtiers des Grands Lacs en mesurant directement la composition en oiseaux et leur abondance relative, et déduire l'état de l'habitat des milieux humides côtiers en fonction de la santé de cette composante importante sur les plans écologique et culturel des communautés des milieux humides.

Objectif pour l'écosystème

Les milieux humides côtiers offrent un habitat de migration et de nidification essentiel aux espèces sauvages, notamment les oiseaux. La conservation des milieux humides côtiers restants et la remise en état des milieux humides dégradés ou détruits sont des composantes vitales de la remise en état de l'écosystème des Grands Lacs. Les oiseaux sont des indicateurs écologiques efficaces susceptibles d'être utilisés pour faire état des progrès réalisés en ce sens.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des milieux humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure

Contexte – Les oiseaux des milieux humides sont influencés par les composantes physiques, chimiques et biologiques des milieux humides et du paysage environnant. Par exemple, l'occurrence, l'abondance et/ou le succès reproductif de plusieurs espèces dans le bassin des Grands Lacs diminuent à mesure 1) que la taille des milieux humides diminue; 2) que l'habitat des milieux humides et le couvert naturel dans le paysage environnant diminuent ou que leur qualité se dégrade; 3) que la pollution causée par les pesticides, les herbicides et le ruissellement des sédiments augmente; 4) que les prédateurs généralistes (p. ex. le raton laveur [*Procyon lotor*]) associés à l'habitat anthropique dans le paysage environnant augmentent; 5) que le niveau des lacs diminue (Brazner et *al.*, 2007a, 2007b; Crosbie et Chow-Fraser, 1999; Hohman et *al.*, 2021; Howe et *al.*, 2007a; Gnass Giese et *al.*, 2018; Grandmaison et Niemi 2007; Naugle et *al.*, 2000; Smith et Chow Fraser 2010a, 2010b;

Timmermans et *al.*, 2008; Tozer et *al.*, 2010, 2020). L'occurrence ou l'abondance d'oiseaux sensibles peut par conséquent être un indicateur précieux de la santé des milieux humides et du paysage environnant.

Données – Plusieurs initiatives surveillent les oiseaux des milieux humides de la région des Grands Lacs. Une de celles qui existent depuis le plus longtemps est le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), coordonnée par Oiseaux Canada, qui a débuté en 1995 et qui depuis est mis en œuvre chaque année dans les milieux humides côtiers et intérieurs dans une bonne partie du bassin des Grands Lacs (Tozer, 2013, 2016, 2020). Certains des rapports antérieurs sur ce sous-indicateur ne reposent que sur les données de ce programme d'envergure toujours en cours (p. ex. Tozer, 2014). De 2001 à 2005, le Natural Resource Research Institute (NRRI) de l'Université du Minnesota à Duluth a mené un ambitieux projet multiétablissements d'indicateur environnemental pour les Grands Lacs (Great Lakes Environmental Indicator – GLEI), qui visait à évaluer la santé biotique globale des milieux humides côtiers dans la partie étatsunienne des Grands Lacs (Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Hanowski et *al.*, 2007a, 2007b; Niemi et *al.*, 2007). Plus récemment, le Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, partenariat entre l'Environmental Protection Agency des États-Unis et l'Université de Central Michigan, a été lancé en 2011 et devrait se poursuivre au moins jusqu'en 2025 dans toutes les zones côtières canadiennes et étatsuniennes des Grands Lacs (Uzarski et *al.*, 2017). Ces projets ou programmes sont conçus un peu différemment, mais ils s'appuient sur des dénombrements par points d'écoute normalisés d'une durée fixe, qu'il est possible d'adapter pour maximiser la compatibilité entre les projets ou programmes. Pour réunir un grand nombre d'observateurs bénévoles qualifiés et bien formés chargés de prélever un nombre suffisant d'échantillons à un coût relativement peu élevé, le PSMGL permet aux participants de choisir les milieux humides à échantillonner et les points d'échantillonnage dans celles-ci; cette méthode se justifie si l'on suppose que ces points d'échantillonnage sont représentatifs des milieux humides de la région visée. Par contre, dans le cadre du projet GLEI et du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, les milieux humides sont sélectionnés par échantillonnage aléatoire stratifié, et ce sont des experts rémunérés qui procèdent au dénombrement à chaque point d'échantillonnage. Néanmoins, tous ces projets ou programmes ciblent des milieux humides dominés par des espèces végétales émergentes non ligneuses, comme les quenouilles (*Typha* spp.) et les carex (*Carex* spp.), pour y établir les points d'échantillonnage. De plus, Tozer (2020) a montré que, dans le sud de l'Ontario, les indices d'abondance annuels de la population de 9 espèces d'oiseaux nichant dans les marais sur 10 étaient statistiquement comparables pour chacune des trois années, d'après les données recueillies par les participants du PSMGL, par rapport aux données recueillies par des experts rémunérés chargés des dénombrements aux sites d'échantillonnage aléatoire stratifié dans la même zone d'étude. Dans le présent rapport, les ensembles de données susmentionnés ont été combinés afin de générer une analyse détaillée de l'état et des tendances des oiseaux des milieux humides côtiers des Grands Lacs ainsi que de la santé des milieux humides connexes.

Relevés – Les oiseaux des milieux humides ont été échantillonnés jusqu'à une distance qui n'était pas limitée depuis un point (appelé ci-après, « point d'échantillonnage ») ou à un maximum de huit points situés à la limite ou à l'intérieur d'un milieu humide, en fonction de la taille de celui-ci. Dans la plupart des grands milieux humides, les points ont été placés à la fois près de l'interface milieu humide intérieur/milieu humide côtier et à l'intérieur de chaque milieu humide, y compris l'interface eaux libres du lac/milieu humide. Dans la plupart des milieux humides de petites dimensions, seuls les points sur le littoral ont été échantillonnés. Les points d'échantillonnage étaient espacés de plus de 250 m (PSMGL) ou de plus de 400 m (projet GLEI et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs) pour éviter que les mêmes individus soient détectés plusieurs fois. Selon l'année et le projet ou le programme, chacun des points d'échantillonnage a fait l'objet d'un dénombrement de 10 ou de 15 minutes lors de 1 à 3 visites séparées par au moins 10 ou 15 jours pendant la principale période de reproduction des oiseaux, en général entre la fin mai et le début juillet. Il a été démontré que les différences entre les protocoles de terrain ont une incidence mineure sur la probabilité de détecter la plupart des espèces considérées

dans ce rapport (p. ex. Tozer et *al.*, 2016, 2017). Les dénombrements ont eu lieu soit le matin (de 30 minutes avant le lever du soleil à 10 heures, heure locale), soit le soir (de 4 heures avant le coucher du soleil à la tombée de la nuit, heure locale), et seulement lorsque les conditions météorologiques étaient propices à la détection de toutes les espèces et de tous les individus présents (peu ou pas de précipitations; vent : de 0 à 3 sur l'échelle de Beaufort, de 0 à 19 km/h). Les observateurs ont lancé des cris pendant les dénombrements pour inciter les espèces particulièrement discrètes à y répondre. Les cris ont été diffusés pendant 5 minutes au cours de chacun des dénombrements de 10 ou 15 minutes; ils consistaient en vocalisations de 30 secondes, suivies de 30 secondes de silence pour chacune des espèces suivantes : le Petit Blongios (*Ixobrychus exilis*), la Marouette de Caroline (*Porzana carolina*), le Râle de Virginie (*Rallus limicola*), la combinaison Foulque d'Amérique (*Fulica americana*)-Gallinule d'Amérique (*Gallinula galeata*) et le Grèbe à bec bigarré (*Podilymbus podiceps*), dans cet ordre. Les protocoles de relevé de chacun des projets ou programmes suivaient de près le protocole normalisé du Programme de surveillance des oiseaux des marais de l'Amérique du Nord (Conway, 2011). Le protocole de relevé dans le cadre du PSMGL est résumé dans Tozer (2016), et celui dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, dans Uzarski et *al.* (2017).

Analyses – Il existe de nombreuses méthodes d'analyse des données sur les oiseaux dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs. Des analyses antérieures effectuées pour le rapport reposaient sur l'état et les tendances distincts de l'abondance relative d'une vingtaine d'espèces d'oiseaux inféodées aux milieux humides (p. ex. Tozer, 2014). Divers autres indices de santé des milieux humides basés sur les oiseaux, qui combinent les données de plusieurs groupes d'espèces (p. ex. Chin et *al.*, 2014), ont aussi été utilisés. Cette dernière façon de procéder est probablement plus objective et plus pratique pour les besoins du rapport sur l'état des Grands Lacs parce qu'elle fournit une seule mesure exhaustive reflétant la réaction collective des espèces d'oiseaux à l'état des milieux humides. Les mesures portant sur plusieurs espèces, comme l'indice d'intégrité biotique des poissons largement utilisé (Karr et Chu, 1999) et le coefficient de conservatisme moyen pour les végétaux (Taft et *al.*, 1997), sont robustes lorsqu'elles sont testées par rapport à des facteurs de stress connus et incluent suffisamment d'espèces pour permettre des calculs même lorsque certaines espèces sont absentes en raison de facteurs externes à l'écosystème en cause. Par exemple, une espèce ayant une aire de répartition de grande superficie peut ne pas être détectée parce que, par hasard, tous les individus de cette espèce se trouvent en dehors des parcelles d'échantillonnage ou étaient inactifs pendant la période du relevé. De même, une espèce peut être absente de milieux humides de haute qualité en raison de facteurs non liés à l'habitat, comme une épidémie régionale qui touche les individus indépendamment de l'état des milieux humides ou une diminution de la population aviaire causée par de la mortalité durant la migration.

Dans le présent rapport, nous avons évalué la santé des communautés aviaires fondée sur les données de plusieurs espèces recueillies à des milliers de points d'échantillonnage dans tout le bassin des Grands Lacs, tant au Canada qu'aux États-Unis (Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Hanowski et *al.*, 2007a, 2007b; Tozer, 2013, 2016, 2020). Nous avons réuni de l'information quantitative sur 7 facteurs de stress environnementaux à corrélation minimale ($-0{,}30 \leq r \leq 0{,}31$), recueillie à partir de 2 236 points d'échantillonnage lors d'une même année dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs (c.-à-d. les dénombrements par points d'écoute combinés en début et en fin de saison au cours d'une année donnée et échantillonnés à un point donné entre 2011 et 2018), situés dans 616 milieux humides côtiers (Elliott, 2019) : 1) EmWetArea, zone de végétation émergente non ligneuse située dans un rayon de 500 m du point + la moitié de la zone humide émergente située entre 500 et 1 000 m; 2) %Dev2km, pourcentage de couverture des terres aménagées (bâtiments industriels, sites résidentiels, terrains de golf, etc.) dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage (à l'exclusion des eaux libres); 3) %Crop2km, pourcentage de couverture des terres agricoles dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage (à l'exclusion des eaux libres); 4) Roads2 km, nombre total de mètres de routes principales et secondaires dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage; 5) %DevWatershed, pourcentage des eaux des terres cultivées du bassin

versant qui se jettent dans le milieu humide; 6) %CropWatershed, pourcentage des eaux des terres cultivées du bassin versant qui se jettent dans le milieu humide; 7) PopWatershed, population humaine totale dans le bassin versant. Brazner et *al.* (2007a, 2007b) ont calculé les variables du bassin versant dans le cadre du projet GLEI (Danz et *al.*, 2005, 2007). Nous remarquons que les deux variables de la couverture de terres agricoles (%Crop2km et %CropWatershed, r = -0,01) et les deux variables de l'aménagement des terres (%Dev2km et %DevWatershed, r = 0,02) étaient largement indépendantes. Nous avons soumis au besoin les variables à une transformation logarithmique pour améliorer la normalité, puis nous avons effectué une analyse en composantes principales (ACP; McCune et Mefford, 1999) pour réduire la dimensionnalité de l'ensemble de données multivariées. Les 4 premiers axes de l'ACP expliquent 87 % de la variation. Les cotes pour ces 4 axes ont été mises à l'échelle, de l'état le plus défavorable (le plus perturbé) au meilleur (le moins perturbé), puis additionnées pour produire un indice brut de l'état environnemental qui se rapproche de l'« empreinte humaine », lequel a ensuite été converti en C_{env}, une cote de l'état environnemental sur une échelle de 0 à 10, où 0 représente l'état le plus perturbé, et 10, l'état le moins perturbé.

Les 2 236 points d'échantillonnage utilisés au cours d'une même année dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs ont été regroupés en lots de 15 points (ou 16 dans le dernier cas) ayant des valeurs similaires en ce qui concerne les facteurs de stress environnemental. En d'autres termes, les 15 sites ayant obtenu les pires cotes de l'« empreinte humaine » ont été placés dans le premier lot, puis les 15 sites suivants, avec des cotes plus élevées, ont été placés dans le deuxième lot, et ainsi de suite jusqu'au dernier des 149 lots, qui contenait les 16 sites ayant obtenu les meilleures cotes de l'« empreinte humaine ». Nous avons ainsi obtenu un nouveau gradient de 149 lots, caractérisé par une cote moyenne de l'« empreinte humaine » pour les sites de chaque lot, allant des plus touchés (0) aux moins touchés (10). Pour chacune de plusieurs espèces d'oiseaux ou groupes d'espèces d'oiseaux, y compris les espèces inféodées aux milieux humides pour la nidification et plusieurs utilisateurs de milieux humides qui ne dépendent pas de celles-ci (c.-à-d. les espèces d'oiseaux qui utilisent les milieux humides, mais pas exclusivement), une courbe de réponse aux facteurs de stress (fonction de réponse biotique) a été estimée en fonction des probabilités d'occurrence dans chacun des 149 lots (figure 1). La valeur de probabilité a été définie comme étant la proportion des 15 points où les espèces ont été détectées au cours d'au moins un relevé à un point d'échantillonnage au cours d'une année d'échantillonnage. La cote de l'état environnemental de chaque lot était la valeur moyenne des 15 sites. La probabilité d'occurrence de chaque espèce ou groupe d'espèces le long du gradient de stress environnemental (« empreinte humaine ») peut être décrite à l'aide d'une fonction à 3 paramètres (μ = moyenne; σ = écart-type; et h = facteur d'échelle) représentant une courbe normale en forme de cloche ou asymptotique dans un intervalle de 0 à 10 (p. ex. Gnass Giese et *al.*, 2015). Nous avons utilisé les paramètres les mieux adaptés de la courbe normale en forme de cloche (suivant la fonction normale de densité de probabilité, la fonction R *dnorm*) ou d'une courbe asymptotique (suivant la distribution normale cumulative, la fonction R *pnorm*). Les paramètres les mieux adaptés ont été estimés au moyen d'un script R (R Core Team, 2020) utilisant la fonction *nlminb* élaborée par Bates et Sarkar (Gay, 1990). Ces fonctions de réponse biotique (figure 1) ont servi de base à l'évaluation des nouveaux sites en fonction de la présence ou de l'absence de 15 espèces ou groupes d'espèces (tableau 1). Les paramètres de la fonction mathématique du meilleur ajustement ont été estimés par itération en R (R Core Team, 2020) à l'aide du programme « iec » (https://github.com/ngwalton/iec – site en anglais seulement).

L'ensemble définitif de 15 fonctions de réponse biotique pour le calcul des IEE comprenait des espèces inféodées aux milieux humides (p. ex. le Grèbe à bec bigarré, le Butor d'Amérique et le Troglodyte des marais [*Cistothorus palustris*]), des espèces qui utilisent les milieux humides (p. ex. le Pygargue à tête blanche, [*Haliaeetus leucocephalus*], le Grand Héron [*Ardea herodias*] et le Carouge à épaulettes [*Agelaius phoeniceus*]) et des groupes d'espèces comme les râles, les canards barboteurs et les sternes. Il est important de tenir compte d'une vaste gamme d'oiseaux des milieux humides pour mieux représenter la santé globale des milieux humides. Par

exemple, certaines espèces d'utilisateurs des marais qui tolèrent les perturbations sont plus communes dans les milieux humides dégradés (p. ex. l'Étourneau sansonnet [*Sturnus vulgaris*]), alors que certaines espèces inféodées aux milieux humides et relativement intolérantes aux perturbations sont plus communes dans les milieux humides moins dégradés (p. ex. la Grue du Canada [*Antigone canadensis*]; figure 1). De plus, Chin et *al.* (2015) ont recommandé l'utilisation d'indicateurs qui à la fois augmentent et diminuent le long du gradient de perturbation environnementale. À moins d'être incluses dans des groupes taxinomiques (p. ex. les butors et les troglodytes), les espèces peu communes et les espèces rarement trouvées dans les milieux humides ont été exclues, ce qui a donné un paramètre indicateur qui représente directement l'assemblage d'oiseaux associés à un milieu humide côtier. Les 15 espèces ou groupes d'espèces utilisés pour générer les fonctions de réponse biotique aux fins du calcul des IEE sont énumérés dans le tableau 1.

Les aires de répartition des taxons d'oiseaux utilisés dans nos analyses s'étendent à l'ensemble du bassin des Grands Lacs, mais les abondances locales de ces taxons ne sont pas réparties également. Par exemple, les hérons et aigrettes de grande taille (Grand Héron et Grande Aigrette [*Ardea alba*]) sont beaucoup plus fréquents dans le sud et l'est des Grands Lacs que dans le lac Supérieur. Le Troglodyte de Latham (*Cistothorus platensis*) est plus fréquent dans les lacs septentrionaux. Le fait de combiner des espèces en des groupes de plusieurs espèces (p. ex. Troglodyte de Latham + Troglodyte des marais = troglodytes; Petit Blongios + Butor d'Amérique = butors) atténue les effets de certaines tendances géographiques parce qu'au moins une des espèces combinées peut être attendue dans une région donnée des Grands Lacs. Ces groupes combinés nous ont permis de comparer de manière valide les estimations de l'IEE dans l'ensemble du bassin.

Malgré les efforts que nous avons déployés pour élaborer des estimations de l'IEE à l'échelle du bassin, des différences régionales étaient toujours évidentes en ce qui concerne les répartitions des taxons sélectionnés. Nous avons utilisé l'analyse des indicateurs de Dufrene et Legendre (1997) pour comparer la fréquence et l'abondance des 15 taxons dans 4 régions géographiques, soit le lac Ontario; le lac Érié, le sud du lac Huron et le sud du lac Michigan (LEsHM); le nord du lac Huron et le nord du lac Michigan (nLHM); le lac Supérieur. Tous les taxons sauf un (Pygargue à tête blanche-Balbuzard pêcheur) ont montré une affinité statistiquement significative avec une ou plusieurs de ces régions. Par exemple, les butors, les troglodytes et les canards barboteurs étaient beaucoup plus fréquents dans le lac Ontario; l'Étourneau sansonnet et le Grand Héron-Grande Aigrette l'étaient dans le LEsHM; les sternes, la Grue du Canada, les râles et les oiseaux rares l'étaient dans le nLHM; la Paruline masquée l'était dans le lac Supérieur et le nLHM.

Afin de comparer les valeurs de l'IEE sans les effets confusionnels des différences géographiques de la répartition des oiseaux, nous avons appliqué une seconde approche pour générer les résultats présentés dans le rapport. Comme les 15 taxons étaient bien représentés dans le LEsHM et le nLHM, nous avons inclus la liste complète des espèces et des groupes d'espèces de ces régions. Cependant, nous avons retiré deux taxons rarement rencontrés (sternes et Grue du Canada) du lac Ontario et cinq taxons (sternes, canards barboteurs, Grand Héron-Grande Aigrette, Foulque d'Amérique-Gallinule d'Amérique et Grèbe à bec bigarré) de l'analyse régionale de l'IEE pour le lac Supérieur. Les résultats donnent un IEE régional qui utilise le même cadre d'analyse, mais qui ne « pénalise » pas les régions géographiques pour les taxons qui se trouvent aux limites de leur répartition géographique dans le bassin des Grands Lacs.

La santé des milieux humides côtiers et intérieurs a été évaluée subséquemment à l'aide des données du PSMGL, du projet GLEI et du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs ainsi que de l'IEE – un indicateur biotique objectif présenté par Howe et *al.* (2007a, 2007b), amélioré par Gnass Giese et *al.* (2015), comparé par Chin et *al.* (2015) à d'autres indices semblables visant les oiseaux des milieux humides, et révisé par Jung et *al.* (2020) aux fins d'utilisation dans les Grands Lacs inférieurs. En consignant les espèces présentes dans un milieu humide, il est possible de cerner l'IEE le mieux adapté à partir des fonctions de réponse biotique générées

précédemment. Le processus informatisé maximise une fonction de vraisemblance consistant en la somme des probabilités (à partir des fonctions de réponse biotique) des espèces ou groupes d'espèces qui ont été détectés à un point d'échantillonnage, plus la somme de 1 moins la probabilité des espèces ou groupes d'espèces non détectés (c.-à-d. la somme de 1 moins la probabilité de ne pas trouver les espèces qui étaient absentes à ce point d'échantillonnage). Les espèces ou groupes d'espèces qui ont déjà manifesté leur préférence pour les milieux humides subissant peu de stress seront indicateurs de conditions écologiquement saines et d'IEE élevés. À l'inverse, les espèces ou groupes d'espèces qui favorisent des milieux humides où le stress est important seront indicateurs de conditions dégradées ou écologiquement malsaines et d'IEE faibles. Cette méthode ressemble à d'autres approches de mise au point d'indicateurs environnementaux, mais le cadre de l'IEE établit un lien explicite entre les facteurs de stress et les variables biotiques, et donne par conséquent une image claire de ce que l'indicateur « indique » vraiment. Une description plus détaillée de la méthode de l'IEE est présentée dans un document distinct (Howe et *al.*, en préparation) et à l'adresse http://www.uwgb.edu/BIODIVERSITY/forest-index/iec.asp (en anglais seulement).

Les IEE de chacun des points d'échantillonnage ont été calculés pour chaque année en fonction des espèces observées au cours d'une ou de plusieurs visites sur le terrain. Il est souhaitable de baser les IEE sur la présence ou l'absence d'espèces (plutôt que sur les dénombrements), car cela réduit au minimum les effets des différences de détectabilité. Ensuite, nous avons calculé la moyenne des IEE à l'échelle des points pour tous les points d'échantillonnage dans chaque milieu humide ou complexe de milieux humides au cours de chaque année, ce qui permet de normaliser les milieux humides contenant un nombre différent de points d'échantillonnage. Des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes de l'IEE des milieux humides côtiers sont présentés pour chaque bassin et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs, pour chaque année. Ces moyennes à l'échelle des milieux humides constituent la base des évaluations de l'état et des tendances. Les paramètres de l'IEE ont également été calculés pour les milieux humides intérieurs, à des fins de comparaison avec les milieux humides côtiers des Grands Lacs, mais pas dans le cadre des évaluations de l'état ou des tendances. En outre, des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes de l'IEE des milieux humides côtiers de chaque bassin et de l'ensemble du bassin des Grands Lacs des années les plus récentes (2019 et 2020) illustrent l'état actuel. Les données des deux dernières années ont été utilisées plutôt que celles de l'année la plus récente parce que la taille des échantillons était relativement faible en 2020, à cause des restrictions de voyage liées à la COVID-19. Les diagrammes de densité des IEE moyens pour les milieux humides côtiers et intérieurs de chaque bassin (sauf les milieux humides intérieurs du lac Supérieur, à cause de la trop petite taille de l'échantillon), fondés sur les données des cinq dernières années (2016-2020), illustrent les variations de la distribution. Ces diagrammes peuvent être considérés comme des histogrammes lissés, qui sont utiles pour les données continues provenant d'une distribution lisse sous-jacente. Pour mieux illustrer la distribution, ces mêmes données sur les milieux humides côtiers sont cartographiées pour chacun des bassins. Dans les calculs aux fins des diagrammes de densité et de la carte, la moyenne des valeurs moyennes de l'IEE à l'échelle des milieux humides a été déterminée sur toutes les années pour les milieux humides échantillonnés sur plusieurs années à l'aide des données des cinq dernières années (2016-2020); la taille des échantillons a ainsi été augmentée. Afin de mieux illustrer les tendances générales sur la carte, l'outil Point vers raster d'ArcGIS a été utilisé pour calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, et l'outil Statistiques focales d'ArcGIS a été utilisé pour calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire à 2 cellules, appelée « IEE lissé ». Les valeurs dans des cellules de 3 000 m et une fenêtre circulaire à 2 cellules ont été utilisées parce que, après des essais et des erreurs, ces valeurs ont produit des cartes avec la résolution visuelle souhaitée.

Conditions écologiques

Couverture des données – L'ensemble de données disponibles pour l'établissement des IEE consistait en 43 280 dénombrements par points d'écoute effectués à 5 611 points d'échantillonnage dans 1 857 milieux humides pendant 26 ans, de 1995 à 2020, dans toutes les zones côtières et intérieures du bassin des Grands Lacs (figure 2). Le nombre d'années de relevé dans chacun des milieux humides allait de 1 à 25, la moyenne étant de 3,9 ± 4,2 (écart-type), en raison surtout de grandes différences de participation des observateurs au PSMGL (programme d'envergure exécuté depuis longtemps; figure 2). La majorité des milieux humides où les dénombrements ont été réalisés se trouvaient sur les côtes (*n* = 1 265; 68 %) plutôt qu'à l'intérieur des terres (*n* = 592; 32 %) puisque le projet GLEI et le Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs sont des programmes qui ne portent que sur les milieux humides côtiers, alors que le PSMGL procède à des dénombrements dans les 2 types de milieux humides (figure 2).

Le nombre de milieux humides côtiers et intérieurs recensé annuellement (275 ± 136 [moyenne ± écart-type]) allait de 118 à 489, un nombre beaucoup plus élevé de relevés ayant été réalisés dans les milieux humides de 2011 à 2020 étant donné que le Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs était en vigueur ces années-là (figure 3). La couverture annuelle a été plus grande dans le lac Érié et le lac Ontario que dans le bassin supérieur des Grands Lacs, surtout parce que la couverture du PSMGL est plus étendue dans les lacs inférieurs. La couverture annuelle a été plus grande dans les milieux humides côtiers que dans les milieux humides intérieurs (figure 3). Le nombre de milieux humides disponibles pour les relevés variait également selon l'endroit, car certaines sections du littoral des Grands Lacs n'ont pas, ou presque pas, de milieux humides naturels.

Globalement – L'IEE médian des milieux humides côtiers de l'ensemble des Grands Lacs a varié entre 1,3 et 4,5 de 1995 à 2020, a connu une augmentation annuelle significative de 4,9 % par année au cours des 10 dernières années (2010-2020) (limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % du pourcentage de changement annuel de 2,8 et de 7,0, respectivement) [tableau 2; figure 4] et était de 3,7 (sur 10) selon les données de 2019 et de 2020 (figure 5). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers fondé sur les communautés aviaires dans l'ensemble des Grands Lacs est passable, et la tendance s'améliore. En revanche, les IEE des milieux humides intérieurs ont montré peu de changements au fil des ans et étaient plus faibles (2,2) que ceux des milieux humides côtiers (3,7) selon les données de 2019 et de 2020 (tableau 2; figure 4, 7). Les IEE des milieux humides côtiers étaient considérablement plus faibles dans toute la partie ouest du lac Ontario, où l'empreinte du développement humain est importante (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015), comparativement à la plupart des autres lacs où, en général, il y avait un mélange d'IEE faibles et élevés (figure 6). L'état et la tendance des milieux humides côtiers de l'ensemble des Grands Lacs sont les mêmes que dans le dernier rapport (Tozer et *al.*, 2019).

Lac Supérieur – L'IEE médian des milieux humides côtiers a varié entre 0,5 et 6 de 1995 à 2020 (figure 4), et il était de 2,4 selon les données de 2019 et de 2020 (figure 5). Aux fins du présent rapport, nous avons conclu qu'il n'y avait pas suffisamment d'information pour permettre une évaluation fiable de la signification statistique des tendances, à cause de la faible taille des échantillons pour la période 1995-2010, même si nous remarquons qu'il a semblé y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, tendance également observée pour les lacs Michigan et Huron (figure 4). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers du lac Supérieur fondé sur les communautés aviaires est passable, et la tendance est indéterminée. Les IEE des milieux humides intérieurs du bassin versant du lac Supérieur étaient trop fragmentaires pour permettre l'établissement d'une comparaison significative avec les IEE des milieux humides côtiers (figure 4). Les paysages de la zone côtière du lac Supérieur sont en général non agricoles et très peu aménagés comparativement aux milieux humides des lacs méridionaux

(Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015), mais, selon les calculs, les milieux humides côtiers du lac Supérieur (à quelques exceptions dignes de mention près) ont une superficie relativement petite, ont tendance à avoir une productivité moindre (tourbières ombrotrophes) et sont écologiquement très différents de ceux des autres lacs, ce qui peut expliquer, du moins en partie, certaines des cotes modestes comparativement à celles des autres lacs (figures 4 à 7).

Depuis le dernier rapport, l'état des milieux humides côtiers du lac Supérieur est passé de bon à passable. La différence d'état peut être attribuable à l'amélioration de la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer l'IEE depuis le dernier rapport ou à des changements du niveau des lacs, qui peuvent entraîner des changements spectaculaires de la superficie et/ou de la qualité de l'habitat des oiseaux des milieux humides côtiers et des IEE connexes (voir l'analyse ci-dessous pour plus d'explications).

Lac Michigan – L'IEE médian des milieux humides côtiers a varié entre 0,6 et 5,9 de 1995 à 2020 (figure 4), et il était de 2,8 selon les données de 2019 et de 2020 (figure 5). Aux fins du présent rapport, nous avons conclu qu'il n'y avait pas suffisamment d'information pour permettre une évaluation fiable de la signification statistique des tendances, même si nous remarquons qu'il a semblé y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie environ, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, tendance également observée pour les lacs Supérieur et Huron (figure 4). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers du lac Michigan fondé sur les communautés aviaires est passable, et la tendance est indéterminée. En revanche, les IEE des milieux humides intérieurs du bassin versant du lac Michigan ont peu changé au fil des ans (figures 4 et 7). Le lac Michigan abrite certains des milieux humides considérés comme étant de la plus haute qualité d'après les oiseaux présents, et ce, même si l'aménagement et l'agriculture sont des facteurs de stress étendus dans les zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). Par exemple, la valeur plus faible des IEE des milieux humides côtiers dans le tiers sud du lac par rapport au reste du lac est probablement due à des facteurs de stress liés à l'aménagement qui étaient marqués (figure 6).

Depuis le dernier rapport, l'état des milieux humides côtiers du lac Michigan est passé de bon à passable. La différence d'état peut être attribuable à l'amélioration de la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer l'IEE depuis le dernier rapport ou à des changements du niveau des lacs, qui peuvent entraîner des changements spectaculaires de la superficie et/ou de la qualité de l'habitat des oiseaux des milieux humides côtiers et des IEE connexes (voir l'analyse ci-dessous pour plus d'explications).

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie) – L'IEE médian des milieux humides côtiers a varié entre 1,2 et 7,1 de 1995 à 2020, sans augmenter ni diminuer de façon significative au cours des 10 dernières années (2010-2020; tableau 2; figure 4), et il était de 4,9 selon les données de 2019 et de 2020 (figure 5). Nous remarquons que, même si la tendance décennale récente (2010-2020) n'était pas significative, il semble y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie environ, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, tendance également observée pour les lacs Supérieur et Michigan (figure 4). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers du lac Huron fondé sur les communautés aviaires est bonne, et la tendance est inchangée. En revanche, les IEE des milieux humides intérieurs du bassin versant du lac Huron ont peu changé au fil des ans (tableau 2; figures 4 et 7). Le lac Huron abrite certains des milieux humides considérés comme étant de la plus haute qualité d'après les oiseaux présents, et ce, bien même si l'aménagement et l'agriculture sont des facteurs de stress passablement marqués dans certaines parties des zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). L'état et la tendance des milieux humides côtiers du lac Huron sont les mêmes que dans le dernier rapport (Tozer et *al.*, 2019).

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Sainte-Claire) – L'IEE médian des milieux humides côtiers a varié entre 0,9 et 5,4 de 1995 à 2020, sans augmenter ni diminuer de façon significative au cours des 10 dernières années (2010-2020; tableau 2; figure 4), et il était de 4,7 selon les données de 2019 et de 2020

(figure 5). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers du lac Érié fondé sur les communautés aviaires est passable, et la tendance est inchangée. Des tendances semblables ont été observées dans les milieux humides intérieurs du bassin versant du lac Érié, même si les IEE étaient faibles (3,0) comparativement à ceux des milieux humides côtiers (4,7) selon les données de 2019 et de 2020 (tableau 2; figures 4 et 7). L'état et la tendance des milieux humides côtiers du lac Érié sont les mêmes que dans le dernier rapport (Tozer et *al.*, 2019).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent) – L'IEE médian des milieux humides côtiers a varié entre 0,5 et 4,0 de 1995 à 2020, a connu une augmentation annuelle significative de 7,5 % au cours des 10 dernières années (2010-2020; limites inférieure et supérieure de 4,5 et de 10,5, respectivement; tableau 2; figure 4), et il était de 3,1 selon les données de 2019 et de 2020 (figure 5). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers du lac Ontario fondé sur les communautés aviaires est passable, et la tendance s'améliore. En revanche, les IEE des milieux humides intérieurs du bassin versant du lac Ontario ont peu changé au fil des ans et étaient faibles (2,0) comparativement à ceux des milieux humides côtiers (3,1) selon les données de 2019 et de 2020 (tableau 2; figures 4 et 7). La valeur plus faible des IEE des milieux humides côtiers de la partie ouest du lac par rapport au reste du lac est probablement due à des facteurs de stress liés à l'aménagement particulièrement marqués (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015; figure 6). L'état et la tendance des milieux humides côtiers du lac Ontario sont les mêmes que dans le dernier rapport (Tozer et *al.*, 2019).

Analyse – Dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, l'état actuel des milieux humides côtiers fondé sur les observations d'oiseaux des milieux humides est passable, celui des lacs Supérieur, Michigan, Érié et Ontario étant passable (l'état du lac Huron est bon). (Il est à noter que, pour l'évaluation globale, une détermination distincte de l'état et de la tendance a été faite en fonction des données provenant de chacun des bassins lacustres, plutôt que de la moyenne des évaluations lac par lac.) De plus, l'état des milieux humides côtiers était mauvais dans toute la partie ouest du lac Ontario, probablement en raison de facteurs de stress liés à l'aménagement particulièrement marqués dans la région (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). Malgré la prédominance de l'état passable dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, il est important de noter que des milieux humides côtiers de haute qualité sont présents le long de chacun des Grands Lacs (figures 4 à 7). En illustrant et étayant les différences d'état de santé entre les milieux humides, l'analyse fournit une base unique pour l'évaluation des changements à long terme de la qualité des milieux humides et la quantification de la réussite des activités de remise en état de milieux humides et de régions individuelles ainsi que de tout le bassin des Grands Lacs. Une analyse plus détaillée de la réponse des espèces à chacun des facteurs de stress existe, mais les résultats dépassent la portée du présent rapport (voir aussi par exemple Saunders et *al.*, 2019; Tozer et *al.*, 2020). Nous rapportons plutôt l'état des milieux humides selon un facteur de stress multivarié fondé sur l'« empreinte humaine » qui incorpore les mesures des sept variables (notamment l'aménagement, l'agriculture et la densité de la population humaine).

Partout dans le bassin des Grands Lacs, la santé des milieux humides côtiers fondée sur les observations d'oiseaux s'est améliorée de façon significative au cours des 10 dernières années (2010-2020), et une tendance positive significative a même été observée dans le lac Ontario (tableau 2; figure 4). La cause de l'augmentation récente des IEE n'est pas claire, mais elle pourrait être due aux changements simultanés du niveau d'eau des lacs pour certaines espèces d'oiseaux dans certains milieux humides (p. ex. Gnass Giese et *al.*, 2008) ou à une combinaison d'autres facteurs (voir le paragraphe suivant). La richesse et l'abondance de nombreuses espèces d'oiseaux des marais inféodées aux milieux humides ont diminué considérablement sous l'effet de la chute du niveau d'eau des lacs entre 1995 et 2002 dans les milieux humides côtiers des lacs Michigan, Huron et Érié (diminution moyenne du niveau des lacs de 1995 à 2002 : de 0,06 à 0,41 m selon le lac; Timmermans et *al.*, 2008), puis ont augmenté considérablement avec la hausse du niveau des lacs entre 2013 et 2018 dans les milieux humides côtiers de tous les lacs, apparemment grâce à l'augmentation simultanée de l'étendue des eaux libres et de la dissémination de la végétation entre les eaux libres (augmentation moyenne du niveau des lacs de 2013 à 2018 : de 0,16 à 0,97 m

selon le lac; Hohman et *al.*, 2021) (voir le sous-indicateur des niveaux d'eau pour en savoir plus, notamment sur le contexte historique remontant à 1918). L'augmentation du nombre d'oiseaux des marais découlant de la hausse du niveau des lacs entre 2013 et 2018 a été particulièrement forte dans les lacs Michigan et Huron comparativement aux autres lacs (Hohman et *al.*, 2021), ce qui se reflète dans les IEE signalés ici (figure 4). Il semble donc que la santé globale et l'état écologique des milieux humides côtiers des Grands Lacs, qui sont fondés sur les observations d'oiseaux des milieux humides, soient fortement influencés par les faibles niveaux (entraînant en général un état mauvais) et les niveaux élevés (entraînant en général un bon état) des lacs, bien qu'il y ait une variation considérable de cette généralité d'un milieu humide à l'autre (Hohman et *al.*, 2021). De plus, la véritable relation pourrait être plus compliquée. Dans les lacs Supérieur, Michigan et Huron, il y a eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, et ce, même si le niveau des lacs est demeuré élevé. Il est possible que les périodes de haut niveau d'eau soutenues entraînent éventuellement une réduction de la santé des milieux humides côtiers des Grands Lacs fondée sur les oiseaux des milieux humides présents à cause de la contraction simultanée des parcelles de végétation préférées pour la nidification et l'alimentation (Smith et *al.*, 2021). Un plus grand nombre d'années de données appuyant la réaction de la communauté d'oiseaux des marais à la hausse et à la baisse du niveau des lacs aideront à élucider la réelle dynamique entre les oiseaux des marais et la santé des milieux humides.

Un facteur qui pourrait contribuer à expliquer l'augmentation récente des IEE des milieux humides côtiers au cours des dix dernières années (2010-2020) est l'augmentation de la couverture des relevés dans les milieux humides côtiers à la suite de la mise en œuvre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs en 2011 (figure 3). À mesure que la surveillance et l'affinement du programme d'analyse des IEE progressent, nous devrions mieux comprendre les questions touchant la grande variabilité des niveaux d'eau et la variabilité inhérente des espèces d'oiseaux des milieux humides.

Par ailleurs, l'amélioration récente des IEE des milieux humides côtiers au cours des 10 dernières années (2010-2020) pourrait être due, du moins en partie, à une amélioration réelle de l'état des milieux humides côtiers. Un indice de qualité de l'eau s'est considérablement amélioré dans 22 milieux humides le long de la rive canadienne du lac Ontario entre 2003 et 2014 (Croft-White et *al.*, 2017). L'amélioration de la qualité de l'eau, qui est indicatrice d'une amélioration concomitante de l'habitat des oiseaux des milieux humides (Grabas et *al.*, 2012; Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015; Tozer, 2016), témoigne de l'augmentation des IEE des oiseaux des milieux humides côtiers dans le lac Ontario pendant la même période.

Outre l'évaluation de l'état et de la tendance de la santé des milieux humides côtiers, l'état et la tendance des milieux humides intérieurs ont été examinés à des fins de comparaison (tableau 2; figures 4 et 7). En raison de différences entre la taille des échantillons, la possibilité de comparer les milieux humides côtiers et les milieux humides intérieurs était la meilleure pour les lacs Érié et Ontario, alors qu'elle était limitée pour les autres bassins lacustres. Il convient de noter que les IEE avaient tendance à différer entre les milieux humides côtiers et les milieux humides intérieurs. Globalement, aux endroits et aux moments où les IEE des milieux humides ont augmenté ou diminué, il n'y avait aucun changement correspondant des IEE des milieux humides intérieurs (tableau 2; figure 4). De plus, les IEE des milieux humides intérieurs avaient tendance à être plus faibles que ceux des milieux humides côtiers, quel que soit le bassin lacustre, quoique cela n'ait pas toujours été le cas (figure 4). Par conséquent, dans certains bassins versants, la santé des milieux humides fondée sur les oiseaux des milieux humides réagit peut-être aux différences de l'intensité des facteurs de stress entre les milieux humides côtiers et les milieux humides intérieurs. Cette notion s'appuie sur des analyses antérieures qui n'ont utilisé que l'ensemble de données du PSMGL et qui ont montré que l'abondance moyenne de certaines espèces d'oiseaux inféodées aux milieux humides n'était pas la même dans les milieux humides côtiers et les milieux humides intérieurs (Tozer, 2013, 2020). La poursuite de l'échantillonnage dans les milieux humides tant côtiers qu'intérieurs partout dans le bassin des Grands Lacs sera

utile pour comprendre de manière plus exhaustive la santé des milieux humides fondée sur les oiseaux présents dans tout le bassin versant des Grands Lacs.

L'évaluation globale de l'état (passable) et de la tendance (s'améliore) de ce sous-indicateur des milieux humides côtiers de tout le bassin des Grands Lacs contraste avec celle de certains rapports antérieurs (avant 2019). Les différences sont, du moins en partie, attribuables aux différences des méthodes d'échantillonnage. Certains des rapports précédents étaient fondés principalement sur des données provenant de la partie méridionale du bassin des Grands Lacs puisqu'ils reposaient sur l'ensemble de données du PSMGL, qui porte surtout sur cette partie méridionale. Le rapport actuel fournit une évaluation plus équilibrée de tout le bassin des Grands Lacs en associant les données du PSMGL aux données méridionales et septentrionales du projet GLEI et du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Les tendances présentées ici sont néanmoins basées sur l'IEE, un paramètre global qui reflète les réponses collectives de nombreuses espèces d'oiseaux à l'état des milieux humides. De nombreuses espèces, comme les butors (p. ex. *Botaurus*), les marouettes des eaux peu profondes (p. ex. *Porzana*) et les gallinules des eaux profondes (p. ex. *Gallinula*), et les sternes qui nichent dans les marais (p. ex. *Chlidonias*), connaissent toutefois des déclins démographiques à long terme dans les Grands Lacs (p. ex. Tozer, 2013, 2016, 2020). Ces taxons peuvent réagir aux facteurs de stress environnementaux de manières qui leur sont propres, ce qui justifie la prise de mesures spécifiques ou présente des occasions uniques de remise en état afin d'améliorer la santé des milieux humides.

Liens

Les oiseaux des milieux humides côtiers sont influencés par de nombreuses caractéristiques à l'échelle locale et à l'échelle du paysage, dont certaines sont surveillées par d'autres indicateurs des rapports sur l'état des Grands Lacs. Par exemple, les oiseaux des milieux humides côtiers sont réputés être influencés par les changements de niveau d'eau à l'échelle locale et à l'échelle de chacun des bassins des Grands Lacs (p. ex. Timmermans et *al.*, 2008; Jobin et *al.*, 2009; Gnass Giese et *al.*, 2018; Hohman et *al.*, 2021). Il faut donc s'attendre à ce que les sous-indicateurs Oiseaux des milieux humides côtiers et Niveaux d'eau covarient (p. ex. Chin et *al.*, 2014; voir l'analyse ci-dessus pour en savoir plus). De même, le sous-indicateur Oiseaux des milieux humides côtiers et les sous-indicateurs qui assurent le suivi de l'étendue et l'organisation spatiale de l'habitat des oiseaux des milieux humides (p. ex. Milieux humides côtiers : Échelle et composition, Connectivité de l'habitat aquatique) et des proies (Invertébrés des milieux humides côtiers; Poissons des milieux humides côtiers) devraient covarier. Le sous-indicateur Oiseaux des milieux humides côtiers devrait également covarier avec les espèces végétales envahissantes (p. ex. *Phragmite australis*) qui empiètent sur la végétation indigène de prédilection (p. ex. Espèces aquatiques et terrestres non indigènes) ainsi qu'avec la pollution, qui peut réduire l'abondance ou la disponibilité de proies (p. ex. tous les sous-indicateurs relatifs aux substances chimiques toxiques, aux nutriments et aux algues). Enfin, on peut s'attendre à ce que le sous-indicateur des oiseaux des milieux humides côtiers dépende des répercussions liées au climat et des interactions connexes avec divers autres facteurs, comme la mortalité directe de certaines espèces d'oiseaux des milieux humides côtiers à la suite d'éclosions de botulisme de type E liées au climat (Princé et *al.*, 2018), ainsi que des changements indirects des niveaux d'eau liés au climat qui, à leur tour, ont une incidence sur l'habitat des oiseaux des milieux humides (voir la référence ci-dessus). On peut s'attendre à ce que le sous-indicateur Oiseaux des milieux humides côtiers covarie avec le sous-indicateur *Cladophora* (les tapis d'algues en décomposition qui prolifèrent grâce à des facteurs liés au climat sont connus pour être les points de départ du botulisme; Chun et *al.*, 2015), le sous-indicateur Moules de la famille des Dreissenidés (les gisements de moules de cette famille qui prolifèrent grâce à des facteurs liés au climat sont également connus pour être des points de départ du botulisme; Getchell et Bowser, 2006) et tous les sous-indicateurs relatifs aux tendances climatiques (dont Niveaux d'eau, Température des eaux de surface, Couverture de glace et Quantité de précipitations). Enfin, on sait

que la présence de multiples espèces d'oiseaux des milieux humides est plus faible dans les paysages aménagés et urbains (Saunders et al., 2019; Smith et Chow-Fraser, 2010a; Tozer et al., 2020), comme en témoignent les tendances des IEE fondées sur les communautés d'oiseaux des milieux humides présentées ici (figure 6). Par conséquent, on peut s'attendre à une covariabilité des sous indicateurs Oiseaux des milieux humides côtiers et Population humaine.

Connaissances écologiques traditionnelles, science citoyenne et autres corpus de connaissances

Le protocole rigoureux et normalisé de dénombrement des oiseaux, la grande taille des échantillons et l'étendue de la couverture des relevés, principalement grâce à deux programmes de surveillance des oiseaux menés dans l'ensemble des Grands Lacs, ont permis d'obtenir un rapport solide sur l'état et les tendances de ce sous-indicateur. Le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs d'Oiseaux Canada, qui fait appel au dévouement et aux compétences de centaines d'observateurs bénévoles chaque année, a fourni la plupart des données utilisées ici pour la période 1995-2011 ainsi que toutes les données sur les terres intérieures utilisées aux fins de comparaison avec les milieux humides côtiers (Tozer, 2013, 2016, 2020). Le Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, mené par l'Université du centre du Michigan, a permis d'élargir la couverture des relevés des milieux humides côtiers, particulièrement dans la partie nord des Grands Lacs depuis 2011 (Uzarski et al., 2017). Le soutien continu de ces deux programmes permettra de veiller à ce que ces données de qualité continuent d'être disponibles pour assurer la compréhension de l'état de santé de l'écosystème des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont étayées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Le générateur des données est connu, fiable et respecté, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans la présente évaluation sont disponibles et accessibles à tous.	Oui	Les données se trouvent à l'adresse suivante : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs et projet GLEI : https://www.greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml PSMGL : https://www.birdscanada.org/naturecounts/default/main.jsp?switchlang=FR		

Limites des données

Ce sous-indicateur pourrait être plus puissant s'il était évalué dans le cadre d'une analyse globale des communautés biologiques des milieux humides côtiers et des systèmes aquatiques littoraux des Grands Lacs. Pour ce faire, il est possible de combiner les sous-indicateurs des milieux humides côtiers, car ils fonctionnent et indiquent des perturbations anthropiques à différentes échelles spatiales et temporelles, et leur résolution de détection est variable. Cependant, l'échelle géographique des perturbations pour les oiseaux des milieux humides côtiers n'est pas encore déterminée, pas plus que la résolution de détection de la santé des écosystèmes. Il s'agit là d'un domaine prometteur à explorer davantage.

Les milieux humides côtiers des Grands Lacs sont diversifiés. Certains sont protégés de l'action du vent et des vagues, d'autres sont ouverts sur le lac. Certains sont associés à l'embouchure de cours d'eau, d'autres non. Des variations supplémentaires sont imposées par la géomorphologie sous-jacente et les différences climatiques entre les différentes régions. Cette variation des types de milieux humides a une incidence sur les oiseaux des milieux humides. Ainsi, les données les plus puissantes pour estimer les indices de santé des écosystèmes à grande échelle basés sur les oiseaux, par exemple à l'échelle de chacun des bassins des Grands Lacs, sont celles recueillies au moyen de modèles expérimentaux randomisés équilibrés dans l'espace, qui tiennent compte de la variation et qui l'intègrent. La plupart des ensembles de données existants sur les oiseaux des milieux humides pouvant être utilisés avec ce sous-indicateur règlent les problèmes d'échantillonnage dans leurs modèles expérimentaux, mais il y a encore place à l'amélioration.

Renseignements supplémentaires

Plus de la moitié de tous les milieux humides côtiers des Grands Lacs ont disparu ou ont changé sous l'effet des activités humaines, et nombre de ceux qui restent souffrent de facteurs de stress anthropiques, comme la charge en nutriments et en sédiments, la fragmentation, les espèces envahissantes, la modification des rives et le contrôle des niveaux d'eau, comme l'indique un projet binational de cartographie et d'attribution pour les Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004). La perte de milieux humides et les facteurs de stress sont particulièrement apparents dans certaines parties du bassin des Grands Lacs (Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). En fait, on a constaté que les IEE fondés sur les données relatives aux communautés aviaires étaient particulièrement pauvres dans la partie occidentale du lac Ontario, tout comme à d'autres endroits répartis dans chacun des Grands Lacs où le stress attribuable au développement humain est important.

Une des approches à adopter pour cibler les mesures appropriées et les possibilités d'amélioration de la santé des milieux humides côtiers consiste à déterminer les facteurs qui favoriseront la colonisation ou qui réduiront la disparition de la planète ou la disparition d'un endroit donné d'espèces d'oiseaux des milieux humides en déclin au fil du temps. Les facteurs liés à la colonisation et à la disparition considérés dans le cadre de cette approche se traduisent ensuite par des mesures et des possibilités qui contribueront à accroître la présence d'espèces en déclin et, à terme, à améliorer la santé des milieux humides. Cette approche a été appliquée à l'aide de la composante PSMGL du grand ensemble de données analysé dans le présent rapport. Se servant de modèles d'occupation des sites multisaisonniers et de données issues des 21 546 dénombrements par points d'écoute du PSMGL effectués à 2 149 points d'échantillonnage, Tozer (2016) a déterminé les facteurs importants à l'échelle locale, à l'échelle des milieux humides et à l'échelle du paysage qui influent sur l'occupation des milieux humides de 15 espèces d'oiseaux des marais dans toute la partie méridionale du bassin des Grands Lacs. Selon les résultats de cette étude, la plupart des espèces d'oiseaux dépendant des marais dont les effectifs diminuent tirent avantage de la conservation, de la remise en état ou de la création de vastes milieux humides peu touchés par les utilisations urbaines ainsi que de la

résolution des problèmes dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs (Tozer, 2016). De plus, des espèces ou petits groupes d'espèces en déclin profiteront aussi, d'une part, de la conservation, de la remise en état ou de la création de milieux humides qui, même si entrecoupés, seront dominés par des espèces émergentes robustes et exempts de salicaire pourpre (*Lythrum salicaria*) et de *Phragmites*, dans un paysage environnant caractérisé par une plus grande proportion de couverture de milieux humides, et d'autre part, de la résolution des problèmes touchant les milieux humides dans les Grands Lacs (Tozer, 2016). Ces mesures favoriseront la colonisation par des espèces indigènes ou réduiront la disparition de ces dernières de la planète, en plus de contribuer à ralentir et peut-être même à inverser les tendances à la baisse de l'occupation des sites par les espèces en déclin dans la partie méridionale du bassin des Grands Lacs. À terme, ces mesures contribueront aussi à améliorer la santé des milieux humides côtiers connexes dans toute la partie méridionale du bassin des Grands Lacs.

L'évaluation de l'état et des tendances de la santé des milieux humides côtiers fondée sur les oiseaux présents repose sur les fonctions de réponse biotique élaborées à l'aide des données du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs seulement. Les fonctions de réponse biotique ont également été élaborées à partir de l'information tirée de multiples gradients de facteurs de stress liés à l'aménagement, à l'agriculture et à la densité de la population humaine. Il serait possible d'améliorer la capacité de l'IEE de rendre compte de la santé des milieux humides en fonction des données sur les oiseaux en élargissant l'élaboration des fonctions de réponse biotique de manière à inclure toutes les données sur les oiseaux des marais issues du PSMGL, du projet GLEI et du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. L'intégration d'autres facteurs de stress connus pour les oiseaux des milieux humides à l'élaboration des fonctions de réponse biotique, en particulier les attributs dans les milieux humides, comme la dominance relative des espèces végétales envahissantes telles que les espèces des genres *Phragmites* et *Typha*, améliorerait peut-être aussi le rendement de l'IEE. Ces idées sont des avenues de recherche prometteuses pour l'avenir.

Les analyses résumées dans le présent rapport sont fondées sur trois grands ensembles de données sur les oiseaux des marais qui ont été réunis, soit les ensembles de données du PSMGL, du projet GLEI et du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. La puissance d'analyse résultante est exceptionnelle à de nombreuses échelles par comparaison à l'utilisation d'un seul de ces ensembles de données. Il était toutefois évident que les données sur les milieux humides sains étaient insuffisantes. La collecte de données sur les oiseaux venant de milieux humides se rapprochant de la limite « état non dégradé » du gradient « état dégradé-état non dégradé » pourrait améliorer le rendement de l'IEE.

Remerciements

Auteurs

Douglas C. Tozer, directeur, Oiseaux aquatiques et milieux humides, Oiseaux Canada, C.P. 160 (service de messagerie : 115, rue Front), Port Rowan (Ontario) N0E 1M0, dtozer@birdscanada.org.

Robert W. Howe, professeur et directeur, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, hower@uwgb.edu.

Gerald J. Niemi, professeur émérite, Department of Biology, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, gniemi@d.umn.edu.

Erin E. Gnass Giese, spécialiste principale de la recherche, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, giesee@uwgb.edu.

Annie M. Bracey, chercheuse universitaire, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, brace005@d.umn.edu.

Giuseppe (Joe) Fiorino, écologiste de l'habitat, Service canadien de la faune – Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, Gouvernement du Canada, 4905, rue Dufferin, Toronto (Ontario) M3H 5T4, Giuseppe.Fiorino@Canada.ca

Thomas M. Gehring, professeur, Departement of Biology and Institute for Great Lakes Research, Central Michigan University, Mount Pleasant, MI 48859, gehri1tm@cmich.edu.

Gregory Lawrence, chercheur scientifique, Department of Environmental Science and Ecology, SUNY Brockport, Brockport, NY 14420, glawrence@brockport.edu

Christopher J. Norment, professeur, Department of Environmental Science and Biology, SUNY Brockport, Brockport, NY 14420, cnorment@brockport.edu.

Sources d'information

Albert, D.A. et L. Simonson. 2004. *Coastal wetland inventory of the Great Lakes region* (GIS coverage of U.S. Great Lakes: www.glc.org/wetlands/inventory.html), Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Allan, J.D., P.B. McIntyre, S.D.P. Smith, B.S. Halpern, G.L. Boyer, A. Buchsbaum, G.A. Burton, Jr., L.M. Campbell, W.L. Chadderton, J.J.H. Ciborowski, P.J. Doran, T. Eder, D.M. Infante, L.B. Johnson, C.A. Joseph, A.L. Marino, A. Prusevich, J.G. Read, J.B. Rose, E.S. Rutherford, S.P. Sowa et A.D. Steinman. 2013. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 110, 372-377.

Bourgeau-Chavez, L., S. Endres, M. Battaglia, M.E. Miller, E. Banda, Z. Laubach, P. Higman, P. Chow-Fraser et J. Marcaccio. 2015. Development of a bi-national Great Lakes coastal wetland and land use map using three-season PALSAR and landsat imagery. *Remote Sens.* 7, 8655-8682.

Brazner, J.C., D.P. Danz, G.J. Niemi, R.R. Regal, A.S. Trebitz, R.W. Howe, J.M. Hanowski, L.B. Johnson, J.J.H. Ciborowski, C.A. Johnston, E.D. Reavie, V.J. Brady et G.V. Sgro. 2007a. Evaluation of geographic and human influences on Great Lakes wetland indicators: a multi-assemblage approach. *Ecol. Indic.* 7:610-635.

Brazner, J.C., D.P. Danz, A.S. Trebitz, G.J. Niemi, R.R. Regal, T. Hollenhorst, G.E. Host, E.D. Reavie, T.N. Brown, J.M. Hanowski, C.A. Johnston, L.B. Johnson, R.W. Howe et J.J.H. Ciborowski. 2007b. Responsiveness of Great Lakes wetland indicators to human disturbances at multiple spatial scales: a multi-assemblage assessment. *J. Great Lakes Res.* 33, 42-66.

Canty, A. et B. Ripley. 2013. *Package 'boot'*. https://cran.r-project.org/web/packages/boot/boot.pdf.

Chin, A.T.M., D.C. Tozer et G.S. Fraser. 2014. Hydrology influences bird-based indices of biotic integrity in Great Lakes coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 40, 281–287.

Chin, A.T.M., D.C. Tozer, N.G. Walton et G.S. Fraser. 2015. Comparing disturbance gradients and bird-based indices of biotic integrity for ranking the ecological integrity of Great Lakes coastal wetlands. *Ecol. Indic.* 57, 475-485.

Chun, C.L., C.I. Kahn, A.J. Borchert, M.N. Byappanahalli, R.L. Whitman, J. Peller, C. Pier, G. Lin, E.A. Johnson et M.J. Sadowsky. 2015. Prevalence of toxin-producing *Clostridium botulinum* associated with the macroalga *Cladophora* in three Great Lakes: growth and management. *Sci. Total Env.* 511, 523-529.

Comité des normes et des pétitions de l'UICN, 2019. Lignes directrices pour l'utilisation des Catégories et Critères

de la Liste rouge de l'UICN. Version 14. Élaborées par le Comité des normes et des pétitions. https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment_files/RedListGuidelines_v14_FR.pdf.

Conway, C.J. 2011. Standardized North American marsh bird monitoring protocol. *Waterbirds* 34, 319-346.

Croft-White, M.V., M. Cvetcovic, D. Rokitnicki-Wojcik, J.D. Midwood et G.P. Grabas. 2017. A shoreline divided: twelve-year water quality and land cover trends in Lake Ontario coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 43, 1005–1015.

Crosbie, B. et P. Chow Fraser. 1999. Percentage land use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lakes basin. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 1781-1791.

Danz, N., R. Regal, G.J. Niemi, V.J. Brady, T. Hollenhorst, L.B. Johnson, G.E. Host, J.M. Hanowski, C.A. Johnston, T. Brown, J. Kingston, J.R. Kelly. 2005. Environmentally stratified sampling design for the development of Great Lakes environmental indicators. *Environ. Monit. Assess.* 102, 41-65.

Danz, N.P., G.J. Niemi, R.R. Regal, T. Hollenhorst, L.B. Johnson, J.M. Hanowski, R.P. Axler, J.J.H. Ciborowski, T. Hrabik, V.J. Brady, J.R. Kelly, J.A. Morrice, J.C. Brazner, R.W. Howe, C.A. Johnston et G.E. Host. 2007. Integrated Measures of Anthropogenic Stress in the U.S. Great Lakes Basin. *Environ. Manage.* 39, 631-647.

Dufréne, M., P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345-366.

Elliott, L. 2019. *Habitat associations and conservation of wetland-obligate birds*. Dissertation, University of Minnesota, Duluth, Minnesota, USA. https://core.ac.uk/download/pdf/226939672.pdf.

Getchell, R.G. et P.R. Bowser. 2006. Ecology of type E botulism within Dreissenid mussel beds. *Aquat. Invaders* 17, 1-8.

Gnass Giese, E.E., R.W. Howe, A.T. Wolf, N.A. Miller, N.G. Walton. 2015. Sensitivity of breeding birds to the "human footprint" in western Great Lakes forest landscapes. *Ecosphere* 6(6), 90.

Gnass Giese, E.E., R.W. Howe, A.T. Wolf, G.J. Niemi. 2018. Breeding birds and anurans of dynamic coastal wetlands in Green Bay, Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 44, 950-959.

Grabas, G.P., E.A. Blukacz-Richards et S. Pernanen. 2012. Development of a submerged aquatic vegetation community index of biotic integrity for use in Lake Ontario coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 38:243-250.

Grabas, G.P. et D. Rokitnicki-Wojcik. 2015. Characterizing daily water-level fluctuation intensity and water quality relationships with plant communities in Lake Ontario coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 41:136-144.

Grandmaison, D.D. et G. Niemi. 2007. Local and landscape influence on Red-winged Blackbird (*Agelaius phoenicius*) nest success in Great Lakes coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 33, 292-304.

Gay, D.M., 1990. Usage summary for selected optimization routines. *Computing Science Technical Report* 153, AT&T Bell Laboratories, Murray Hill.

Hanowski, J., N. Danz, R. Howe, G. Niemi et R. Regal. 2007a. Consideration of geography and wetland geomorphic type in the development of Great Lakes coastal wetland bird indicators. *EcoHealth* 4, 194-205.

Hanowski, J.M., N.P. Danz, R.W. Howe, R.R. Regal et J.G. Niemi. 2007b. Considerations for monitoring breeding birds in Great Lakes coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 33, 245-252.

Hohman, T.R., R.W. Howe, D.C. Tozer, E.G. Gnass Giese, A.T. Wolf, G.J. Niemi, T.M. Gehring, G.P. Grabas, C.J. Norment. 2021. Influence of lake levels on water extent, interspersion, and marsh birds in Great Lakes coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.*, sous presse.

Howe, R.W., R.R. Regal, J.M. Hanowski, G.J. Niemi, N.P. Danz et C.R. Smith. 2007a. An index of biotic condition based on bird assemblages in Great Lakes coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 33, 93-105.

Howe, R.W., R.R. Regal, G.J. Niemi, N.P. Danz et J.M. Hanowski. 2007b. A probability-based indicator of ecological condition. *Ecol. Indic.* 7, 793-806.

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. *Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline*. Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Jung, J.A., H.N. Roger, G.P. Grabas. 2020. Refinement of an index of ecological condition for marsh bird communities in lower Great Lakes coastal wetlands. *Ecol. Indic.* 113, 106097.

Jobin, B., L. Robillard et C. Latendresse. 2009. Response of a Least Bittern (*Ixobrychus exilis*) population to interannual water level fluctuations. *Waterbirds* 32, 73-80.

Karr, J.R. et E.W. Chu. 1999. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Island Press, Washington, DC.

McCune, B., M.J. Mefford. 1999. *PC-ORD Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, États-Unis.

Naugle, D.E., K.F. Higgins, M.E. Estey, R.R. Johnson et S.M. Nusser. 2000. Local and landscape-level factors influencing Black Tern habitat suitability. *J. Wildl. Manag.* 64, 253-260.

Niemi, G.J., J.R. Kelly, N.P. Danz. 2007. Environmental indicators for the coastal region of the North American Great Lakes: introduction and prospectus. *J. Great Lakes Res.* 33 Supplement 3, 1-12.

Pricé, K., J.G. Chipault, C.L. White et B. Zuckerberg. 2018. Environmental conditions synchronize waterbird mortality events in the Great Lakes. *J. Appl. Ecol.* DOI: 10.1111/1365-2664.13063.

R Core Team, 2015. *R : A language and environment for statistical computing*. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. http://www.R-project.org/.

Saunders, S.P., K.A.L. Hall, N. Hill, N.L. Michel. 2019. Multiscale effects of wetland availability and matrix composition on wetland breeding birds in Minnesota, USA. *Condor* 121:duz024. https://doi.org/10.1093/condor/duz024.

Smith, A.C., M-A. Hudson, C. Downes et C.M. Francis. 2014. Estimating breeding bird survey trends and annual indices for Canada: how do the new hierarchical Bayesian estimates differ from previous estimates? *Can. Field-Nat.* 128, 119-134.

Smith, I. M., G. E. Fiorino, G. P. Grabas, D. A. Wilcox. 2021. Wetland vegetation response to record-high Lake Ontario water levels. *J. Great Lakes Res.* 47, 160-167.

Smith, L.A. et P. Chow-Fraser. 2010a. Impacts of adjacent land use and isolation on marsh bird communities. *Environ. Manage.*, 45, 1040-1051.

Smith, L.A. et P. Chow-Fraser. 2010b. Implications of the species-area relationship on sampling effort for marsh birds in southern Ontario. *Wetlands* 30:553-563.

Taft, J. B., G.S. Wilhelm, D.M. Ladd et L.A. Masters. 1997. *Floristic quality assessment for vegetation in Illinois, a method for assessing vegetation integrity*. Westville, Illinois: Illinois Native Plant Society.

Timmermans, S.T.A., S.S. Badzinski et J.W. Ingram. 2008. Associations between breeding marsh bird abundances and Great Lakes hydrology. *J. Great Lakes Res.* 34, 351-364.

Tozer, D.C. 2013. The Great Lakes Marsh Monitoring Program 1995-2012, 18 years of surveying birds and frogs as indicators of ecosystem health. Publié par Études d'Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) Canada. http://www.birdscanada.org/download/GLMMPreport.pdf.

Tozer, D.C. 2014. Oiseaux des terres humides côtières. *In État des Grands Lacs 2011*, Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, nº au cat. En161-3/1-2011F-PDF. EPA 950-R-13-002. http://binational.net/wp-content/uploads/2014/11/sogl-2011-technical-report-fr.pdf.

Tozer, D.C. 2016. Marsh bird occupancy dynamics, trends, and conservation in the southern Great Lakes basin: 1996 to 2013. *J. Great Lakes Res.* 42, 136-145.

Tozer, D.C. 2020. Le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs : 25 ans de conservation des oiseaux et des anoures. Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) Canada. https://www.birdscanada.org/glmmp25.

Tozer, D.C. E. Nol et K.F. Abraham. 2010. Effects of local and landscape-scale habitat variables on abundance and reproductive success of wetland birds. *Wetl. Ecol. Manag.* 18, 679-693.

Tozer, D.C., K.L. Drake et C.M. Falconer. 2016. Modeling detection probability to improve marsh bird surveys in southern Canada and the Great Lakes states. *Avian Conservation and Ecology* 11:2.

Tozer D.C., C.M. Falconer, A.M. Bracey, E.E. Gnass Giese, G.J. Niemi, R.W. Howe, T.M. Gehring et C.J. Norment. 2017. Influence of call broadcast timing within point counts and survey duration on detection probability of marsh breeding birds. *Avian Conservation and Ecology* 12:8.

Tozer, D.C., R.W. Howe, G.J. Niemi, E.E. Gnass Giese, N.G. Walton, A.M. Bracey, W. Gaul, C.J. Norment et T.M. Gehring. 2019. Oiseaux des terres humides côtières. *In État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique*, Environnement et Changement climatique Canada et U.S. Environmental Protection Agency, sous presse.

Tozer, D.C., R.L.M. Stewart, O. Steele, M. Gloutney. 2020. Species-habitat relationships and priority areas for marsh-breeding birds in Ontario. *J. Wildl. Manag.* 84, 786-801.

Uzarski, D.G., V.J. Brady, M.J. Cooper, D.A. Wilcox, D.A. Albert, R.P. Axler, P. Bostwick, T.N. Brown, J.J. H. Ciborowski, N.P. Danz, J.P. Gathman, T.M. Gehring, G.P. Grabas, A. Garwood, R.W. Howe, L.B. Johnson, G.A. Lamberti, A.H. Moerke, B.A. Murry, G.J. Niemi, C.J. Norment, C.R. Ruetz III, A.D. Steinman, D.C. Tozer, R. Wheeler, T.K. O'Donnell, J.P. Schneider. 2017. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at a Laurentian Great Lakes basin-wide scale. *Wetlands* 37, 15–32.

Liste des tableaux

Tableau 1. Espèces d'oiseaux et groupes d'espèces d'oiseaux des milieux humides utilisés pour estimer les IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Tableau 2. Tendances temporelles des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Liste des figures

Figure 1. Fonctions de réponse biotique.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 2. Carte des milieux humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 3. Nombre de milieux humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués par année.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 4. Tendances temporelles des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 5. Distribution des IEE en 2019 et en 2020.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 6. Carte des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 7. Diagrammes de densité des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Dernière mise à jour

Rapport État des Grands Lacs 2022

N°	Taxon	Espèces (nom scientifique)	Région
1	Butors	Butor d'Amérique (*Botaurus lentiginosus*) et Petit Blongios (*Ixobrychus exilis*)	Toutes
2	Paruline masquée	Paruline masquée (*Geothlypis trichas*)	Toutes
3	Canards barboteurs	Canards barboteurs (des marais) (*Anas* spp., *Mareca* spp., *Aix sponsa*), sauf Canard colvert (*Anas platyrhynchos*)	LEsHM, lac Ontario, nLHM
4	Pygargue à tête blanche-Balbuzard pêcheur	Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) et Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*)	Toutes
5	Étourneau sansonnet	Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*)	Toutes
6	Grand Héron-Grande Aigrette	Grand Héron (*Ardea herodias*) et Grande Aigrette (*Ardea alba*). Remarque : Les espèces ne sont pas comprises dans les analyses concernant le lac Supérieur.	LEsHM, lac Ontario, nLHM
7	Foulque d'Amérique-Gallinule d'Amérique	Foulque d'Amérique (*Fulica americana*) et Gallinule d'Amérique (*Gallinula galeata*)	LEsHM, lac Ontario, nLHM
8	Grèbe à bec bigarré	Grèbe à bec bigarré (*Podilymbus podiceps*).	LEsHM, lac Ontario, nLHM
9	Râles	Marouette de Caroline (*Porzana carolina*), Râle de Virginie (*Rallus limicola*), Râle élégant (*Rallus elegans*) et Râle jaune (*Coturnicops noveboracensis*)	Toutes
10	Espèces rares	Espèces rares ou peu souvent observées qui sont inféodées aux marais : Bécassine de Wilson (*Gallinago delicata*), Busard des marais (*Circus hudsonius*) et Bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*)	Toutes
11	Carouge à épaulettes	Carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*)	Toutes
12	Grue du Canada	Grue du Canada (*Antigone canadensis*)	LEsHM, LS, nLHM
13	Bruant des marais	Bruant des marais (*Melospiza georgiana*)	
14	Sternes	Guifette noire (*Chlidonias niger*), Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*) et Sterne de Forster (*Sterna forsteri*).	LEsHM, nLHM
15	Troglodytes	Troglodyte des marais (*Cistothorus palustris*) et Troglodyte de Latham (*Cistothorus platensis*)	Toutes

Tableau 1. Espèces d'oiseaux et groupes d'espèces d'oiseaux des milieux humides (n = 15) utilisés pour générer des fonctions de réponse biotique aux fins de calcul de l'indice de l'état écologique (IEE) comme estimation de la santé des milieux humides des Grands Lacs. LEsHM = lac Érié, sud du lac Huron et sud du lac Michigan; nLHM = nord du lac Huron et nord du lac Michigan.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Type de milieux humides	Bassin	Année de départ	Année de fin	Tendance	Limite inférieure	Limite supérieure
Côtiers	Globalement	**1995**	**2020**	**0,9**	**0**	**1,8**
		2010	**2020**	**4,9**	**2,8**	**7**
	Lac Supérieur	1995	2020	–	–	–
		2010	2020	–	–	–
	Lac Huron	1995	2020	–	–	–
		2010	2020	4,1	-2,9	10,9
	Lac Michigan	1995	2020	–	–	–
		2010	2020	–	–	–
	Lac Érié	1995	2020	0,7	-0,4	1,9
		2010	2020	3,2	-0,3	6,7
	Lac Ontario	**1995**	**2020**	**2,4**	**0,4**	**4,5**
		2010	**2020**	**7,5**	**4,5**	**10,5**
Intérieurs	Globalement	1995	2020	0,1	-1,1	1,4
		2010	2020	2	-1	5
	Lac Supérieur	1995	2020	–	–	–
		2010	2020	–	–	–
	Lac Huron	1995	2020	1,3	-1,3	3,8
		2010	2020	0,5	-5,8	6,8
	Lac Michigan	1995	2020	–	–	–
		2010	2020	–	–	–
	Lac Érié	1995	2020	2,1	-1,1	5,3
		2010	2020	8,2	-0,2	16,7
	Lac Ontario	1995	2020	-1,6	-3,6	0,3
		2010	2020	-0,3	-4,2	3,7

Tableau 2. Tendances à long terme (1995-2020) et sur 10 ans (2010-2020) de l'indice de l'état écologique (IIE) médian des milieux humides côtiers et intérieurs de l'ensemble des Grands Lacs (globalement) et de chaque bassin (p. ex. lac Supérieur). Les valeurs sont les moyennes géométriques des taux de changement (tendance : % de changement/année) basées sur les différences entre l'année de départ et l'année de fin de la tendance ainsi que sur les limites inférieure et supérieure de confiance à 95 %. Les cas où la taille de l'échantillon était trop faible pour permettre le calcul de tendances fiables sont indiqués à l'aide de tirets. Les tendances sont calculées à l'aide de l'équation 4 de Smith et *al.* (2014) et 1 000 répétitions bootstrap. La signification statistique des tendances est indiquée en gras, en fonction des intervalles de confiance qui ne chevauchent pas zéro.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

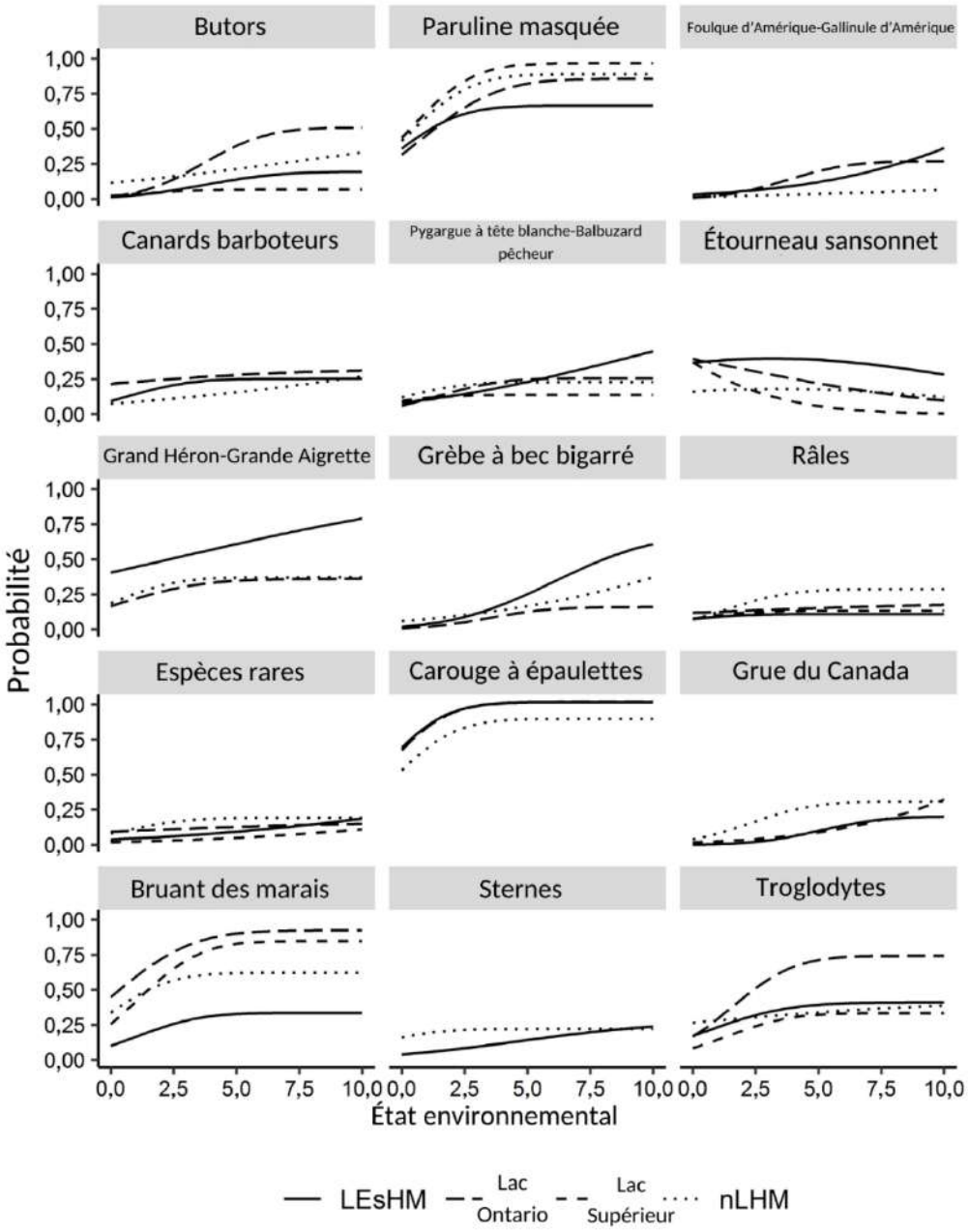


Figure 1. Fonctions de réponse biotique (lignes) d'espèces d'oiseaux et de groupes d'espèces d'oiseaux, d'après des données sur les milieux humides côtiers de tout le bassin des Grands Lacs, utilisées aux fins d'estimation des indices de santé des milieux humides basés sur les oiseaux. La probabilité d'occurrence est présentée comme une fonction d'une variable combinée de l'« empreinte humaine » (état environnemental) d'après la superficie du milieu humide, l'aménagement, l'agriculture et la densité de la population humaine (0 = mauvais état, 10 = bon état). Voir le tableau 1, qui donne une liste des espèces (groupe et nom scientifique). Les fonctions de réponse biotique sont indiquées pour plusieurs régions : LEsHM = lac Érié, sud du lac Huron et sud du lac Michigan; nLHM = nord du lac Huron et nord du lac Michigan.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

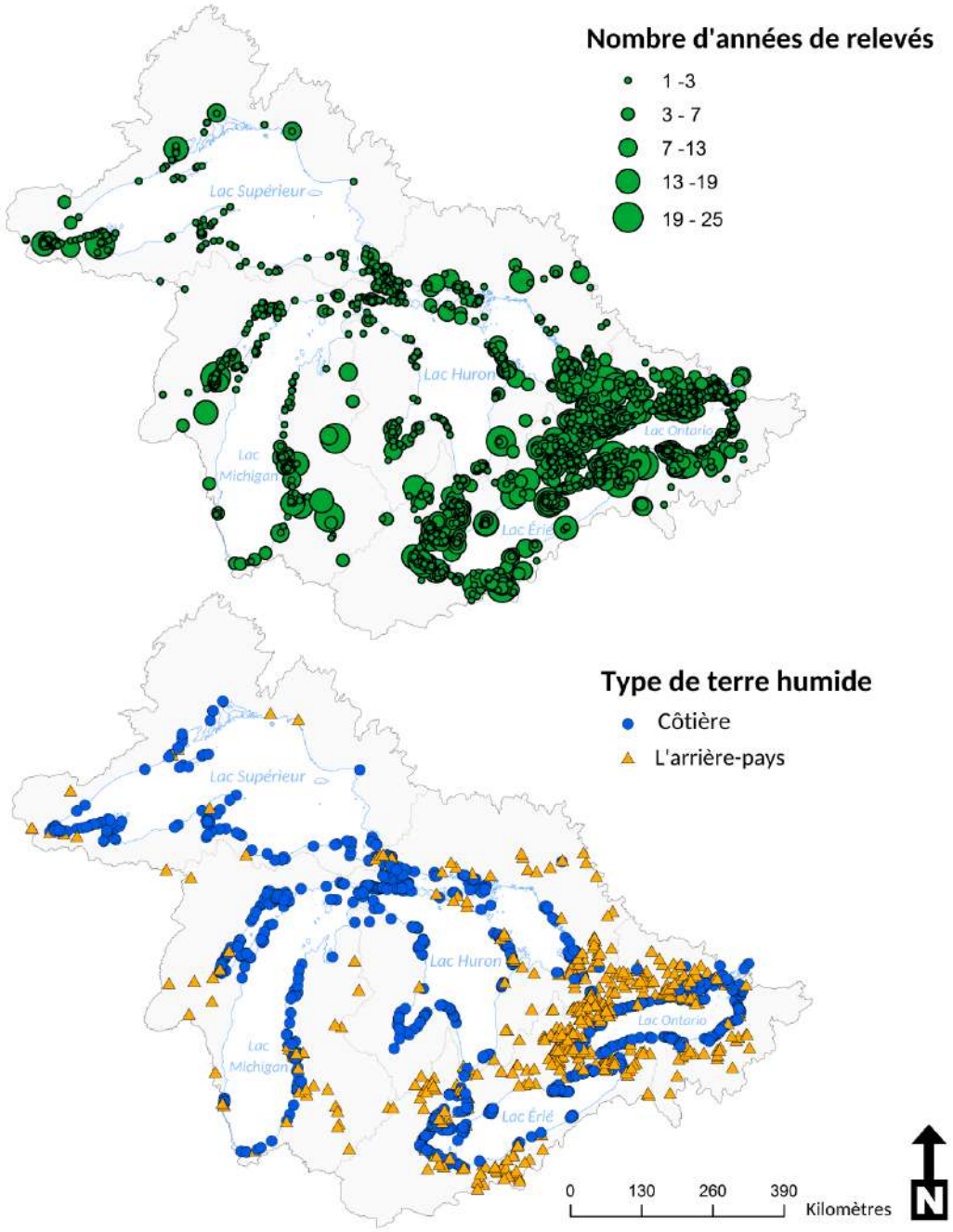


Figure 2. Milieux humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués de 1995 à 2020 dans tout le bassin des Grands Lacs aux fins d'estimation des indices de santé des milieux humides basés sur les oiseaux. Chaque milieu humide est illustré en fonction du nombre d'années de relevé (carte du haut) et du type (côtiers ou intérieurs; carte du bas). Il est à noter que les milieux humides côtiers (n = 1 265) sont beaucoup plus nombreux que les milieux humides intérieurs (n = 592), malgré les apparences (les symboles se chevauchent étroitement).
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

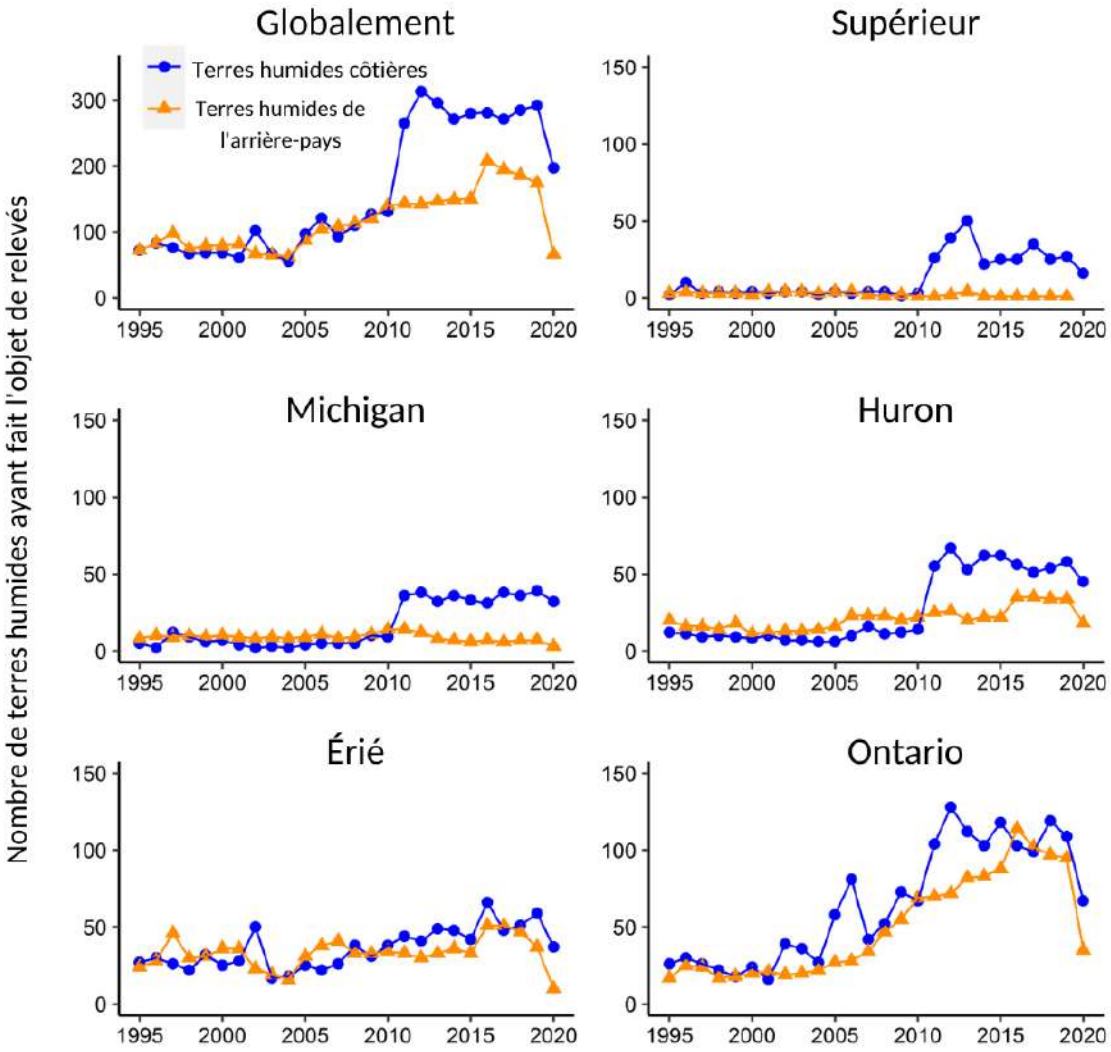


Figure 3. Milieux humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués de 1995 à 2020 dans tout le bassin des Grands Lacs aux fins d'estimation des indices de santé des milieux humides basés sur les oiseaux. Les milieux humides côtiers et intérieurs sont présentés pour l'ensemble des Grands Lacs (globalement) et pour chacun des bassins lacustres.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

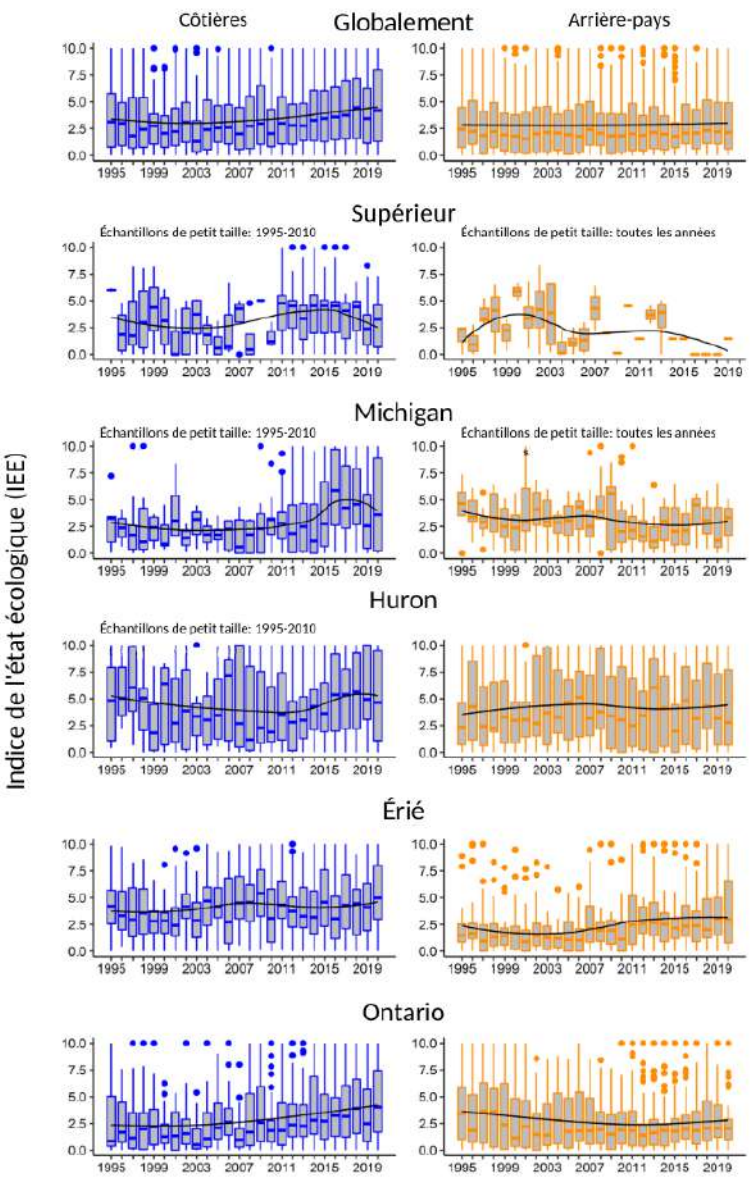
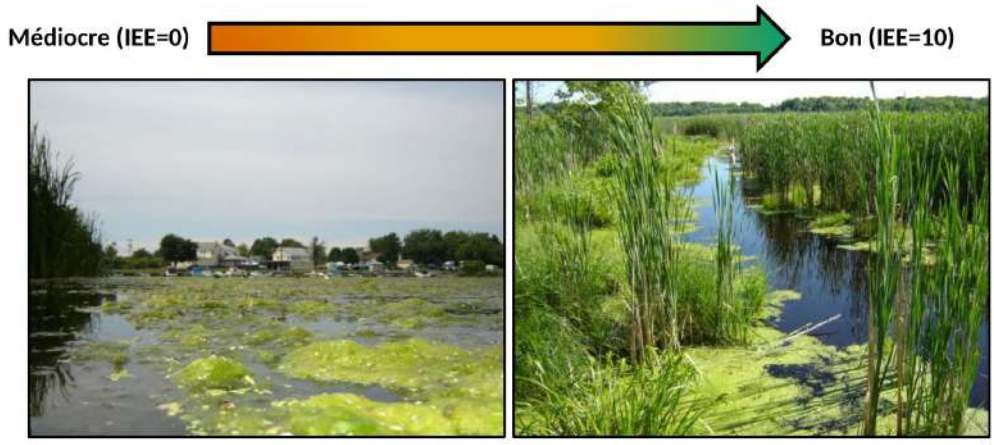


Figure 4. Tendances temporelles de l'indice de l'état écologique (IEE) des milieux humides côtiers (bleu) et intérieurs (orange), d'après les données sur les communautés aviaires de 1995 à 2020, dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chacun des bassins lacustres. Les diagrammes de quartiles (aussi appelés « tracés en rectangle et moustaches ») montrent les moyennes à l'échelle des milieux humides pour chaque année ainsi qu'une droite plus lisse de meilleur ajustement (droite noire pleine). Les lignes qui sortent des rectangles (les « moustaches ») représentent 1,5 fois la plage interquartile, et les points sont des valeurs aberrantes.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.



Photos: Études d'Oiseaux Canada

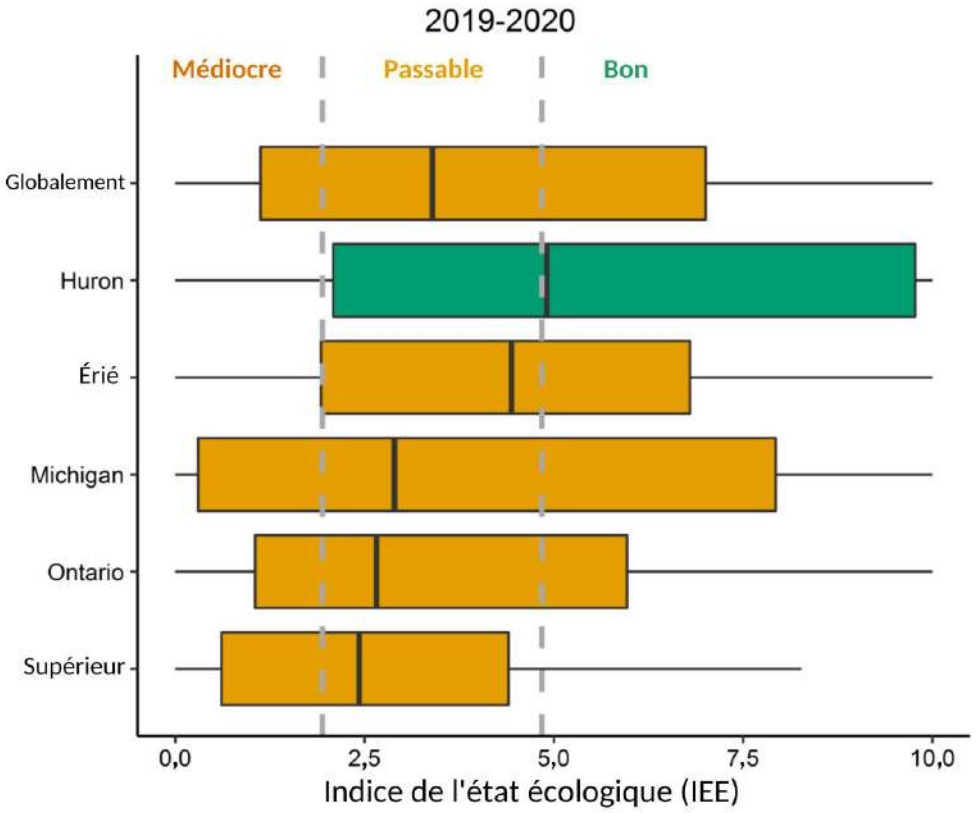


Figure 5. Distribution de l'indice de l'état écologique (IEE) des milieux humides côtiers, d'après les données sur les communautés aviaires de 2019 et de 2020, dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chacun des bassins lacustres. Les diagrammes de quartiles (aussi appelés « tracés en rectangle et moustaches ») montrent les moyennes à l'échelle des milieux humides. Les lignes qui sortent des rectangles (les « moustaches ») représentent 1,5 fois la plage interquartile. Les lignes verticales grises tiretées définissent les plages de valeurs correspondant à un état mauvais, passable ou bon.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

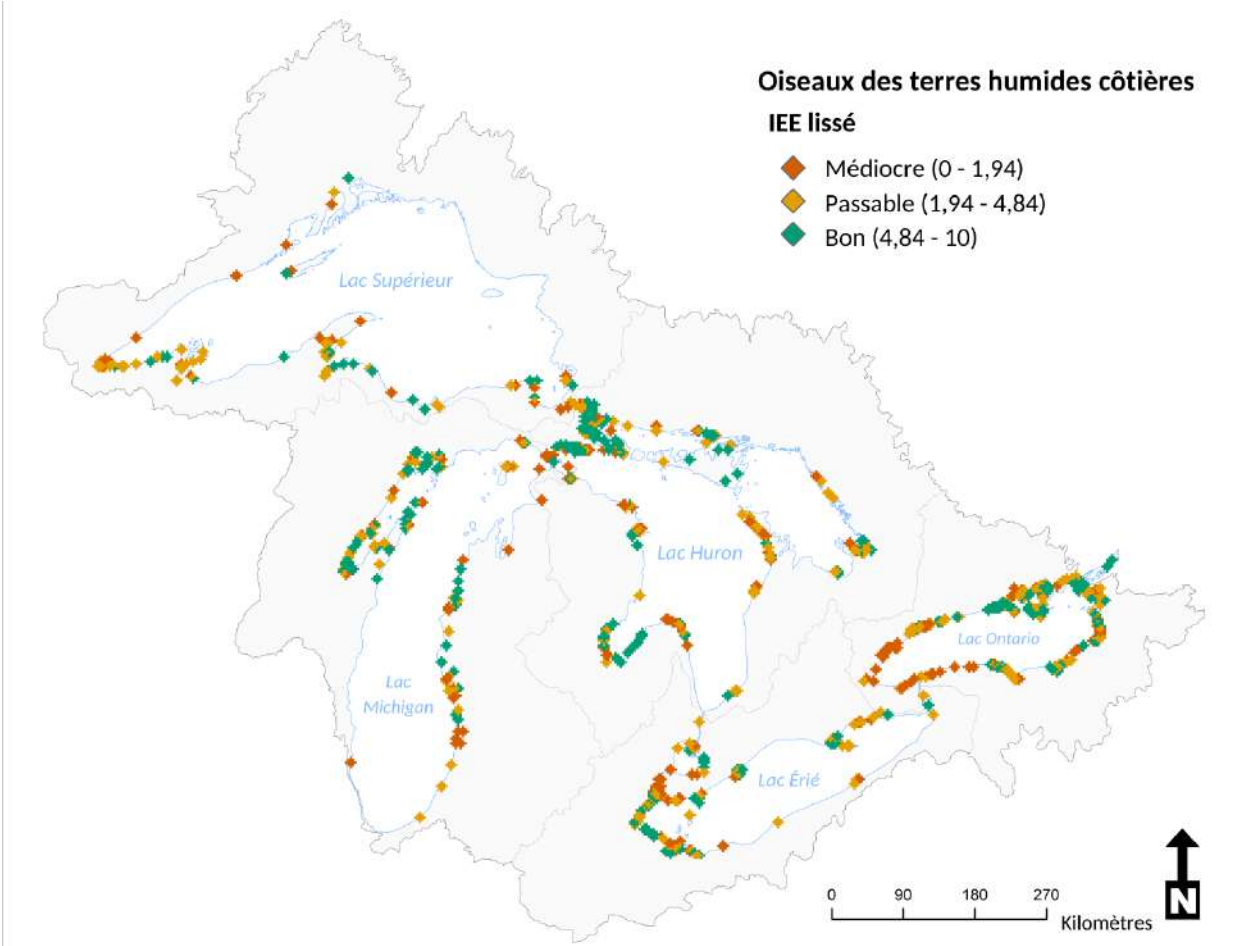


Figure 6. Indice de l'état écologique (IEE) des milieux humides côtiers des Grands Lacs, d'après les données sur les communautés aviaires des cinq dernières années (2016-2020). La figure montre les valeurs moyennes lissées de l'IEE à l'échelle des milieux humides, qui ont été calculées sur plusieurs années dans le cas des milieux humides échantillonnés au cours de plusieurs années. Pour lisser les données, l'outil Point vers raster d'ArcGIS a été utilisé lors du calcul des valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, et l'outil Statistiques focales a servi à calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire à deux cellules, appelée « IEE lissé ». Les données des cinq années les plus récentes ont été utilisées pour augmenter la taille des échantillons. La couleur des plages de valeurs correspond respectivement à un état mauvais, passable ou bon.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

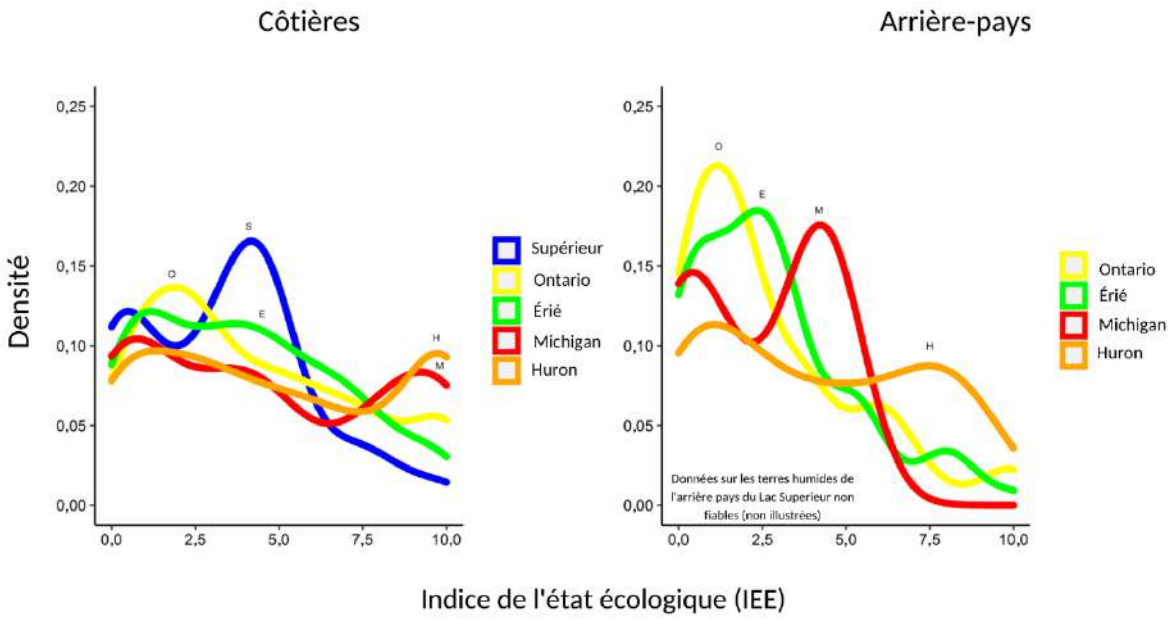


Figure 7. Diagrammes de densité de l'indice d'état écologique (IEE) des milieux humides côtiers et intérieurs, d'après les données sur les communautés aviaires des cinq dernières années (2016-2020), dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chacun des bassins lacustres. Les fonctions de densité de probabilité sont présentées en fonction des estimations de densité de noyau, qui peuvent être considérées comme des histogrammes lissés. Les diagrammes de densité sont des solutions de rechange utiles aux histogrammes pour les données continues provenant d'une distribution lisse sous-jacente, comme c'est le cas ici. Les diagrammes illustrés sont basés sur les valeurs moyennes de l'IEE à l'échelle des milieux humides, calculées sur plusieurs années dans le cas des milieux humides qui ont été échantillonnés au cours de plusieurs années. Les données sur les terres intérieures du lac Supérieur ne sont pas indiquées en raison de la petite taille des échantillons.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Sous-indicateur : Poissons des milieux humides côtiers

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Inchangée

Justification : En 2019, la majorité des milieux humides n'étaient pas dégradés ou modérément dégradés; environ 30 % des milieux humides échantillonnés au cours de toutes les années entrent dans ces catégories de milieux dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons présentes (figure 1). Les autres sites tombaient dans les catégories « modérément touchés », « légèrement touchés » ou « qualité de référence », avec 20 à 25 % des activités d'échantillonnage annuelles entrant dans chaque catégorie. Entre 2011 et 2019, de 19 à 32 % des milieux humides se situaient dans la catégorie « qualité de référence », sans tendance directionnelle du pourcentage de sites de qualité de référence au fil du temps. Aucune tendance au fil des ans n'était évidente pour chaque catégorie de condition, et il n'y avait pas d'IIB moyen pour chaque lac (figures 2 et 3).

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Inchangée

Justification : En 2019, aucun milieu humide échantillonné du lac Supérieur n'était classé comme dégradé, et 23 % des milieux humides échantillonnés étaient classés comme modérément dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons (figure 4). La tendance est évaluée en comparant la situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers au cours de la période de neuf ans. Entre 2011 et 2019, de 0 à 50 % des milieux humides du lac Supérieur étaient considérés comme de qualité de référence, et il n'y avait pas de tendance temporelle du pourcentage de sites de qualité de référence. L'absence de tendance du pourcentage au fil des ans s'est confirmée pour chaque catégorie de condition (figure 5). Au cours de la période de 9 ans, de 12,5 à 55,6 % des milieux humides du lac Supérieur étaient légèrement touchés, de 0 à 37,5 % étaient modérément touchés, de 0 à 50 % étaient modérément dégradés et aucun n'était dégradé.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Indéterminée

Justification : En 2019, la plupart des milieux humides lac Michigan n'étaient pas dégradés, et 33 % des milieux

échantillonnés étaient classés dans les catégories des milieux dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons au cours de la période de 9 ans (figure 6). La tendance est évaluée en comparant la situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers au cours de la période de neuf ans. Entre 2011 et 2019, de 0 à 50 % des milieux humides du lac Michigan étaient considérés comme de qualité de référence, et il n'y avait pas de tendance temporelle du pourcentage de sites de qualité de référence. L'absence de tendance du pourcentage au fil des ans s'est confirmée pour chaque catégorie de condition (figure 7). Au cours de la période de 9 ans, la variation d'une année à l'autre était élevée : de 0 à 35,7 % des milieux humides du lac Michigan ont été classés comme légèrement touchés, de 16,7 à 58,3 %, comme modérément touchés, de 0 à 50 %, comme modérément dégradés, et de 0 à 12,5 %, comme dégradés.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Inchangée

Justification : En 2019, la plupart des milieux humides échantillonnés du lac Huron n'étaient pas dégradés, et 28,2 % des milieux humides du lac Huron étaient classés dans les catégories des milieux dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons au cours de la période de 9 ans (figure 8). La tendance est déterminée en comparant la situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers au cours de la période de neuf ans. Entre 2011 et 2019, de 20,7 à 47,6 % des milieux humides du lac Huron étaient considérés comme de qualité de référence, et il n'y avait pas de tendance temporelle du pourcentage de sites de qualité de référence. L'absence de tendance temporelle au fil des ans s'est confirmée pour chaque catégorie de condition (figure 9). Au cours de la période de 9 ans, de 13,8 à 31,6 % des milieux humides du lac Huron ont été classés comme légèrement touchés, de 9,1 à 37,9 %, comme modérément touchés, de 0 à 32,1 %, comme modérément dégradés, et de 0 à 23,8 %, comme dégradés.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières St. Clair et Detroit)

État : Mauvais

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Indéterminée

Justification : En 2019, 59 % des milieux humides échantillonnés du lac Érié étaient classés dans les catégories des milieux dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons au cours de la période de 9 ans (figure 10). La tendance est déterminée en comparant la situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers au cours de la période de 9 ans. Entre 2011 et 2019, de 0 à 33,3 % des milieux humides du lac Érié étaient considérés comme de qualité de référence, et il n'y avait pas de tendance temporelle du pourcentage de sites de qualité de référence. L'absence de tendance temporelle au fil des ans s'est confirmée pour chaque catégorie de condition, mais on a noté une grande variation du pourcentage de sites classés dans les catégories des milieux dégradés chaque année (figure 11). Au cours de la période de 9 ans, de 0 à 22,2 % des milieux humides du lac Érié ont été classés comme légèrement touchés, de 0 à 37,5 %, comme modérément touchés, de 0 à 55,6 %, comme modérément dégradés, et de 0 à 44,4 %, comme dégradés.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Inchangée

Justification : En 2019, la plupart des milieux humides du lac Ontario n'étaient pas dégradés, et 21 % des milieux humides échantillonnés étaient classés dans les catégories des milieux dégradés d'après les paramètres des communautés de poissons au cours de la période de 9 ans (figure 12). La tendance est déterminée en comparant la situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers au cours de la période de 9 ans. Entre 2011 et 2019, de 9,1 à 52,6 % des milieux humides du lac Ontario étaient considérés comme de qualité de référence, et il n'y avait pas de tendance temporelle du pourcentage de sites de qualité de référence. L'absence de tendance temporelle au fil des ans s'est confirmée pour chaque catégorie de condition (figure 13). Au cours de la période de 9 ans, de 15 à 42,9 % des milieux humides du lac Ontario ont été classés comme légèrement touchés, de 4,8 à 31,8 %, comme modérément touchés, de 7,1 à 35 %, comme modérément dégradés, et de 0 à 13,6 %, comme dégradés.

**Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Définitions des différents états visés par l'évaluation

Bon : Aucun milieu humide ne se situe dans les catégories des milieux dégradés; les milieux humides sont plutôt de qualité de référence, légèrement touchés ou modérément touchés.

Passable : La plupart des milieux humides ne font pas partie des catégories des milieux dégradés.

Mauvais : La plupart des milieux humides sont classés dans les catégories des milieux dégradés.

Indéterminé : Aucune donnée n'est accessible ou les données sont insuffisantes pour permettre l'évaluation de l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des différentes tendances visées par l'évaluation

S'améliore : Les résultats de cette mesure se sont améliorés pour la majorité des sites.

Inchangée : Les résultats de cette mesure n'ont pas considérablement changé pour la majorité des sites.

Se détériore : Les résultats de cette mesure se sont détériorés pour la majorité des sites.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas clairement une tendance globale, ou aucune donnée permettant de déclarer une tendance n'est accessible.

Critères d'effet et/ou cibles

Un critère d'effet pour ce sous-indicateur sera établi en fonction des communautés de poissons des systèmes de référence. Les données sont évaluées pour déterminer les tendances par lac, écorégion, type de milieu humide et zone de végétation. Pour l'instant, il est impossible d'établir un critère d'effet pour ce sous-indicateur puisque les données sont recueillies et analysées.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur permet d'effectuer un suivi des tendances en matière de santé de l'écosystème des milieux humides côtiers des Grands Lacs en mesurant la composition des communautés de poissons ainsi que d'établir par inférence le caractère convenable de l'habitat et de la qualité de l'eau pour les communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème

Les habitats humides côtiers sont des aires essentielles de fraye, de croissance, d'alimentation et d'abri pour maintes espèces de poissons d'intérêt écologique et économique. La conservation de ce qui reste du territoire humide et la remise en état des milieux humides détruits ou dégradés jouent un rôle primordial dans la régénération de l'écosystème des Grands Lacs. Ce sous-indicateur peut servir à déclarer les progrès réalisés dans l'atteinte d'un tel objectif.

Ce sous-indicateur soutient la réalisation du cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, qui indique que l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ». Les travaux visés par ce sous-indicateur appuient l'annexe 7 de l'AQEGL, qui prévoit la restauration et le maintien de la diversité des communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs tout en indiquant la santé globale de l'écosystème. De grands pans du territoire humide des Grands Lacs qui sont menacés par les activités d'urbanisation, de développement agricole et d'élimination des déchets devraient être délimités en conséquence et faire l'objet de mesures de conservation et, s'il y a lieu, de remise en état. Le sous-indicateur concerne le rétablissement et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs et des utilisations bénéfiques qui dépendent de milieux humides sains (annexe 1 de l'AQEGL).

Mesure

Le Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (GLCWMP, programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs) assure un suivi des communautés de poissons des milieux humides côtiers au moyen de méthodes uniformes dans tout le bassin des Grands Lacs. Les poissons sont échantillonnés à l'aide de verveux d'un maillage de 4,8 mm, à raison de trois répétitions, dans chaque grande zone de végétation (prairie humide, *Typha* spp., *Phragmites*, nénuphars, *Schoenoplectus* spp., etc.) de chaque milieu humide pendant une nuit-filet (Uzarski *et al.*, 2005; Uzarski *et al.*, 2016). Les lieux d'échantillonnage sont les mêmes que ceux utilisés pour l'analyse des macroinvertébrés et de la qualité de l'eau. Le moment de l'échantillonnage est établi en fonction de la maturité de la végétation dans chaque système (pas avant la mi-juin et pas après août en raison des habitudes migratoires des communautés de poissons). Des zones de végétation dominante ont été recensées parce que différentes zones abritent différents poissons (Uzarski *et al.*, 2005). Deux tailles de verveux peuvent être utilisées, selon la profondeur de l'eau (ouverture de 0,5 m × 1 m ou de 1 m × 1 m). Les plus petits filets sont utilisés dans des eaux de 0,20 à 0,5 m de profondeur, et les plus grands, dans des eaux de plus de 0,50 m de profondeur. Les guideaux sont longs de 7,3 m, et les ailes sont longues de 1,8 m. Les filets sont placés aléatoirement à une distance minimale de 20 m l'un de l'autre dans chaque zone de végétation. Les verveux sont placés perpendiculairement à la zone de végétation échantillonnée, de façon à capturer les poissons qui nagent dans la zone de végétation.

Tous les poissons capturés mesurant 20 mm ou plus sont identifiés jusqu'au rang de l'espèce et dénombrés par filet. L'abondance des poissons par taxon est utilisée pour calculer les valeurs de l'IIB du GLCWMP (Cooper *et al.*,

2018). Le Consortium des terres humides des Grands Lacs (Great Lakes Coastal Wetland Consortium, GLCWC) a élaboré des indices d'intégrité biologique en 2002, et les protocoles ont été finalisés en 2008 (GLCWC, 2008). L'indice d'intégrité biotique (IIB) du GLCWMP a été établi d'après les mesures de la richesse et de l'abondance, le pourcentage d'espèces exotiques, les groupes trophiques fonctionnels et d'autres paramètres au niveau de l'espèce. La version actuelle de l'IIB du GLCWMP, élaborée par Cooper et *al.* (2018), peut être utilisée aux fins d'évaluation dans les zones de végétation aquatique (scirpes, quenouilles, nénuphars, végétation aquatique submergée).

L'IIB du GLCWMP a été le paramètre privilégié dans le présent rapport pour l'évaluation de l'état et des tendances.

Conditions écologiques

Les milieux humides côtiers captent, transforment et disséminent les nutriments et les sédiments des eaux littorales des Grands Lacs et rechargent la nappe phréatique. Toutefois, plus de la moitié du territoire humide littoral des Grands Lacs a été détruit par l'activité humaine, et bon nombre des milieux humides restants souffrent de stress anthropiques, comme les apports excessifs de nutriments et de sédiments, la fragmentation de l'habitat, les espèces envahissantes, l'altération et le remblayage des berges et la régularisation des niveaux d'eau, comme le décrit un projet binational de cartographie et d'attribution à l'échelle des Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004).

L'échantillonnage des milieux humides a été effectué entre la mi-juin et le mois d'août en raison des habitudes migratoires des communautés de poissons.

Étant donné l'importance des milieux humides côtiers et les menaces constantes pesant sur ces écosystèmes, la Great Lakes Restoration Initiative (GLRI, initiative de restauration des Grands Lacs) finance le GLCWMP; ce groupe assure un suivi de la qualité de l'eau et de l'état des communautés de végétaux, d'anoures, d'oiseaux, de poissons et d'invertébrés dans les milieux humides du bassin des Grands Lacs, tant aux États-Unis qu'au Canada. Dans le cadre du GLCWMP, quelque 200 milieux humides sont échantillonnés annuellement depuis 2011 pour évaluer au moins un groupe taxinomique, et environ 100 de ces milieux ont été échantillonnés chaque année pour évaluer les communautés de poissons. Au total, les communautés de poissons de 109 milieux humides ont été échantillonnées en 2011; le nombre de milieux humides échantillonnés a par la suite été de 100 en 2012, de 94 en 2013, de 106 en 2014, de 113 en 2015, de 103 en 2016, de 93 en 2017, de 101 en 2018 et de 104 en 2019. Le présent rapport a mis l'accent sur les sites qui avaient été sélectionnés dans le cadre d'un plan d'échantillonnage conçu statistiquement. Au total, 760 échantillonnages ont été réalisés à 486 sites différents. En 2019, 103 échantillonnages de poissons ont été réalisés dans le lac Érié, 255 dans le lac Huron, 122 dans le lac Michigan, 194 dans le lac Ontario et 86 dans le lac Supérieur (tableau 2). En 2019, près de 100 % des milieux humides côtiers de moyenne et de grande taille (> 4 hectares) liés sur le plan hydrologique dans les Grands Lacs avaient été échantillonnés.

De 9 à 12 espèces de poissons en moyenne ont été prélevées dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs canadiens et américains, respectivement, de 2011 à 2019 (tableau 1). Ces données comprennent des endroits qui ont besoin d'être restaurés et quelques-uns qui comptaient très peu d'espèces. Cependant, les milieux humides présentant la plus importante richesse comptaient jusqu'à 20 (Canada) ou 26 (États-Unis) espèces de poissons. Le nombre moyen d'espèces de poissons non indigènes par milieu humide était d'environ un, bien que quelques milieux humides en comptaient jusqu'à six (États-Unis). Dans plusieurs milieux humides, seules des espèces de poissons indigènes ont été prises dans les verveux, mais il est à noter que quelques poissons non indigènes sont habiles à éviter les filets (p. ex. la carpe commune). Les listes des espèces non indigènes ont été compilées par lac à partir du Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System (GLANSIS, système d'information sur les espèces aquatiques non indigènes des Grands Lacs).

Le total des espèces de poissons capturées ne différait pas beaucoup d'un lac à l'autre, atteignant en moyenne de 10 à 12 espèces par milieu humide dans les différents lacs (tableau 2). Les milieux humides du lac Ontario comptaient le nombre maximum le plus faible d'espèces (20), alors que ceux du lac Michigan comptaient le nombre maximum le plus élevé d'espèces capturées (26). Les milieux humides des lacs Huron et Supérieur avaient en moyenne le nombre moyen le plus faible de taxons de poissons non indigènes (0,5 et 0,6), tandis que ceux du lac Érié avaient le nombre moyen le plus élevé (1,4). Tous les autres lacs enregistraient un nombre moyen semblable d'espèces de poissons non indigènes par milieu humide, soit environ une espèce.

La richesse en espèces envahissantes est particulièrement importante pour l'IIB des poissons, car c'est l'un des deux paramètres utilisés dans tous les types de zones, l'autre étant le pourcentage de richesse en taxons tolérants (Cooper et *al.*, 2018). Les espèces qui contribuent au paramètre de la richesse en espèces envahissantes comprennent couramment la carpe (*Cyprinus carpio*), le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*), le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*), le cyprin doré (*Carassius auratus*) et le gobie de la mer Noire (*Proterorhinus semilunaris*). Plusieurs de ces espèces sont également tolérantes aux perturbations humaines telles que les intrants agricoles et le développement urbain. C'est probablement la raison pour laquelle les sites à proximité de la baie Green (centre urbain), de la baie Saginaw (centre agricole) et de l'ouest du lac Érié (centre urbain et agricole) obtiennent systématiquement de mauvais résultats (figures 6, 8 et 10).

Lorsque l'on compare les communautés de poissons des milieux humides de référence de l'ensemble des Grands Lacs, les sites les plus semblables se trouvent dans la même province écologique ou région plutôt que dans un Grand Lac ou un type de milieu humide en particulier. Les communautés de poissons seront probablement plus sensibles aux altérations liées à la chimie de l'eau et à l'hydrologie que les paramètres de la végétation ou des oiseaux. Kovalenko et *al.* (2018) ont constaté que dans le sud des Grands Lacs, la concentration de chlorophylle et la turbidité de l'eau de surface des milieux humides et des vagues étaient des prédicteurs de la présence/de l'absence d'espèces de poissons, tandis que la température de l'air était le principal prédicteur dans le nord des Grands Lacs. Les poissons sont également mobiles, ce qui signifie que la structure de leur communauté reflète les multiples milieux humides connectés ainsi que les zones pélagiques adjacentes. Cela peut affecter notre capacité à déceler les répercussions de la dégradation pour un seul milieu humide et a conduit à des valeurs plus cohérentes au sein des régions et au fil des années (figure 1).

Plusieurs introductions de carpes risquent d'avoir des répercussions importantes sur les communautés de poissons des Grands Lacs, y compris dans les milieux humides côtiers. Le cyprin doré (*Carassius auratus*) est commun dans certains habitats peu profonds, et on le retrouve avec de jeunes carpes de l'année dans de nombreux milieux humides échantillonnés le long de la baie Green. De plus, plusieurs autres espèces de carpes, par exemple la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*), la carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*) et la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*), se sont échappées d'installations d'aquaculture. Elles se trouvent maintenant dans la rivière Illinois et migrent vers les Grands Lacs par le canal d'évacuation sanitaire et de navigation de Chicago (CESNC). Pour empêcher la propagation de ces espèces dans les Grands Lacs, des barrières électriques ont été construites dans le CESNC de 2002 à 2011. Une carpe à grosse tête et une carpe argentée ont été observées du côté des Grands Lacs de ces barrières, toutes deux dans les années 2010. Trois carpes à grosse tête ont été capturées dans le lac Érié, mais toutes avant 2000 (Chapman et *al.*, 2021). Des carpes de roseau ont maintenant été capturées dans tous les Grands Lacs, sauf le lac Supérieur, et la reproduction de l'espèce a été documentée dans les affluents du lac Érié (Chapman et *al.*, 2021). Ces espèces atteignent une grande taille. Certaines sont planctonivores, mais mangent également des escargots et des moules, tandis que la carpe de roseau se nourrit de végétaux. Ces espèces représentent une autre menace importante pour les réseaux trophiques des milieux humides et des habitats littoraux où l'on trouve des macrophytes (United States Fish and Wildlife Service [USFWS], 2002). Si ces espèces de carpes s'établissent dans les Grands Lacs, elles pourraient avoir un impact négatif sur l'état des communautés de poissons des milieux humides côtiers en faisant concurrence aux poissons indigènes pour les

ressources et en dégradant l'habitat. L'effet que l'introduction de ces espèces aura sur la santé des poissons des milieux humides côtiers est difficile à prévoir, car il dépendra de la densité de leur population, de leur répartition et de divers autres facteurs.

Liens

Les liens avec d'autres sous-indicateurs de l'ensemble d'indicateurs englobent ce qui suit :

- Durcissement du rivage – Les modifications physiques du rivage ont perturbé les processus côtiers et littoraux, les régimes de débit et de circulation littoraux, changé ou éliminé la connectivité avec les dunes et les milieux humides côtiers et altéré la structure de l'habitat littoral et côtier.
- Le long des rives, les aménagements domiciliaires ont altéré de nombreux milieux humides – enrichissement en nutriments provenant des engrais et des installations septiques, modification du rivage pour l'installation de quais et de rampes de mise à l'eau, remblayage et durcissement des rives. Le durcissement des rives peut complètement éliminer la végétation des milieux humides, ce qui entraîne la dégradation de l'habitat des poissons. Il semble que lorsqu'un milieu humide est touché par les aménagements humains, la structure des communautés de poissons change et devient typique des milieux humides des régions plus chaudes et plus méridionales. Cette constatation pourrait aider les chercheurs à prévoir les effets probables des changements climatiques dans la région sur les communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs.
- L'altération mécanique prend diverses formes, notamment l'endiguement, le creusement de fossés, le dragage, le remblayage et le durcissement des rives. Elle peut introduire des espèces non indigènes par l'intermédiaire de l'équipement de construction ou des sédiments importés. La modification de la pente des rives et des conditions de sédimentation suffit souvent à favoriser l'établissement d'espèces non indigènes.
- Couverture terrestre – L'agriculture dégrade les milieux humides de bien des façons, y compris par l'enrichissement en nutriments provenant des engrais, l'apport accru de sédiments provoqués par l'érosion, le ruissellement rapide et accru occasionné par les fossés de drainage, l'introduction d'espèces non indigènes (alpiste roseau), et la destruction de prairies humides intérieures due au labour, à l'endiguement et l'ajout d'herbicides. Dans les lacs du sud, dans la baie de Saginaw et la baie Green, les sédiments d'origine agricole ont créé des eaux très troubles dans lesquelles les plantes submergées sont rares ou absentes.
- Les modifications physiques du rivage perturbent les processus côtiers et littoraux ainsi que les régimes de débit et de circulation littoraux, changent ou éliminent la connectivité avec les dunes et les milieux humides côtiers, et altèrent la structure de l'habitat littoral et côtier. L'aménagement urbain dégrade les milieux humides, notamment par le durcissement du rivage, le remblayage des milieux humides, l'ajout d'une grande variété de polluants chimiques, l'augmentation du ruissellement vers les cours d'eau, l'apport de sédiments et la hausse des charges en nutriments provenant des stations d'épuration des eaux usées. Dans la plupart des agglomérations urbaines, les milieux humides côtiers ont presque entièrement disparu. Thoma (1999) et Johnson et *al.* (2006) n'ont pas été en mesure de trouver, du côté américain du lac Érié, de milieux humides côtiers ayant éprouvé des perturbations anthropiques minimales. Selon Seilheimer et Chow-Fraser (2006; 2007), la perte d'habitat des poissons dans les milieux humides s'est accélérée dans les lacs Ontario, Érié et Michigan près des zones urbaines et agricoles.

- Répercussions des espèces aquatiques envahissantes – Les espèces non indigènes sont introduites de nombreuses façons. Certaines le sont délibérément : d'abord cultivées comme cultures agricoles ou plantes ornementales, elles colonisent ensuite des paysages naturels. D'autres sont des plantes adventices mélangées aux semences. Les charges accrues en sédiments et en nutriments permettent à bon nombre des pires plantes adventices aquatiques de supplanter les espèces indigènes. De nombreuses espèces non indigènes nuisibles sont des productrices de graines prolifiques ou se reproduisent à partir de fragments de racine ou de rhizomes. Des espèces animales non indigènes contribuent également à la dégradation accrue des milieux humides côtiers. La carpe commune et la carpe de roseau ont un comportement reproducteur et alimentaire qui entraîne la perte de végétation submergée dans les eaux peu profondes des marais.
- Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs/propension à des crues soudaines dans les affluents – Les variations de la température atmosphérique sont susceptibles de modifier le nombre de tempêtes extrêmes dans la région des Grands Lacs, lesquelles auront à leur tour des effets sur les milieux humides côtiers. Les tempêtes extrêmes auraient probablement des répercussions sur les réseaux fluviaux, principalement par l'augmentation des mouvements de sédiments, en particulier dans les bassins versants modifiés propices à des crues soudaines.
- Niveaux de l'eau – Les changements des niveaux d'eau influent grandement sur l'habitat et les communautés biologiques des Grands Lacs associés aux milieux humides côtiers. Comme le niveau des lacs exerce une influence importante sur les milieux humides côtiers non endigués, il est essentiel que toute analyse des tendances des changements des milieux humides en tienne compte. Les niveaux d'eau influent sur la structure de la végétation des milieux humides qui, à leur tour, établissent la structure de l'habitat disponible pour les poissons. L'altération des niveaux d'eau influe également sur la propagation d'espèces végétales envahissantes, comme les *Phragmites*, qui peuvent empiéter sur des peuplements indigènes et modifier l'habitat disponible pour les poissons et d'autres organismes. Ce sous-indicateur est directement lié aux autres sous-indicateurs de la catégorie Habitats et espèces, en particulier les sous-indicateurs relatifs aux milieux humides côtiers. Les IIB individuels, tels que celui sur les poissons qui est utilisé dans la présente évaluation, sont utiles en tant qu'indicateurs indépendants, mais il est important de les évaluer conjointement avec les autres indicateurs des milieux humides côtiers pour obtenir une évaluation globale de la santé des milieux humides côtiers des Grands Lacs. En effet, les différents sous-indicateurs indiquent les perturbations anthropiques à différentes échelles spatiales et temporelles et ont une résolution de détection variable. Voir le site Web suivant pour de plus amples renseignements sur les paramètres des indicateurs : greatlakeswetlands.org/Sampling-protocols.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées pour l'évaluation sont ouvertement disponibles et accessibles.	Oui	Les données peuvent être consultées ici : www.greatlakeswetlands.org		

Limites des données

Ce sous-indicateur ne peut être utilisé que lorsque la profondeur de l'eau est suffisante pour l'utilisation de verveux. Chaque année, environ 200 sites font l'objet d'échantillonnages par le GLCWMP, mais, en moyenne, seulement 100 sites environ font l'objet d'un échantillonnage ciblant les poissons. Plusieurs sites font uniquement l'objet d'échantillonnages par des équipes responsables des oiseaux et des anoures, car ces équipes peuvent terminer leur échantillonnage plus rapidement et ont donc la capacité de travailler dans un plus grand nombre de sites que les équipes responsables des poissons, des macroinvertébrés et des végétaux. Par conséquent, la santé de l'écosystème ne peut pas être évaluée pour tous les milieux humides ayant fait l'objet d'échantillonnages au moyen des IIB des poissons. De plus, des IIB de poissons ont été élaborés pour un sous-ensemble de zones de végétation monodominante dans les milieux humides côtiers (*Typha*, *Schoenoplectus*, végétation aquatique submergée, nénuphars). Les IIB des poissons peuvent seulement être calculés pour les milieux humides où des poissons ont été capturés dans ces peuplements de végétation. De plus, les verveux peuvent ne pas être aussi efficaces pour capturer toutes les espèces et classes de taille de poissons des milieux humides (Clement et *al.*, 2014).

Remerciements

Auteurs

Donald G. Uzarski, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).
Matthew J. Cooper, Burke Center for Freshwater Innovation, Northland College, Ashland (Wisconsin), États-Unis.

Bridget Wheelock, Institute for Great Lakes Research et Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).
Allison Kneisel, Institute for Great Lakes Research et Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).

Contributeurs

Valerie J. Brady, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota Duluth, Duluth (Minnesota), États-Unis.
John Brazner, US Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division, Duluth (Minnesota) (2006).
Thomas M. Burton, Departments of Zoology and Fisheries and Wildlife, Michigan State University, East Lansing (Michigan) (2006).
Jan J.H. Ciborowski, Département des sciences biologiques, Université de Windsor, Windsor (Ontario).
Joseph P. Gathman, University of Wisconsin-River Falls, River Falls (Wisconsin), États-Unis.
Greg P. Grabas, Environnement et Changement climatique Canada, Toronto (Ontario), Canada.
David Jude, School of Natural Resources and the Environment, University of Michigan, Ann Arbor (Michigan) (2006).
Gary A. Lamberti, University of Notre Dame, Notre Dame (Indiana), États-Unis.
Ashley H. Moerke, Aquatic Research Laboratory, Lake Superior State University, Sault Ste. Marie (Michigan) États-Unis.
Carl R. Ruetz III, Annis Water Resources Institute, Grand Valley State University, Muskegon (Michigan), États-Unis.
Danielle J. Sass, chercheur universitaire de l'Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE), nommé au Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'USEPA (2008).
Douglas A. Wilcox, Department of Environmental Science and Biology, SUNY College at Brockport, Brockport (New York), États-Unis.

Sources d'information

Albert, D.A. et L. Simonson. 2004. *Coastal wetland inventory of the Great Lakes region* (GIS coverage of U.S. Great Lakes: www.glc.org/wetlands/inventory.html), Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Chapman D.C., A.J Benson, H.S. Embke, N.R. King, P.M. Kočovský, T.D. Lewis et N.E. Mandrak. 2021. Status of the major aquaculture carps of China in the Laurentian Great Lakes Basin. Journal of Great Lakes Research 47:3–13.

Clement T.A., K. Pangle, D.G. Uzarski et B.A. Murry. 2014. Effectiveness of fishing gears to assess fish assemblage size structure in small lake ecosystems. Fisheries Management and Ecology 21:211–219.

Cooper, M.J., G.A. Lamberti, A.H. Moerke, C.R. Ruetz, D.A. Wilcox, V.J. Brady, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, J.P. Gathman, G.P. Grabas, L.B. Johnson et D.G. Uzarski. 2018. An expanded fish-based index of biotic integrity for Great Lakes coastal wetlands. Environmental Monitoring and Assessment. 190: 580.

GLANSIS. Great Lakes Aquatic Non-indigenous Species Information System. NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory. https://www.glerl.noaa.gov/glansis/

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. http://www.glc.org/wetlands/inventory.html Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Johnson, L.B., J. Olker, J.J.H. Ciborowski, G.E. Host, D. Breneman, V. Brady, J. Brazner et N. Danz. 2006. Identifying

Response of Fish Communities in Great Lakes Coastal Regions to Land Use and Local Scale Impacts. *Bull. N. Am. Benthol. Soc.*

Kovalenko K.E., L.B. Johnson, C.M. Riseng, M.J. Cooper, K. Johnson, L.A. Mason, J.E. McKenna, B.L. Sparks-Jackson et D.G. Uzarski. 2018. Great Lakes coastal fish habitat classification and assessment. *Journal of Great Lakes Research* 44:1100–1109.

Seilheimer, T.S. et P. Chow-Fraser. 2006. Development and use of the Wetland Fish Index to assess the quality of coastal wetlands in the Laurentian Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63:354-366.

Seilheimer, T.S. et P. Chow-Fraser. 2007. Application of the Wetland Fish Index to Northern Great Lakes Marshes with Emphasis on Georgian Bay Coastal Wetlands. Journal of Great Lakes Research. 33.3:154-171.

Thoma. R.F. 1999. Biological monitoring and an index of biotic integrity for Lake Erie's nearshore waters. In *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities* (éd). T.P. Simon. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 417-461.

U.S. Fish and Wildlife Service. 2002. Asian Carp, Key to Identification. Pamphlet. LaCross Fishery Resources Office, Onalaska, WI. http://www.fws.gov/midwest/lacrossefisheries/reports/asian_carp_key.pdf.

Uzarski, D.G., T.M. Burton, M.J. Cooper, J. Ingram et S. Timmermans. 2005. Fish Habitat Use Within and Across Wetland Classes in Coastal Wetlands of the Five Great Lakes: Development of a Fish Based Index of Biotic Integrity. *Journal of Great Lakes Research* 31(1):171-187.

Uzarski, D.G., V.J. Brady, M.J. Cooper, D.A. Wilcox, D.A. Albert, R. Axler, P. Bostwick, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, N.P. Danz, J. Gathman, T. Gehring, G. Grabas, A. Garwood, R. Howe, L.B. Johnson, G.A. Lamberti, A. Moerke, B. Murry, G. Niemi, C.J. Norment, C.R. Ruetz III, A.D. Steinman, D. Tozer, R. Wheeler, T.K. O'Donnell et J.P. Schneider. 2017. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at the Laurentian Great Lakes basin-wide scale. *Wetlands*. 37:15-32.

Liste des tableaux

Tableau 1. Nombre de sites distincts échantillonnés, nombre d'activités d'échantillonnage (y compris les échantillonnages multiples aux mêmes sites), total des espèces de poissons et des espèces non indigènes présentes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, et statistiques sommaires, par pays, des sites échantillonnés de 2011 à 2019. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski *et al.* (2017)

Tableau 2. Nombre de sites distincts échantillonnés, nombre d'activités d'échantillonnage, nombre d'activités d'échantillonnage liées à l'IIB, total des espèces de poissons et des espèces non indigènes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, et statistiques sommaires, par lac, pour les sites échantillonnés de 2011 à 2019.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski *et al.* (2017)

Liste des figures

Figure 1. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 2. Nombre de sites faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2019, n = 649.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 3. IIB moyen pour les lacs Érié et Ontario (A), les lacs Michigan et Huron (B) et le lac Supérieur (C) de 2011 à 2019. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de confiance à 95 %. Les valeurs de l'IIB varient de 1 qui indique une dégradation, à 5, qui correspond aux conditions de référence. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 4. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du lac Supérieur. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 5. Nombre de sites du lac Supérieur faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 68. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 6. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) par rapport à celui de 2016 à 2019 (C et D) dans l'ensemble du lac Michigan. Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 7. Nombre de sites du lac Michigan faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 109.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 8. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) par rapport à celui de 2016 à 2019 (C et D) dans l'ensemble du lac Huron.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 9. Nombre de sites du lac Huron faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 206.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 10. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du lac Érié.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 11. Nombre de sites du lac Érié faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 83.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 12. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du lac Ontario.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 13. Nombre de sites du lac Ontario faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 183.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

	Ensemble des taxons de poissons						Taxons non indigènes			
Pays	Nbre de sites	Nbre d'éch.	Moy.	Max.	Min.	Écart-type	Moy.	Max.	Min.	Écart-type
Canada	178	276	8,9	20	1	3,6	0,7	4	0	0,8
États-Unis	308	484	12,0	26	2	4,7	0,9	6	0	1,0

Tableau 1. Nombre de sites distincts échantillonnés, nombre d'activités d'échantillonnage (y compris les échantillonnages multiples aux mêmes sites), total des espèces de poissons et des espèces non indigènes présentes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, et statistiques sommaires, par pays, des sites échantillonnés de 2011 à 2019.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et al. (2017)

	Ensemble des taxons de poissons						Taxons non indigènes		
Lac	Nbre de sites	Nbre d'éch.	Nbre d'éch. (IIB)	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.
Érié	61	103	83	10	23	2	1,4	5	0
Huron	168	255	206	11	25	1	0,5	4	0
Michigan	76	122	109	12	26	3	1	5	0
Ontario	127	194	183	10	20	2	0,8	4	0
Supérieur	54	86	68	12	24	3	0,6	6	0

Tableau 2. Nombre de sites distincts échantillonnés, nombre d'activités d'échantillonnage, nombre d'activités d'échantillonnage liées à l'IIB, total des espèces de poissons et des espèces non indigènes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, et statistiques sommaires, par lac, pour les sites échantillonnés de 2011 à 2019.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et al. (2017)

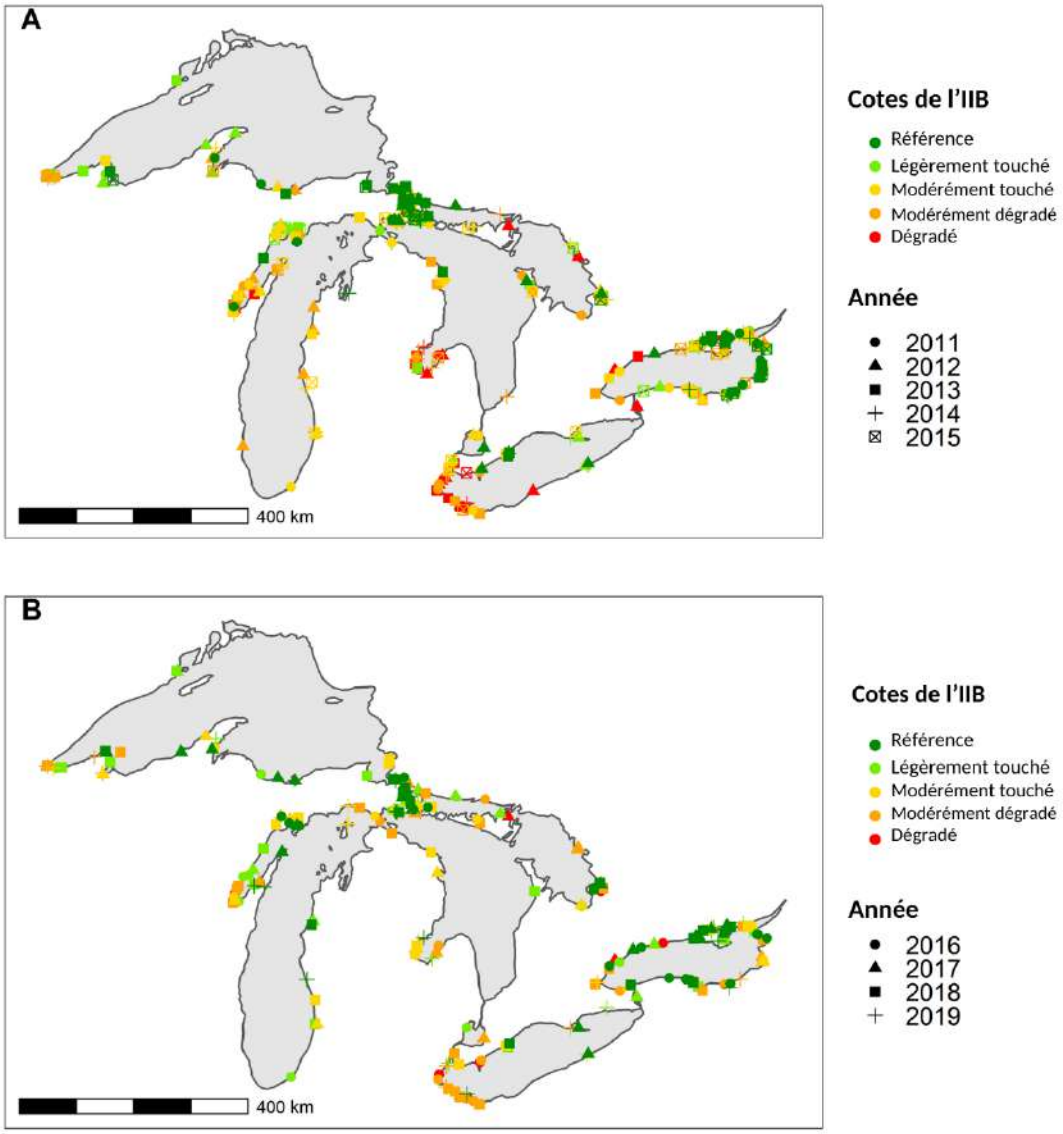


Figure 1. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

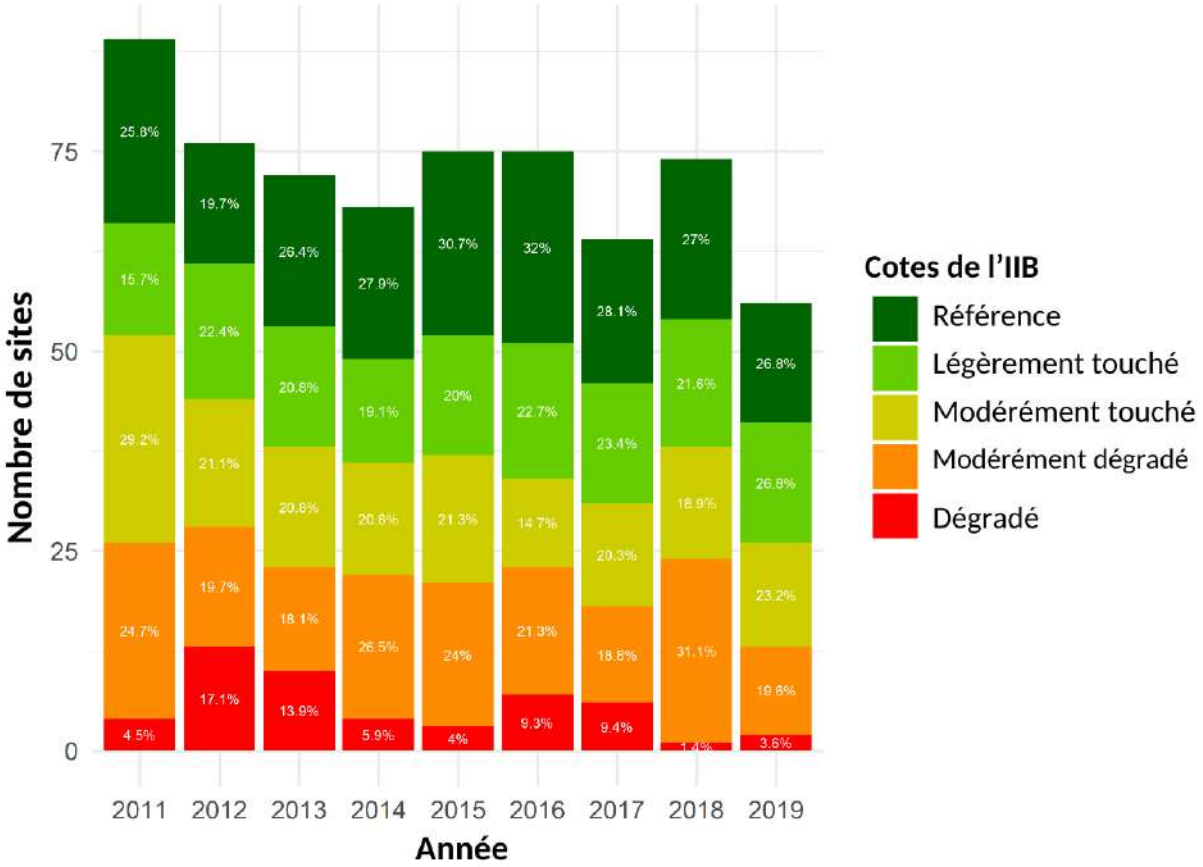


Figure 2. Nombre de sites faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2019, n = 649.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

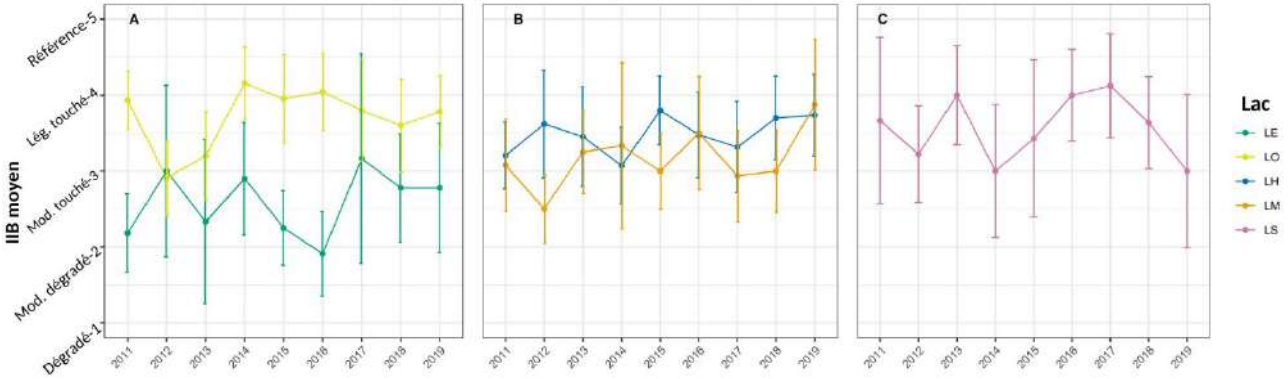


Figure 3. IIB moyen pour les lacs Érié et Ontario (A), les lacs Michigan et Huron (B) et le lac Supérieur (C) de 2011 à 2019. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de confiance à 95 %. Les valeurs de l'IIB varient de 1, qui indique une dégradation, à 5, qui correspond aux conditions de référence.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

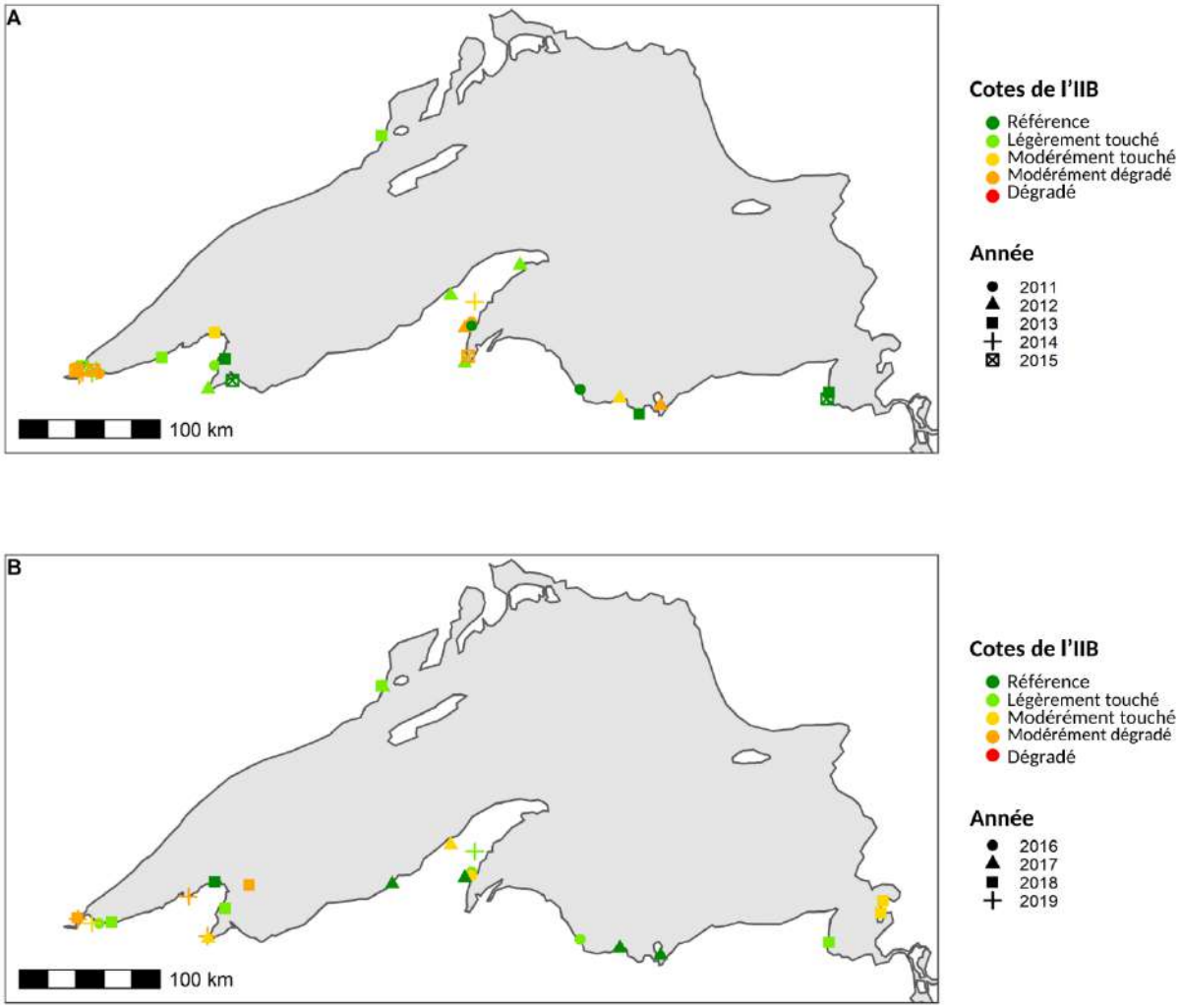


Figure 4. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 dans l'ensemble du lac Supérieur.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

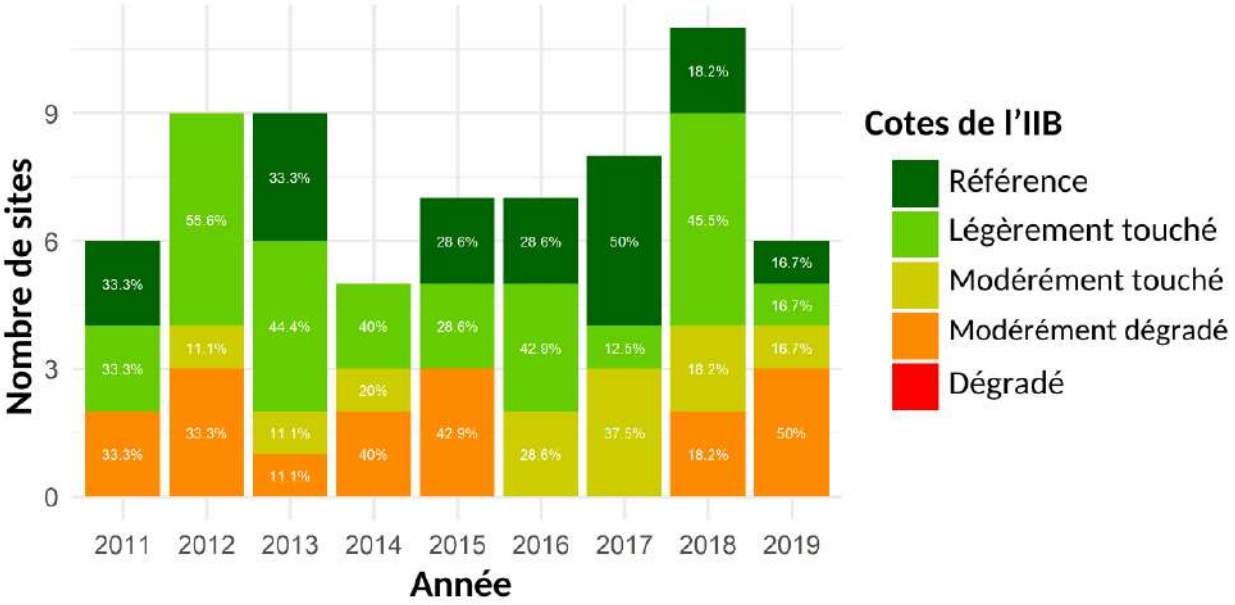


Figure 5. Nombre de sites du lac Supérieur faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 68.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

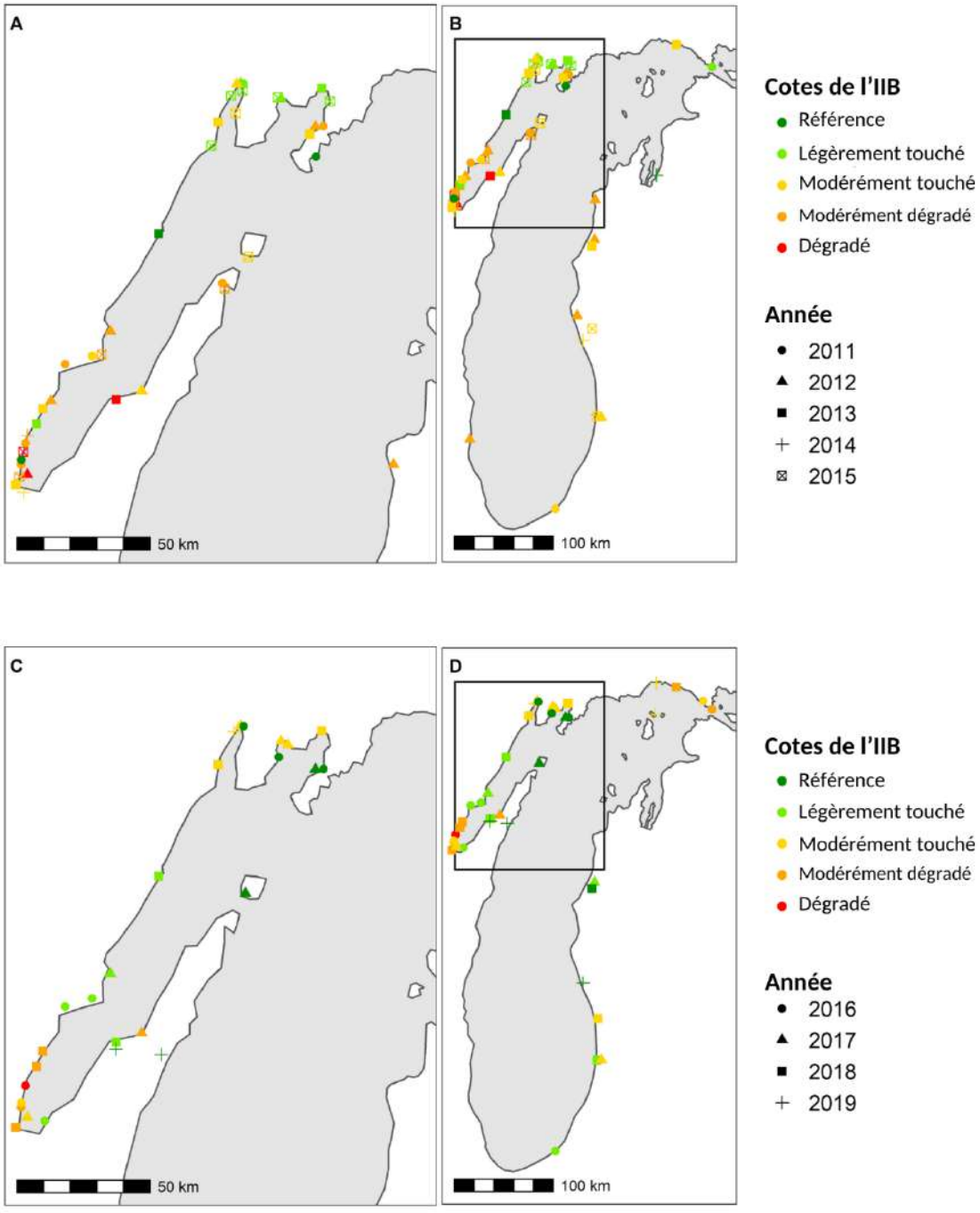


Figure 6. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) par rapport à celui de 2016 à 2019 (C et D) dans l'ensemble du lac Michigan.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

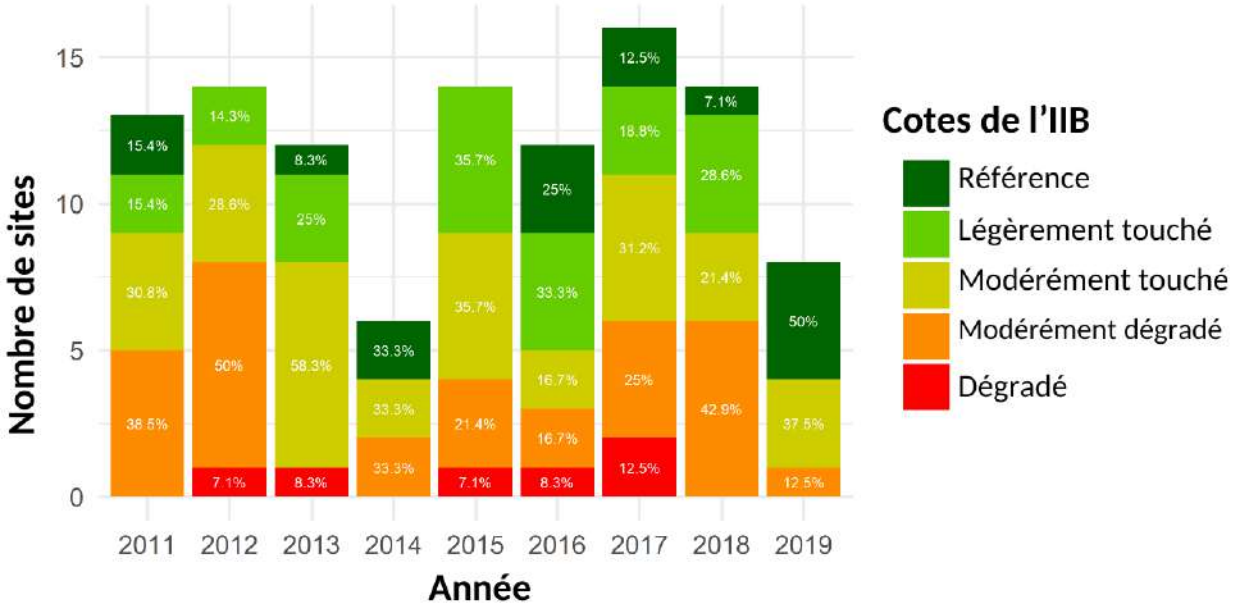


Figure 7. Nombre de sites du lac Michigan faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 109.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

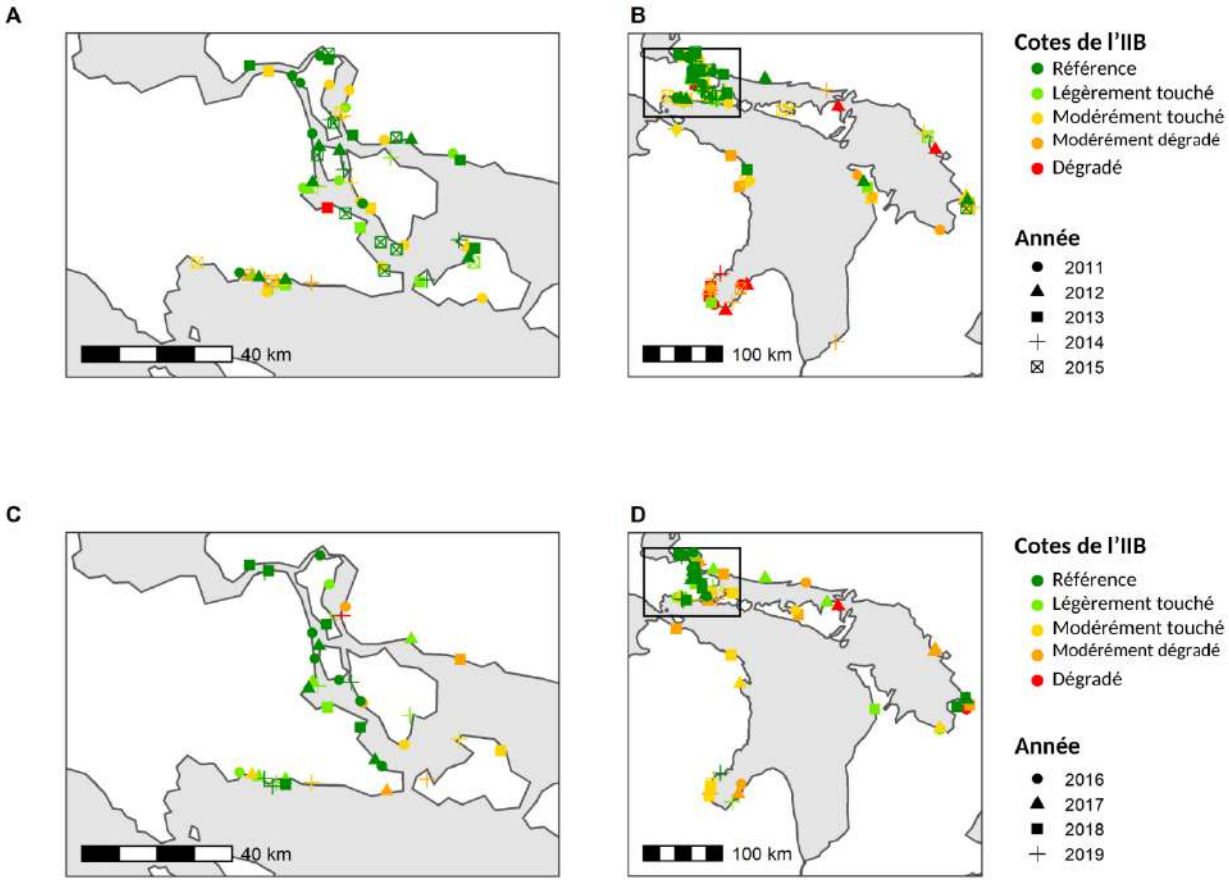


Figure 8. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A et B) par rapport à celui de 2016 à 2019 (C et D) dans l'ensemble du lac Huron.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

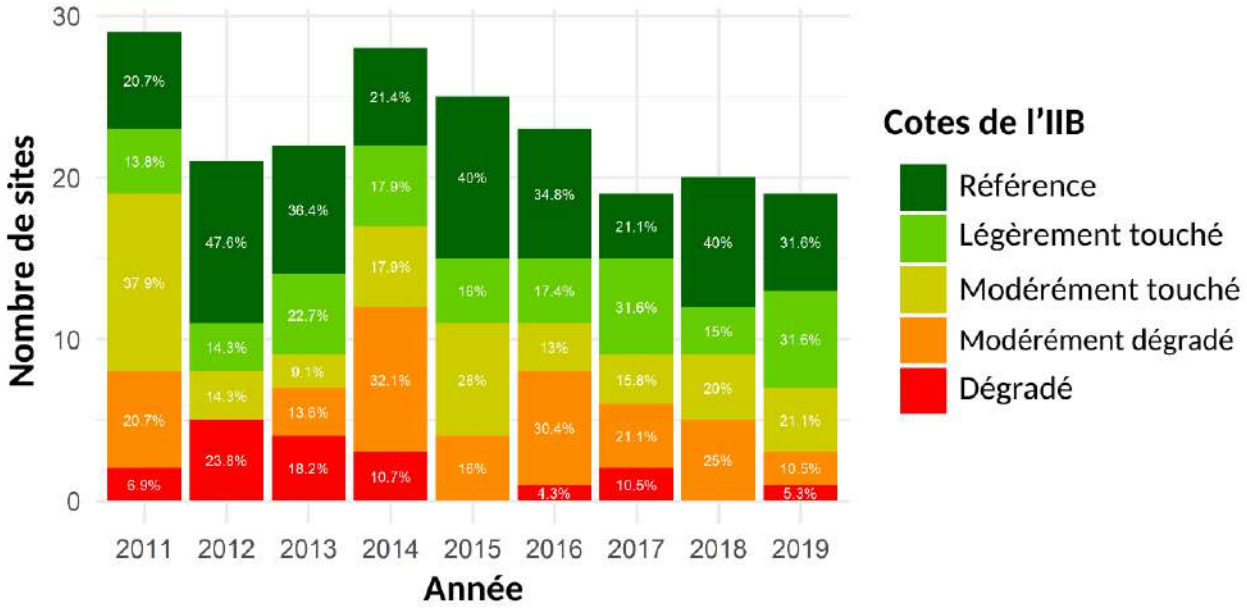


Figure 9. Nombre de sites du lac Huron faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 206.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

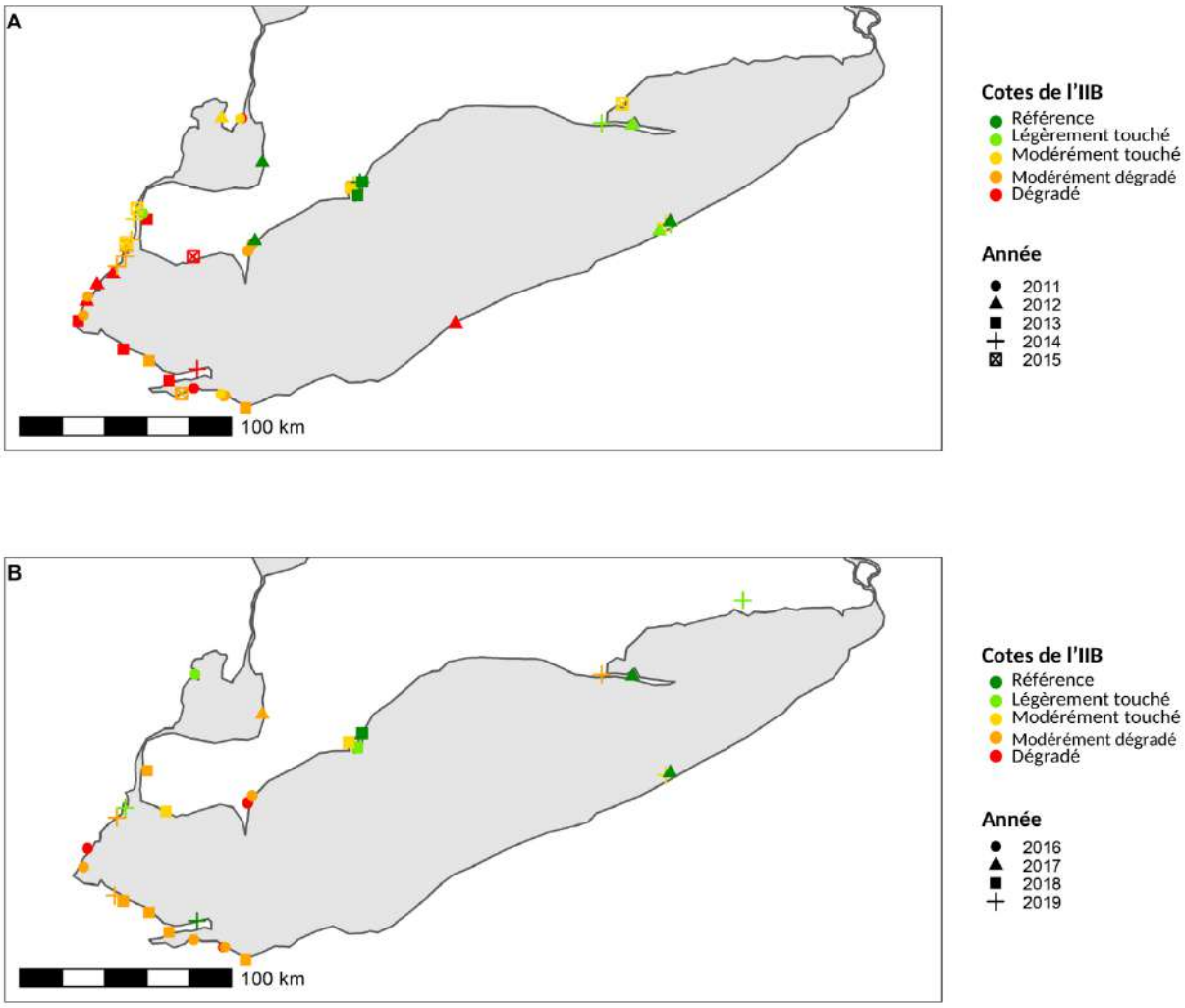


Figure 10. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du lac Érié.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

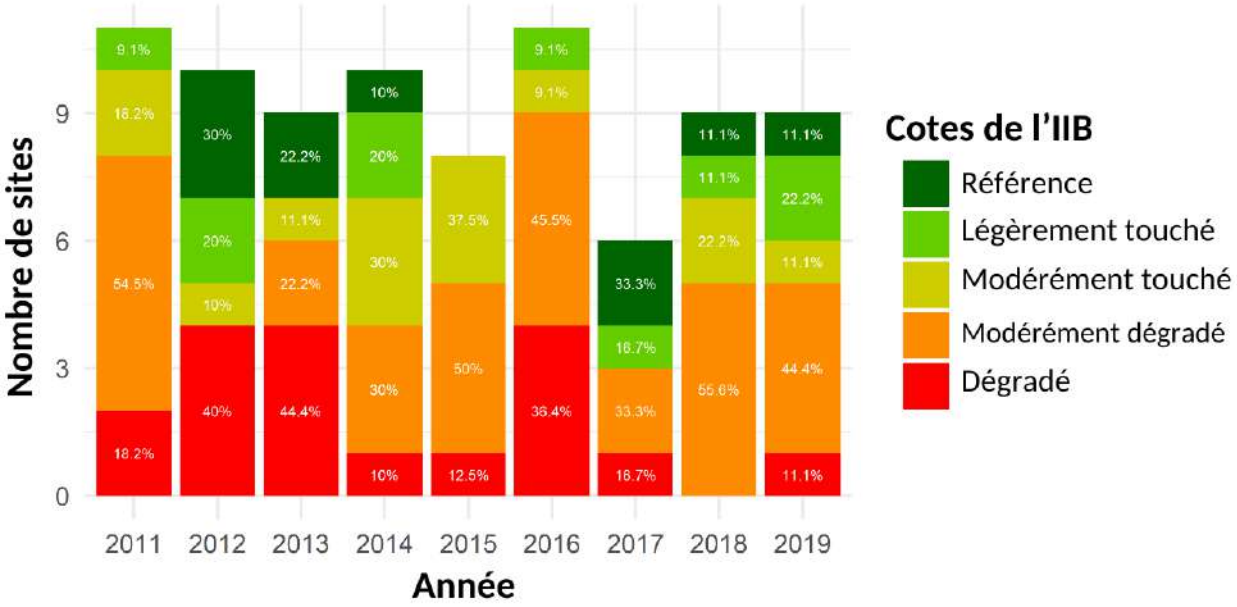


Figure 11. Nombre de sites du lac Érié faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 83.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

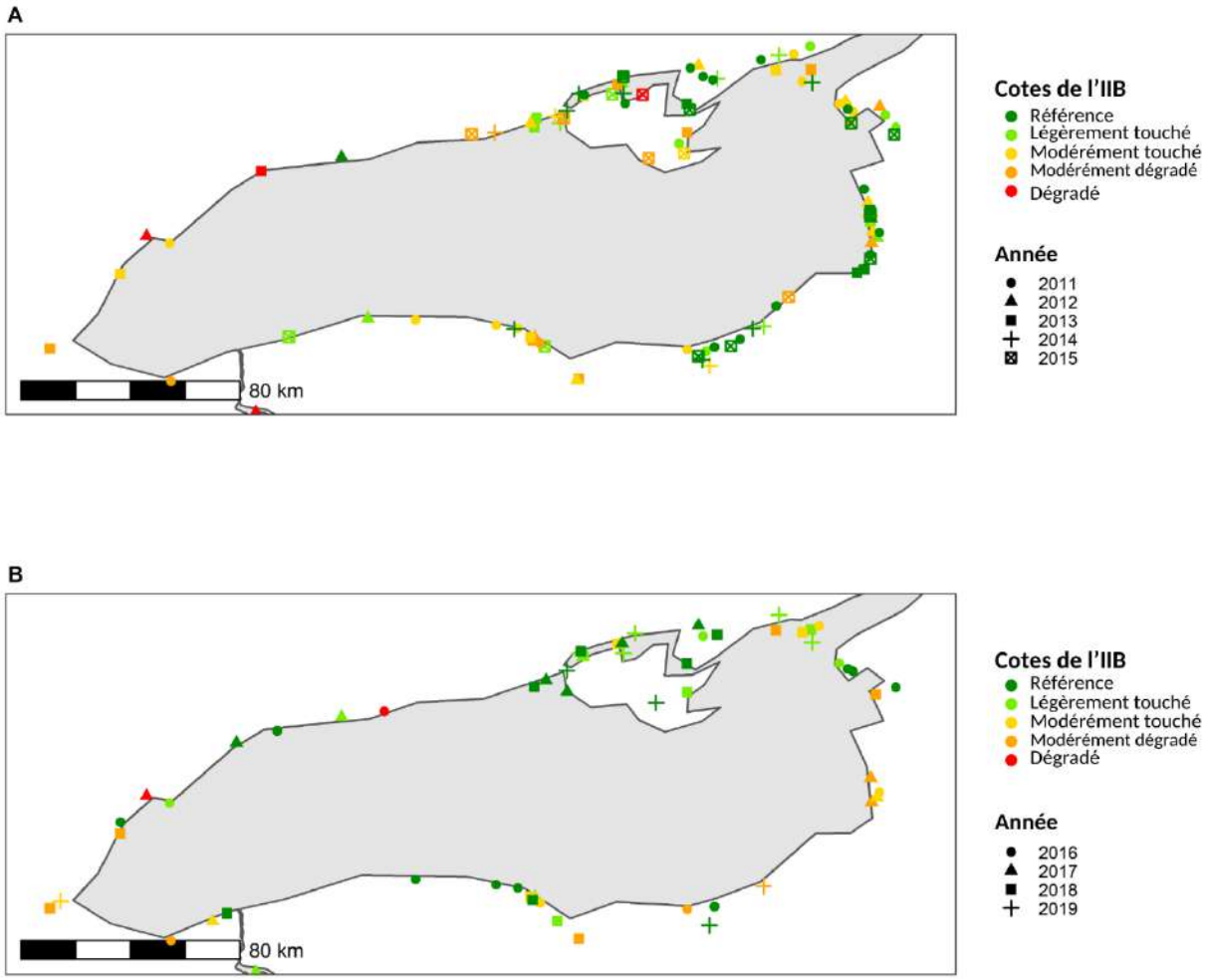


Figure 12. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers de 2011 à 2015 (A) par rapport à celui de 2016 à 2019 (B) dans l'ensemble du lac Ontario.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

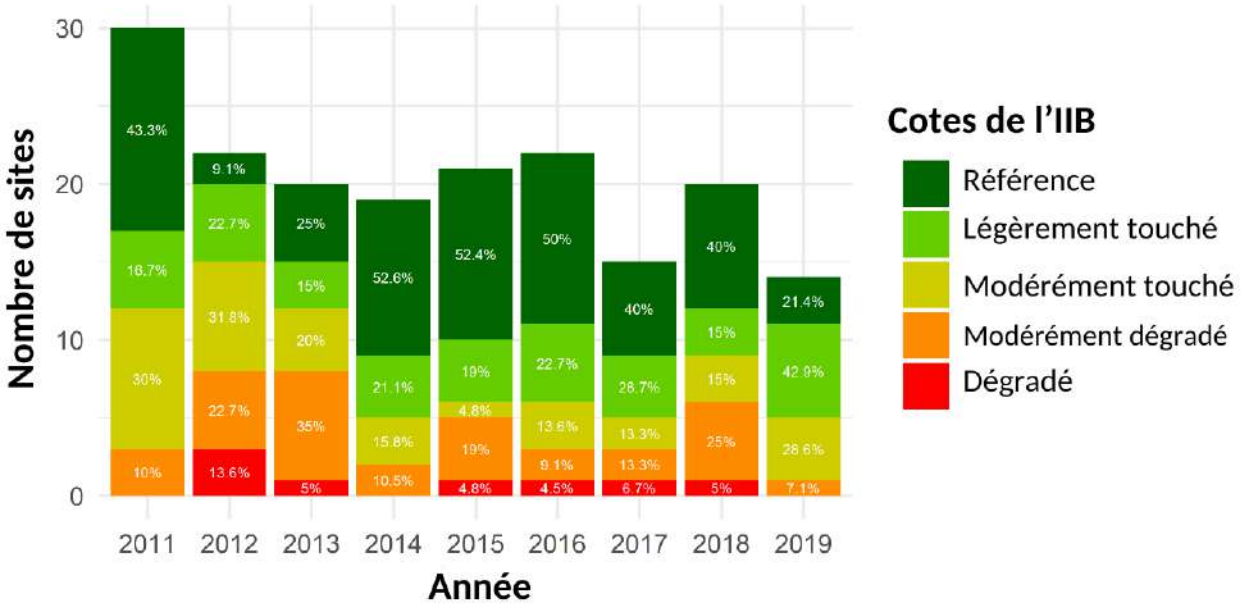


Figure 13. Nombre de sites du lac Ontario faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons des milieux humides côtiers, de 2011 à 2019, n = 183.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Sous-indicateur : Amphibiens des terres humides côtières

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : S'améliore

Tendance à long terme (1995-2020) : S'améliore

Justification : La médiane de l'indice de l'état écologique (IEE) modifié, un indicateur biotique objectif qui résume les observations normalisées des anoures reproducteurs (c.-à-d. des grenouilles, des rainettes et des crapauds de l'ordre des Anura) dans les terres humides côtières (voir la section Analyse plus bas pour plus de détails), était de 5,8 (sur 10) selon les données de 2019-2020, tandis que l'IEE médian a fluctué entre 3,3 et 6,5 de 1995 à 2020. Les IEE ont montré une importante hausse de 4,2 % par année au cours des 10 années précédentes (2010-2020). Veuillez remarquer que la situation et les tendances ont été déterminées de façon distincte pour l'évaluation globale, à partir des données de chacun des bassins lacustres, plutôt que de calculer la moyenne des évaluations lac par lac présentées ci-après. Les IEE dans les terres humides côtières étaient nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac Ontario et du lac Érié, dans la portion sud du lac Michigan, ainsi que dans la portion sud de la baie Green du lac Michigan, où l'empreinte globale de l'aménagement humain est considérable par comparaison avec la majorité des autres lacs et où, en règle générale, une combinaison d'IEE faibles et élevés a été constatée. Il y a eu une exception : des IEE faibles ont été relevés le long de parties du littoral du lac Supérieur, où l'empreinte humaine est relativement faible, mais où la présence d'anoures est encore plus limitée, sans doute en raison de facteurs environnementaux naturels.

Les définitions des situations évaluées et des tendances évaluées sont présentées après la section « Évaluation lac par lac ».

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : L'IEE médian dans les terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures était de 5,3 selon les données de 2019-2020 et a fluctué entre 2,1 et 6,9 de 1995 à 2020. Même si les paysages de la zone côtière du lac Supérieur sont généralement non agricoles et peu aménagés, les terres humides côtières du lac Supérieur (à quelques exceptions notables près) sont relativement petites, ont tendance à avoir une productivité plus faible (tourbières) et sont très différentes du reste des lacs sur le plan écologique. Situées le plus au nord dans le Bouclier canadien, lequel est relativement improductif, ces terres présentent aussi un climat plus frais que celui des terres des lacs plus au sud, ce qui pourrait limiter la distribution des anoures. Ces facteurs contribuent du moins en partie à certaines cotes peu élevées obtenues comparativement à celles des autres lacs.

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : L'IEE médian dans les terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures était de 6,1 selon les données de 2019-2020 et a fluctué entre 1,2 et 6,5 de 1995 à 2020. Certaines terres humides côtières de la meilleure qualité pour les anoures sont situées au lac Michigan, même si les facteurs de stress liés à l'agriculture et à l'aménagement sont assez puissants dans certaines parties des zones côtières de ce lac. Les IEE inférieurs dans les terres humides côtières des portions sud du lac et de la baie Green comparativement au reste du lac sont vraisemblablement attribuables à de puissants facteurs de stress liés à l'aménagement.

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)

État : Bon

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : Inchangée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : L'IEE médian dans les terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures s'élevait à 6,5 selon les données de 2019-2020 et a fluctué entre 3,2 et 7,2 de 1995 à 2020. Les IEE n'ont pas augmenté ou diminué de façon significative durant la période 2010-2020. Certaines terres humides côtières de la meilleure qualité pour les anoures sont situées au lac Huron, même si les facteurs de stress liés à l'agriculture et à l'aménagement sont assez puissants dans certaines parties des zones côtières de ce lac.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1995-2020) : Inchangée

Justification : L'IEE médian dans les terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures s'élevait à 4,8 selon les données de 2019-2020 et a fluctué entre 3,5 et 5,5 de 1995 à 2020. Les IEE n'ont pas augmenté ou diminué de façon significative durant la période 2010-2020. Les IEE dans les terres humides côtières étaient nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac, où l'empreinte globale de l'aménagement humain est considérable. De tous les bassins lacustres, celui du lac Érié a présenté le plus faible IEE médian pour les terres humides côtières, étant à peine moins bon que celui du lac Supérieur et du lac Ontario.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : S'améliore

Tendance à long terme (1995-2020) : S'améliore

Justification : L'IEE médian dans les terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures s'élevait à 6,2 selon les données de 2019-2020 et a fluctué entre 2,6 et 7,2 de 1995 à 2020. Les IEE ont augmenté de façon significative durant la période 2010-2020, soit de 5,6 % par année. Les IEE dans les terres humides côtières étaient

nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac, où l'empreinte globale de l'aménagement humain est considérable.

Définitions pour l'évaluation de l'état

Les indices normalisés (valeurs ou cotes de l'IEE) se situent entre 0 (état médiocre ou le plus dégradé) et 10 (bon état ou le moins dégradé). L'état sera déterminé en comparant l'IEE médian dans les terres humides côtières de la plus récente année (pour le rapport de 2022, l'état repose sur les données de 2019-2020 parce que la taille des échantillons a été relativement restreinte en 2020) avec les percentiles basés sur les données de toutes les terres humides côtières de toutes les années depuis 2011 inclusivement. La couverture des terres humides côtières des Grands Lacs a été la meilleure depuis 2011 grâce à la mise en œuvre du programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program [CWMP]). Veuillez remarquer que les valeurs qui définissent les cotes Médiocre, Passable et Bonne présentées ci-après ne sont plus les mêmes que celles utilisées dans le rapport précédent (Tozer et *al.*, 2019), pour les raisons suivantes : 1) sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport, de façon à refléter le véritable état d'une terre humide; 2) nombre accru d'années de données utilisées pour le calcul des valeurs comparativement au dernier rapport.

Bon : La plupart ou toutes les composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; IEE > 66^{e} percentile (pour le rapport de 2022, IEE > 6,4).

Passable : Certaines composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; 33^{e} percentile ≤ IEE ≤ 66^{e} percentile (pour le rapport de 2022, 4,4 ≤ IEE ≤ 6,4).

Médiocre : Très peu ou pas de composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; IEE < 33^{e} percentile (pour le rapport de 2022, IEE < 4,4).

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions pour l'évaluation des tendances

Les populations d'anoures reproducteurs régionales et locales fluctuent naturellement au fil du temps, et par conséquent, plusieurs années de données de surveillance permettant une couverture géographique adéquate dans l'ensemble des endroits ciblés seront nécessaires pour détecter toutes les tendances, sauf peut-être les plus évidentes. L'interprétation de ce sous-indicateur pourrait être améliorée par un examen parallèle des tendances observées dans d'autres sous-indicateurs des terres humides.

Les termes « S'améliore », « Inchangée » et « Se détériore » ont été appliqués en fonction de la moyenne géométrique des taux de changement (% de changement/année) d'une version modifiée d'un indice normalisé de la santé de l'écosystème fondé sur les anoures reproducteurs des terres humides, soit l'indice de l'état écologique, ou IEE (Howe et *al.*, 2007a, 2007b), à l'aide de l'équation 4 de Smith et *al.* (2014; voir la section Analyse plus bas pour plus de détails). La signification statistique des tendances a été évaluée par la technique d'auto-amorçage paramétrique en R (R Core Team, 2020) avec le programme « boot » (Canty et Ripley, 2013) et 1 000 réplicats par auto-amorçage (bootstrap). Il était nécessaire de procéder à l'auto-amorçage de cette façon pour tenir compte de la précision variable de l'estimation annuelle de départ et de l'estimation annuelle de fin qui ont été utilisées pour le calcul de chacune des tendances. En ce qui concerne les tendances sur 10 ans, l'année de départ retenue a été

2010 et l'année de fin, 2020, tandis que pour les tendances à long terme, la période prise en compte a débuté en 1995 et s'est terminée en 2020. L'année 2010 a été choisie pour le début des tendances sur 10 ans, parce que durant la période de 2010 à 2020, 10 transitions sont possibles entre les années, et elle a été considérée comme la plus représentative de la tendance durant la décennie la plus récente (IUCN Standards and Petitions Committee, 2019). Les estimations des tendances à un intervalle de confiance de 95 % qui ne chevauchaient pas zéro (0) ont été considérées comme statistiquement significatives.

S'améliore : Augmentation statistiquement significative de l'IEE sur les 10 années les plus récentes.

Inchangée : Pas d'augmentation ni de diminution statistiquement significative de l'IEE sur les 10 années les plus récentes.

Se détériore : Diminution statistiquement significative de l'IEE sur les 10 années les plus récentes.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour permettre l'établissement d'une tendance.

Objectifs ou cibles

Les objectifs seront établis selon les données existantes. Des objectifs de rechange pourraient être utilisés dans certains cas, selon les données historiques ou l'opinion d'experts, si les auteurs le décident et le justifient. Les objectifs de ce sous-indicateur n'ont pas été définis pour le rapport de 2022, en raison de l'incertitude quant à la meilleure façon de calculer des objectifs significatifs. Les auteurs continuent de travailler à l'élaboration d'objectifs significatifs.

Raison d'être du sous-indicateur

Évaluer la situation et les tendances qui ont trait à la santé de l'écosystème des terres humides côtières des Grands Lacs en mesurant directement la composition et l'abondance relative des anoures reproducteurs. Le sous-indicateur permet donc de déduire l'état de l'habitat des terres humides côtières en ce qui concerne la santé de cette composante importante sur les plans écologique et culturel des communautés des terres humides.

Objectif pour l'écosystème

Les terres humides côtières offrent un habitat essentiel aux divers stades du cycle biologique de nombreuses espèces sauvages, dont les anoures, qui sont reconnus pour leur sensibilité à la contamination environnementale et à la dégradation de l'habitat et qui constituent un élément important des chaînes trophiques de la zone côtière des Grands Lacs (Knutson *et al.*, 1999; Price *et al.*, 2004, 2007; Gnass Giese *et al.*, 2018). La conservation des terres humides côtières restantes et la restauration des terres humides qui ont été dégradées ou détruites sont des composantes vitales de la remise en état de l'écosystème des Grands Lacs, et ce sous-indicateur peut être utilisé pour présenter les progrès réalisés vers l'atteinte d'un tel objectif.

Ce sous-indicateur appuie notamment le travail visant à atteindre le cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure

Contexte : Les anoures reproducteurs des terres humides sont influencés par les composantes physiques, chimiques et biologiques des terres humides et des paysages avoisinants. Par exemple, l'occurrence ou la réussite de la reproduction de plusieurs espèces dans le bassin des Grands Lacs diminue à mesure (1) que la taille des terres humides diminue; (2) que l'habitat des terres humides et le couvert naturel dans les paysages avoisinants diminuent ou que leur qualité se dégrade; (3) que la pollution causée par les pesticides, les herbicides et le ruissellement des sédiments augmente (Hecnar, 1995; Hecnar et M'Closkey, 1996, 1998; Bishop et *al.*, 1999; Crosbie et Chow Fraser, 1999; Kolozsvary et Swihart, 1999; Houlahan et Findlay, 2003; Price et *al.*, 2004; Brazner et *al.*, 2007a, 2007b; Gagné et Fahrig, 2007; Eigenbrod et *al.*, 2008a, 2008b). L'occurrence ou l'abondance des anoures sensibles qui se reproduisent dans les terres humides est par conséquent un indicateur précieux de la santé des milieux humides et du paysage environnant.

Données : Plusieurs initiatives assurent la surveillance des anoures reproducteurs des terres humides des Grands Lacs. Le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), coordonné par Oiseaux Canada, a débuté en 1995 et a été exécuté chaque année depuis lors dans les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays dans une bonne partie du bassin des Grands Lacs; c'est une des initiatives qui existent depuis le plus longtemps (Tozer, 2013, 2016, 2020). Certains des rapports produits antérieurement pour ce sous-indicateur ne reposent que sur les données de ce programme à grande échelle toujours en cours (p. ex., Tozer, 2014). De 2001 à 2005, le Natural Resource Research Institute (NRRI) de l'Université du Minnesota à Duluth a mené un ambitieux projet multiétablissements d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (Great Lakes Environmental Indicator Project [GLEI]) qui visait à évaluer la santé biotique globale des terres humides côtières dans la partie étatsunienne des Grands Lacs (Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Hanowski et *al.*, 2007a, 2007b). Plus récemment, le CWMP, un partenariat entre l'USEPA et la Central Michigan University, a été lancé en 2011, et il est prévu qu'il se poursuive au moins jusqu'en 2025 partout dans les zones côtières canadiennes et étatsuniennes des Grands Lacs (Uzarski et *al.*, 2017). Ces projets et programmes sont conçus un peu différemment, mais ils s'appuient sur des dénombrements ponctuels normalisés, d'une durée fixe, qu'il est possible d'adapter pour maximiser la compatibilité entre les projets. Pour réunir un grand nombre de participants bénévoles ayant reçu de la formation afin d'obtenir de gros échantillons à un coût relativement peu élevé, le PSMGL permet aux participants de choisir les terres humides qu'ils échantillonneront et les points d'échantillonnage au sein de ces dernières. Cette méthode se justifie si on suppose que ces sites d'échantillonnage sont représentatifs des terres humides de la région visée. Par contre, dans le cadre des projets GLEI et le CWMP, les terres humides à échantillonner sont choisies par un échantillonnage aléatoire stratifié, et du personnel professionnel rémunéré effectue les relevés à des points d'échantillonnage situés au sein de ces terres. Néanmoins, tous les projets et programmes ciblent des terres humides dominées par des espèces végétales émergentes non ligneuses, comme les massettes (*Typha* spp.) et les carex (*Carex* spp.), et les points d'échantillonnage se trouvent dans les terres humides. Dans le présent rapport, les ensembles de données mentionnés ci-dessus ont été réunis afin de générer une analyse exhaustive de la situation des anoures reproducteurs des terres humides côtières des Grands Lacs, de la tendance les concernant, et de la santé des terres humides auxquelles ils sont associés.

Relevés : Les anoures ont été dénombrés jusqu'à une distance illimitée depuis un point (appelé ci-après, « point d'échantillonnage ») situé près de l'interface (le littoral) entre les terres humides et l'arrière-pays d'un milieu humide. Jusqu'à 6 points d'échantillonnage pouvaient être utilisés pour un même milieu humide, selon sa taille. Chacun de ces points a fait l'objet d'un dénombrement de trois minutes, à trois reprises, à au moins 10 ou 15 jours d'intervalle, pendant la saison principale de reproduction des anoures, en règle générale entre la fin de mars et le début de juillet. Les dénombrements ont eu lieu la nuit, entre une demi-heure et 4,5 heures après le coucher de soleil local et seulement lorsque les conditions météorologiques étaient propices à la détection de toutes les espèces présentes

(pas de fortes précipitations ni de précipitations persistantes; vent : 0-3 sur l'échelle de Beaufort, 0-19 km/h). Le premier dénombrement de la saison a eu lieu lorsque la température de l'air pendant la nuit a atteint plus de 5 °C environ, le deuxième lorsque la température de l'air nocturne a atteint plus de 10 °C environ et le troisième lorsque la température a atteint plus de 17 °C environ. À quelques exceptions près, les seuls emplacements échantillonnés se trouvaient sur le littoral, en raison des problèmes de sécurité sur l'eau, la nuit. Les protocoles utilisés par chacun des projets étaient semblables à celui du Programme de surveillance des amphibiens de l'Amérique du Nord (Weir et *al.*, 2009, 2014).

Analyse : Il existe de nombreuses méthodes d'analyse des données sur les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières des Grands Lacs. Certaines analyses antérieures effectuées pour le présent rapport reposaient sur la situation séparée de huit espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides et la tendance séparée concernant leur présence (p. ex., Tozer, 2014). Il est possible également d'utiliser divers indices de la santé des milieux humides, qui associent les données d'une série d'espèces (p. ex., Chin et *al.*, 2014). Cette dernière façon de procéder est probablement plus objective et plus pratique pour les besoins du rapport État des Grands Lacs, parce qu'elle fournit une seule mesure englobante qui représente la réaction collective des espèces d'anoures reproducteurs à l'état des terres humides. Les mesures portant sur plusieurs espèces, comme l'indice largement utilisé de l'intégrité biotique pour les poissons (Karr et Chu, 1999) et le coefficient moyen de conservatisme pour les végétaux (Taft et *al.*, 1997), sont robustes lorsqu'elles sont testées par rapport à des gradients de stress connus et comprennent suffisamment d'espèces pour permettre les calculs malgré l'absence de certaines espèces en raison de facteurs externes. Par exemple, une espèce résidente ayant une grande aire de répartition peut ne pas être détectée parce que, par hasard, tous les individus locaux de cette espèce sont absents des parcelles d'échantillonnage ou sont inactifs pendant la période d'échantillonnage. De même, une espèce peut être absente de terres humides de haute qualité en raison de facteurs non liés à l'habitat, par exemple à cause d'une épidémie régionale touchant les individus indépendamment de l'état des terres humides.

L'élaboration d'un indicateur écologique plurispécifique solide pour les terres humides côtières des Grands Lacs qui se fonde sur les anoures s'est avérée difficile pour plusieurs raisons. Tout d'abord, on retrouve seulement 12 espèces d'anoures dans le bassin des Grands Lacs, et seules 8 de ces espèces sont largement répandues (tableau 1). Lorsqu'une seule ou quelques espèces clés sont présentes dans un site, les paramètres de probabilité tels que l'indice de l'état écologique (IEE; Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Gnass Giese et *al.*, 2015; Jung et *al.*, 2020; Howe et *al.*, 2021) sont souvent instables et peuvent donner des résultats trompeurs. Ensuite, il est souvent impossible de compter de grands nombres de grenouilles, de rainettes et de crapauds durant les relevés auditifs de nuit; les analyses se limitent donc à des données de présence/d'absence ou à des estimations de l'abondance très subjectives. Finalement, toutes les espèces d'anoures régulièrement présentes dans les terres humides côtières des Grands Lacs sont indigènes, et sont à tout le moins sensibles à la dégradation de l'habitat. Certaines espèces sont manifestement plus vulnérables aux perturbations anthropiques que d'autres, mais la présence de n'importe quelle espèce d'anoure reflète en général positivement la qualité d'une terre humide.

Par conséquent, nous avons conçu une mesure corrélée à la richesse spécifique (nombre d'espèces d'anoures) qui « pondère » les espèces selon 1) leur sensibilité à la perturbation des terres humides et 2) la probabilité de leur présence et de leur détection dans les terres humides de la plus grande qualité. Les pondérations des espèces ont calculées à partir des paramètres d'une courbe de réponse aux facteurs de stress (fonction de réponse biotique [RB]) représentant chaque espèce d'anoures ciblée, à l'instar de l'approche qui sous-tend les IEE (Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Gnass Giese et *al.*, 2015). Nos fonctions de RB se basaient sur un gradient multivarié représentant la superficie des terres humides et les effets de « l'empreinte humaine » sur les terres humides; le lecteur en trouvera une description détaillée dans les deux paragraphes ci-dessous. Ces fonctions de RB s'apparentent aux coefficients de conservatisme prédéterminés qui sont souvent utilisés pour l'établissement de mesures d'indicateurs pour les

espèces végétales (Bourdaghs et *al.*, 2006). Cependant, dans le cas présent, les fonctions de RB représentent une réponse fonctionnelle calculée de façon empirique plutôt qu'un nombre unique établi par des experts.

Pour générer les fonctions de RB, nous avons compilé des données quantitatives pour sept facteurs de stress environnementaux minimalement corrélés ($-0{,}30 \leq r \leq 0{,}31$) à 2 236 points d'échantillonnage d'un an du CWMP (c.-à-d. les premier, deuxième et troisième dénombrements ponctuels effectués durant une année donnée à un point donné) situés dans 616 terres humides côtières (Elliott, 2019) : 1) EmWetArea, la zone de végétation émergente non ligneuse située dans un rayon de 500 m du point plus la moitié de la superficie des terres humides émergentes se trouvant de 500 à 1 000 m; 2) %Dev2km, le pourcentage de couverture des terrains aménagés (bâtiments industriels, sites résidentiels, terrains de golf, etc.) situés dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage (à l'exception des eaux libres); 3) %Crop2km, le pourcentage de couverture des terres agricoles situées dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage (à l'exception des eaux libres); 4) Roads2km, le nombre total de mètres de routes principales et secondaires dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage; 5) %DevWatershed, le pourcentage de terrains aménagés dans le bassin versant qui alimente les terres humides; 6) %CropWatershed, le pourcentage de terres cultivées dans le bassin versant qui alimente les terres humides; 7) PopWatershed, la population humaine totale vivant dans le bassin versant. Nous soulignons que les dimensions des zones tampons ont été basées sur la gamme de distances ayant été jugées comme influençant le plus la présence d'anoures lors de recherches antérieures menées dans les Grands Lacs (Price et *al.*, 2004). Les variables relatives au bassin versant ont été calculées par Brazner et *al.* (2007a, b) dans le cadre du projet GLEI (Danz et *al.*, 2005, 2007). Nous notons que les deux variables liées à la couverture des terres agricoles (%Crop2km et %CropWatershed, $r = -0{,}01$) et les deux variables liées à l'aménagement des terres (%Dev2km et %DevWatershed, $r = 0{,}02$) étaient indépendantes dans une large mesure. Nous avons soumis les variables à une transformation logarithmique le cas échéant afin d'améliorer la normalité, puis nous avons mené une analyse en composantes principales (ACP; McCune et Mefford, 1999) pour réduire la dimensionnalité de l'ensemble de données multivariées. Les quatre premiers axes de l'ACP expliquent 87 % de la variation. Les cotes de ces quatre axes ont été classées du pire état (le plus perturbé) au meilleur état (le moins perturbé) puis additionnées pour produire un indice brut de l'état de l'environnement qui s'approche de « l'empreinte humaine », indice qui a été converti en une valeur C_{env}, une cote de l'état de l'environnement sur une échelle de 0 à 10, où 0 représente l'environnement le plus perturbé et 10, l'environnement le moins perturbé.

Chacun des 2 236 points d'échantillonnage d'un an du CWMP a été placé dans des lots de 15 points chacun (16 points pour le dernier lot) présentant des mesures similaires de stress environnemental. Autrement dit, les 15 sites ayant obtenu les pires cotes d'« empreinte humaine » ont été placés dans le premier lot, puis les 15 sites ayant obtenu les deuxièmes pires cotes d'« empreinte humaine » ont été placés dans le deuxième lot, et ainsi de suite, jusqu'au 149^{e} et dernier lot constitué des 16 sites présentant les meilleures cotes d'« empreinte humaine ». Cette méthode a établi un nouveau gradient de 149 lots reposant sur la cote moyenne d'« empreinte humaine » des sites de chaque lot, allant des plus touchés (0) aux moins touchés (10). Pour chacune des huit espèces ou chaque groupe d'espèces d'anoures, des fonctions de réponse biotique [RB] ont été établies à partir de la probabilité de présence dans chacun des 149 lots (figure 1a). Les valeurs de probabilité ont été définies comme la proportion des 15 points où une espèce a été détectée durant au moins un relevé à un point d'échantillonnage au cours d'une année d'échantillonnage. La cote de l'état de l'environnement de chaque lot correspondait à la valeur moyenne des 15 points. La probabilité de présence de chaque espèce ou chaque groupe d'espèces dans le gradient de stress environnemental (« empreinte humaine ») fondé sur des lots de sites peut être décrite par une fonction de trois paramètres (μ = moyenne; σ = écart-type; h = facteur d'échelle) représentant une courbe normale en forme de cloche comportant un intervalle de 0 à 10 (p. ex., Gnass Giese et *al.*, 2015). Nous avons utilisé les paramètres de l'ajustement optimal de la courbe normale en forme de cloche (suivant la fonction de densité de probabilité normale

usuelle, la fonction de R « dnorm »). Les paramètres de l'ajustement optimal ont été estimés au moyen d'un script de R (R Core Team, 2020) utilisant la fonction « nlminb » conçue par Bates et Sarkar (Gay, 1990). Les cotes attribuées aux nouveaux sites, selon la présence ou l'absence de huit espèces ou groupes d'espèces (tableau 1), reposent sur ces fonctions de RB (figure 1a). Les paramètres de la fonction mathématique de l'ajustement optimal ont été estimés par itération en R (R Core Team, 2020) à l'aide du programme « iec » (https://github.com/ngwalton/iec).

Notre mesure de l'état des terres humides côtières fondé sur les communautés d'anoures est un IEE modifié (Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Gnass Giese et *al.*, 2015; Jung et *al.*, 2020; Howe et *al.*, 2021) que nous appelons « IEE » dans le présent rapport par souci de simplicité. Nous avons calculé les pondérations de chaque espèce comme le produit de deux paramètres : 1) la sensibilité de l'espèce à la perturbation des terres humides, calculée comme la moyenne de la fonction de RB $\underline{x}_i$, et 2) la probabilité de présence ou de détection,calculée comme la valeur de la fonction de = 10 $(x(10)_i)$. La moyenne de la fonction de RB $(\underline{x}_i)$reflète la sensibilité de l'espèce au gradient de référence; plus l'espèce est sensible, plus grande sera la moyenne. Nous avons limité l'intervalle de ce paramètre de 0 (le moins sensible) à 10 (le plus sensible), bien que la forme des fonctions de RB puisse refléter les fonctions de distribution normale dont les moyennes dépassent ces limites (Gnass Giese et al.,2015). Le deuxième paramètre $(x(10)_i$ reflète la probabilité de présence des espèces dans les sites de la plus grande qualité; il est influencé par l'omniprésence (fréquence) de l'espèce et la probabilité de détecter des individus lorsque l'espèce est présente. L'IEE a été calculé comme la somme des pondérations de toutes les espèces présentes dans les terres humides durant les trois dénombrements saisonniers, allant de 0 (lorsqu'aucune espèce n'est présente) à 10 (lorsque toutes les espèces sont présentes) :

$$IEE = \left[\sum_{i=1}^{espèces\ présentes} \underline{x}_i\ x(10)_i \right] * 10/W_{max}$$

$\underline{x}_i$ = moyenne de la fonction de RB pour l'espèce i

$_{x}(_{10})_{i}$ = valeur de la fonction de RB dans les terres humides de référence de la plus grande qualité (gradient de référence = 10) pour l'espèce i

W_{max} = somme des pondérations de toutes les espèces possibles dans la région d'échantillonnage :

$$\sum_{i=1}^{toutes\ les\ espèces\ possibles} \underline{x}_i\ x(10)_i$$

Dans tous les cas, les valeurs de l'IEE vont de 0 (plus grande perturbation ou plus faible qualité possible) à 10 (plus faible perturbation ou plus grande qualité). On trouvera à la figure 1 une représentation schématique de la façon dont nous avons calculé l'IEE.

Les IEE pour chacun des points d'échantillonnage ont été calculés pour chaque année en fonction des espèces détectées au cours d'une ou plusieurs visites sur le terrain. Il est préférable de calculer les IEE selon la présence ou l'absence des espèces (au lieu de se fier à l'abondance), car cela réduit les effets des différences sur le plan de la détectabilité. La moyenne des IEE à l'échelle des points de tous les points d'échantillonnage a ensuite été calculée pour chaque année pour chacune des terres humides ou chacun des complexes de terres humides, afin que les terres humides renfermant différents nombres de points d'échantillonnage puissent être comparées. Des diagrammes de quartiles de ces IEE moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides côtières de chacun des bassins et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs (ci-après, « globalement ») sont présentés pour chaque année. C'est sur ces moyennes à l'échelle des terres humides que reposent les évaluations de l'état et des tendances. Des mesures de l'IEE ont également été calculées pour les terres humides de l'arrière-pays à des fins de comparaison avec les terres humides côtières des Grands Lacs, mais non pour les évaluations de l'état ou des

tendances. De plus, pour les années les plus récentes (2019-2020), des diagrammes de quartiles des IEE moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides côtières de chacun des bassins et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs sont présentés afin d'illustrer la situation actuelle. Les données des deux années les plus récentes ont été utilisées et non pas seulement de l'année la plus récente, parce que la taille des échantillons a été relativement petite en 2020. Des diagrammes de densité des IEE moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays de chaque bassin (mais pas pour celles de l'arrière-pays du lac Supérieur ou du lac Michigan en raison de la taille insuffisante des échantillons) fondés sur les cinq plus récentes années de données (2016-2020) sont présentés afin d'illustrer la variation des distributions. Pour mieux illustrer les distributions, ces mêmes données pour les terres humides côtières sont cartographiées à l'échelle de chacun des bassins. Pour le calcul des diagrammes de densité et l'élaboration des cartes, une moyenne pluriannuelle a été calculée à partir des IEE annuels moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides qui ont été échantillonnées sur plusieurs années, et les cinq plus récentes années de données (2016-2020) ont été utilisées pour accroître la taille des échantillons. Afin de mieux illustrer les tendances générales sur les cartes, l'outil de conversion des entités ponctuelles en jeu de données matricielles dans ArcGIS (ESRI, 2013) a été utilisé afin de calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, et l'outil de statistiques focales a été utilisé sur les moyennes obtenues afin de calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire de deux cellules, appelée « IEE lissé ». Les valeurs dans les cellules de 3 000 m et dans une fenêtre circulaire de deux cellules ont été utilisées, parce que ces valeurs, par une série d'essais et d'erreurs, ont produit des cartes présentant la résolution visuelle souhaitée.

État écologique

Couverture des données : L'ensemble de données pour l'établissement des scores était formé des IEE moyens annuels à l'échelle des terres humides basés sur 58 602 dénombrements ponctuels effectués à 5 087 points d'échantillonnage dans 850 terres humides pendant 26 ans, de 1995 à 2020, dans les zones côtières et l'arrière-pays de tout le bassin des Grands Lacs (figure 2). Le nombre d'années au cours desquelles le dénombrement a été effectué dans chacune des terres humides allait de 1 à 26, la moyenne étant de 3,7 ± 3, 9 (écart-type). La variation spatiale de l'emplacement des points échantillonnés était surtout due à la variation naturelle de la distribution des terres humides côtières des Grands Lacs et aux différences dans la participation des observateurs au PSMGL, un programme à grande échelle exécuté depuis longtemps (figure 2). La majorité des terres humides où les dénombrements ont été réalisés se trouvaient sur les côtes (n = 1 182; 64 %) plutôt que dans l'arrière-pays (n = 668; 36 %), parce que le GLEI et le CWMP sont des programmes qui ne portent que sur les terres humides côtières, alors que le PSMGL procède à des dénombrements tant dans les terres humides côtières que dans celles de l'arrière-pays (figure 2).

Le nombre de terres humides côtières et de l'arrière-pays où le dénombrement a été effectué (274 ± 123 [moyenne ± écart-type]) allait de 113 (1995) à 450 (2015) par année; seules 208 terres humides ont fait l'objet d'un relevé en 2020 en raison de complications liées à la COVID-19. Beaucoup plus de relevés ont été réalisés dans les terres humides à partir de 2011, parce que le CWMP était exécuté ces années-là (figure 3). La couverture annuelle a aussi été plus grande dans le lac Érié et le lac Ontario que dans le bassin d'amont des Grands Lacs, surtout parce que la couverture du PSMGL est plus étendue dans le bassin des lacs d'aval; la couverture annuelle a également été plus grande sur les côtes que dans les terres humides de l'arrière-pays (figure 3). Le nombre de terres humides accessibles pour les relevés était également différent d'un endroit à l'autre, puisque certaines sections du littoral des Grands Lacs n'ont à peu près pas ou carrément pas de terre humide.

Globalement : L'IEE moyen dans les terres humides côtières dans l'ensemble des Grands Lacs a fluctué entre 3,3 (2000) et 6,5 (2020) de 1995 à 2020, a connu une hausse marquée de 4,2 %/année (3,1-5,3) [limites de confiance inférieure et supérieure de 95 %] au cours des 10 dernières années (2010-2020; tableau 2, figure 4), et s'est établi à 5,8 (sur 10) selon les données de 2019-2020 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation relative à la santé des terres humides côtières basée sur les communautés d'anoures dans l'ensemble des Grands Lacs est « Passable », et la tendance indique qu'elle « S'améliore ». À l'inverse, les IEE dans les terres humides de l'arrière-pays ont peu changé au fil des ans (tableau 2; figures 4 et 7).

Les IEE dans les terres humides de l'arrière-pays ont été nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac Ontario et du lac Érié, la portion sud du lac Michigan, et la portion sud de la baie Green du lac Michigan (Gnass Giese et *al.*, 2018), où l'empreinte de l'aménagement humain est substantielle (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015) par comparaison avec la plupart des zones restantes des lacs où, en général, on a constaté une combinaison d'IEE faibles et élevés (figure 6). Font exception les IEE faibles obtenus le long de parties des rives du lac Supérieur, où l'empreinte humaine est relativement faible (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015), bien que la présence d'anoures soit sans doute plus limitée à ces endroits en raison de facteurs environnementaux naturels. L'état et la tendance des terres humides côtières dans l'ensemble des Grands Lacs sont les mêmes que dans le rapport précédent (Tozer et *al.*, 2019).

Lac Supérieur : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 2,1 (1997) et 6,9 (2016) de 1995 à 2020 (figure 4) et s'est établi à 5,3 selon les données de 2019-2020 (figure 5). Dans le cadre du présent rapport, il a été conclu qu'il n'y avait pas suffisamment de renseignements pour réaliser un test fiable de signification statistique pour les tendances. Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Supérieur est « Passable », et la tendance est « Indéterminée ». Des tendances du même ordre semblent se dessiner dans les terres humides de l'arrière-pays du bassin versant du lac Supérieur, bien qu'il ait été conclu que la taille des échantillons était trop faible pour en être certain (figures 4 et 7). Même si le paysage de la zone côtière du lac Supérieur est généralement non agricole et peu aménagé (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015), les terres humides côtières du lac Supérieur (à quelques exceptions notables près) sont relativement petites, ont tendance à avoir une productivité faible (tourbières) et sont très différentes du reste des lacs sur le plan écologique (Mayer et *al.*, 2004). Situées le plus au nord dans le Bouclier canadien, lequel est relativement improductif, ces terres présentent aussi un climat plus frais que celui des terres des lacs plus au sud (Crins et *al.*, 2009), ce qui pourrait limiter la distribution des anoures (Hecnar, 2004). Ces facteurs peuvent contribuer du moins en partie à certaines des cotes peu élevées obtenues dans les terres humides côtières du lac Supérieur comparativement à celles des autres lacs.

Depuis le dernier rapport, la situation des terres humides côtières du lac Supérieur est passée de « Bonne » à « Passable ». Ce changement de la situation peut être attribuable à une sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport afin de refléter le véritable état d'un milieu humide, ou à d'autres facteurs (voir la discussion ci-après pour des explications détaillées).

Lac Michigan : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 1,2 (2000) et 6,5 (2020) de 1995 à 2020 (figure 4) et s'élevait à 6,1 selon les données de 2019-2020 (figure 5). Dans le cadre du présent rapport, nous avons conclu qu'il n'y avait pas suffisamment de renseignements pour réaliser un test fiable de signification statistique pour les tendances. Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Michigan est « Passable », et la tendance est « Indéterminée ». Des tendances quelque peu contrastées semblent se dessiner dans les terres humides de l'arrière-pays du bassin versant du lac Michigan, bien qu'il ait été conclu que la taille des échantillons était trop faible pour en être certain (figures 4 et 7). Certaines des terres humides côtières de meilleure qualité pour les anoures sont situées dans le lac Michigan, même si les facteurs de stress liés à l'agriculture et à l'aménagement sont assez puissants dans certaines parties

des zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). Les IEE inférieurs des terres humides côtières dans la portion sud du lac et dans la portion sud de la baie Green, par comparaison avec le reste du lac, sont vraisemblablement attribuables à de puissants facteurs de stress liés à l'aménagement (figure 6; Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015).

Depuis le dernier rapport, la situation des terres humides côtières du lac Michigan est passée de « Bonne » à « Passable ». Le changement de la situation peut être attribuable à une sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport afin de refléter le véritable état d'un milieu humide, ou à d'autres facteurs (voir la discussion ci-après pour des explications détaillées).

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys) : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 3,2 (2001) et 7,2 (2013) de 1995 à 2020, n'a pas augmenté ou diminué de façon significative au cours des 10 dernières années (tableau 2, figure 4), et s'est établi à 6,5 selon les données de 2019-2020 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Huron est « Bonne », et la tendance est « Inchangée ». En revanche, les IEE des terres humides de l'arrière-pays ont peu changé au fil des ans (tableau 2; figures 4 et 7). Certaines des terres humides côtières de meilleure qualité pour les anoures sont situées dans le lac Huron, même si les facteurs de stress liés à l'agriculture et à l'aménagement sont assez puissants dans certaines parties des zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). L'état et la tendance des terres humides côtières du lac Huron sont les mêmes que dans le rapport précédent (Tozer et *al.*, 2019).

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair) : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 3,5 (2008) et 5,5 (2002) de 1995 à 2020, n'a pas augmenté ou diminué de façon significative au cours des 10 dernières années (tableau 2, figure 4), et s'est établi à 4,8 selon les données de 2019-2020 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Érié est « Passable », et la tendance est « Inchangée ». Une tendance similaire a été observée dans les terres humides de l'arrière-pays du bassin versant du lac Érié (tableau 2; figures 4 et 7). Les IEE dans les terres humides côtières étaient nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac (figure 6), où l'empreinte de l'aménagement humain est considérable (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). De tous les bassins lacustres, celui du lac Érié a présenté le plus faible IEE moyen pour les terres humides côtières, étant à peine moins bon que celui du lac Supérieur et du lac Ontario (figures 5 à 7).

Depuis le dernier rapport, la situation des terres humides côtières du lac Érié est passée de « Médiocre » à « Passable ». Le changement de la situation peut être attribuable à une sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport afin de refléter le véritable état d'un milieu humide, ou à d'autres facteurs (voir la discussion ci-après pour des explications détaillées).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent) : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 2,6 (1995) et 7,2 (2013) de 1995 à 2020, a connu une hausse importante de 5,6 %/année (3,7-7,5) [limites de confiance inférieure et supérieure de 95 %] au cours des 10 dernières années (2010-2020) (tableau 2, figure 4) et s'est établi à 6,2 selon les données de 2019-2020 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Ontario est « Passable », et la tendance « S'améliore ». En revanche, les IEE des terres humides de l'arrière-pays ont peu changé au fil des ans (tableau 2; figures 4 et 7). Les IEE dans les terres humides côtières étaient nettement inférieurs dans toute la portion ouest du lac (figure 6), où l'empreinte de l'aménagement humain est considérable (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). L'état et la tendance des terres humides côtières du lac Ontario sont les mêmes que dans le rapport précédent (Tozer et *al.*, 2019).

Discussion : À l'échelle du bassin des Grands Lacs, la situation actuelle de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures reproducteurs est « Passable » : la situation du lac Huron est « Bonne », et celle du lac Supérieur, du lac Michigan, du lac Érié et du lac Ontario est « Passable » (soulignons qu'un processus distinct de détermination de la situation et de la tendance a été mené aux fins de l'évaluation globale à partir des données de chacun des bassins lacustres, et non à partir de la moyenne des évaluations lac par lac). De plus, il a été conclu que les IEE côtiers qui sont plus près de l'extrémité « Médiocre » du gradient de l'état écologique sont plus communs dans la portion ouest du lac Ontario et du lac Érié, dans la portion sud du lac Michigan, dans la portion sud de la baie Green du lac Michigan, et dans des parties du lac Supérieur comparativement aux autres endroits dans les Grands Lacs (figure 6). Les IEE faibles sont probablement la conséquence de ce qu'un plus grand stress d'origine anthropique est imposé par l'agriculture, l'aménagement et, peut-être, la perte de terres humides dans le lac Michigan au sud du Bouclier canadien et dans la totalité du lac Érié et du lac Ontario, que partout ailleurs (Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015; Danz et *al.*, 2007; Niemi et *al.*, 2009). À l'inverse, les IEE faibles dans des parties du lac Supérieur découlent vraisemblablement du fait que de nombreuses terres humides ont une petite superficie, ont tendance à avoir une productivité faible (tourbières) et sont très différentes du reste des lacs sur le plan écologique. Malgré la situation majoritairement « Passable » dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, il existe encore des terres humides côtières de haute qualité dans tous les Grands Lacs (figures 4 à 7). En recueillant des données sur les différences entre l'état de santé des terres humides et en les illustrant, l'analyse fournit une base unique pour l'évaluation des changements à long terme de la qualité des terres humides et la quantification de la réussite des activités de remise en état de terres humides, de régions et de tout le bassin des Grands Lacs. Une analyse plus détaillée de la réponse des espèces à chacun des facteurs de stress existe, mais elle dépasse la portée du présent rapport. Ce dernier présente plutôt l'état des terres humides selon un facteur de stress multivarié constitué par une « empreinte anthropique » qui incorpore les mesures de sept variables, dont l'aménagement, l'agriculture et la densité de la population humaine.

Dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, la santé des terres humides côtières fondée sur les anoures reproducteurs des terres humides a augmenté de façon significative au cours des dix dernières années (2009-2019), avec des tendances positives non significatives dans la plupart des bassins lacustres individuels au cours de la même période (tableau 2, figure 4). La cause de l'augmentation récente des IEE n'est pas claire, bien que cela soit au moins en partie lié à l'amélioration de la couverture des relevés dans les terres humides côtières à la suite de la mise en œuvre du CWMP, qui a débuté en 2011 (figure 3). À mesure que le suivi et le perfectionnement du programme d'analyse des IEE évolueront, notre compréhension de la variabilité inhérente des espèces d'anoures des terres humides devrait s'améliorer avec le temps.

Une autre explication pourrait être que la récente amélioration des IEE côtiers au cours des 10 dernières années soit en partie attribuable à une réelle amélioration de l'état des terres humides côtières. Un indice de la qualité de l'eau s'est significativement amélioré dans 22 terres humides le long du littoral canadien du lac Ontario entre 2003 et 2014 (Croft-White et *al.*, 2017). L'amélioration de la qualité de l'eau, qui est une indication de l'amélioration parallèle de l'habitat des anoures reproducteurs des terres humides (Boyer et Grue, 1995; Bishop et *al.*, 1999; Macecek et Grabas, 2011), pourrait également avoir contribué à la hausse des IEE fondés sur les anoures reproducteurs des terres humides côtières qui a été observée dans le lac Ontario, et peut-être même ailleurs au cours de la même période.

Outre l'évaluation de la situation et de la tendance relative à la santé des terres humides côtières, la situation et la tendance des terres humides de l'arrière-pays ont été examinées à des fins de comparaison (tableau 2, figures 4 et 7). Par suite de différences entre la taille des échantillons, la possibilité de comparer les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays était bonne pour le lac Érié et le lac Ontario, alors qu'elle était limitée pour les autres bassins lacustres. Il convient de noter que les IEE avaient tendance à différer entre les terres humides côtières et de

l'arrière-pays. En règle générale, lorsque les IEE dans les terres humides côtières augmentaient ou diminuaient, il n'y avait aucun changement dans les IEE des terres humides de l'arrière-pays (tableau 2, figure 4). La santé des terres humides, telle qu'elle est représentée par les anoures reproducteurs des terres humides, réagit donc peut-être, dans certains bassins versants, aux différences de l'intensité des facteurs de stress dans les terres humides côtières et dans celles de l'arrière-pays. Cette hypothèse est confortée par des analyses antérieures qui n'ont utilisé que l'ensemble de données du PSMGL et qui ont montré que les espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides occupaient les terres humides côtières différemment des terres humides de l'arrière-pays (Tozer, 2013, 2020). Il faut donc continuer d'échantillonner les terres humides côtières de même que celles de l'arrière-pays partout dans le bassin des Grands Lacs pour acquérir une meilleure compréhension de la santé des écosystèmes en se fondant sur les oiseaux partout dans le bassin versant des Grands Lacs.

La situation globale « Passable » et la tendance globale « S'améliore » pour les terres humides côtières de tout le bassin des Grands Lacs font contraste avec celles dont il avait été fait état dans certains rapports antérieurs relatifs à ce sous-indicateur (Tozer, 2014; Tozer et *al.*, 2017). Les différences sont probablement attribuables, du moins en partie, aux différences d'échantillonnage. Certains rapports antérieurs se fondaient surtout sur les données provenant de la partie méridionale du bassin des Grands Lacs, puisque l'ensemble de données du PSMGL porte surtout sur la partie sud des Grands Lacs. Le rapport actuel fournit une évaluation plus équilibrée pour tout le bassin des Grands Lacs en associant les données du PSMGL aux données méridionales et septentrionales du projet GLEI et du CWMP. Toutefois, les tendances résumées dans le présent rapport sont basées sur l'IEE, une mesure globale qui représente les réponses collectives de huit espèces ou groupes d'espèces d'anoures reproducteurs des terres humides à l'état de ces terres humides. Il ne faut cependant pas perdre de vue qu'au moins une espèce, la rainette faux-grillon de l'ouest, a connu des déclins à long terme en matière d'occupation dans la portion sud des Grands Lacs (p. ex., Tozer, 2013, 2020). Cette espèce peut réagir de manières qui lui sont propres à des stress environnementaux pour lesquels il faudrait prendre des mesures uniques ou qui présentent des occasions uniques de remise en état afin d'améliorer la santé des terres humides.

Liens

Les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières sont influencés par de nombreuses caractéristiques locales et à l'échelle du paysage, dont certaines sont suivies par d'autres sous-indicateurs de l'État des Grands Lacs. On sait par exemple que les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières sont influencés par les niveaux d'eau (Gnass Giese et *al.*, 2018). Il est donc permis de s'attendre à ce que le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières varie conjointement avec le sous-indicateur Niveaux d'eau, et, par conséquent, avec les impacts climatiques qui affectent indirectement les niveaux d'eau, représentés par les sous-indicateurs Températures des eaux de surface, Couverture de glace et Quantité de précipitations. En comparaison, nous soulignons avoir observé peu d'éléments probants dans les bassins lacustres individuels ou globalement dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs à l'appui d'un effet de modification des niveaux des lacs sur les IEE des terres humides côtières fondés sur les communautés d'anoures. Par exemple, les IEE côtiers fondés sur les anoures reproducteurs ont très peu changé durant la période où les niveaux des lacs sont montés rapidement, de 2013 à 2018 (figure 4; augmentation moyenne du niveau des lacs de 2013 à 2018 : de 0,16 à 0,97 m selon le lac; Hohman et *al.*, 2021) (voir le sous-indicateur Niveaux d'eau pour en savoir plus, notamment sur le contexte historique remontant jusqu'en 1918). En revanche, nous avons observé un nombre d'anoures très inférieur dans certaines terres humides où les niveaux d'eau étaient particulièrement élevés; découvrir pourquoi les niveaux des lacs influent sur la présence d'anoures à certaines échelles et non à d'autres constitue un sujet de recherches futures.

De plus, la période de reproduction des anoures des terres humides peut être influencée par des températures altérées par les changements climatiques (Walpole et *al.*, 2012), bien que l'on ignore si cette influence modifie la présence et l'abondance des anoures, et donc il est fort possible que le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières varie conjointement avec le sous-indicateur Températures des eaux de surface. De plus, les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières sont influencés par divers polluants de l'eau, en particulier les nitrates (p. ex., Rouse et *al.*, 1999). On peut donc s'attendre à ce que le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières varie conjointement avec tous les sous-indicateurs Produits chimiques toxiques et Éléments nutritifs. Le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières devrait également varier conjointement avec les sous-indicateurs qui suivent l'étendue et l'organisation spatiale de l'habitat des anoures qui se reproduisent dans les terres humides (p. ex., Échelle et composition des terres humides côtières) et des proies (Invertébrés des terres humides côtières et Poissons des terres humides côtières). Enfin, on sait que la présence de nombreuses espèces d'anoures est plus faible dans les paysages urbains et aménagés (Price et *al.*, 2004, 2007), comme l'illustre la tendance des IEE fondés sur les communautés d'anoures présentée ici (figure 6). On peut donc s'attendre à ce que le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières varie conjointement avec le sous-indicateur Population humaine.

Connaissances écologiques traditionnelles (CET), science citoyenne et autres blocs de connaissances

L'immense capacité de faire état de façon fiable des situations et des tendances pour ce sous-indicateur est rendue possible grâce à la taille importante des échantillons et à la vaste couverture d'échantillonnage qui sont attribuables principalement à deux programmes de surveillance des anoures à grande échelle qui se poursuivent encore à ce jour dans l'ensemble des Grands Lacs. Le PSMGL, qui est tributaire du dévouement et des compétences de volontaires qui effectuent les relevés chaque année, a fourni la majorité des données utilisées ici de 1995 à 2011, ainsi que toutes les données sur les terres humides de l'arrière-pays qui ont servi de base de comparaison avec les données sur les terres humides côtières (Tozer, 2013, 2020). Le CWMP a permis l'agrandissement plus que nécessaire de la couverture des terres humides côtières, en particulier dans la partie nord des Grands Lacs, depuis 2011 (Uzarski et *al.*, 2017). Le soutien indéfectible de ces deux programmes fera en sorte que ces données de qualité continueront d'être accessibles pour nous aider à comprendre l'état de santé de l'écosystème des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données servant aux évaluations sont librement accessibles.	Oui	On peut consulter les données ici : CWMP et GLEI : https://www.greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml PSMGL : https://www.birdscanada.org/birdmon/default/main.jsp		

Limites des données

Ce sous-indicateur est axé sur les anoures, car ils sont plus facilement détectables que les autres amphibiens. D'autres espèces d'amphibiens, comme les salamandres, ne sont pas dénombrées. Néanmoins, les résultats de la surveillance des anoures donnent probablement une indication du caractère propice de l'habitat pour d'autres espèces d'amphibiens qui dépendent d'habitats semblables.

Ce sous-indicateur pourrait être plus puissant s'il était évalué dans le cadre d'une analyse globale des communautés biologiques des terres humides côtières des Grands Lacs et des systèmes aquatiques littoraux. Une telle analyse peut être réalisée en examinant les sous-indicateurs des terres humides côtières par combinaisons, car ils fonctionnent et indiquent les perturbations anthropiques à diverses échelles spatiales et temporelles et ont une résolution de détection variable. Toutefois, l'échelle géographique des perturbations pour les anoures se reproduisant dans les zones humides côtières n'est pas encore déterminée, pas plus que la résolution de détection

de la santé de l'écosystème. Il s'agit d'un domaine prometteur qui mérite d'être développé davantage.

Il existe une grande diversité de terres humides côtières dans les Grands Lacs. Certaines sont protégées; d'autres donnent sur le lac. Certaines sont situées à l'embouchure de rivières, d'autres non. Une variation supplémentaire est imposée par la géomorphologie régionale et les différences climatiques entre les différentes régions. Cette variation des types de terres humides se répercute sur les anoures. Ainsi, les données les plus puissantes pour estimer les indices de la santé de l'écosystème fondés sur les anoures à de grandes échelles, à l'échelle des bassins individuels des Grands Lacs, sont celles recueillies au moyen de plans expérimentaux aléatoires équilibrés sur le plan spatial, qui tiennent compte de la variation. La plupart des ensembles de données existants sur les anoures reproducteurs des terres humides qui peuvent être utilisés avec ce sous-indicateur traitent de ces questions d'échantillonnage dans leurs plans expérimentaux, bien qu'il soit possible de faire mieux.

Renseignements supplémentaires

Plus de la moitié de toutes les terres humides côtières des Grands Lacs ont été perdues ou modifiées par les activités humaines, et bon nombre des terres humides côtières restantes sont aux prises avec des facteurs de stress anthropiques tels que la charge en éléments nutritifs et en sédiments, la fragmentation, les espèces envahissantes, la modification des rives et le contrôle du niveau d'eau, comme le documente un projet binational de cartographie et d'attribution à l'échelle des Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004). Cette perte de terres humides et ces stress sont particulièrement apparents dans certaines portions du bassin des Grands Lacs (Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). En effet, il a été constaté que les IEE fondés sur les données relatives aux communautés d'anoures étaient particulièrement faibles dans toute la portion ouest du lac Ontario et du lac Érié, la portion sud du lac Michigan et la portion sud de la baie Green du lac Michigan, où les facteurs de stress attribuables à l'aménagement humain sont considérables.

Une approche pour déterminer les mesures à prendre et les occasions à saisir pour améliorer la santé des terres humides côtières consiste à déterminer les facteurs qui favorisent la présence d'espèces d'anoures. Les facteurs liés à une probabilité accrue de présence se traduisent ensuite par la mise en œuvre de mesures et de possibilités qui aideront à accroître la présence des espèces en déclin et, en fin de compte, à améliorer la santé des terres humides. Cette approche a été appliquée à l'aide de la composante GLEI de l'ensemble de données analysé dans le présent rapport. Se servant de modèles de régression logistique par étapes et des données de 279 dénombrements ponctuels du projet GLEI effectués à 93 points d'échantillonnage, Price et *al.* (2004) ont déterminé quels sont les facteurs importants à l'échelle locale, à celle des terres humides et à celle du paysage qui influencent l'occupation par cinq espèces se reproduisant dans les terres humides côtières de toute la partie étatsunienne du lac Michigan et du lac Huron. Les résultats de l'étude suggèrent que la plupart des espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides tirent avantage des facteurs liés au paysage, comme la conservation, la restauration et la création de terres humides entourées par une utilisation urbaine du sol et un couvert forestier accru. De plus, les espèces ou de petits groupes d'espèces bénéficient de la conservation, de la restauration ou de la création de terres humides dominées par des espèces émergentes robustes, mais qui sont entrecoupées, exemptes de phragmites et entourées d'une plus grande proportion de terres humides dans le paysage avoisinant. Rouse et *al.* (1999) ont constaté que le ruissellement des nitrates dans les terres humides des Grands Lacs était suffisant pour causer des effets sublétaux chez les amphibiens dans 20 % des échantillons d'eau prélevés à des sites éloignés les uns des autres et ont recommandé la création de bandes tampons de végétation naturelle autour des terres humides pour atténuer les effets. Ces mesures favoriseront l'occupation des terres par les espèces d'anoures, ce qui, en fin de compte, contribuera à améliorer la santé des terres humides côtières qui leur sont associées dans toute la partie méridionale du bassin des Grands Lacs.

L'évaluation des situations et des tendances relatives à la santé des terres humides côtières basée sur les anoures qui s'y reproduisent repose sur les fonctions de RB élaborées à l'aide des données du CWMP seulement (puisque les variables liées au paysage étaient facilement accessibles pour les sites du CWMP). Les fonctions de RB ont également été élaborées à partir de l'information de plusieurs gradients de facteurs de stress liés à l'aménagement, à l'agriculture et à la densité de la population humaine. Il serait possible d'améliorer la capacité de l'IEE fondée sur les données relatives aux anoures de refléter la santé des terres humides côtières en élargissant l'élaboration des fonctions de RB pour que toutes les données sur les anoures reproducteurs des terres humides qui existent grâce au PSMGL, au projet GLEI et au CWMP soient incluses. L'intégration d'autres facteurs de stress pour les anoures reproducteurs des terres humides dans l'élaboration des fonctions de RB, en particulier les attributs dans les terres humides, comme la dominance relative des espèces végétales envahissantes, améliorerait peut-être aussi le rendement de l'IEE. Ces idées sont des avenues de recherche prometteuses pour l'avenir.

Trois gros ensembles de données sur les anoures reproducteurs des terres humides, à savoir ceux du PSMGL, du GLEI et du CWMP, ont été réunis et ont servi à la réalisation des analyses résumées dans le présent rapport. Cette approche a octroyé une grande puissance analytique à de nombreuses échelles différentes par comparaison à l'utilisation d'un seul de ces ensembles de données. Il était toutefois évident qu'il manque à cet ensemble de données combiné de l'information provenant de terres humides saines. La collecte de données sur les anoures venant de terres humides qui se trouvent plus près de l'extrémité « État non dégradé » du gradient « État dégradé/État non dégradé » pourrait peut-être à l'avenir améliorer le rendement de l'IEE.

Remerciements

Auteurs

Douglas C. Tozer, directeur, Oiseaux aquatiques et milieux humides, Oiseaux Canada, C.P. 160, 115, rue Front, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0, dtozer@birdscanada.org.

Robert W. Howe, professeur et directeur, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, hower@uwgb.edu

Gerald J. Niemi, professeur émérite, Department of Biology, University of Minnesota – Duluth, MN 55812, gniemi@d.umn.edu

Erin E. Gnass Giese, spécialiste principale de la recherche, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, giesee@uwgb.edu

Annie M. Bracey, chercheuse universitaire, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, brace005@d.umn.edu

Giuseppe (Joe) Fiorino, écologiste de l'habitat, Service canadien de la faune – Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, gouvernement du Canada, 4905, rue Dufferin, Toronto (Ontario) M3H 5T4, Giuseppe.Fiorino@ec.gc.ca

Thomas M. Gehring, professeur, Department of Biology and Institute for Great Lakes Research, Central Michigan University, Mount Pleasant, MI 48859, gehri1tm@cmich.edu

Gregory Lawrence, chercheur scientifique, Department of Environmental Science and Ecology, SUNY Brockport, Brockport, NY 14420, glawrence@brockport.edu

Christopher J. Norment, professeur, Department of Environmental Science and Ecology, SUNY Brockport, Brockport, NY 14420, cnorment@brockport.edu

Sources d'information

Allan, J.D., McIntyeare, P.B., Smith, S.D.P., Halpern, B.S., Boyer, G.L., Buchsbaum, A., Burton, Jr., G.A., Campbell, L.M., Chadderton, W.L., Ciborowski, J.J.H., Doran, P.J., Eder, T., Infante, D.M., Johnson, L.B., Joseph, C.A., Marino, A.L., Prusevich, A., Read, J.G., Rose, J.B., Rutherford, E.S., Sowa, S.P. et A.D. Steinman. 2013. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. Proc. Nat. Acad. Sci. 110, 372-377.

Albert, D.A., et L. Simonson. 2004. *Coastal wetland inventory of the Great Lakes region* (GIS coverage of U.S.

Great Lakes: Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Bishop, C.A., Mahony, N.A., Struger, J., Ng, P., et K.E. Pettit. 1999. Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River watershed, Ontario, Canada (1990-1992). Environ. Monit. Assess. 57, 21-43.

Bourdaghs, M., Johnston, C.A., et Regal, R.R. 2006. Properties and performance of the floristic quality index in Great Lakes coastal wetlands. Wetlands, 26:718-735.

Bourgeau-Chavez, L., Endres, S., Battaglia, M., Miller, M.E., Banda, E., Laubach, Z., Higman, P., Chow-Fraser, P. et J. Marcaccio. 2015. Development of a bi-national Great Lakes coastal wetland and land use map using three-season PALSAR and landsat imagery. Remote Sens. 7, 8655-8682.

Boyer, R. et C.E. Grue. 1995. The need for water quality criteria for frogs. Envoron. Health Perspect. 103, 352-357.

Brazner, J.C., Danz, D.P., Niemi, G.J., Regal, Trebitz, A.S., Howe, R.W., Hanowski, J.M., R.R., Johnson, L.B., Ciborowski, J.J.H., Johnston, C.A., Reavie, E.D., Brady, V.J. et G.V. Sgro. 2007a. Evaluation of geographic and human influences on Great Lakes wetland indicators: a multi-assemblage approach. Ecol. Indic. 7:610-635.

Brazner, J.C., Danz, D.P., Trebitz, A.S., Niemi, G.J., Regal, R.R., Hollenhorst, T., Host, G.E., Reavie, E.D., Brown, T.N., Hanowski, J.M., Johnston, C.A., Johnson, L.B., Howe, R.W. et J.J.H. Ciborowski. 2007b. Responsiveness of Great Lakes wetland indicators to human disturbances at multiple spatial scales: a multi-assemblage assessment. J. Great Lakes Res. 33, 42-66.

Canty, A. et B. Ripley. 2013. Package boot. https://cran.r-project.org/web/packages/boot/boot.pdf (consulté le 25 octobre 2015).

Chin, A.T.M., D.C. Tozer et G.S. Fraser. 2014. Hydrology influences bird-based indices of biotic integrity in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 40, 281–287.

Chin, A.T.M., Tozer, D.C., Walton, N.G. et G.S. Fraser. 2015. Comparing disturbance gradients and bird-based indices of biotic integrity for ranking the ecological integrity of Great Lakes coastal wetlands. Ecol. Indic. 57, 475-485.

Crewe, T.L. et S.T.A. Timmermans. 2005. Assessing biological integrity of Great Lakes coastal wetlands using marsh bird and amphibian communities. Port Rowan, ON : Études d'Oiseaux Canada.

Crins, W.J., Gray, P.A., Uhlig, P.W.C., et Wester, M.C. 2009. The Ecosystems of Ontario, Part 1: Ecozones and Ecoregions. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario), Évaluation, surveillance et inventaire, SIB TER IMA TR- 01, 71 p.

Croft-White, M.V., Cvetcovik, M., Rokitnicki-Wojcik, D., Midwood, J.D. et G.P. Grabas. 2017. A shoreline divided: twelve-year water quality and land cover trends in Lake Ontario coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 43, 1005–1015.

Crosbie, B. et P. Chow Fraser. 1999. Percentage land use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lakes basin. J. Can. Sci. Halieutiques Aquat. = Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56, 1781-1791.

Danz, N.P., Niemi, G.J., Regal, R.R., Hollenhorst, T., Johnson, L.B., Hanowski, J.M., Axler, R.P., Ciborowski, J.J.H., Hrabik, T., Brady, V.J., Kelly, J.R., Morrice, J.A., Brazner, J.C., Howe, R.W., Johnston, C.A. et G.E. Host. 2007. Integrated Measures of Anthropogenic Stress in the U.S. Great Lakes Basin. Environ. Manage. 39, 631-647.

[EC et CLOCA] Environnement Canada et Central Lake Ontario Conservation Authority. 2004. Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: Year 2 technical report. Downsview, ON : Direction de la conservation de l'environnement – Région de l'Ontario.

Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. et L. Fahrig. 2008a. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. Landsc. Ecol. 23, 159-168.

Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. et L. Fahrig. 2008b. The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. Biol. Cons. 141, 35-46.

Elliott, L. 2019. Habitat associations and conservation of wetland-obligate birds. Dissertation, University of Minnesota, Duluth, Minnesota, USA. https://core.ac.uk/download/pdf/226939672.pdf.

ESRI. 2013. ArcGIS Desktop: Release 10.2. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Gagné, S.A. et L. Fahrig. Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. Landsc. Ecol. 22, 205-215.

Gnass Giese, E.E., Howe, R.W., Wolf, A.T., Miller, N.A. et N.G. Walton. 2015. Sensitivity of breeding birds to the "human footprint" in western Great Lakes forest landscapes. Ecosphere 6, 90. http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00414.1.

Gnass Giese, E.E., Howe, R.W., Wolf, A.T. et G.J. Niemi. 2018. Breeding birds and anurans of dynamic coastal wetlands in Green Bay, Lake Michigan. J. Great Lakes Res. 44, 950-959. doi.org/10.1016/j.jglr.2018.06.003.

Hanowski, J., Danz, N., Howe, R., Niemi, G. et R. Regal. 2007a. Consideration of geography and wetland geomorphic type in the development of Great Lakes coastal wetland bird indicators. EcoHealth 4, 194-205.

Hanowski, J.M., Danz, N.P., Howe, R.W., Regal, R.R. et J.G. Niemi. 2007b. Considerations for monitoring breeding birds in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 33, 245-252.

Hecnar, S.J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizers to amphibians from southern Ontario. Environ. Toxicol. Chem. 14, 2131-2137.

Hecnar, S.J. 2004. Great Lakes wetlands as amphibian habitats: A review. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 7, 289-303.

Hecnar, S.J. et R.T. M'Closkey. 1996. Regional dynamics and the status of amphibians. Ecol. 77, 2091-2097.

Hecnar, S.J. et R.T. M'Closkey. 1998. Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds. J. Biogeogr. 25, 763-772.

Hohman, T.R., Howe, R.W., Tozer, D.C., Gnass Giese E.G., Wolf, A.T., Niemi, G.J., Gehring, T.M., Grabas, G.P., et Norment, C.J. 2021. Influence of lake levels on water extent, interspersion, and marsh birds in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 47, 534-545.

Houlahan, J.E. et C.S. Findlay. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. J. Can. Sci. Halieutiques Aquat. = Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60, 1078-1094.

Howe, R.W., Regal, R.R., Hanowski, J.M., Niemi, G.J., Danz, N.P. et C.R. Smith. 2007a. An index of biotic condition based on bird assemblages in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 33, 93-105.

Howe, R.W., Regal, R.R., Niemi, G.J., Danz, N.P. et J.M. Hanowski. 2007b. A probability-based indicator of ecological condition. Ecol. Indic. 7, 793-806.

IUCN Standards and Petitions Committee. 2019. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14. Préparé par le Standards and Petitions Committee. URL: http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf.

Jung, J.A., Roger, H.N., et Grabas, G.P. 2020. Refinement of an index of ecological condition for marsh bird communities in lower Great Lakes coastal wetlands. Ecol. Indic. 113:106097.

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. Great Lakes Consortium, Commission des Grands Lacs, Ann Arbor, MI.

Karr, J.R. et E.W. Chu. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington, DC.

Kolozsvary, M.B. et R.K. Swihart. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. Rev. can. Zool. = Can. J. Zool. 77, 1288-1299.

Macekek, D. et G.P. Grabas. 2011. Applying a regional coastal wetland monitoring framework to refine and report on wildlife and habitat delisting criteria in the Bay of Quinte Area of Concern. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 14, 94-103.

Mayer, T., Edsall, T., et Munawar, M. 2004. Factors affecting the evolution of coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes: An overview. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 7, 171-178.

Niemi, G.J., Brady, V.J., Brown, T.N., Ciborowski, J.J.H., Danz, N.P., Ghioca, D.M., Hanowski, J.M., Hollenhorst, T.P., Howe, R.W., Johnson, L.B., Johnston, C.A., et E.D. Reavie. 2009. Development of ecological indicators for the U.S. Great Lakes coastal region – a summary of applications in Lake Huron. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 12, 77-89.

Panci, H.G., Niemi, G.J., Regal, R.R., Tozer, D.C., Gehring, T.M., Howe, R.W. et C.J. Norment. 2017. Influence of local, landscape, and regional variables on sedge and marsh wren occurrence in Great Lakes coastal wetlands. Wetlands, 37(3), 447-459.

Price, S.J., Howe, R.W., Hanowski, J.M., Regal, R.R., Niemi, G.J. et C.R. Smith. 2007. Are anurans of Great Lakes coastal wetlands reliable indicators of ecological condition? J. Great Lakes Res. 33, 211-223.

Price, S.J., Marks, D.R., Howe, R.W., Hanowski, J.M. et G.J. Niemi. 2004. The importance of spatial scale for conservation and assessment of anuran populations in coastal wetlands of the western Great Lakes, USA. Landsc. Ecol. 20, 441-454.

R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing, version 4.0.0. R Foundation for Statistical Computing, Vienne, Autriche. URL http://www.R-project.org/.

Rouse, J.D., Bishop, C.A. et J. Struger. 1999. Nitrogen pollution: an assessment of its threat to amphibian survival. Environ. Health Perspect. 107, 799-803.

Smith, A.C., Hudson, M-A., Downes, C. et C.M. Francis. 2014. Estimating breeding bird survey trends and annual indices for Canada: how do the new hierarchical Bayesian estimates differ from previous estimates? Can. Field-Nat.

128, 119-134.

Taft, J. B., Wilhelm, G. S., Ladd, D. M. et L.A. Masters. 1997. Floristic quality assessment for vegetation in Illinois, a method for assessing vegetation integrity. Westville (Illinois): Illinois Native Plant Society.

Tozer, D.C., 2013. The Great Lakes Marsh Monitoring Program 1995-2012, 18 years of surveying birds and frogs as indicators of ecosystem health. Publié par Études d'Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) Canada. http://www.birdscanada.org/download/GLMMPreport.pdf (consulté le 5 juin 2015).

Tozer, D.C., 2014. Oiseaux des terres humides côtières. *Dans* État des Grands Lacs 2011, Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, nº de catalogue En161-3/1-2011F-PDF. EPA 950-R-13-002. Disponible sur le site binational.net.

Tozer, D.C., 2016. Marsh bird occupancy dynamics, trends, and conservation in the southern Great Lakes basin: 1996 to 2013. J. Great Lakes Res. 42, 136-145.

Tozer, D.C. 2020. Great Lakes Marsh Monitoring Program: 25 years of conserving birds and frogs. Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario), Canada. https://www.birdscanada.org/glmmp25.

Tozer, D.C., Howe, R.W., Niemi, G.J., Gnass Giese, E.E., Walton, N.G., Bracey, A.M., Gaul, W., Norment, C.J. et T.M. Gerhing. 2017. Oiseaux des terres humides côtières. *Dans* État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique, Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, nº de catalogue En161-3/1F-PDF. EPA 905-R-17-001. Disponible sur le site binational.net.

Tozer, D.C., Howe, R.W., Niemi, G.J., Gnass Giese, E.E., Walton, N.G., Bracey, A.M., Gaul, W., Norment, C.J., et Gehring, T.M. 2019. Oiseaux des terres humides côtières. *Dans* État des Grands Lacs 2019 – Rapport technique, Environnement et Changement climatique Canada et U.S. Environmental Protection Agency, sous presse.

Uzarski, D. G., V. J. Brady, M. J. Cooper, D. A. Wilcox, D. A. Albert, R. P. Axler, P. Bostwick, T. N. Brown, J. J. H. Ciborowski, N. P. Danz, J. P. Gathman, T. M. Gehring, G. P. Grabas, A. Garwood, R. W. Howe, L. B. Johnson, G. A. Lamberti, A. H. Moerke, B. A. Murry, G. J. Niemi, C. J. Norment, C. R. Ruetz III, A. D. Steinman, D.C. Tozer, R. Wheeler, T. K. O'Donnell et J. P. Schneider. 2017. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at a Laurentian Great Lakes basin-wide scale. Wetlands 37:15-32.

Walpole, E., Bowman, J., Tozer, D.C. et D.S. Badzinski. 2012. Community-level response to climate change: shifts in anuran calling phenology. Herp. Cons. Biol. 7, 249-257.

Weir, L., Fiske, I.J. et J.A. Royle. 2009. Trends in anuran occupancy from northeastern states of the North American amphibian monitoring program. Herpetol. Conserv. Biol. 4, 389-402.

Weir, L.A., Royle, J.A., Gazenski, K.D. et O. Villena. 2014. Northeast regional and state trends in Anuran occupancy from calling survey data (2001-2011) from the North American amphibian monitoring program. Herpetol. Conserv. Biol. 9, 223-245.

Liste des tableaux

Tableau 1. Espèces ou groupes d'espèces d'anoures qui se reproduisent dans les terres humides ayant servi à estimer les IEE.

Tableau 2. Tendances des IEE au fil du temps.

Liste des figures

Figure 1. Représentation schématique des étapes du calcul des IEE.

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

Figure 2. Cartes des terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 3. Nombre de terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués, par année.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 4. Tendances temporelles des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 5. Distribution des IEE en 2019-2020.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 6. Carte des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 7. Diagrammes de densité des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

N°	Taxon	Espèce (nom scientifique)
1	Crapaud d'Amérique	Crapaud d'Amérique (*Anaxyrus americanus*)
2	Ouaouaron	Ouaouaron (*Rana catesbeianus*)
3	Rainette versicolore	Rainette grise (*Hyla versicolor*), rainette criarde (*Hyla chrysoscelis*)
4	Rainette faux-grillon	Rainette faux-grillon boréale (*Pseudacris maculata*), rainette faux-grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*)
5	Grenouille verte	Grenouille verte (*Rana clamitans*)
6	Grenouille léopard	Grenouille léopard (*Rana pipiens*)
7	Rainette crucifère	Rainette crucifère (*Pseudacris crucifer*)
8	Grenouille des bois	Grenouille des bois (*Rana sylvaticus*)

Tableau 1. Espèces ou groupes d'espèces d'anoures qui se reproduisent dans les terres humides (n = 8) ayant été utilisés pour générer les fonctions de réponse biotique pour le calcul des indices de l'état écologique (IEE) servant à évaluer la santé des terres humides des Grands Lacs. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Type de terre humide	Bassin	Première année	Dernière année	Tendance	Inférieur	Supérieur
Côtière	**Globalement**	**1995**	**2020**	**1,9**	**1,2**	**2,5**
Côtière	**Globalement**	**2009**	**2020**	**4,2**	**3,1**	**5,3**
Côtière	Supérieur	1995	2020	–	–	–
Côtière	Supérieur	2009	2020	–	–	–
Côtière	Huron	1995	2020	–	–	–
Côtière	Huron	2009	2020	1,3	-1,5	4,2
Côtière	Michigan	1995	2020	–	–	–
Côtière	Michigan	2009	2020	–	–	–
Côtière	Érié	1995	2020	0,7	-0,4	1,8
Côtière	Érié	2009	2020	2,1	-0,5	4,6
Côtière	**Ontario**	**1995**	**2020**	**3,1**	**1,9**	**4,3**
Côtière	**Ontario**	**2009**	**2020**	**5,6**	**3,7**	**7,5**
Arrière-pays	**Globalement**	**1995**	**2020**	**-0,8**	**-1,3**	**-0,2**
Arrière-pays	Globalement	2009	2020	-0,6	-1,9	0,7
Arrière-pays	Supérieur	1995	2020	–	–	–
Arrière-pays	Supérieur	2009	2020	–	–	–
Arrière-pays	Huron	1995	2020	-0,2	-1	0,6
Arrière-pays	Huron	2009	2020	1,1	-1,7	3,9
Arrière-pays	Michigan	1995	2020	–	–	–
Arrière-pays	Michigan	2009	2020	–	–	–
Arrière-pays	Érié	1995	2020	-1,1	-2,4	0,2
Arrière-pays	Érié	2009	2020	-1,4	-4,3	1,4
Arrière-pays	Ontario	1995	2020	-0,6	-1,6	0,4
Arrière-pays	Ontario	2009	2020	-0,5	-2,3	1,2

Tableau 2. Tendances à long terme (1995-2020) et sur 10 ans (2010-2020) de l'indice de l'état écologique (IEE) médian dans l'ensemble des terres humides côtières et de l'arrière-pays à l'échelle des Grands Lacs (globalement) et à l'échelle du bassin de chaque lac (p. ex., bassin du lac Supérieur). Le tableau présente la moyenne géométrique des taux de changement (tendance : % de changement/année) fondée sur les variations observées entre la première et la dernière année de la tendance, selon des intervalles de confiance « inférieure » et « supérieure » de 95 %. Les cas où la taille des échantillons était trop faible pour calculer des tendances fiables sont représentés par des tirets. Les tendances ont été calculées à l'aide de l'équation 4 de Smith et *al.* (2014), avec 1 000 réplicats par auto-amorçage (bootstrap). Les tendances statistiquement significatives sont présentées en gras, selon des intervalles de confiance qui ne chevauchent pas zéro. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP).

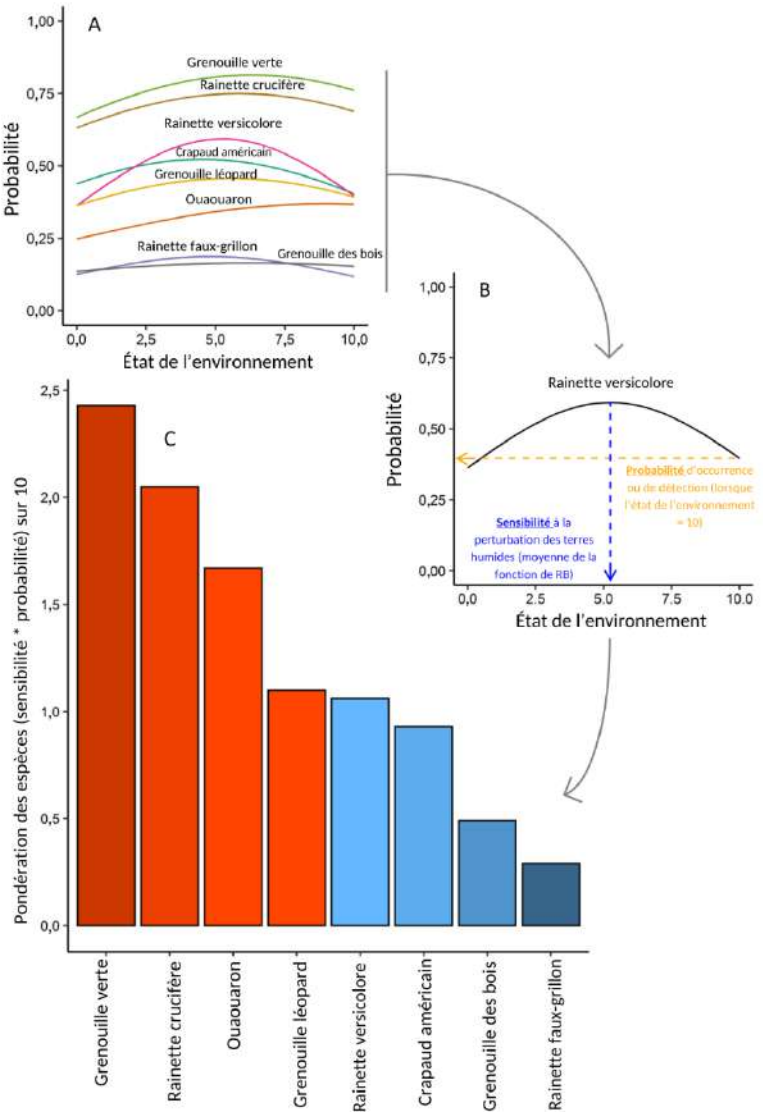


Figure 1. Représentation schématique des étapes nécessaires au calcul de l'indice d'état écologique (IEE) dans le présent rapport en fonction des données sur les anoures des terres humides côtières dans tout le bassin des Grands Lacs. Pour chacune des huit espèces ou chaque groupe d'espèces d'anoures (voir le tableau 1 pour plus de détails), on a utilisé une fonction de réponse biotique (A) reflétant la probabilité d'occurrence en tant que fonction d'une variable combinée de l'« empreinte anthropique » (état de l'environnement) basée sur la superficie des terres humides, l'aménagement, l'agriculture et la densité de la population humaine (0 = mauvais état, 10 = bon état) pour calculer la sensibilité des espèces à la perturbation des terres humides et la probabilité d'occurrence/de détection (B). On a ensuite multiplié ces deux valeurs et on les a transposées sur une échelle de 10 pour calculer la pondération des espèces afin de générer des IEE pour des terres humides en particulier. Par exemple, une terre humide où seules des grenouilles vertes étaient présentes a reçu un IEE de 2,4; une terre humide où des grenouilles vertes et des rainettes crucifères étaient présentes a reçu un IEE de 4,5; une terre humide où les huit espèces étaient présentes a reçu un IEE de 10. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

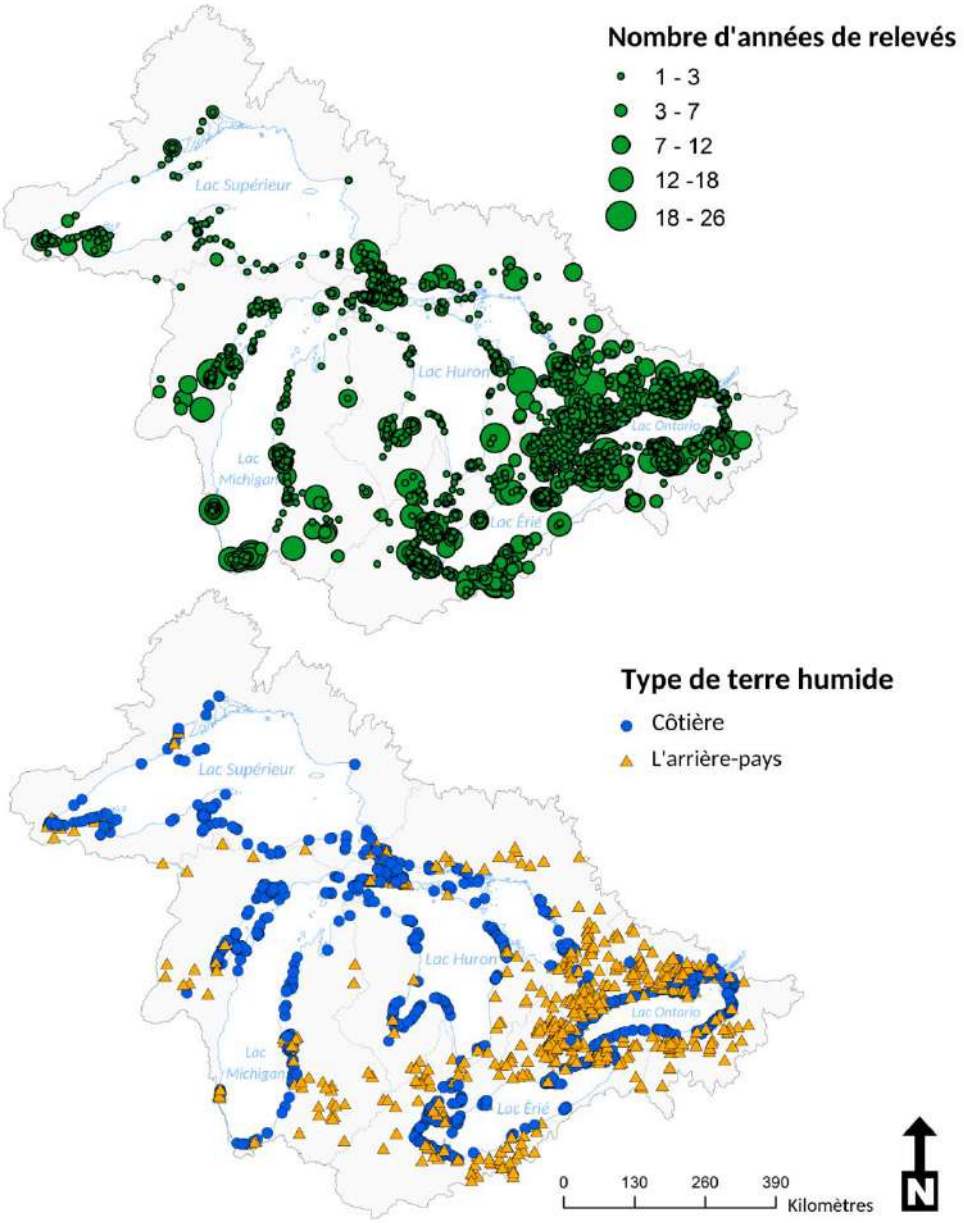


Figure 2. Terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués de 1995 à 2020 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d'estimer les indices de la santé des terres humides fondés sur les anoures. Les terres humides sont présentées comme une fonction du nombre d'années pendant lesquelles les relevés ont eu lieu pour chacune d'elles (haut de la figure) et comme une fonction des terres humides côtières et de celles de l'arrière-pays (bas de la figure). Veuillez remarquer que les terres humides côtières (n = 1 164) sont beaucoup plus nombreuses que les terres humides de l'arrière-pays (n = 660), bien que cela ne semble pas être le cas parce que les symboles se chevauchent étroitement. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

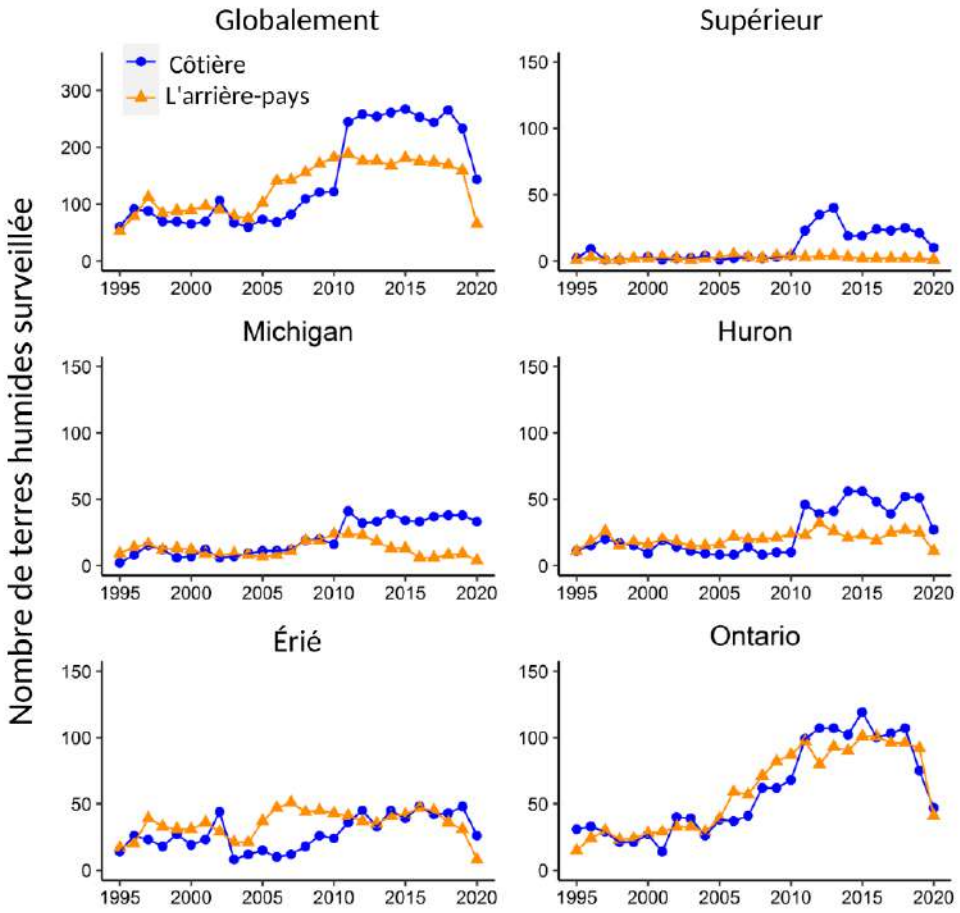


Figure 3. Nombre de terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués de 1995 à 2020 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d'estimer les indices de la santé des terres humides fondés sur les anoures. Les terres humides où les dénombrements ont eu lieu sont présentées comme une fonction de tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et du bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

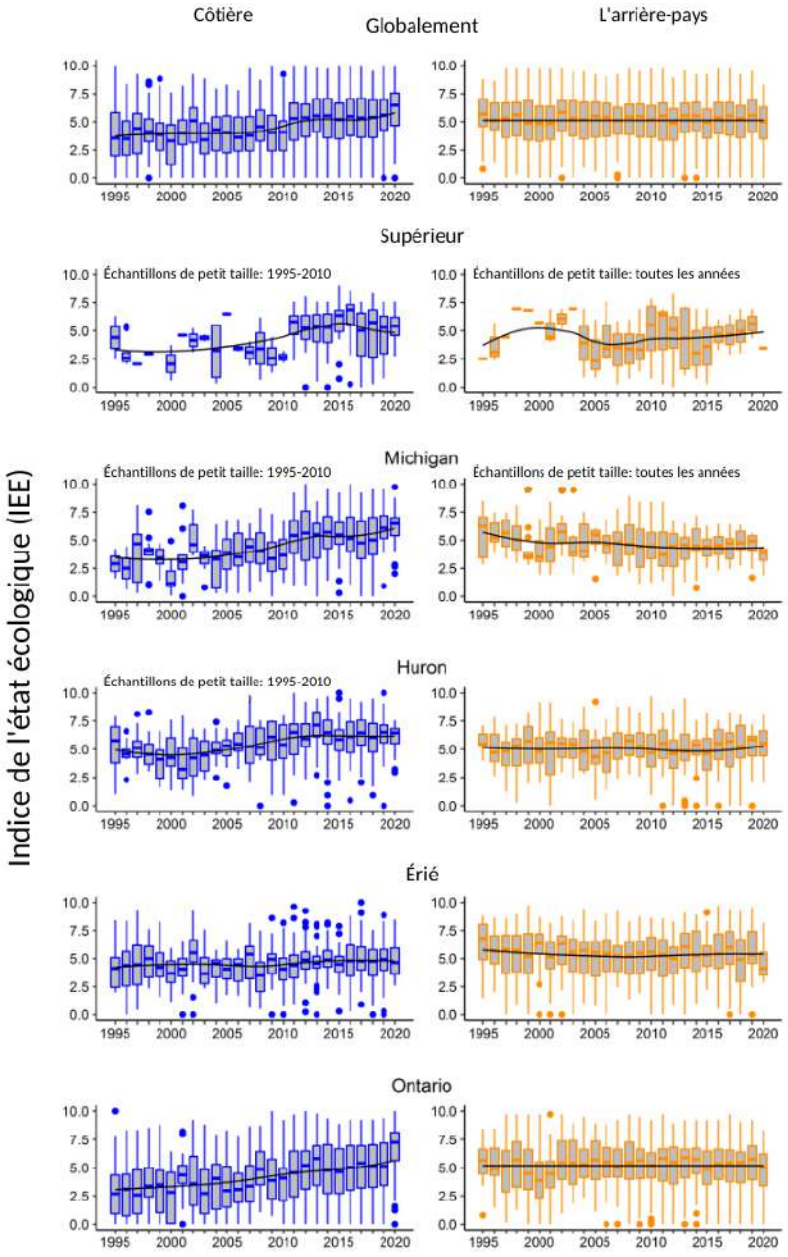


Figure 4. Tendances temporelles de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures de 1995 à 2020 dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans le bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières (bleu) et de l'arrière-pays (orange). La figure présente des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes à l'échelle des terres humides pour chaque année, accompagnés de lignes plus larges (trait continu noir) représentant les ajustements optimaux des IEE. Les moustaches représentent 1,5 fois l'écart interquartile; les points sont des valeurs aberrantes. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

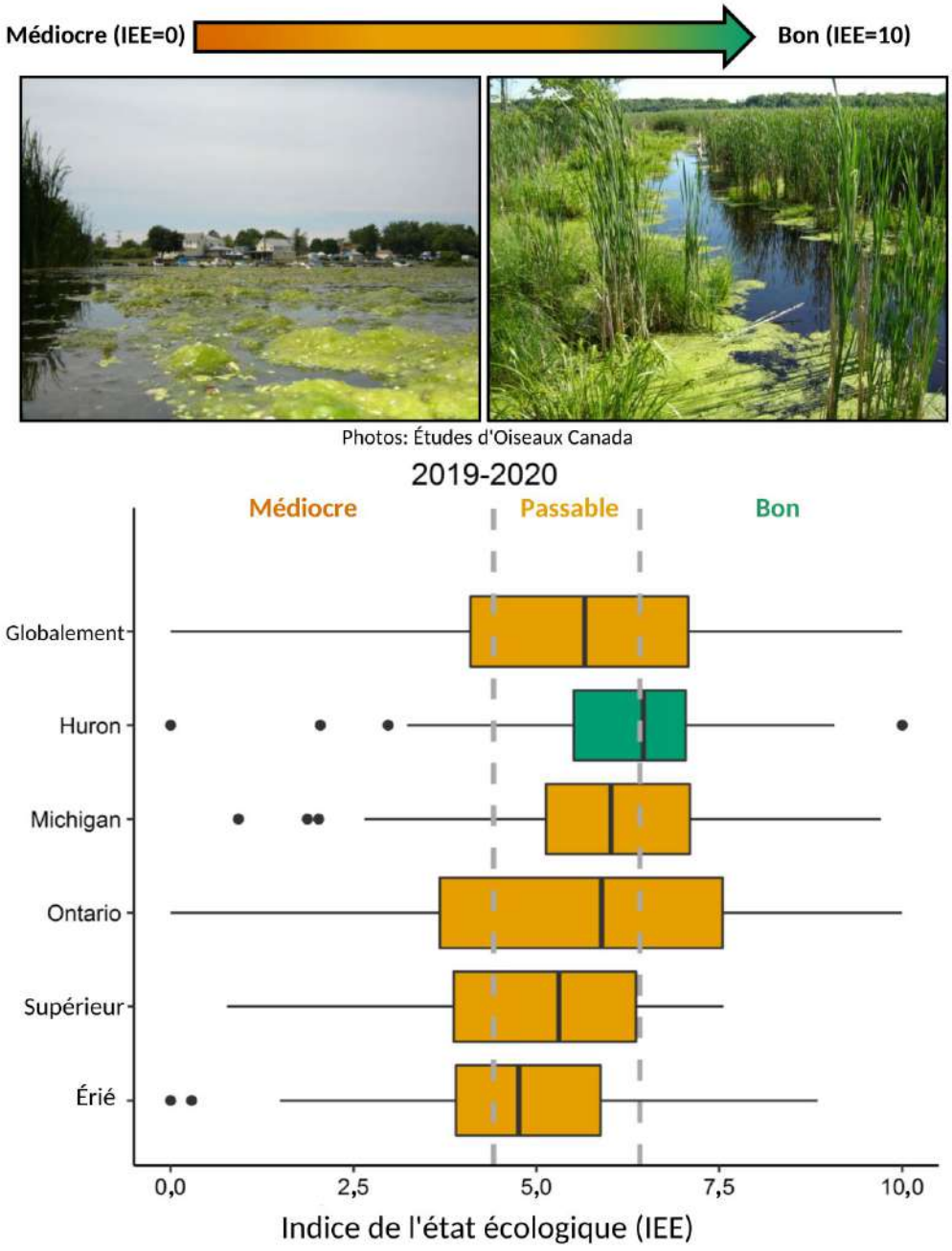


Figure 5. Distribution de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures de 2019-2020 dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans le bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières. La figure présente des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes à l'échelle des terres humides. Les moustaches représentent 1,5 fois l'écart interquartile; les points sont des valeurs aberrantes. Les lignes verticales pointillées grises représentent les valeurs limites des situations Médiocre, Passable et Bonne. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

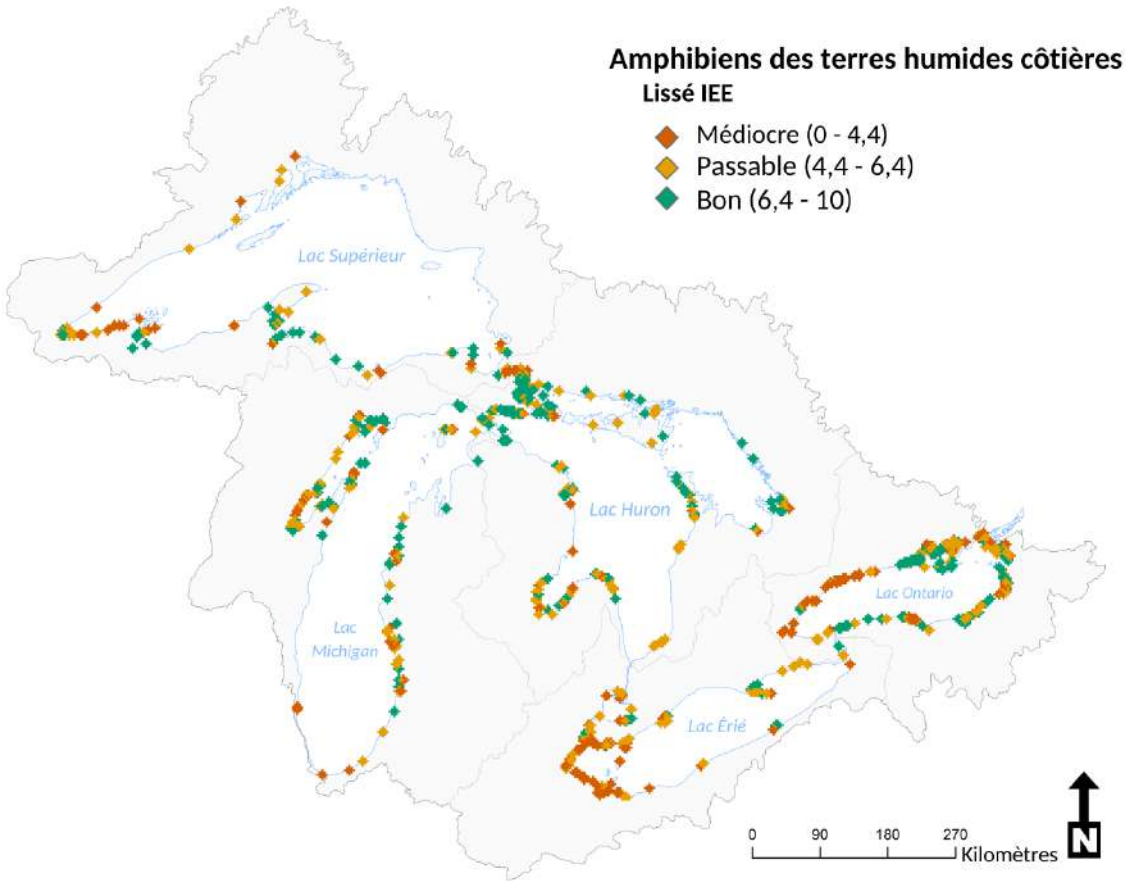


Figure 6. Indice de l'état écologique (IEE) de toutes les terres humides côtières des Grands Lacs, basé sur les données relatives aux communautés d'anoures des 5 dernières années (2016-2020). La figure présente les valeurs de l'IEE moyen « lissé » à l'échelle des terres humides, dont on a calculé la moyenne de toutes les années pour les terres humides qui ont été échantillonnées plusieurs années. Pour lisser les données, l'outil de conversion des entités ponctuelles en jeu de données matricielles dans ArcGIS a été utilisé afin de calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, puis l'outil de statistiques focales a été utilisé sur les moyennes obtenues afin de calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire de deux cellules, appelée « IEE lissé ». Les cinq plus récentes années de données (2016-2020) ont été utilisées pour accroître la taille des échantillons. Un code de couleur a été utilisé pour illustrer les situations Médiocre, Passable et Bonne. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

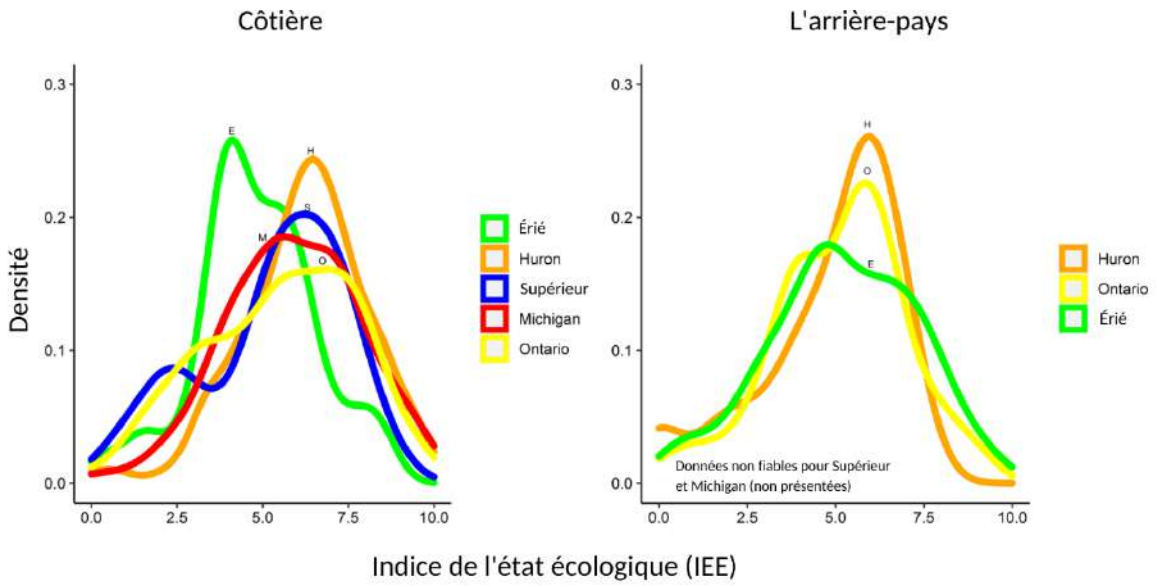


Figure 7. Diagramme de densité de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures des 5 dernières années (2016-2020) dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et du bassin de chaque lac pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays. La figure montre les diagrammes basés sur les valeurs de l'IEE moyen à l'échelle des terres humides, dont on a calculé la moyenne de toutes les années pour les terres humides qui ont été échantillonnées plusieurs années. Les données pour l'arrière-pays pour le lac Supérieur ne sont pas présentées, car la taille des échantillons était trop petite.Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Sous-indicateur : Oiseaux des milieux humides côtiers

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : S'améliore

Tendance à long terme (1995-2020) : S'améliore

Justification : L'indice de l'état écologique (IEE) médian des milieux humides côtiers, une mesure de la santé des milieux humides côtiers faisant appel aux observations des oiseaux des milieux humides côtiers, était de 3,7 (sur 10) selon les données de 2019 et de 2020, alors que l'IEE médian variait de 1,3 à 4,5 de 1995 à 2020. Les IEE ont connu une augmentation annuelle significative de 4,9 % au cours des 10 dernières années (2010-2020). D'après les observations de communautés aviaires dans l'ensemble des Grands Lacs, l'état des milieux humides côtiers est passable, et la tendance s'améliore. Il est à noter que, pour l'évaluation globale, une détermination distincte de l'état et de la tendance a été faite en fonction des données provenant de chacun des bassins lacustres, plutôt que de la moyenne des évaluations lac par lac présentées ci-dessous. Les IEE des milieux humides côtiers étaient considérablement plus faibles dans toute la partie ouest du lac Ontario, où l'empreinte du développement humain est plus élevée que celle de la plupart des autres lacs, qui affichaient en général un mélange d'IEE faibles et élevés.

Les définitions de l'état et de la tendance de l'évaluation sont incluses à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable

Tendance sur dix ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : D'après les observations de communautés aviaires, l'IEE médian des milieux humides côtiers était de 2,4 selon les données de 2019 et de 2020 et variait de 0,5 à 6 de 1995 à 2020. Il semble y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, quoique la tendance ne soit pas statistiquement significative. Les paysages de la zone côtière du lac Supérieur sont généralement non agricoles et très peu aménagés comparativement aux milieux humides des lacs méridionaux, mais les milieux humides côtiers du lac Supérieur (à quelques exceptions dignes de mention près) ont une superficie relativement petite, ont tendance à avoir une productivité moindre (tourbières ombrotrophes) et sont écologiquement très différents de ceux des autres lacs, ce qui peut expliquer, du moins en partie, certaines des cotes modestes comparativement à celles des autres lacs.

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur dix ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : D'après les observations de communautés aviaires, l'IEE médian des milieux humides côtiers était de 2,8 selon les données de 2019 et de 2020 et variait de 0,6 à 5,9 de 1995 à 2020. Il semble y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie environ, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, quoique la tendance ne soit pas statistiquement significative. Le lac Michigan abrite certains des milieux humides côtiers considérés comme étant de la plus haute qualité d'après les oiseaux présents, et ce, même si l'aménagement et l'agriculture sont des facteurs de stress courants à étendus dans les zones côtières de ce lac. Par exemple, la valeur plus faible des IEE des milieux humides côtiers dans le tiers sud du lac par rapport au reste du lac est probablement due à des facteurs de stress liés à l'aménagement qui étaient marqués.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

État : Bon

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1995-2020) : Indéterminée

Justification : D'après les observations de communautés aviaires, l'IEE médian des milieux humides côtiers était de 4,9 selon les données de 2019 et de 2020 et variait de 1,2 à 7,1 de 1995 à 2020. Il semble y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie environ, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, quoique la tendance ne soit pas statistiquement significative. Le lac Huron abrite certains des milieux humides côtiers considérés comme étant de la plus haute qualité d'après les oiseaux présents, et ce, même si l'aménagement et l'agriculture sont des facteurs de stress passablement marqués dans certaines parties des zones côtières de ce lac.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Sainte-Claire)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1995-2020) : Inchangée

Justification : D'après les observations de communautés aviaires, l'IEE médian des milieux humides côtiers était de 4,7 selon les données de 2019 et de 2020 et variait de 0,9 à 5,4 de 1995 à 2020. Il n'y a pas eu d'augmentation ou de diminution importante de la tendance au cours des 10 dernières années (2010-2020).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : S'améliore

Tendance à long terme (1995-2020) : S'améliore

Justification : D'après les observations de communautés aviaires, l'IEE médian des milieux humides côtiers était de 3,1 selon les données de 2019 et de 2020 et variait de 0,5 à 4 de 1995 à 2020. La tendance a considérablement augmenté, à raison de 7,5 % par année au cours des 10 dernières années (2010-2020). La valeur plus faible des IEE des milieux humides côtiers de la partie ouest du lac par rapport au reste du lac est probablement due aux de facteurs de stress liés à l'aménagement particulièrement marqués.

Définitions des états de l'évaluation

Les indices normalisés (valeurs/cotes de l'IEE) varient entre 0 (état mauvais ou le plus dégradé) et 10 (bon état ou le moins dégradé). L'état sera déterminé en fonction de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de l'année la plus récente (pour le rapport de 2022, l'état est fondé sur les données de 2019 et de 2020 parce que les échantillons étaient de taille relativement faible en 2020), comparativement aux rangs centiles fondés sur les données de la période 2011-2020 pour tous les milieux humides côtiers. La couverture des milieux humides côtiers dans toute la région des Grands Lacs est la plus étendue depuis 2011, année de la mise en œuvre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Il est à noter que les valeurs définissant un état mauvais, passable ou bon ci-dessous ont changé depuis le rapport précédent (Tozer et *al.*, 2019) en raison de 1) l'amélioration de la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer l'IEE depuis le dernier rapport, et de 2) l'augmentation du nombre d'années de données utilisées pour calculer les valeurs depuis le dernier rapport.

Bon : La plupart ou la totalité des composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; IEE médian > 66^{e} rang centile (pour le rapport de 2022, IEE médian > 4,8).

Passable : Certaines composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; 33^{e} rang centile ≤ IEE médian ≤ 66^{e} rang centile (pour le rapport de 2022, 1,9 ≤ IEE médian ≤ 4,8).

Mauvais : Il n'y a que très peu ou pas de composantes de l'écosystème dans un état acceptable; IEE médian < 33^{e} rang centile (pour le rapport de 2022, IEE médian < 1,9).

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances de l'évaluation

Les populations régionales et locales d'oiseaux des marais varient naturellement au fil du temps, particulièrement sous l'effet des fluctuations des niveaux d'eau des Grands Lacs; par conséquent, il faut plusieurs années de données de surveillance avec une couverture géographique adéquate dans les zones ciblées pour détecter toutes les tendances, sauf les plus spectaculaires. L'interprétation de ce sous-indicateur peut être améliorée si elle est associée aux tendances observées dans le cas d'autres sous-indicateurs des milieux humides.

Les termes « s'améliore », « inchangée » et « se détériore » ont été appliqués en fonction de la moyenne géométrique des taux de changement (% de changement/année) d'un indice normalisé de la santé de l'écosystème basé sur les oiseaux, l'IEE (Howe et *al.*, 2007a, 2007b), à l'aide de l'équation 4 de Smith et *al.* (2014). La signification statistique des tendances a été évaluée par la technique d'auto-amorçage paramétrique en R (R Core Team, 2020) avec le programme « boot » (Canty et Ripley, 2013) et 1 000 répétitions *bootstrap*. Il était nécessaire de procéder à l'auto-amorçage de cette façon pour tenir compte de la précision variable de l'estimation annuelle de départ et de l'estimation annuelle de fin qui ont été utilisées pour le calcul de chacune des tendances. Pour les tendances sur 10 ans, l'année de départ était 2010, et l'année de fin, 2020. Pour les tendances à long terme, l'année de départ était 1995, et l'année de fin, 2020. L'année 2010 a été choisie comme année de départ pour les tendances sur 10 ans parce qu'il y a 10 transitions interannuelles possibles pour la période 2010-2020, ce qui a été considéré comme étant le plus représentatif de la tendance de la décennie la plus récente (Comité des normes et des pétitions de l'UICN, 2019). Les estimations des tendances fondées sur un intervalle de confiance à 95 % qui ne chevauchaient pas zéro ont été considérées comme statistiquement significatives.

S'améliore : Augmentation statistiquement significative de l'IEE.

Inchangée : Aucune augmentation ou diminution statistiquement significative de l'IEE.

Se détériore : Diminution statistiquement significative de l'IEE.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou ne suffisent pas pour rendre compte d'une tendance.

Critères d'effet et/ou cibles

Les critères d'effet seront établis en fonction des données existantes. D'autres critères d'effet peuvent être utilisés en fonction des données historiques ou de l'opinion d'experts dans certains cas, selon ce que les auteurs ont déterminé et justifié. Les critères d'effet de ce sous-indicateur n'ont pas été définis pour le rapport de 2022, compte tenu de l'incertitude entourant la meilleure façon d'en calculer des significatifs. Dans le cadre de leurs travaux en cours, les auteurs s'efforceront de mettre au point des critères d'effet utiles.

Raison d'être du sous-indicateur

Évaluer l'état et la tendance de la santé de l'écosystème des milieux humides côtiers des Grands Lacs en mesurant directement la composition en oiseaux et leur abondance relative, et déduire l'état de l'habitat des milieux humides côtiers en fonction de la santé de cette composante importante sur les plans écologique et culturel des communautés des milieux humides.

Objectif pour l'écosystème

Les milieux humides côtiers offrent un habitat de migration et de nidification essentiel aux espèces sauvages, notamment les oiseaux. La conservation des milieux humides côtiers restants et la remise en état des milieux humides dégradés ou détruits sont des composantes vitales de la remise en état de l'écosystème des Grands Lacs. Les oiseaux sont des indicateurs écologiques efficaces susceptibles d'être utilisés pour faire état des progrès réalisés en ce sens.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des milieux humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure

Contexte – Les oiseaux des milieux humides sont influencés par les composantes physiques, chimiques et biologiques des milieux humides et du paysage environnant. Par exemple, l'occurrence, l'abondance et/ou le succès reproductif de plusieurs espèces dans le bassin des Grands Lacs diminuent à mesure 1) que la taille des milieux humides diminue; 2) que l'habitat des milieux humides et le couvert naturel dans le paysage environnant diminuent ou que leur qualité se dégrade; 3) que la pollution causée par les pesticides, les herbicides et le ruissellement des sédiments augmente; 4) que les prédateurs généralistes (p. ex. le raton laveur [*Procyon lotor*]) associés à l'habitat anthropique dans le paysage environnant augmentent; 5) que le niveau des lacs diminue (Brazner et *al.*, 2007a, 2007b; Crosbie et Chow-Fraser, 1999; Hohman et *al.*, 2021; Howe et *al.*, 2007a; Gnass Giese et *al.*, 2018; Grandmaison et Niemi 2007; Naugle et *al.*, 2000; Smith et Chow Fraser 2010a, 2010b;

Timmermans et *al.*, 2008; Tozer et *al.*, 2010, 2020). L'occurrence ou l'abondance d'oiseaux sensibles peut par conséquent être un indicateur précieux de la santé des milieux humides et du paysage environnant.

Données – Plusieurs initiatives surveillent les oiseaux des milieux humides de la région des Grands Lacs. Une de celles qui existent depuis le plus longtemps est le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL), coordonnée par Oiseaux Canada, qui a débuté en 1995 et qui depuis est mis en œuvre chaque année dans les milieux humides côtiers et intérieurs dans une bonne partie du bassin des Grands Lacs (Tozer, 2013, 2016, 2020). Certains des rapports antérieurs sur ce sous-indicateur ne reposent que sur les données de ce programme d'envergure toujours en cours (p. ex. Tozer, 2014). De 2001 à 2005, le Natural Resource Research Institute (NRRI) de l'Université du Minnesota à Duluth a mené un ambitieux projet multiétablissements d'indicateur environnemental pour les Grands Lacs (Great Lakes Environmental Indicator – GLEI), qui visait à évaluer la santé biotique globale des milieux humides côtiers dans la partie étatsunienne des Grands Lacs (Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Hanowski et *al.*, 2007a, 2007b; Niemi et *al.*, 2007). Plus récemment, le Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, partenariat entre l'Environmental Protection Agency des États-Unis et l'Université de Central Michigan, a été lancé en 2011 et devrait se poursuivre au moins jusqu'en 2025 dans toutes les zones côtières canadiennes et étatsuniennes des Grands Lacs (Uzarski et *al.*, 2017). Ces projets ou programmes sont conçus un peu différemment, mais ils s'appuient sur des dénombrements par points d'écoute normalisés d'une durée fixe, qu'il est possible d'adapter pour maximiser la compatibilité entre les projets ou programmes. Pour réunir un grand nombre d'observateurs bénévoles qualifiés et bien formés chargés de prélever un nombre suffisant d'échantillons à un coût relativement peu élevé, le PSMGL permet aux participants de choisir les milieux humides à échantillonner et les points d'échantillonnage dans celles-ci; cette méthode se justifie si l'on suppose que ces points d'échantillonnage sont représentatifs des milieux humides de la région visée. Par contre, dans le cadre du projet GLEI et du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, les milieux humides sont sélectionnés par échantillonnage aléatoire stratifié, et ce sont des experts rémunérés qui procèdent au dénombrement à chaque point d'échantillonnage. Néanmoins, tous ces projets ou programmes ciblent des milieux humides dominés par des espèces végétales émergentes non ligneuses, comme les quenouilles (*Typha* spp.) et les carex (*Carex* spp.), pour y établir les points d'échantillonnage. De plus, Tozer (2020) a montré que, dans le sud de l'Ontario, les indices d'abondance annuels de la population de 9 espèces d'oiseaux nichant dans les marais sur 10 étaient statistiquement comparables pour chacune des trois années, d'après les données recueillies par les participants du PSMGL, par rapport aux données recueillies par des experts rémunérés chargés des dénombrements aux sites d'échantillonnage aléatoire stratifié dans la même zone d'étude. Dans le présent rapport, les ensembles de données susmentionnés ont été combinés afin de générer une analyse détaillée de l'état et des tendances des oiseaux des milieux humides côtiers des Grands Lacs ainsi que de la santé des milieux humides connexes.

Relevés – Les oiseaux des milieux humides ont été échantillonnés jusqu'à une distance qui n'était pas limitée depuis un point (appelé ci-après, « point d'échantillonnage ») ou à un maximum de huit points situés à la limite ou à l'intérieur d'un milieu humide, en fonction de la taille de celui-ci. Dans la plupart des grands milieux humides, les points ont été placés à la fois près de l'interface milieu humide intérieur/milieu humide côtier et à l'intérieur de chaque milieu humide, y compris l'interface eaux libres du lac/milieu humide. Dans la plupart des milieux humides de petites dimensions, seuls les points sur le littoral ont été échantillonnés. Les points d'échantillonnage étaient espacés de plus de 250 m (PSMGL) ou de plus de 400 m (projet GLEI et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs) pour éviter que les mêmes individus soient détectés plusieurs fois. Selon l'année et le projet ou le programme, chacun des points d'échantillonnage a fait l'objet d'un dénombrement de 10 ou de 15 minutes lors de 1 à 3 visites séparées par au moins 10 ou 15 jours pendant la principale période de reproduction des oiseaux, en général entre la fin mai et le début juillet. Il a été démontré que les différences entre les protocoles de terrain ont une incidence mineure sur la probabilité de détecter la plupart des espèces considérées

dans ce rapport (p. ex. Tozer et *al.*, 2016, 2017). Les dénombrements ont eu lieu soit le matin (de 30 minutes avant le lever du soleil à 10 heures, heure locale), soit le soir (de 4 heures avant le coucher du soleil à la tombée de la nuit, heure locale), et seulement lorsque les conditions météorologiques étaient propices à la détection de toutes les espèces et de tous les individus présents (peu ou pas de précipitations; vent : de 0 à 3 sur l'échelle de Beaufort, de 0 à 19 km/h). Les observateurs ont lancé des cris pendant les dénombrements pour inciter les espèces particulièrement discrètes à y répondre. Les cris ont été diffusés pendant 5 minutes au cours de chacun des dénombrements de 10 ou 15 minutes; ils consistaient en vocalisations de 30 secondes, suivies de 30 secondes de silence pour chacune des espèces suivantes : le Petit Blongios (*Ixobrychus exilis*), la Marouette de Caroline (*Porzana carolina*), le Râle de Virginie (*Rallus limicola*), la combinaison Foulque d'Amérique (*Fulica americana*)-Gallinule d'Amérique (*Gallinula galeata*) et le Grèbe à bec bigarré (*Podilymbus podiceps*), dans cet ordre. Les protocoles de relevé de chacun des projets ou programmes suivaient de près le protocole normalisé du Programme de surveillance des oiseaux des marais de l'Amérique du Nord (Conway, 2011). Le protocole de relevé dans le cadre du PSMGL est résumé dans Tozer (2016), et celui dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, dans Uzarski et *al.* (2017).

Analyses – Il existe de nombreuses méthodes d'analyse des données sur les oiseaux dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs. Des analyses antérieures effectuées pour le rapport reposaient sur l'état et les tendances distincts de l'abondance relative d'une vingtaine d'espèces d'oiseaux inféodées aux milieux humides (p. ex. Tozer, 2014). Divers autres indices de santé des milieux humides basés sur les oiseaux, qui combinent les données de plusieurs groupes d'espèces (p. ex. Chin et *al.*, 2014), ont aussi été utilisés. Cette dernière façon de procéder est probablement plus objective et plus pratique pour les besoins du rapport sur l'état des Grands Lacs parce qu'elle fournit une seule mesure exhaustive reflétant la réaction collective des espèces d'oiseaux à l'état des milieux humides. Les mesures portant sur plusieurs espèces, comme l'indice d'intégrité biotique des poissons largement utilisé (Karr et Chu, 1999) et le coefficient de conservatisme moyen pour les végétaux (Taft et *al.*, 1997), sont robustes lorsqu'elles sont testées par rapport à des facteurs de stress connus et incluent suffisamment d'espèces pour permettre des calculs même lorsque certaines espèces sont absentes en raison de facteurs externes à l'écosystème en cause. Par exemple, une espèce ayant une aire de répartition de grande superficie peut ne pas être détectée parce que, par hasard, tous les individus de cette espèce se trouvent en dehors des parcelles d'échantillonnage ou étaient inactifs pendant la période du relevé. De même, une espèce peut être absente de milieux humides de haute qualité en raison de facteurs non liés à l'habitat, comme une épidémie régionale qui touche les individus indépendamment de l'état des milieux humides ou une diminution de la population aviaire causée par de la mortalité durant la migration.

Dans le présent rapport, nous avons évalué la santé des communautés aviaires fondée sur les données de plusieurs espèces recueillies à des milliers de points d'échantillonnage dans tout le bassin des Grands Lacs, tant au Canada qu'aux États-Unis (Howe et *al.*, 2007a, 2007b; Hanowski et *al.*, 2007a, 2007b; Tozer, 2013, 2016, 2020). Nous avons réuni de l'information quantitative sur 7 facteurs de stress environnementaux à corrélation minimale ($-0{,}30 \leq r \leq 0{,}31$), recueillie à partir de 2 236 points d'échantillonnage lors d'une même année dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs (c.-à-d. les dénombrements par points d'écoute combinés en début et en fin de saison au cours d'une année donnée et échantillonnés à un point donné entre 2011 et 2018), situés dans 616 milieux humides côtiers (Elliott, 2019) : 1) EmWetArea, zone de végétation émergente non ligneuse située dans un rayon de 500 m du point + la moitié de la zone humide émergente située entre 500 et 1 000 m; 2) %Dev2km, pourcentage de couverture des terres aménagées (bâtiments industriels, sites résidentiels, terrains de golf, etc.) dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage (à l'exclusion des eaux libres); 3) %Crop2km, pourcentage de couverture des terres agricoles dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage (à l'exclusion des eaux libres); 4) Roads2 km, nombre total de mètres de routes principales et secondaires dans un rayon de 2 km du point d'échantillonnage; 5) %DevWatershed, pourcentage des eaux des terres cultivées du bassin

versant qui se jettent dans le milieu humide; 6) %CropWatershed, pourcentage des eaux des terres cultivées du bassin versant qui se jettent dans le milieu humide; 7) PopWatershed, population humaine totale dans le bassin versant. Brazner et *al.* (2007a, 2007b) ont calculé les variables du bassin versant dans le cadre du projet GLEI (Danz et *al.*, 2005, 2007). Nous remarquons que les deux variables de la couverture de terres agricoles (%Crop2km et %CropWatershed, r = -0,01) et les deux variables de l'aménagement des terres (%Dev2km et %DevWatershed, r = 0,02) étaient largement indépendantes. Nous avons soumis au besoin les variables à une transformation logarithmique pour améliorer la normalité, puis nous avons effectué une analyse en composantes principales (ACP; McCune et Mefford, 1999) pour réduire la dimensionnalité de l'ensemble de données multivariées. Les 4 premiers axes de l'ACP expliquent 87 % de la variation. Les cotes pour ces 4 axes ont été mises à l'échelle, de l'état le plus défavorable (le plus perturbé) au meilleur (le moins perturbé), puis additionnées pour produire un indice brut de l'état environnemental qui se rapproche de l'« empreinte humaine », lequel a ensuite été converti en C_{env}, une cote de l'état environnemental sur une échelle de 0 à 10, où 0 représente l'état le plus perturbé, et 10, l'état le moins perturbé.

Les 2 236 points d'échantillonnage utilisés au cours d'une même année dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs ont été regroupés en lots de 15 points (ou 16 dans le dernier cas) ayant des valeurs similaires en ce qui concerne les facteurs de stress environnemental. En d'autres termes, les 15 sites ayant obtenu les pires cotes de l'« empreinte humaine » ont été placés dans le premier lot, puis les 15 sites suivants, avec des cotes plus élevées, ont été placés dans le deuxième lot, et ainsi de suite jusqu'au dernier des 149 lots, qui contenait les 16 sites ayant obtenu les meilleures cotes de l'« empreinte humaine ». Nous avons ainsi obtenu un nouveau gradient de 149 lots, caractérisé par une cote moyenne de l'« empreinte humaine » pour les sites de chaque lot, allant des plus touchés (0) aux moins touchés (10). Pour chacune de plusieurs espèces d'oiseaux ou groupes d'espèces d'oiseaux, y compris les espèces inféodées aux milieux humides pour la nidification et plusieurs utilisateurs de milieux humides qui ne dépendent pas de celles-ci (c.-à-d. les espèces d'oiseaux qui utilisent les milieux humides, mais pas exclusivement), une courbe de réponse aux facteurs de stress (fonction de réponse biotique) a été estimée en fonction des probabilités d'occurrence dans chacun des 149 lots (figure 1). La valeur de probabilité a été définie comme étant la proportion des 15 points où les espèces ont été détectées au cours d'au moins un relevé à un point d'échantillonnage au cours d'une année d'échantillonnage. La cote de l'état environnemental de chaque lot était la valeur moyenne des 15 sites. La probabilité d'occurrence de chaque espèce ou groupe d'espèces le long du gradient de stress environnemental (« empreinte humaine ») peut être décrite à l'aide d'une fonction à 3 paramètres (μ = moyenne; σ = écart-type; et h = facteur d'échelle) représentant une courbe normale en forme de cloche ou asymptotique dans un intervalle de 0 à 10 (p. ex. Gnass Giese et *al.*, 2015). Nous avons utilisé les paramètres les mieux adaptés de la courbe normale en forme de cloche (suivant la fonction normale de densité de probabilité, la fonction R *dnorm*) ou d'une courbe asymptotique (suivant la distribution normale cumulative, la fonction R *pnorm*). Les paramètres les mieux adaptés ont été estimés au moyen d'un script R (R Core Team, 2020) utilisant la fonction *nlminb* élaborée par Bates et Sarkar (Gay, 1990). Ces fonctions de réponse biotique (figure 1) ont servi de base à l'évaluation des nouveaux sites en fonction de la présence ou de l'absence de 15 espèces ou groupes d'espèces (tableau 1). Les paramètres de la fonction mathématique du meilleur ajustement ont été estimés par itération en R (R Core Team, 2020) à l'aide du programme « iec » (https://github.com/ngwalton/iec – site en anglais seulement).

L'ensemble définitif de 15 fonctions de réponse biotique pour le calcul des IEE comprenait des espèces inféodées aux milieux humides (p. ex. le Grèbe à bec bigarré, le Butor d'Amérique et le Troglodyte des marais [*Cistothorus palustris*]), des espèces qui utilisent les milieux humides (p. ex. le Pygargue à tête blanche, [*Haliaeetus leucocephalus*], le Grand Héron [*Ardea herodias*] et le Carouge à épaulettes [*Agelaius phoeniceus*]) et des groupes d'espèces comme les râles, les canards barboteurs et les sternes. Il est important de tenir compte d'une vaste gamme d'oiseaux des milieux humides pour mieux représenter la santé globale des milieux humides. Par

exemple, certaines espèces d'utilisateurs des marais qui tolèrent les perturbations sont plus communes dans les milieux humides dégradés (p. ex. l'Étourneau sansonnet [*Sturnus vulgaris*]), alors que certaines espèces inféodées aux milieux humides et relativement intolérantes aux perturbations sont plus communes dans les milieux humides moins dégradés (p. ex. la Grue du Canada [*Antigone canadensis*]; figure 1). De plus, Chin et *al.* (2015) ont recommandé l'utilisation d'indicateurs qui à la fois augmentent et diminuent le long du gradient de perturbation environnementale. À moins d'être incluses dans des groupes taxinomiques (p. ex. les butors et les troglodytes), les espèces peu communes et les espèces rarement trouvées dans les milieux humides ont été exclues, ce qui a donné un paramètre indicateur qui représente directement l'assemblage d'oiseaux associés à un milieu humide côtier. Les 15 espèces ou groupes d'espèces utilisés pour générer les fonctions de réponse biotique aux fins du calcul des IEE sont énumérés dans le tableau 1.

Les aires de répartition des taxons d'oiseaux utilisés dans nos analyses s'étendent à l'ensemble du bassin des Grands Lacs, mais les abondances locales de ces taxons ne sont pas réparties également. Par exemple, les hérons et aigrettes de grande taille (Grand Héron et Grande Aigrette [*Ardea alba*]) sont beaucoup plus fréquents dans le sud et l'est des Grands Lacs que dans le lac Supérieur. Le Troglodyte de Latham (*Cistothorus platensis*) est plus fréquent dans les lacs septentrionaux. Le fait de combiner des espèces en des groupes de plusieurs espèces (p. ex. Troglodyte de Latham + Troglodyte des marais = troglodytes; Petit Blongios + Butor d'Amérique = butors) atténue les effets de certaines tendances géographiques parce qu'au moins une des espèces combinées peut être attendue dans une région donnée des Grands Lacs. Ces groupes combinés nous ont permis de comparer de manière valide les estimations de l'IEE dans l'ensemble du bassin.

Malgré les efforts que nous avons déployés pour élaborer des estimations de l'IEE à l'échelle du bassin, des différences régionales étaient toujours évidentes en ce qui concerne les répartitions des taxons sélectionnés. Nous avons utilisé l'analyse des indicateurs de Dufrene et Legendre (1997) pour comparer la fréquence et l'abondance des 15 taxons dans 4 régions géographiques, soit le lac Ontario; le lac Érié, le sud du lac Huron et le sud du lac Michigan (LEsHM); le nord du lac Huron et le nord du lac Michigan (nLHM); le lac Supérieur. Tous les taxons sauf un (Pygargue à tête blanche-Balbuzard pêcheur) ont montré une affinité statistiquement significative avec une ou plusieurs de ces régions. Par exemple, les butors, les troglodytes et les canards barboteurs étaient beaucoup plus fréquents dans le lac Ontario; l'Étourneau sansonnet et le Grand Héron-Grande Aigrette l'étaient dans le LEsHM; les sternes, la Grue du Canada, les râles et les oiseaux rares l'étaient dans le nLHM; la Paruline masquée l'était dans le lac Supérieur et le nLHM.

Afin de comparer les valeurs de l'IEE sans les effets confusionnels des différences géographiques de la répartition des oiseaux, nous avons appliqué une seconde approche pour générer les résultats présentés dans le rapport. Comme les 15 taxons étaient bien représentés dans le LEsHM et le nLHM, nous avons inclus la liste complète des espèces et des groupes d'espèces de ces régions. Cependant, nous avons retiré deux taxons rarement rencontrés (sternes et Grue du Canada) du lac Ontario et cinq taxons (sternes, canards barboteurs, Grand Héron-Grande Aigrette, Foulque d'Amérique-Gallinule d'Amérique et Grèbe à bec bigarré) de l'analyse régionale de l'IEE pour le lac Supérieur. Les résultats donnent un IEE régional qui utilise le même cadre d'analyse, mais qui ne « pénalise » pas les régions géographiques pour les taxons qui se trouvent aux limites de leur répartition géographique dans le bassin des Grands Lacs.

La santé des milieux humides côtiers et intérieurs a été évaluée subséquemment à l'aide des données du PSMGL, du projet GLEI et du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs ainsi que de l'IEE – un indicateur biotique objectif présenté par Howe et *al.* (2007a, 2007b), amélioré par Gnass Giese et *al.* (2015), comparé par Chin et *al.* (2015) à d'autres indices semblables visant les oiseaux des milieux humides, et révisé par Jung et *al.* (2020) aux fins d'utilisation dans les Grands Lacs inférieurs. En consignant les espèces présentes dans un milieu humide, il est possible de cerner l'IEE le mieux adapté à partir des fonctions de réponse biotique générées

précédemment. Le processus informatisé maximise une fonction de vraisemblance consistant en la somme des probabilités (à partir des fonctions de réponse biotique) des espèces ou groupes d'espèces qui ont été détectés à un point d'échantillonnage, plus la somme de 1 moins la probabilité des espèces ou groupes d'espèces non détectés (c.-à-d. la somme de 1 moins la probabilité de ne pas trouver les espèces qui étaient absentes à ce point d'échantillonnage). Les espèces ou groupes d'espèces qui ont déjà manifesté leur préférence pour les milieux humides subissant peu de stress seront indicateurs de conditions écologiquement saines et d'IEE élevés. À l'inverse, les espèces ou groupes d'espèces qui favorisent des milieux humides où le stress est important seront indicateurs de conditions dégradées ou écologiquement malsaines et d'IEE faibles. Cette méthode ressemble à d'autres approches de mise au point d'indicateurs environnementaux, mais le cadre de l'IEE établit un lien explicite entre les facteurs de stress et les variables biotiques, et donne par conséquent une image claire de ce que l'indicateur « indique » vraiment. Une description plus détaillée de la méthode de l'IEE est présentée dans un document distinct (Howe et *al.*, en préparation) et à l'adresse http://www.uwgb.edu/BIODIVERSITY/forest-index/iec.asp (en anglais seulement).

Les IEE de chacun des points d'échantillonnage ont été calculés pour chaque année en fonction des espèces observées au cours d'une ou de plusieurs visites sur le terrain. Il est souhaitable de baser les IEE sur la présence ou l'absence d'espèces (plutôt que sur les dénombrements), car cela réduit au minimum les effets des différences de détectabilité. Ensuite, nous avons calculé la moyenne des IEE à l'échelle des points pour tous les points d'échantillonnage dans chaque milieu humide ou complexe de milieux humides au cours de chaque année, ce qui permet de normaliser les milieux humides contenant un nombre différent de points d'échantillonnage. Des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes de l'IEE des milieux humides côtiers sont présentés pour chaque bassin et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs, pour chaque année. Ces moyennes à l'échelle des milieux humides constituent la base des évaluations de l'état et des tendances. Les paramètres de l'IEE ont également été calculés pour les milieux humides intérieurs, à des fins de comparaison avec les milieux humides côtiers des Grands Lacs, mais pas dans le cadre des évaluations de l'état ou des tendances. En outre, des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes de l'IEE des milieux humides côtiers de chaque bassin et de l'ensemble du bassin des Grands Lacs des années les plus récentes (2019 et 2020) illustrent l'état actuel. Les données des deux dernières années ont été utilisées plutôt que celles de l'année la plus récente parce que la taille des échantillons était relativement faible en 2020, à cause des restrictions de voyage liées à la COVID-19. Les diagrammes de densité des IEE moyens pour les milieux humides côtiers et intérieurs de chaque bassin (sauf les milieux humides intérieurs du lac Supérieur, à cause de la trop petite taille de l'échantillon), fondés sur les données des cinq dernières années (2016-2020), illustrent les variations de la distribution. Ces diagrammes peuvent être considérés comme des histogrammes lissés, qui sont utiles pour les données continues provenant d'une distribution lisse sous-jacente. Pour mieux illustrer la distribution, ces mêmes données sur les milieux humides côtiers sont cartographiées pour chacun des bassins. Dans les calculs aux fins des diagrammes de densité et de la carte, la moyenne des valeurs moyennes de l'IEE à l'échelle des milieux humides a été déterminée sur toutes les années pour les milieux humides échantillonnés sur plusieurs années à l'aide des données des cinq dernières années (2016-2020); la taille des échantillons a ainsi été augmentée. Afin de mieux illustrer les tendances générales sur la carte, l'outil Point vers raster d'ArcGIS a été utilisé pour calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, et l'outil Statistiques focales d'ArcGIS a été utilisé pour calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire à 2 cellules, appelée « IEE lissé ». Les valeurs dans des cellules de 3 000 m et une fenêtre circulaire à 2 cellules ont été utilisées parce que, après des essais et des erreurs, ces valeurs ont produit des cartes avec la résolution visuelle souhaitée.

Conditions écologiques

Couverture des données – L'ensemble de données disponibles pour l'établissement des IEE consistait en 43 280 dénombrements par points d'écoute effectués à 5 611 points d'échantillonnage dans 1 857 milieux humides pendant 26 ans, de 1995 à 2020, dans toutes les zones côtières et intérieures du bassin des Grands Lacs (figure 2). Le nombre d'années de relevé dans chacun des milieux humides allait de 1 à 25, la moyenne étant de 3,9 ± 4,2 (écart-type), en raison surtout de grandes différences de participation des observateurs au PSMGL (programme d'envergure exécuté depuis longtemps; figure 2). La majorité des milieux humides où les dénombrements ont été réalisés se trouvaient sur les côtes (*n* = 1 265; 68 %) plutôt qu'à l'intérieur des terres (*n* = 592; 32 %) puisque le projet GLEI et le Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs sont des programmes qui ne portent que sur les milieux humides côtiers, alors que le PSMGL procède à des dénombrements dans les 2 types de milieux humides (figure 2).

Le nombre de milieux humides côtiers et intérieurs recensé annuellement (275 ± 136 [moyenne ± écart-type]) allait de 118 à 489, un nombre beaucoup plus élevé de relevés ayant été réalisés dans les milieux humides de 2011 à 2020 étant donné que le Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs était en vigueur ces années-là (figure 3). La couverture annuelle a été plus grande dans le lac Érié et le lac Ontario que dans le bassin supérieur des Grands Lacs, surtout parce que la couverture du PSMGL est plus étendue dans les lacs inférieurs. La couverture annuelle a été plus grande dans les milieux humides côtiers que dans les milieux humides intérieurs (figure 3). Le nombre de milieux humides disponibles pour les relevés variait également selon l'endroit, car certaines sections du littoral des Grands Lacs n'ont pas, ou presque pas, de milieux humides naturels.

Globalement – L'IEE médian des milieux humides côtiers de l'ensemble des Grands Lacs a varié entre 1,3 et 4,5 de 1995 à 2020, a connu une augmentation annuelle significative de 4,9 % par année au cours des 10 dernières années (2010-2020) (limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % du pourcentage de changement annuel de 2,8 et de 7,0, respectivement) [tableau 2; figure 4] et était de 3,7 (sur 10) selon les données de 2019 et de 2020 (figure 5). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers fondé sur les communautés aviaires dans l'ensemble des Grands Lacs est passable, et la tendance s'améliore. En revanche, les IEE des milieux humides intérieurs ont montré peu de changements au fil des ans et étaient plus faibles (2,2) que ceux des milieux humides côtiers (3,7) selon les données de 2019 et de 2020 (tableau 2; figure 4, 7). Les IEE des milieux humides côtiers étaient considérablement plus faibles dans toute la partie ouest du lac Ontario, où l'empreinte du développement humain est importante (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015), comparativement à la plupart des autres lacs où, en général, il y avait un mélange d'IEE faibles et élevés (figure 6). L'état et la tendance des milieux humides côtiers de l'ensemble des Grands Lacs sont les mêmes que dans le dernier rapport (Tozer et *al.*, 2019).

Lac Supérieur – L'IEE médian des milieux humides côtiers a varié entre 0,5 et 6 de 1995 à 2020 (figure 4), et il était de 2,4 selon les données de 2019 et de 2020 (figure 5). Aux fins du présent rapport, nous avons conclu qu'il n'y avait pas suffisamment d'information pour permettre une évaluation fiable de la signification statistique des tendances, à cause de la faible taille des échantillons pour la période 1995-2010, même si nous remarquons qu'il a semblé y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, tendance également observée pour les lacs Michigan et Huron (figure 4). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers du lac Supérieur fondé sur les communautés aviaires est passable, et la tendance est indéterminée. Les IEE des milieux humides intérieurs du bassin versant du lac Supérieur étaient trop fragmentaires pour permettre l'établissement d'une comparaison significative avec les IEE des milieux humides côtiers (figure 4). Les paysages de la zone côtière du lac Supérieur sont en général non agricoles et très peu aménagés comparativement aux milieux humides des lacs méridionaux

(Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015), mais, selon les calculs, les milieux humides côtiers du lac Supérieur (à quelques exceptions dignes de mention près) ont une superficie relativement petite, ont tendance à avoir une productivité moindre (tourbières ombrotrophes) et sont écologiquement très différents de ceux des autres lacs, ce qui peut expliquer, du moins en partie, certaines des cotes modestes comparativement à celles des autres lacs (figures 4 à 7).

Depuis le dernier rapport, l'état des milieux humides côtiers du lac Supérieur est passé de bon à passable. La différence d'état peut être attribuable à l'amélioration de la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer l'IEE depuis le dernier rapport ou à des changements du niveau des lacs, qui peuvent entraîner des changements spectaculaires de la superficie et/ou de la qualité de l'habitat des oiseaux des milieux humides côtiers et des IEE connexes (voir l'analyse ci-dessous pour plus d'explications).

Lac Michigan – L'IEE médian des milieux humides côtiers a varié entre 0,6 et 5,9 de 1995 à 2020 (figure 4), et il était de 2,8 selon les données de 2019 et de 2020 (figure 5). Aux fins du présent rapport, nous avons conclu qu'il n'y avait pas suffisamment d'information pour permettre une évaluation fiable de la signification statistique des tendances, même si nous remarquons qu'il a semblé y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie environ, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, tendance également observée pour les lacs Supérieur et Huron (figure 4). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers du lac Michigan fondé sur les communautés aviaires est passable, et la tendance est indéterminée. En revanche, les IEE des milieux humides intérieurs du bassin versant du lac Michigan ont peu changé au fil des ans (figures 4 et 7). Le lac Michigan abrite certains des milieux humides considérés comme étant de la plus haute qualité d'après les oiseaux présents, et ce, même si l'aménagement et l'agriculture sont des facteurs de stress étendus dans les zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). Par exemple, la valeur plus faible des IEE des milieux humides côtiers dans le tiers sud du lac par rapport au reste du lac est probablement due à des facteurs de stress liés à l'aménagement qui étaient marqués (figure 6).

Depuis le dernier rapport, l'état des milieux humides côtiers du lac Michigan est passé de bon à passable. La différence d'état peut être attribuable à l'amélioration de la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer l'IEE depuis le dernier rapport ou à des changements du niveau des lacs, qui peuvent entraîner des changements spectaculaires de la superficie et/ou de la qualité de l'habitat des oiseaux des milieux humides côtiers et des IEE connexes (voir l'analyse ci-dessous pour plus d'explications).

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie) – L'IEE médian des milieux humides côtiers a varié entre 1,2 et 7,1 de 1995 à 2020, sans augmenter ni diminuer de façon significative au cours des 10 dernières années (2010-2020; tableau 2; figure 4), et il était de 4,9 selon les données de 2019 et de 2020 (figure 5). Nous remarquons que, même si la tendance décennale récente (2010-2020) n'était pas significative, il semble y avoir eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie environ, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, tendance également observée pour les lacs Supérieur et Michigan (figure 4). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers du lac Huron fondé sur les communautés aviaires est bonne, et la tendance est inchangée. En revanche, les IEE des milieux humides intérieurs du bassin versant du lac Huron ont peu changé au fil des ans (tableau 2; figures 4 et 7). Le lac Huron abrite certains des milieux humides considérés comme étant de la plus haute qualité d'après les oiseaux présents, et ce, bien même si l'aménagement et l'agriculture sont des facteurs de stress passablement marqués dans certaines parties des zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). L'état et la tendance des milieux humides côtiers du lac Huron sont les mêmes que dans le dernier rapport (Tozer et *al.*, 2019).

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Sainte-Claire) – L'IEE médian des milieux humides côtiers a varié entre 0,9 et 5,4 de 1995 à 2020, sans augmenter ni diminuer de façon significative au cours des 10 dernières années (2010-2020; tableau 2; figure 4), et il était de 4,7 selon les données de 2019 et de 2020

(figure 5). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers du lac Érié fondé sur les communautés aviaires est passable, et la tendance est inchangée. Des tendances semblables ont été observées dans les milieux humides intérieurs du bassin versant du lac Érié, même si les IEE étaient faibles (3,0) comparativement à ceux des milieux humides côtiers (4,7) selon les données de 2019 et de 2020 (tableau 2; figures 4 et 7). L'état et la tendance des milieux humides côtiers du lac Érié sont les mêmes que dans le dernier rapport (Tozer et *al.*, 2019).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent) – L'IEE médian des milieux humides côtiers a varié entre 0,5 et 4,0 de 1995 à 2020, a connu une augmentation annuelle significative de 7,5 % au cours des 10 dernières années (2010-2020; limites inférieure et supérieure de 4,5 et de 10,5, respectivement; tableau 2; figure 4), et il était de 3,1 selon les données de 2019 et de 2020 (figure 5). Selon ces tendances, l'état des milieux humides côtiers du lac Ontario fondé sur les communautés aviaires est passable, et la tendance s'améliore. En revanche, les IEE des milieux humides intérieurs du bassin versant du lac Ontario ont peu changé au fil des ans et étaient faibles (2,0) comparativement à ceux des milieux humides côtiers (3,1) selon les données de 2019 et de 2020 (tableau 2; figures 4 et 7). La valeur plus faible des IEE des milieux humides côtiers de la partie ouest du lac par rapport au reste du lac est probablement due à des facteurs de stress liés à l'aménagement particulièrement marqués (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015; figure 6). L'état et la tendance des milieux humides côtiers du lac Ontario sont les mêmes que dans le dernier rapport (Tozer et *al.*, 2019).

Analyse – Dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, l'état actuel des milieux humides côtiers fondé sur les observations d'oiseaux des milieux humides est passable, celui des lacs Supérieur, Michigan, Érié et Ontario étant passable (l'état du lac Huron est bon). (Il est à noter que, pour l'évaluation globale, une détermination distincte de l'état et de la tendance a été faite en fonction des données provenant de chacun des bassins lacustres, plutôt que de la moyenne des évaluations lac par lac.) De plus, l'état des milieux humides côtiers était mauvais dans toute la partie ouest du lac Ontario, probablement en raison de facteurs de stress liés à l'aménagement particulièrement marqués dans la région (Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). Malgré la prédominance de l'état passable dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, il est important de noter que des milieux humides côtiers de haute qualité sont présents le long de chacun des Grands Lacs (figures 4 à 7). En illustrant et étayant les différences d'état de santé entre les milieux humides, l'analyse fournit une base unique pour l'évaluation des changements à long terme de la qualité des milieux humides et la quantification de la réussite des activités de remise en état de milieux humides et de régions individuelles ainsi que de tout le bassin des Grands Lacs. Une analyse plus détaillée de la réponse des espèces à chacun des facteurs de stress existe, mais les résultats dépassent la portée du présent rapport (voir aussi par exemple Saunders et *al.*, 2019; Tozer et *al.*, 2020). Nous rapportons plutôt l'état des milieux humides selon un facteur de stress multivarié fondé sur l'« empreinte humaine » qui incorpore les mesures des sept variables (notamment l'aménagement, l'agriculture et la densité de la population humaine).

Partout dans le bassin des Grands Lacs, la santé des milieux humides côtiers fondée sur les observations d'oiseaux s'est améliorée de façon significative au cours des 10 dernières années (2010-2020), et une tendance positive significative a même été observée dans le lac Ontario (tableau 2; figure 4). La cause de l'augmentation récente des IEE n'est pas claire, mais elle pourrait être due aux changements simultanés du niveau d'eau des lacs pour certaines espèces d'oiseaux dans certains milieux humides (p. ex. Gnass Giese et *al.*, 2008) ou à une combinaison d'autres facteurs (voir le paragraphe suivant). La richesse et l'abondance de nombreuses espèces d'oiseaux des marais inféodées aux milieux humides ont diminué considérablement sous l'effet de la chute du niveau d'eau des lacs entre 1995 et 2002 dans les milieux humides côtiers des lacs Michigan, Huron et Érié (diminution moyenne du niveau des lacs de 1995 à 2002 : de 0,06 à 0,41 m selon le lac; Timmermans et *al.*, 2008), puis ont augmenté considérablement avec la hausse du niveau des lacs entre 2013 et 2018 dans les milieux humides côtiers de tous les lacs, apparemment grâce à l'augmentation simultanée de l'étendue des eaux libres et de la dissémination de la végétation entre les eaux libres (augmentation moyenne du niveau des lacs de 2013 à 2018 : de 0,16 à 0,97 m

selon le lac; Hohman et *al.*, 2021) (voir le sous-indicateur des niveaux d'eau pour en savoir plus, notamment sur le contexte historique remontant à 1918). L'augmentation du nombre d'oiseaux des marais découlant de la hausse du niveau des lacs entre 2013 et 2018 a été particulièrement forte dans les lacs Michigan et Huron comparativement aux autres lacs (Hohman et *al.*, 2021), ce qui se reflète dans les IEE signalés ici (figure 4). Il semble donc que la santé globale et l'état écologique des milieux humides côtiers des Grands Lacs, qui sont fondés sur les observations d'oiseaux des milieux humides, soient fortement influencés par les faibles niveaux (entraînant en général un état mauvais) et les niveaux élevés (entraînant en général un bon état) des lacs, bien qu'il y ait une variation considérable de cette généralité d'un milieu humide à l'autre (Hohman et *al.*, 2021). De plus, la véritable relation pourrait être plus compliquée. Dans les lacs Supérieur, Michigan et Huron, il y a eu une augmentation de l'IEE médian des milieux humides côtiers au cours de la dernière décennie, suivie d'une diminution au cours des plus récentes années, et ce, même si le niveau des lacs est demeuré élevé. Il est possible que les périodes de haut niveau d'eau soutenues entraînent éventuellement une réduction de la santé des milieux humides côtiers des Grands Lacs fondée sur les oiseaux des milieux humides présents à cause de la contraction simultanée des parcelles de végétation préférées pour la nidification et l'alimentation (Smith et *al.*, 2021). Un plus grand nombre d'années de données appuyant la réaction de la communauté d'oiseaux des marais à la hausse et à la baisse du niveau des lacs aideront à élucider la réelle dynamique entre les oiseaux des marais et la santé des milieux humides.

Un facteur qui pourrait contribuer à expliquer l'augmentation récente des IEE des milieux humides côtiers au cours des dix dernières années (2010-2020) est l'augmentation de la couverture des relevés dans les milieux humides côtiers à la suite de la mise en œuvre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs en 2011 (figure 3). À mesure que la surveillance et l'affinement du programme d'analyse des IEE progressent, nous devrions mieux comprendre les questions touchant la grande variabilité des niveaux d'eau et la variabilité inhérente des espèces d'oiseaux des milieux humides.

Par ailleurs, l'amélioration récente des IEE des milieux humides côtiers au cours des 10 dernières années (2010-2020) pourrait être due, du moins en partie, à une amélioration réelle de l'état des milieux humides côtiers. Un indice de qualité de l'eau s'est considérablement amélioré dans 22 milieux humides le long de la rive canadienne du lac Ontario entre 2003 et 2014 (Croft-White et *al.*, 2017). L'amélioration de la qualité de l'eau, qui est indicatrice d'une amélioration concomitante de l'habitat des oiseaux des milieux humides (Grabas et *al.*, 2012; Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015; Tozer, 2016), témoigne de l'augmentation des IEE des oiseaux des milieux humides côtiers dans le lac Ontario pendant la même période.

Outre l'évaluation de l'état et de la tendance de la santé des milieux humides côtiers, l'état et la tendance des milieux humides intérieurs ont été examinés à des fins de comparaison (tableau 2; figures 4 et 7). En raison de différences entre la taille des échantillons, la possibilité de comparer les milieux humides côtiers et les milieux humides intérieurs était la meilleure pour les lacs Érié et Ontario, alors qu'elle était limitée pour les autres bassins lacustres. Il convient de noter que les IEE avaient tendance à différer entre les milieux humides côtiers et les milieux humides intérieurs. Globalement, aux endroits et aux moments où les IEE des milieux humides ont augmenté ou diminué, il n'y avait aucun changement correspondant des IEE des milieux humides intérieurs (tableau 2; figure 4). De plus, les IEE des milieux humides intérieurs avaient tendance à être plus faibles que ceux des milieux humides côtiers, quel que soit le bassin lacustre, quoique cela n'ait pas toujours été le cas (figure 4). Par conséquent, dans certains bassins versants, la santé des milieux humides fondée sur les oiseaux des milieux humides réagit peut-être aux différences de l'intensité des facteurs de stress entre les milieux humides côtiers et les milieux humides intérieurs. Cette notion s'appuie sur des analyses antérieures qui n'ont utilisé que l'ensemble de données du PSMGL et qui ont montré que l'abondance moyenne de certaines espèces d'oiseaux inféodées aux milieux humides n'était pas la même dans les milieux humides côtiers et les milieux humides intérieurs (Tozer, 2013, 2020). La poursuite de l'échantillonnage dans les milieux humides tant côtiers qu'intérieurs partout dans le bassin des Grands Lacs sera

utile pour comprendre de manière plus exhaustive la santé des milieux humides fondée sur les oiseaux présents dans tout le bassin versant des Grands Lacs.

L'évaluation globale de l'état (passable) et de la tendance (s'améliore) de ce sous-indicateur des milieux humides côtiers de tout le bassin des Grands Lacs contraste avec celle de certains rapports antérieurs (avant 2019). Les différences sont, du moins en partie, attribuables aux différences des méthodes d'échantillonnage. Certains des rapports précédents étaient fondés principalement sur des données provenant de la partie méridionale du bassin des Grands Lacs puisqu'ils reposaient sur l'ensemble de données du PSMGL, qui porte surtout sur cette partie méridionale. Le rapport actuel fournit une évaluation plus équilibrée de tout le bassin des Grands Lacs en associant les données du PSMGL aux données méridionales et septentrionales du projet GLEI et du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Les tendances présentées ici sont néanmoins basées sur l'IEE, un paramètre global qui reflète les réponses collectives de nombreuses espèces d'oiseaux à l'état des milieux humides. De nombreuses espèces, comme les butors (p. ex. *Botaurus*), les marouettes des eaux peu profondes (p. ex. *Porzana*) et les gallinules des eaux profondes (p. ex. *Gallinula*), et les sternes qui nichent dans les marais (p. ex. *Chlidonias*), connaissent toutefois des déclins démographiques à long terme dans les Grands Lacs (p. ex. Tozer, 2013, 2016, 2020). Ces taxons peuvent réagir aux facteurs de stress environnementaux de manières qui leur sont propres, ce qui justifie la prise de mesures spécifiques ou présente des occasions uniques de remise en état afin d'améliorer la santé des milieux humides.

Liens

Les oiseaux des milieux humides côtiers sont influencés par de nombreuses caractéristiques à l'échelle locale et à l'échelle du paysage, dont certaines sont surveillées par d'autres indicateurs des rapports sur l'état des Grands Lacs. Par exemple, les oiseaux des milieux humides côtiers sont réputés être influencés par les changements de niveau d'eau à l'échelle locale et à l'échelle de chacun des bassins des Grands Lacs (p. ex. Timmermans et *al.*, 2008; Jobin et *al.*, 2009; Gnass Giese et *al.*, 2018; Hohman et *al.*, 2021). Il faut donc s'attendre à ce que les sous-indicateurs Oiseaux des milieux humides côtiers et Niveaux d'eau covarient (p. ex. Chin et *al.*, 2014; voir l'analyse ci-dessus pour en savoir plus). De même, le sous-indicateur Oiseaux des milieux humides côtiers et les sous-indicateurs qui assurent le suivi de l'étendue et l'organisation spatiale de l'habitat des oiseaux des milieux humides (p. ex. Milieux humides côtiers : Échelle et composition, Connectivité de l'habitat aquatique) et des proies (Invertébrés des milieux humides côtiers; Poissons des milieux humides côtiers) devraient covarier. Le sous-indicateur Oiseaux des milieux humides côtiers devrait également covarier avec les espèces végétales envahissantes (p. ex. *Phragmite australis*) qui empiètent sur la végétation indigène de prédilection (p. ex. Espèces aquatiques et terrestres non indigènes) ainsi qu'avec la pollution, qui peut réduire l'abondance ou la disponibilité de proies (p. ex. tous les sous-indicateurs relatifs aux substances chimiques toxiques, aux nutriments et aux algues). Enfin, on peut s'attendre à ce que le sous-indicateur des oiseaux des milieux humides côtiers dépende des répercussions liées au climat et des interactions connexes avec divers autres facteurs, comme la mortalité directe de certaines espèces d'oiseaux des milieux humides côtiers à la suite d'éclosions de botulisme de type E liées au climat (Princé et *al.*, 2018), ainsi que des changements indirects des niveaux d'eau liés au climat qui, à leur tour, ont une incidence sur l'habitat des oiseaux des milieux humides (voir la référence ci-dessus). On peut s'attendre à ce que le sous-indicateur Oiseaux des milieux humides côtiers covarie avec le sous-indicateur *Cladophora* (les tapis d'algues en décomposition qui prolifèrent grâce à des facteurs liés au climat sont connus pour être les points de départ du botulisme; Chun et *al.*, 2015), le sous-indicateur Moules de la famille des Dreissenidés (les gisements de moules de cette famille qui prolifèrent grâce à des facteurs liés au climat sont également connus pour être des points de départ du botulisme; Getchell et Bowser, 2006) et tous les sous-indicateurs relatifs aux tendances climatiques (dont Niveaux d'eau, Température des eaux de surface, Couverture de glace et Quantité de précipitations). Enfin, on sait

que la présence de multiples espèces d'oiseaux des milieux humides est plus faible dans les paysages aménagés et urbains (Saunders et *al.*, 2019; Smith et Chow-Fraser, 2010a; Tozer et *al.*, 2020), comme en témoignent les tendances des IEE fondées sur les communautés d'oiseaux des milieux humides présentées ici (figure 6). Par conséquent, on peut s'attendre à une covariabilité des sous indicateurs Oiseaux des milieux humides côtiers et Population humaine.

Connaissances écologiques traditionnelles, science citoyenne et autres corpus de connaissances

Le protocole rigoureux et normalisé de dénombrement des oiseaux, la grande taille des échantillons et l'étendue de la couverture des relevés, principalement grâce à deux programmes de surveillance des oiseaux menés dans l'ensemble des Grands Lacs, ont permis d'obtenir un rapport solide sur l'état et les tendances de ce sous-indicateur. Le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs d'Oiseaux Canada, qui fait appel au dévouement et aux compétences de centaines d'observateurs bénévoles chaque année, a fourni la plupart des données utilisées ici pour la période 1995-2011 ainsi que toutes les données sur les terres intérieures utilisées aux fins de comparaison avec les milieux humides côtiers (Tozer, 2013, 2016, 2020). Le Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, mené par l'Université du centre du Michigan, a permis d'élargir la couverture des relevés des milieux humides côtiers, particulièrement dans la partie nord des Grands Lacs depuis 2011 (Uzarski et *al.*, 2017). Le soutien continu de ces deux programmes permettra de veiller à ce que ces données de qualité continuent d'être disponibles pour assurer la compréhension de l'état de santé de l'écosystème des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont étayées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Le générateur des données est connu, fiable et respecté, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans la présente évaluation sont disponibles et accessibles à tous.	Oui	Les données se trouvent à l'adresse suivante : Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs et projet GLEI : https://www.greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml PSMGL : https://www.birdscanada.org/naturecounts/default/main.jsp?switchlang=FR		

Limites des données

Ce sous-indicateur pourrait être plus puissant s'il était évalué dans le cadre d'une analyse globale des communautés biologiques des milieux humides côtiers et des systèmes aquatiques littoraux des Grands Lacs. Pour ce faire, il est possible de combiner les sous-indicateurs des milieux humides côtiers, car ils fonctionnent et indiquent des perturbations anthropiques à différentes échelles spatiales et temporelles, et leur résolution de détection est variable. Cependant, l'échelle géographique des perturbations pour les oiseaux des milieux humides côtiers n'est pas encore déterminée, pas plus que la résolution de détection de la santé des écosystèmes. Il s'agit là d'un domaine prometteur à explorer davantage.

Les milieux humides côtiers des Grands Lacs sont diversifiés. Certains sont protégés de l'action du vent et des vagues, d'autres sont ouverts sur le lac. Certains sont associés à l'embouchure de cours d'eau, d'autres non. Des variations supplémentaires sont imposées par la géomorphologie sous-jacente et les différences climatiques entre les différentes régions. Cette variation des types de milieux humides a une incidence sur les oiseaux des milieux humides. Ainsi, les données les plus puissantes pour estimer les indices de santé des écosystèmes à grande échelle basés sur les oiseaux, par exemple à l'échelle de chacun des bassins des Grands Lacs, sont celles recueillies au moyen de modèles expérimentaux randomisés équilibrés dans l'espace, qui tiennent compte de la variation et qui l'intègrent. La plupart des ensembles de données existants sur les oiseaux des milieux humides pouvant être utilisés avec ce sous-indicateur règlent les problèmes d'échantillonnage dans leurs modèles expérimentaux, mais il y a encore place à l'amélioration.

Renseignements supplémentaires

Plus de la moitié de tous les milieux humides côtiers des Grands Lacs ont disparu ou ont changé sous l'effet des activités humaines, et nombre de ceux qui restent souffrent de facteurs de stress anthropiques, comme la charge en nutriments et en sédiments, la fragmentation, les espèces envahissantes, la modification des rives et le contrôle des niveaux d'eau, comme l'indique un projet binational de cartographie et d'attribution pour les Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004). La perte de milieux humides et les facteurs de stress sont particulièrement apparents dans certaines parties du bassin des Grands Lacs (Allan et *al.*, 2013; Bourgeau-Chavez et *al.*, 2015). En fait, on a constaté que les IEE fondés sur les données relatives aux communautés aviaires étaient particulièrement pauvres dans la partie occidentale du lac Ontario, tout comme à d'autres endroits répartis dans chacun des Grands Lacs où le stress attribuable au développement humain est important.

Une des approches à adopter pour cibler les mesures appropriées et les possibilités d'amélioration de la santé des milieux humides côtiers consiste à déterminer les facteurs qui favoriseront la colonisation ou qui réduiront la disparition de la planète ou la disparition d'un endroit donné d'espèces d'oiseaux des milieux humides en déclin au fil du temps. Les facteurs liés à la colonisation et à la disparition considérés dans le cadre de cette approche se traduisent ensuite par des mesures et des possibilités qui contribueront à accroître la présence d'espèces en déclin et, à terme, à améliorer la santé des milieux humides. Cette approche a été appliquée à l'aide de la composante PSMGL du grand ensemble de données analysé dans le présent rapport. Se servant de modèles d'occupation des sites multisaisonniers et de données issues des 21 546 dénombrements par points d'écoute du PSMGL effectués à 2 149 points d'échantillonnage, Tozer (2016) a déterminé les facteurs importants à l'échelle locale, à l'échelle des milieux humides et à l'échelle du paysage qui influent sur l'occupation des milieux humides de 15 espèces d'oiseaux des marais dans toute la partie méridionale du bassin des Grands Lacs. Selon les résultats de cette étude, la plupart des espèces d'oiseaux dépendant des marais dont les effectifs diminuent tirent avantage de la conservation, de la remise en état ou de la création de vastes milieux humides peu touchés par les utilisations urbaines ainsi que de la

résolution des problèmes dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs (Tozer, 2016). De plus, des espèces ou petits groupes d'espèces en déclin profiteront aussi, d'une part, de la conservation, de la remise en état ou de la création de milieux humides qui, même si entrecoupés, seront dominés par des espèces émergentes robustes et exempts de salicaire pourpre (*Lythrum salicaria*) et de *Phragmites*, dans un paysage environnant caractérisé par une plus grande proportion de couverture de milieux humides, et d'autre part, de la résolution des problèmes touchant les milieux humides dans les Grands Lacs (Tozer, 2016). Ces mesures favoriseront la colonisation par des espèces indigènes ou réduiront la disparition de ces dernières de la planète, en plus de contribuer à ralentir et peut-être même à inverser les tendances à la baisse de l'occupation des sites par les espèces en déclin dans la partie méridionale du bassin des Grands Lacs. À terme, ces mesures contribueront aussi à améliorer la santé des milieux humides côtiers connexes dans toute la partie méridionale du bassin des Grands Lacs.

L'évaluation de l'état et des tendances de la santé des milieux humides côtiers fondée sur les oiseaux présents repose sur les fonctions de réponse biotique élaborées à l'aide des données du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs seulement. Les fonctions de réponse biotique ont également été élaborées à partir de l'information tirée de multiples gradients de facteurs de stress liés à l'aménagement, à l'agriculture et à la densité de la population humaine. Il serait possible d'améliorer la capacité de l'IEE de rendre compte de la santé des milieux humides en fonction des données sur les oiseaux en élargissant l'élaboration des fonctions de réponse biotique de manière à inclure toutes les données sur les oiseaux des marais issues du PSMGL, du projet GLEI et du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. L'intégration d'autres facteurs de stress connus pour les oiseaux des milieux humides à l'élaboration des fonctions de réponse biotique, en particulier les attributs dans les milieux humides, comme la dominance relative des espèces végétales envahissantes telles que les espèces des genres *Phragmites* et *Typha*, améliorerait peut-être aussi le rendement de l'IEE. Ces idées sont des avenues de recherche prometteuses pour l'avenir.

Les analyses résumées dans le présent rapport sont fondées sur trois grands ensembles de données sur les oiseaux des marais qui ont été réunis, soit les ensembles de données du PSMGL, du projet GLEI et du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. La puissance d'analyse résultante est exceptionnelle à de nombreuses échelles par comparaison à l'utilisation d'un seul de ces ensembles de données. Il était toutefois évident que les données sur les milieux humides sains étaient insuffisantes. La collecte de données sur les oiseaux venant de milieux humides se rapprochant de la limite « état non dégradé » du gradient « état dégradé-état non dégradé » pourrait améliorer le rendement de l'IEE.

Remerciements

Auteurs

Douglas C. Tozer, directeur, Oiseaux aquatiques et milieux humides, Oiseaux Canada, C.P. 160 (service de messagerie : 115, rue Front), Port Rowan (Ontario) N0E 1M0, dtozer@birdscanada.org.

Robert W. Howe, professeur et directeur, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, hower@uwgb.edu.

Gerald J. Niemi, professeur émérite, Department of Biology, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, gniemi@d.umn.edu.

Erin E. Gnass Giese, spécialiste principale de la recherche, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, giesee@uwgb.edu.

Annie M. Bracey, chercheuse universitaire, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, brace005@d.umn.edu.

Giuseppe (Joe) Fiorino, écologiste de l'habitat, Service canadien de la faune – Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, Gouvernement du Canada, 4905, rue Dufferin, Toronto (Ontario) M3H 5T4, Giuseppe.Fiorino@Canada.ca

Thomas M. Gehring, professeur, Departement of Biology and Institute for Great Lakes Research, Central Michigan University, Mount Pleasant, MI 48859, gehri1tm@cmich.edu.

Gregory Lawrence, chercheur scientifique, Department of Environmental Science and Ecology, SUNY Brockport, Brockport, NY 14420, glawrence@brockport.edu

Christopher J. Norment, professeur, Department of Environmental Science and Biology, SUNY Brockport, Brockport, NY 14420, cnorment@brockport.edu.

Sources d'information

Albert, D.A. et L. Simonson. 2004. *Coastal wetland inventory of the Great Lakes region* (GIS coverage of U.S. Great Lakes: www.glc.org/wetlands/inventory.html), Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Allan, J.D., P.B. McIntyre, S.D.P. Smith, B.S. Halpern, G.L. Boyer, A. Buchsbaum, G.A. Burton, Jr., L.M. Campbell, W.L. Chadderton, J.J.H. Ciborowski, P.J. Doran, T. Eder, D.M. Infante, L.B. Johnson, C.A. Joseph, A.L. Marino, A. Prusevich, J.G. Read, J.B. Rose, E.S. Rutherford, S.P. Sowa et A.D. Steinman. 2013. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 110, 372-377.

Bourgeau-Chavez, L., S. Endres, M. Battaglia, M.E. Miller, E. Banda, Z. Laubach, P. Higman, P. Chow-Fraser et J. Marcaccio. 2015. Development of a bi-national Great Lakes coastal wetland and land use map using three-season PALSAR and landsat imagery. *Remote Sens.* 7, 8655-8682.

Brazner, J.C., D.P. Danz, G.J. Niemi, R.R. Regal, A.S. Trebitz, R.W. Howe, J.M. Hanowski, L.B. Johnson, J.J.H. Ciborowski, C.A. Johnston, E.D. Reavie, V.J. Brady et G.V. Sgro. 2007a. Evaluation of geographic and human influences on Great Lakes wetland indicators: a multi-assemblage approach. *Ecol. Indic.* 7:610-635.

Brazner, J.C., D.P. Danz, A.S. Trebitz, G.J. Niemi, R.R. Regal, T. Hollenhorst, G.E. Host, E.D. Reavie, T.N. Brown, J.M. Hanowski, C.A. Johnston, L.B. Johnson, R.W. Howe et J.J.H. Ciborowski. 2007b. Responsiveness of Great Lakes wetland indicators to human disturbances at multiple spatial scales: a multi-assemblage assessment. *J. Great Lakes Res.* 33, 42-66.

Canty, A. et B. Ripley. 2013. *Package 'boot'*. https://cran.r-project.org/web/packages/boot/boot.pdf.

Chin, A.T.M., D.C. Tozer et G.S. Fraser. 2014. Hydrology influences bird-based indices of biotic integrity in Great Lakes coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 40, 281–287.

Chin, A.T.M., D.C. Tozer, N.G. Walton et G.S. Fraser. 2015. Comparing disturbance gradients and bird-based indices of biotic integrity for ranking the ecological integrity of Great Lakes coastal wetlands. *Ecol. Indic.* 57, 475-485.

Chun, C.L., C.I. Kahn, A.J. Borchert, M.N. Byappanahalli, R.L. Whitman, J. Peller, C. Pier, G. Lin, E.A. Johnson et M.J. Sadowsky. 2015. Prevalence of toxin-producing *Clostridium botulinum* associated with the macroalga *Cladophora* in three Great Lakes: growth and management. *Sci. Total Env.* 511, 523-529.

Comité des normes et des pétitions de l'UICN, 2019. Lignes directrices pour l'utilisation des Catégories et Critères

de la Liste rouge de l'UICN. Version 14. Élaborées par le Comité des normes et des pétitions. https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment_files/RedListGuidelines_v14_FR.pdf.

Conway, C.J. 2011. Standardized North American marsh bird monitoring protocol. *Waterbirds* 34, 319-346.

Croft-White, M.V., M. Cvetcovic, D. Rokitnicki-Wojcik, J.D. Midwood et G.P. Grabas. 2017. A shoreline divided: twelve-year water quality and land cover trends in Lake Ontario coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 43, 1005–1015.

Crosbie, B. et P. Chow Fraser. 1999. Percentage land use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lakes basin. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 1781-1791.

Danz, N., R. Regal, G.J. Niemi, V.J. Brady, T. Hollenhorst, L.B. Johnson, G.E. Host, J.M. Hanowski, C.A. Johnston, T. Brown, J. Kingston, J.R. Kelly. 2005. Environmentally stratified sampling design for the development of Great Lakes environmental indicators. *Environ. Monit. Assess.* 102, 41-65.

Danz, N.P., G.J. Niemi, R.R. Regal, T. Hollenhorst, L.B. Johnson, J.M. Hanowski, R.P. Axler, J.J.H. Ciborowski, T. Hrabik, V.J. Brady, J.R. Kelly, J.A. Morrice, J.C. Brazner, R.W. Howe, C.A. Johnston et G.E. Host. 2007. Integrated Measures of Anthropogenic Stress in the U.S. Great Lakes Basin. *Environ. Manage.* 39, 631-647.

Dufréne, M., P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345-366.

Elliott, L. 2019. *Habitat associations and conservation of wetland-obligate birds*. Dissertation, University of Minnesota, Duluth, Minnesota, USA. https://core.ac.uk/download/pdf/226939672.pdf.

Getchell, R.G. et P.R. Bowser. 2006. Ecology of type E botulism within Dreissenid mussel beds. *Aquat. Invaders* 17, 1-8.

Gnass Giese, E.E., R.W. Howe, A.T. Wolf, N.A. Miller, N.G. Walton. 2015. Sensitivity of breeding birds to the "human footprint" in western Great Lakes forest landscapes. *Ecosphere* 6(6), 90.

Gnass Giese, E.E., R.W. Howe, A.T. Wolf, G.J. Niemi. 2018. Breeding birds and anurans of dynamic coastal wetlands in Green Bay, Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 44, 950-959.

Grabas, G.P., E.A. Blukacz-Richards et S. Pernanen. 2012. Development of a submerged aquatic vegetation community index of biotic integrity for use in Lake Ontario coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 38:243-250.

Grabas, G.P. et D. Rokitnicki-Wojcik. 2015. Characterizing daily water-level fluctuation intensity and water quality relationships with plant communities in Lake Ontario coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 41:136-144.

Grandmaison, D.D. et G. Niemi. 2007. Local and landscape influence on Red-winged Blackbird (*Agelaius phoenicius*) nest success in Great Lakes coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 33, 292-304.

Gay, D.M., 1990. Usage summary for selected optimization routines. *Computing Science Technical Report* 153, AT&T Bell Laboratories, Murray Hill.

Hanowski, J., N. Danz, R. Howe, G. Niemi et R. Regal. 2007a. Consideration of geography and wetland geomorphic type in the development of Great Lakes coastal wetland bird indicators. *EcoHealth* 4, 194-205.

Hanowski, J.M., N.P. Danz, R.W. Howe, R.R. Regal et J.G. Niemi. 2007b. Considerations for monitoring breeding birds in Great Lakes coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 33, 245-252.

Hohman, T.R., R.W. Howe, D.C. Tozer, E.G. Gnass Giese, A.T. Wolf, G.J. Niemi, T.M. Gehring, G.P. Grabas, C.J. Norment. 2021. Influence of lake levels on water extent, interspersion, and marsh birds in Great Lakes coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.*, sous presse.

Howe, R.W., R.R. Regal, J.M. Hanowski, G.J. Niemi, N.P. Danz et C.R. Smith. 2007a. An index of biotic condition based on bird assemblages in Great Lakes coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 33, 93-105.

Howe, R.W., R.R. Regal, G.J. Niemi, N.P. Danz et J.M. Hanowski. 2007b. A probability-based indicator of ecological condition. *Ecol. Indic.* 7, 793-806.

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. *Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline*. Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Jung, J.A., H.N. Roger, G.P. Grabas. 2020. Refinement of an index of ecological condition for marsh bird communities in lower Great Lakes coastal wetlands. *Ecol. Indic.* 113, 106097.

Jobin, B., L. Robillard et C. Latendresse. 2009. Response of a Least Bittern (*Ixobrychus exilis*) population to interannual water level fluctuations. *Waterbirds* 32, 73-80.

Karr, J.R. et E.W. Chu. 1999. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Island Press, Washington, DC.

McCune, B., M.J. Mefford. 1999. *PC-ORD Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, États-Unis.

Naugle, D.E., K.F. Higgins, M.E. Estey, R.R. Johnson et S.M. Nusser. 2000. Local and landscape-level factors influencing Black Tern habitat suitability. *J. Wildl. Manag.* 64, 253-260.

Niemi, G.J., J.R. Kelly, N.P. Danz. 2007. Environmental indicators for the coastal region of the North American Great Lakes: introduction and prospectus. *J. Great Lakes Res.* 33 Supplement 3, 1-12.

Pricé, K., J.G. Chipault, C.L. White et B. Zuckerberg. 2018. Environmental conditions synchronize waterbird mortality events in the Great Lakes. *J. Appl. Ecol.* DOI: 10.1111/1365-2664.13063.

R Core Team, 2015. *R : A language and environment for statistical computing*. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. http://www.R-project.org/.

Saunders, S.P., K.A.L. Hall, N. Hill, N.L. Michel. 2019. Multiscale effects of wetland availability and matrix composition on wetland breeding birds in Minnesota, USA. *Condor* 121:duz024. https://doi.org/10.1093/condor/duz024.

Smith, A.C., M-A. Hudson, C. Downes et C.M. Francis. 2014. Estimating breeding bird survey trends and annual indices for Canada: how do the new hierarchical Bayesian estimates differ from previous estimates? *Can. Field-Nat.* 128, 119-134.

Smith, I. M., G. E. Fiorino, G. P. Grabas, D. A. Wilcox. 2021. Wetland vegetation response to record-high Lake Ontario water levels. *J. Great Lakes Res.* 47, 160-167.

Smith, L.A. et P. Chow-Fraser. 2010a. Impacts of adjacent land use and isolation on marsh bird communities. *Environ. Manage.*, 45, 1040-1051.

Smith, L.A. et P. Chow-Fraser. 2010b. Implications of the species-area relationship on sampling effort for marsh birds in southern Ontario. *Wetlands* 30:553-563.

Taft, J. B., G.S. Wilhelm, D.M. Ladd et L.A. Masters. 1997. *Floristic quality assessment for vegetation in Illinois, a method for assessing vegetation integrity*. Westville, Illinois: Illinois Native Plant Society.

Timmermans, S.T.A., S.S. Badzinski et J.W. Ingram. 2008. Associations between breeding marsh bird abundances and Great Lakes hydrology. *J. Great Lakes Res.* 34, 351-364.

Tozer, D.C. 2013. The Great Lakes Marsh Monitoring Program 1995-2012, 18 years of surveying birds and frogs as indicators of ecosystem health. Publié par Études d'Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) Canada. http://www.birdscanada.org/download/GLMMPreport.pdf.

Tozer, D.C. 2014. Oiseaux des terres humides côtières. *In État des Grands Lacs 2011*, Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, nº au cat. En161-3/1-2011F-PDF. EPA 950-R-13-002. http://binational.net/wp-content/uploads/2014/11/sogl-2011-technical-report-fr.pdf.

Tozer, D.C. 2016. Marsh bird occupancy dynamics, trends, and conservation in the southern Great Lakes basin: 1996 to 2013. *J. Great Lakes Res.* 42, 136-145.

Tozer, D.C. 2020. Le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs : 25 ans de conservation des oiseaux et des anoures. Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) Canada. https://www.birdscanada.org/glmmp25.

Tozer, D.C. E. Nol et K.F. Abraham. 2010. Effects of local and landscape-scale habitat variables on abundance and reproductive success of wetland birds. *Wetl. Ecol. Manag.* 18, 679-693.

Tozer, D.C., K.L. Drake et C.M. Falconer. 2016. Modeling detection probability to improve marsh bird surveys in southern Canada and the Great Lakes states. *Avian Conservation and Ecology* 11:2.

Tozer D.C., C.M. Falconer, A.M. Bracey, E.E. Gnass Giese, G.J. Niemi, R.W. Howe, T.M. Gehring et C.J. Norment. 2017. Influence of call broadcast timing within point counts and survey duration on detection probability of marsh breeding birds. *Avian Conservation and Ecology* 12:8.

Tozer, D.C., R.W. Howe, G.J. Niemi, E.E. Gnass Giese, N.G. Walton, A.M. Bracey, W. Gaul, C.J. Norment et T.M. Gehring. 2019. Oiseaux des terres humides côtières. *In État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique*, Environnement et Changement climatique Canada et U.S. Environmental Protection Agency, sous presse.

Tozer, D.C., R.L.M. Stewart, O. Steele, M. Gloutney. 2020. Species-habitat relationships and priority areas for marsh-breeding birds in Ontario. *J. Wildl. Manag.* 84, 786-801.

Uzarski, D.G., V.J. Brady, M.J. Cooper, D.A. Wilcox, D.A. Albert, R.P. Axler, P. Bostwick, T.N. Brown, J.J. H. Ciborowski, N.P. Danz, J.P. Gathman, T.M. Gehring, G.P. Grabas, A. Garwood, R.W. Howe, L.B. Johnson, G.A. Lamberti, A.H. Moerke, B.A. Murry, G.J. Niemi, C.J. Norment, C.R. Ruetz III, A.D. Steinman, D.C. Tozer, R. Wheeler, T.K. O'Donnell, J.P. Schneider. 2017. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at a Laurentian Great Lakes basin-wide scale. *Wetlands* 37, 15–32.

Liste des tableaux

Tableau 1. Espèces d'oiseaux et groupes d'espèces d'oiseaux des milieux humides utilisés pour estimer les IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Tableau 2. Tendances temporelles des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Liste des figures

Figure 1. Fonctions de réponse biotique.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 2. Carte des milieux humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 3. Nombre de milieux humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués par année.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 4. Tendances temporelles des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 5. Distribution des IEE en 2019 et en 2020.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 6. Carte des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Figure 7. Diagrammes de densité des IEE.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Dernière mise à jour

Rapport État des Grands Lacs 2022

N°	Taxon	Espèces (nom scientifique)	Région
1	Butors	Butor d'Amérique (*Botaurus lentiginosus*) et Petit Blongios (*Ixobrychus exilis*)	Toutes
2	Paruline masquée	Paruline masquée (*Geothlypis trichas*)	Toutes
3	Canards barboteurs	Canards barboteurs (des marais) (*Anas* spp., *Mareca* spp., *Aix sponsa*), sauf Canard colvert (*Anas platyrhynchos*)	LEsHM, lac Ontario, nLHM
4	Pygargue à tête blanche-Balbuzard pêcheur	Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) et Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*)	Toutes
5	Étourneau sansonnet	Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*)	Toutes
6	Grand Héron-Grande Aigrette	Grand Héron (*Ardea herodias*) et Grande Aigrette (*Ardea alba*). Remarque : Les espèces ne sont pas comprises dans les analyses concernant le lac Supérieur.	LEsHM, lac Ontario, nLHM
7	Foulque d'Amérique-Gallinule d'Amérique	Foulque d'Amérique (*Fulica americana*) et Gallinule d'Amérique (*Gallinula galeata*)	LEsHM, lac Ontario, nLHM
8	Grèbe à bec bigarré	Grèbe à bec bigarré (*Podilymbus podiceps*).	LEsHM, lac Ontario, nLHM
9	Râles	Marouette de Caroline (*Porzana carolina*), Râle de Virginie (*Rallus limicola*), Râle élégant (*Rallus elegans*) et Râle jaune (*Coturnicops noveboracensis*)	Toutes
10	Espèces rares	Espèces rares ou peu souvent observées qui sont inféodées aux marais : Bécassine de Wilson (*Gallinago delicata*), Busard des marais (*Circus hudsonius*) et Bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*)	Toutes
11	Carouge à épaulettes	Carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*)	Toutes
12	Grue du Canada	Grue du Canada (*Antigone canadensis*)	LEsHM, LS, nLHM
13	Bruant des marais	Bruant des marais (*Melospiza georgiana*)	
14	Sternes	Guifette noire (*Chlidonias niger*), Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*) et Sterne de Forster (*Sterna forsteri*).	LEsHM, nLHM
15	Troglodytes	Troglodyte des marais (*Cistothorus palustris*) et Troglodyte de Latham (*Cistothorus platensis*)	Toutes

Tableau 1. Espèces d'oiseaux et groupes d'espèces d'oiseaux des milieux humides (n = 15) utilisés pour générer des fonctions de réponse biotique aux fins de calcul de l'indice de l'état écologique (IEE) comme estimation de la santé des milieux humides des Grands Lacs. LEsHM = lac Érié, sud du lac Huron et sud du lac Michigan; nLHM = nord du lac Huron et nord du lac Michigan.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Type de milieux humides	Bassin	Année de départ	Année de fin	Tendance	Limite inférieure	Limite supérieure
Côtiers	Globalement	**1995**	**2020**	**0,9**	**0**	**1,8**
		2010	**2020**	**4,9**	**2,8**	**7**
	Lac Supérieur	1995	2020	–	–	–
		2010	2020	–	–	–
	Lac Huron	1995	2020	–	–	–
		2010	2020	4,1	-2,9	10,9
	Lac Michigan	1995	2020	–	–	–
		2010	2020	–	–	–
	Lac Érié	1995	2020	0,7	-0,4	1,9
		2010	2020	3,2	-0,3	6,7
	Lac Ontario	**1995**	**2020**	**2,4**	**0,4**	**4,5**
		2010	**2020**	**7,5**	**4,5**	**10,5**
Intérieurs	Globalement	1995	2020	0,1	-1,1	1,4
		2010	2020	2	-1	5
	Lac Supérieur	1995	2020	–	–	–
		2010	2020	–	–	–
	Lac Huron	1995	2020	1,3	-1,3	3,8
		2010	2020	0,5	-5,8	6,8
	Lac Michigan	1995	2020	–	–	–
		2010	2020	–	–	–
	Lac Érié	1995	2020	2,1	-1,1	5,3
		2010	2020	8,2	-0,2	16,7
	Lac Ontario	1995	2020	-1,6	-3,6	0,3
		2010	2020	-0,3	-4,2	3,7

Tableau 2. Tendances à long terme (1995-2020) et sur 10 ans (2010-2020) de l'indice de l'état écologique (IIE) médian des milieux humides côtiers et intérieurs de l'ensemble des Grands Lacs (globalement) et de chaque bassin (p. ex. lac Supérieur). Les valeurs sont les moyennes géométriques des taux de changement (tendance : % de changement/année) basées sur les différences entre l'année de départ et l'année de fin de la tendance ainsi que sur les limites inférieure et supérieure de confiance à 95 %. Les cas où la taille de l'échantillon était trop faible pour permettre le calcul de tendances fiables sont indiqués à l'aide de tirets. Les tendances sont calculées à l'aide de l'équation 4 de Smith et *al.* (2014) et 1 000 répétitions bootstrap. La signification statistique des tendances est indiquée en gras, en fonction des intervalles de confiance qui ne chevauchent pas zéro.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

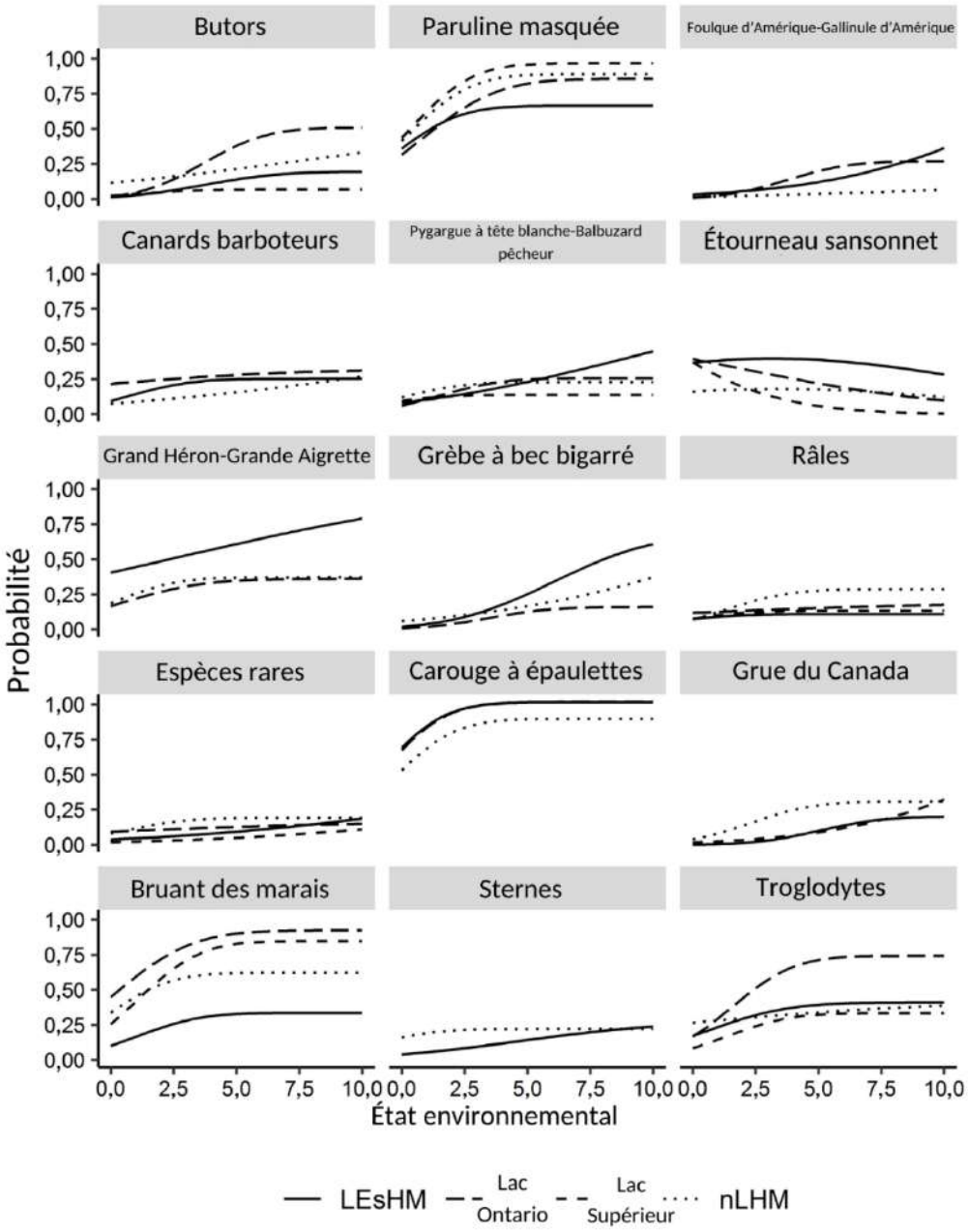


Figure 1. Fonctions de réponse biotique (lignes) d'espèces d'oiseaux et de groupes d'espèces d'oiseaux, d'après des données sur les milieux humides côtiers de tout le bassin des Grands Lacs, utilisées aux fins d'estimation des indices de santé des milieux humides basés sur les oiseaux. La probabilité d'occurrence est présentée comme une fonction d'une variable combinée de l'« empreinte humaine » (état environnemental) d'après la superficie du milieu humide, l'aménagement, l'agriculture et la densité de la population humaine (0 = mauvais état, 10 = bon état). Voir le tableau 1, qui donne une liste des espèces (groupe et nom scientifique). Les fonctions de réponse biotique sont indiquées pour plusieurs régions : LEsHM = lac Érié, sud du lac Huron et sud du lac Michigan; nLHM = nord du lac Huron et nord du lac Michigan.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

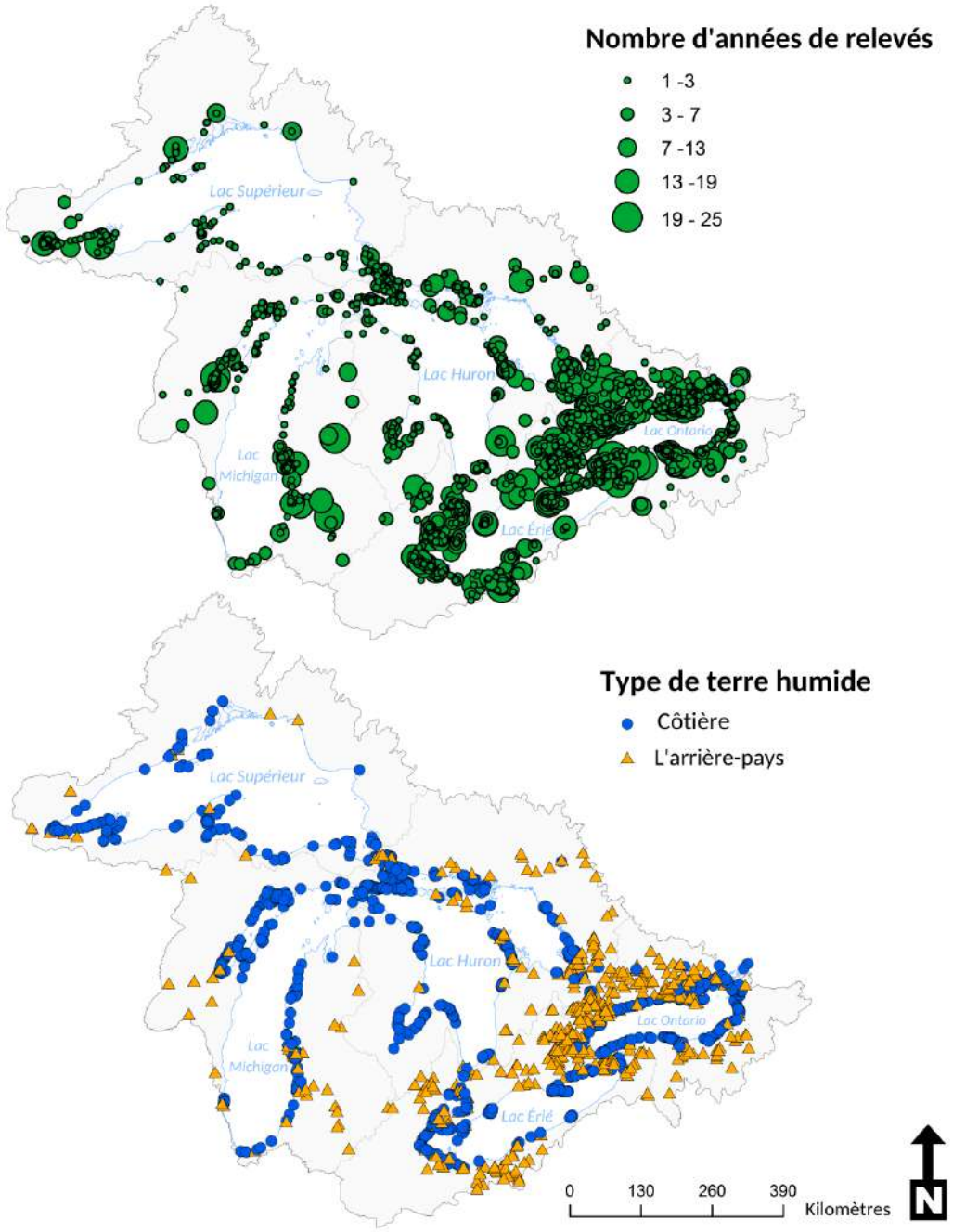


Figure 2. Milieux humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués de 1995 à 2020 dans tout le bassin des Grands Lacs aux fins d'estimation des indices de santé des milieux humides basés sur les oiseaux. Chaque milieu humide est illustré en fonction du nombre d'années de relevé (carte du haut) et du type (côtiers ou intérieurs; carte du bas). Il est à noter que les milieux humides côtiers (n = 1 265) sont beaucoup plus nombreux que les milieux humides intérieurs (n = 592), malgré les apparences (les symboles se chevauchent étroitement).
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

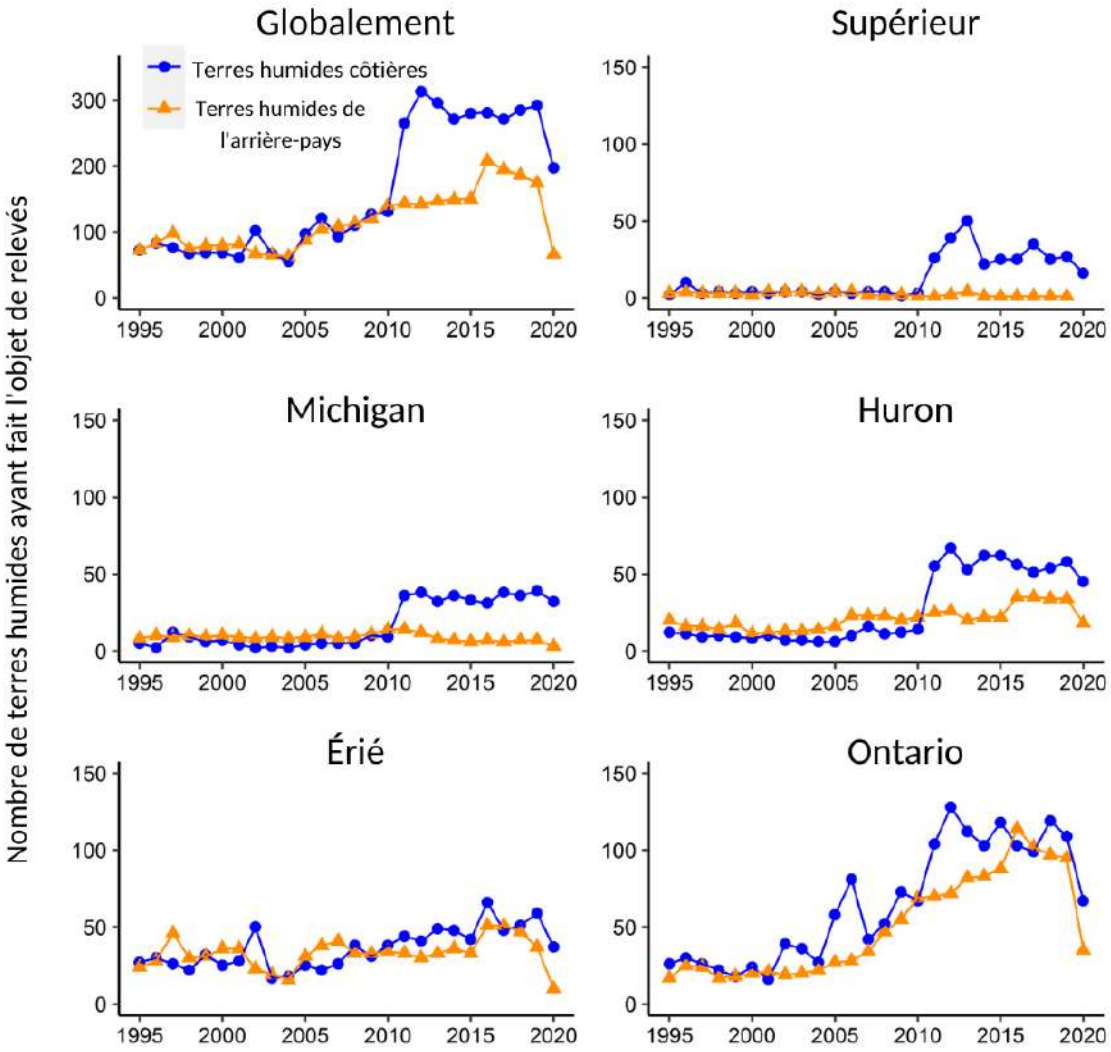


Figure 3. Milieux humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués de 1995 à 2020 dans tout le bassin des Grands Lacs aux fins d'estimation des indices de santé des milieux humides basés sur les oiseaux. Les milieux humides côtiers et intérieurs sont présentés pour l'ensemble des Grands Lacs (globalement) et pour chacun des bassins lacustres.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

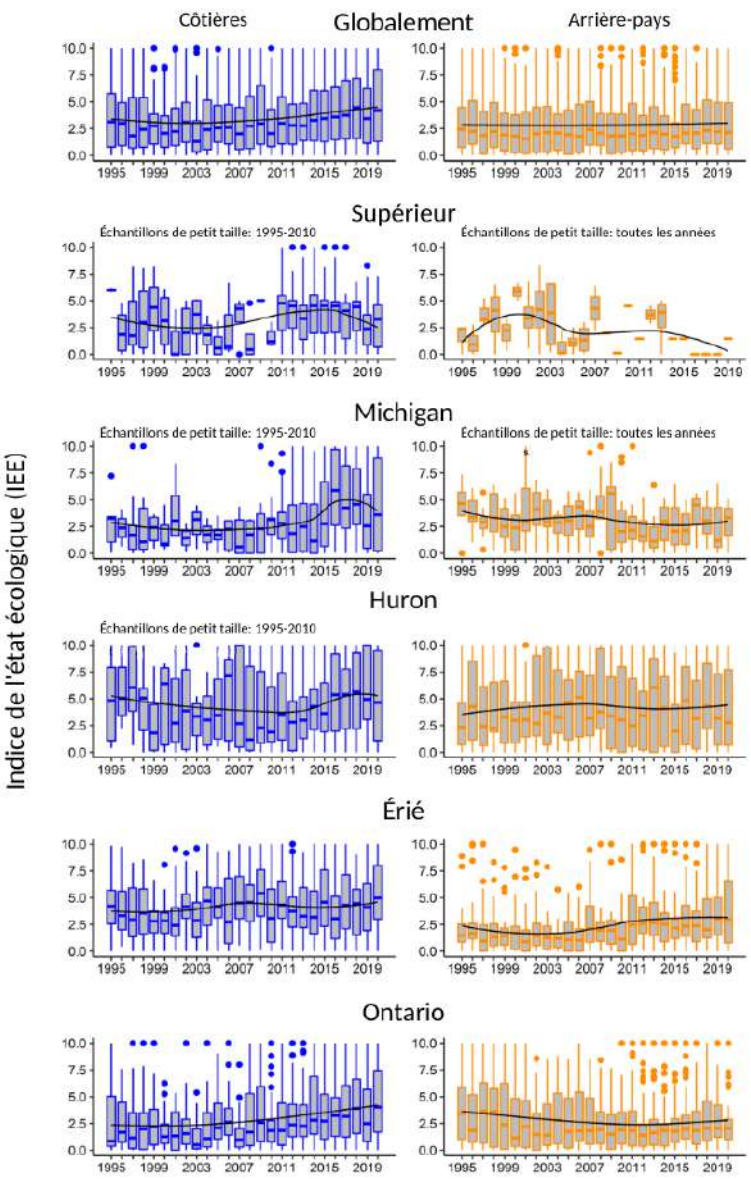
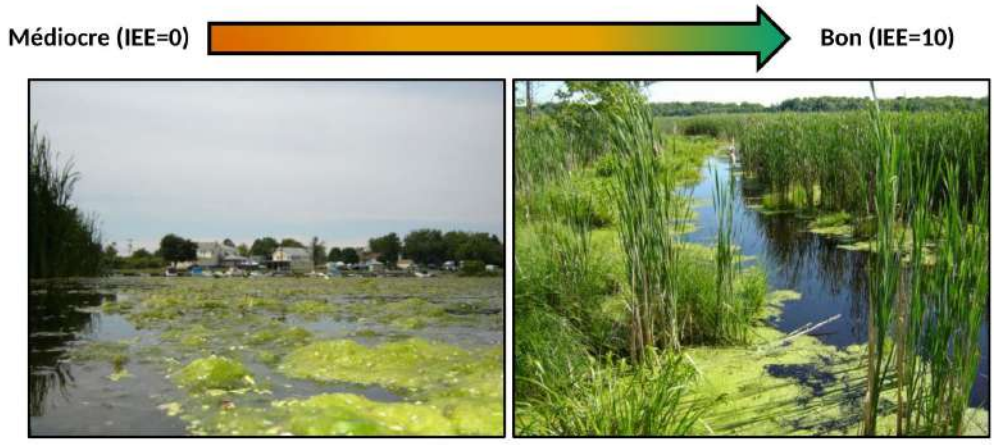


Figure 4. Tendances temporelles de l'indice de l'état écologique (IEE) des milieux humides côtiers (bleu) et intérieurs (orange), d'après les données sur les communautés aviaires de 1995 à 2020, dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chacun des bassins lacustres. Les diagrammes de quartiles (aussi appelés « tracés en rectangle et moustaches ») montrent les moyennes à l'échelle des milieux humides pour chaque année ainsi qu'une droite plus lisse de meilleur ajustement (droite noire pleine). Les lignes qui sortent des rectangles (les « moustaches ») représentent 1,5 fois la plage interquartile, et les points sont des valeurs aberrantes.

Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.



Photos: Études d'Oiseaux Canada

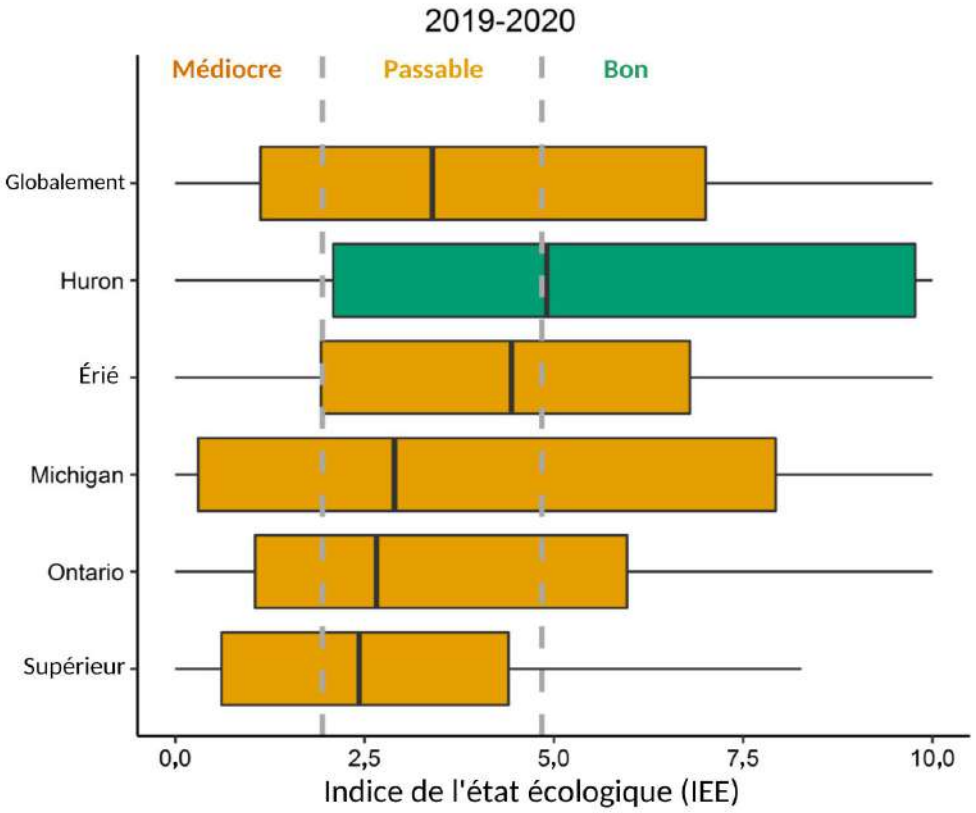


Figure 5. Distribution de l'indice de l'état écologique (IEE) des milieux humides côtiers, d'après les données sur les communautés aviaires de 2019 et de 2020, dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chacun des bassins lacustres. Les diagrammes de quartiles (aussi appelés « tracés en rectangle et moustaches ») montrent les moyennes à l'échelle des milieux humides. Les lignes qui sortent des rectangles (les « moustaches ») représentent 1,5 fois la plage interquartile. Les lignes verticales grises tiretées définissent les plages de valeurs correspondant à un état mauvais, passable ou bon.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

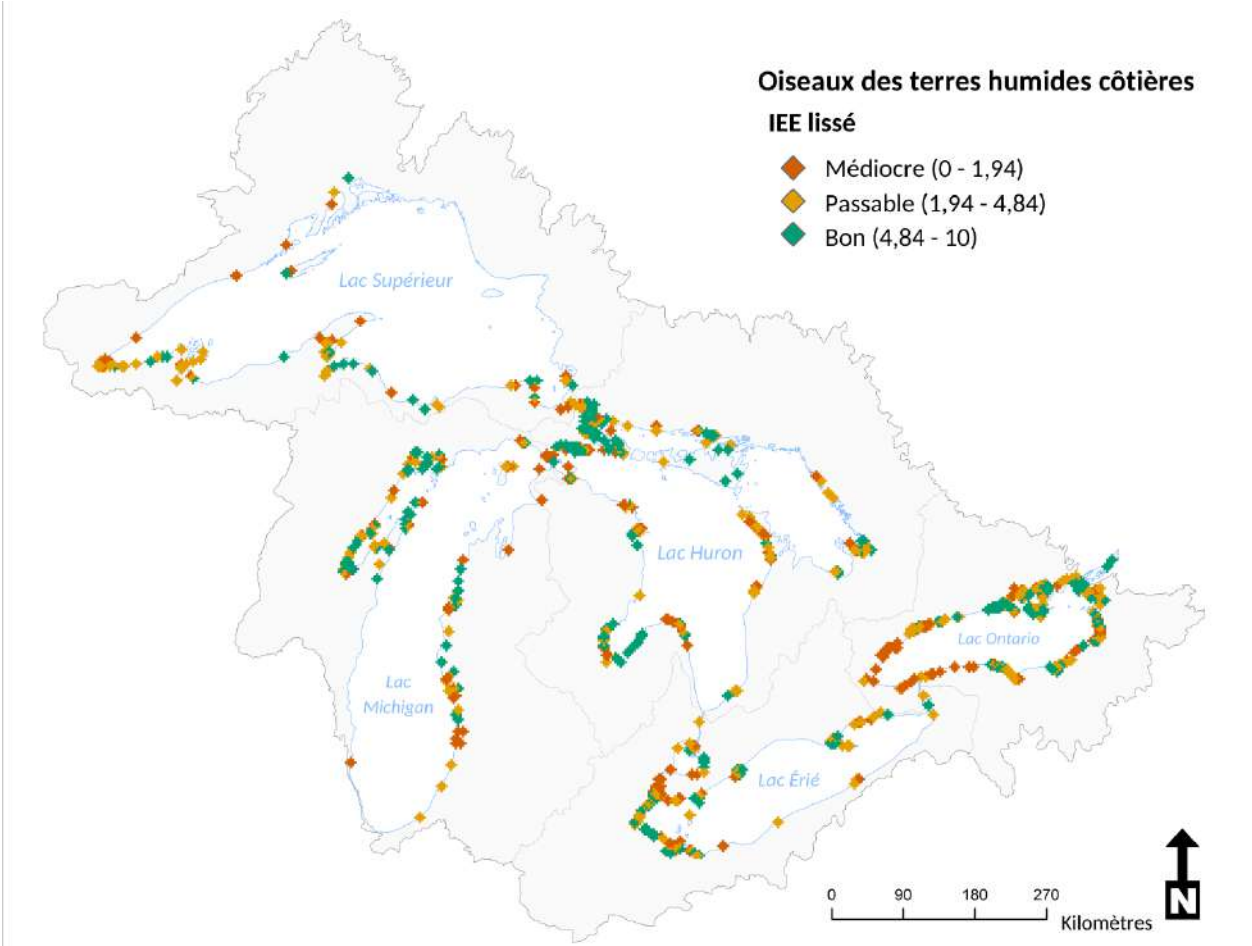


Figure 6. Indice de l'état écologique (IEE) des milieux humides côtiers des Grands Lacs, d'après les données sur les communautés aviaires des cinq dernières années (2016-2020). La figure montre les valeurs moyennes lissées de l'IEE à l'échelle des milieux humides, qui ont été calculées sur plusieurs années dans le cas des milieux humides échantillonnés au cours de plusieurs années. Pour lisser les données, l'outil Point vers raster d'ArcGIS a été utilisé lors du calcul des valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, et l'outil Statistiques focales a servi à calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire à deux cellules, appelée « IEE lissé ». Les données des cinq années les plus récentes ont été utilisées pour augmenter la taille des échantillons. La couleur des plages de valeurs correspond respectivement à un état mauvais, passable ou bon.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

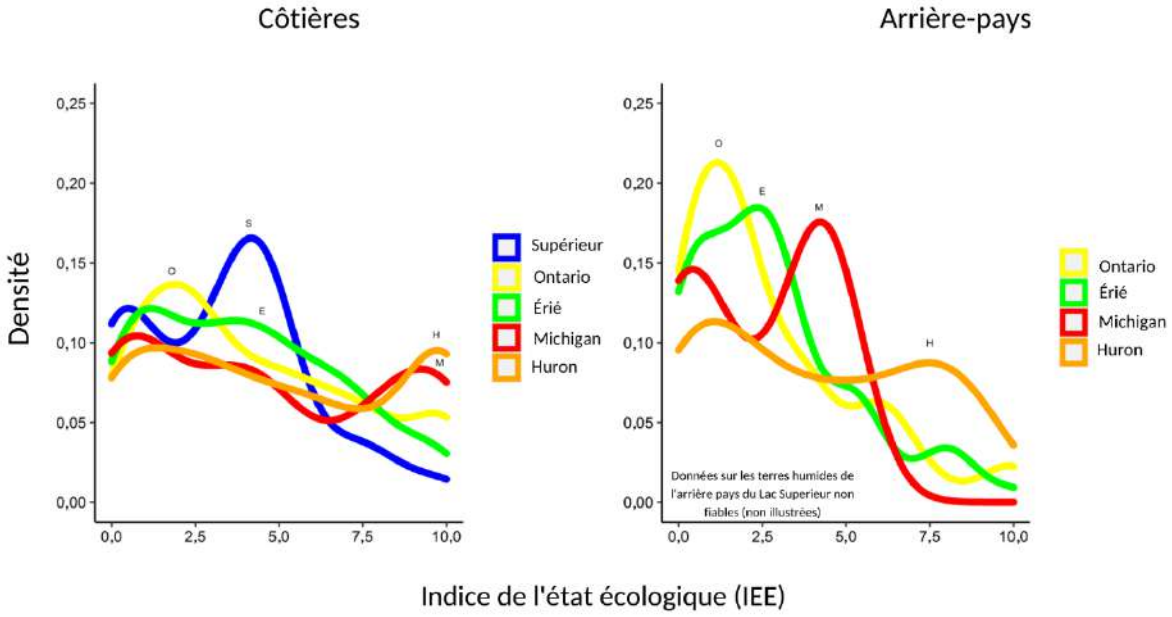


Figure 7. Diagrammes de densité de l'indice d'état écologique (IEE) des milieux humides côtiers et intérieurs, d'après les données sur les communautés aviaires des cinq dernières années (2016-2020), dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chacun des bassins lacustres. Les fonctions de densité de probabilité sont présentées en fonction des estimations de densité de noyau, qui peuvent être considérées comme des histogrammes lissés. Les diagrammes de densité sont des solutions de rechange utiles aux histogrammes pour les données continues provenant d'une distribution lisse sous-jacente, comme c'est le cas ici. Les diagrammes illustrés sont basés sur les valeurs moyennes de l'IEE à l'échelle des milieux humides, calculées sur plusieurs années dans le cas des milieux humides qui ont été échantillonnés au cours de plusieurs années. Les données sur les terres intérieures du lac Supérieur ne sont pas indiquées en raison de la petite taille des échantillons.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Sous-indicateur : Végétaux des milieux humides côtiers

Évaluation globale

État : Modérément dégradé (passable) [REMARQUE : Nous avons modifié les catégories d'état pour les faire passer de trois à six, la catégorie « bon » correspondant à « référence » et à « légèrement touché »; « passable », à « modérément touché » et à « modérément dégradé »; « médiocre », à « dégradé » et à « extrêmement dégradé ». Voir le tableau 1 pour un résumé des cotes et des catégories.]

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2011-2019)* : Inchangée

Justification : Les tendances présentées dans le présent rapport sont établies à partir de cotes simplifiées de l'indice d'intégrité biologique (IIB) fondées sur une combinaison des cotes relatives à la dominance des plantes envahissantes et au coefficient de conservatisme moyen (Cmoy) (Albert, 2008; voir la description plus détaillée dans la section Mesures ci-dessous) (tableau 1, figure 1), bien que le coefficient de conservatisme moyen pondéré (Cmoy pondéré) (Bourdaghs et *al.*, 2006) ait été calculé aux fins de comparaison (tableau 2, figure 2); les deux mesures de la communauté végétale ont été calculées à partir des données de l'inventaire du Programme de surveillance des milieux humides côtiers** recueillies entre 2011 et 2019. Le Cmoy (Herman et *al.*, 2001), inclus dans les rapports précédents, n'est pas fourni, car la cote du Cmoy seule ne donne pas d'indications sur l'état des milieux humides où les espèces envahissantes sont abondantes. L'état de la communauté végétale des milieux humides côtiers de l'ensemble des Grands Lacs est passable (modérément dégradé = 2,58), selon cet IIB simplifié (Albert, 2008), et passable (modérément dégradé = 3,98), selon le Cmoy pondéré. Les cotes simplifiées de l'IIB fondées sur la combinaison de la dominance des plantes envahissantes et du Cmoy (Albert, 2008) traduisent un éventail de conditions plus large que les cotes du Cmoy pondéré (voir les tableaux 1 et 2). En moyenne, les milieux humides des lacs Huron, Michigan et Supérieur abritent généralement des communautés végétales de milieux humides dont l'état est passable [modérément dégradé à modérément touché] ou bon [légèrement touché à référence], et comptent un nombre plus faible de sites médiocres [état dégradé à extrêmement dégradé]. Les milieux humides des lacs Érié et Ontario ont tendance à être plus uniformément de qualité médiocre [état dégradé à extrêmement dégradé], comptant seulement quelques sites de haute qualité, de qualité passable [état modérément dégradé à modérément touché] ou bonne [état légèrement touché à de référence].

* Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon [légèrement touché]

Tendance sur 10 ans (2011-2019) : Inchangée

Justification : Pour l'ensemble du lac, les valeurs moyennes de l'IIB (2011-2019) entrent dans la catégorie « bon » [légèrement touché], avec une cote de 3,80. Le Cmoy pondéré pour l'ensemble du lac correspond à la catégorie « passable » [modérément touché = 5,42]. Parmi les milieux humides du lac Supérieur où des relevés ont été

effectués, 62 % ont obtenu une cote globale considérée comme bon, 35 %, passable, tandis que les sites médiocres près des centres urbains composent environ 3 % des milieux humides échantillonnés. Les cotes de l'IIB varient de 1,5 à 5,0. Les cotes de l'IIB des milieux humides du lac Supérieur sont cartographiées et résumées dans la figure 3. Les milieux humides du lac Supérieur dont la qualité est la plus élevée sont en général des tourbières minérotrophes pauvres en nutriments protégées par des barrières (les tourbières minérotrophes pauvres en nutriments sont acides et non basiques) puisque ces milieux humides abritent des espèces qui sont des spécialistes de cet habitat et dont les valeurs de conservatisme sont élevées.

* *Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Michigan

État : Passable [modérément touché]

Tendance sur 10 ans (2011-2019) : Inchangée [modérément touché à modérément dégradé]

Justification : Pour l'ensemble du lac, les valeurs moyennes de l'IIB entrent dans la catégorie « passable » [modérément touché], avec une cote de 2,60. Le Cmoy pondéré pour l'ensemble du lac correspond à la catégorie « passable » [modérément dégradé = 3,84]. De tous les Grands Lacs, le lac Michigan est celui dont l'étendue de la plage de cotes vient au deuxième rang sur tous les gradients, l'IIB variant de 1,2 à 4,8. Soixante-huit pour cent des cotes de l'IIB sont dans la catégorie passable [modérément dégradé à modérément touché], 24 % sont dans la catégorie bon [légèrement touché à référence], et 12 % sont dans la catégorie médiocre [dégradé]. Les cotes de l'IIB des milieux humides du lac Michigan sont cartographiées et résumées dans la figure 4. Les milieux humides dont la qualité est élevée sont les milieux humides lacustres ou côtiers ouverts ainsi que les milieux humides protégés par des barrières de la partie septentrionale du lac, et sont associés au couvert forestier environnant. Les milieux humides côtiers, en particulier celles du sud qui font l'objet d'apports extrêmes en nutriments de sources urbaines et agricoles, font partie des milieux humides dont la qualité est la plus faible. De nombreux milieux humides de la région de la baie Green, au Wisconsin, ont connu une dégradation considérable semblable sous l'effet de l'apport à long terme en nutriments agricoles et urbains et, plus récemment, de la baisse des niveaux d'eau et de l'envahissement par le roseau commun (*Phragmites australis*). Les activités de remise en état améliorent l'état de la communauté végétale des milieux humides de cette région. De 2014 à 2019, les niveaux d'eau élevés du lac Michigan ont entraîné l'érosion des végétaux des milieux humides dans les marais lacustres ouverts les plus exposés.

* *Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)

État : Passable [modérément touché]

Tendance sur 10 ans (2011-2019) : Inchangée [modérément touché]

Justification : Pour l'ensemble du lac, les valeurs moyennes de l'IIB entrent dans la catégorie « passable » [modérément touché], avec une cote de 3,21. Le Cmoy pondéré pour l'ensemble du lac correspond à la catégorie « passable » [modérément touché = 4,91]. L'état de la communauté végétale des milieux humides du lac Huron est réparti sur un vaste gradient; selon les cotes de l'IIB, 44 % des sites sont bons [référence à légèrement touché], 52 % sont passables [modérément touché à modérément dégradé], et 4 % sont médiocres [dégradé]. Les cotes de l'IIB des milieux humides du lac Huron et de la rivière Ste-Marie sont cartographiées et résumées dans la figure 5.

Les sites des parties septentrionale et orientale du lac Huron sont en général de plus haute qualité que les autres, qu'il s'agisse de milieux humides protégés par des barrières, de milieux humides lacustres ou de milieux humides côtiers, compte tenu du couvert forestier environnant et des activités de gestion. Dans la baie Saginaw et sur la rive sud du lac Huron, le labour, le hersage et le fauchage réalisés à grande échelle pendant les récentes périodes de basses eaux ont entraîné le remplacement de la végétation indigène par le *Phragmites australis* et le *Typha* × *glauca* sur de vastes superficies de milieux humides lacustres ouvertes. Ce changement à long terme est étayé par des changements observés entre les relevés effectués au milieu des années 1990 et ceux menés entre 2011 et 2015 (Carson et *al.*, 2018). Pendant la récente période prolongée de basses eaux, le *Phragmites australis* s'est répandu vers l'intérieur des eaux, au-delà de la végétation émergente indigène, sur la péninsule Bruce et le littoral oriental du lac Huron; il se peut toutefois que les niveaux d'eau élevés récemment observés érodent ces grands lits de *Phragmites*, bien qu'aucune érosion de ceux-ci n'ait été observée dans la baie Saginaw. De la végétation émergente a également disparu des milieux humides longeant la rivière Ste-Marie, qui relie les lacs Supérieur et Huron, durant les basses eaux de 1999 à 2013, probablement en raison de la glace hivernale et des vagues des navires sur les sédiments exposés et les lits de végétation. Ce changement à long terme est fondé sur des relevés menés à la fin des années 1980 et au milieu des années 1990 (résumé dans Minc, 1997) et entre 2011 et 2015. Une autre plante envahissante majeure qui occupe maintenant de grandes étendues de la baie de Saginaw et de la rivière Ste-Marie est l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae*), qui a continué d'étendre sa couverture malgré les niveaux d'eau élevés des dernières années (Monks et *al.*, 2019). Les milieux humides de l'est de la baie Georgienne sont vulnérables aux apports de nutriments provenant du ruissellement dans les zones à sols peu profonds ou à substratum dénudé; dans cette région, les pressions accrues du développement et de la modification des niveaux de l'eau devraient avoir des impacts importants dans un avenir rapproché.

* Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Sainte-Claire)

État : Médiocre [dégradé]

Tendance sur 10 ans (2011-2019) : Inchangée [dégradé]

Justification : Pour l'ensemble du lac, les valeurs moyennes de l'IIB entrent dans la catégorie « médiocre » [dégradé], avec une cote de 1,47. Le Cmoy pondéré pour l'ensemble du lac correspond à la catégorie « médiocre » [dégradé = 2,60]. Les cotes de l'IIB comptent parmi les plus faibles des Grands Lacs, variant de 0,5 à 3,1. Selon les cotes de l'IIB, aucun site échantillonné ne correspondant à la catégorie « bon » [légèrement touché à référence], tandis que 29 % des sites correspondaient à la catégorie « passable » [modérément dégradé à modérément touché], et 71 %, à la catégorie « médiocre » [extrêmement dégradé à dégradé]. Les cotes de l'IIB des milieux humides du lac Érié et des rivières Sainte-Claire et Détroit sont cartographiées et résumées dans la figure 6. Parmi les sites de haute qualité, on trouve Presque Isle, en Pennsylvanie, et plusieurs grandes zones en Ontario le long de la rive nord, y compris la pointe Long, la pointe Turkey, Rondeau et la pointe Pelée, et des activités de remise en état ont récemment permis d'améliorer le marais Metzger, en Ohio. En général, les communautés végétales des milieux humides côtiers du lac Érié se détériorent, selon des données sur le lac qui datent de 1975 (Stuckey, 1989). Dans le lac Érié, la qualité des milieux humides côtiers est légèrement inférieure à celle des milieux humides lacustres ou protégés par des barrières.

* Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Médiocre [dégradé]

Tendance sur 10 ans (2011-2019) : Inchangée [dégradé]

Justification : Pour l'ensemble du lac, les valeurs moyennes de l'IIB entrent dans la catégorie « médiocre » [dégradé], avec une cote de 1,60. Le Cmoy pondéré moyen pour l'ensemble du lac correspond à la catégorie « médiocre » [dégradé = 2,76]. Selon les cotes de l'IIB, une seule terre humide côtière du lac Ontario correspond à la catégorie « bon » [légèrement touché ou référence], tandis que 43 % des sites correspondent à la catégorie « passable » [modérément dégradé ou modérément touché], et 57 %, à la catégorie « médiocre » [extrêmement dégradé ou dégradé]. La faiblesse du Cmoy pondéré et des cotes de l'IIB est due à la dominance d'espèces envahissantes, dont des quenouilles (*Typha angustifolia* et *Typha x glauca*). Les cotes de l'IIB des milieux humides du lac Ontario, de la rivière Niagara et du cours supérieur du fleuve Saint-Laurent sont cartographiées et résumées dans la figure 7. La cote des milieux humides présente une légèrement augmentation d'ouest en est, principalement en raison de la forte urbanisation de la partie occidentale du bassin.

* *Remarque : On utilisera une tendance sur 9 ans pour estimer la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 9 ans.*

Définitions de l'évaluation de l'état

Échelle d'évaluation de l'IIB des lacs

Référence (bon) : 4,2-5,0

Légèrement touché (bon) : 3,4-4,19

Modérément touché (passable) : 2,60-3,39

Modérément dégradé (passable) : 1,70-2,59

Dégradé (médiocre) : 0,80-1,69

Extrêmement dégradé (médiocre) : 0,0-0,79

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou ne suffisent pas à évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Échelle d'évaluation du Cmoy pondéré des lacs

Référence (bon) : 6,91-8,30

Légèrement touché (bon) : 5,53-6,90

Modérément touché (passable) : 4,15-5,52

Modérément dégradé (passable) : 2,77-4,14

Dégradé (médiocre) : 1,39-2,76

Extrêmement dégradé (médiocre) : 0,0-1,38

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou ne suffisent pas à évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Remarque : Actuellement, les échelles d'évaluation utilisées pour définir les catégories (bon, passable et médiocre) sont fondées sur le meilleur jugement professionnel possible. On travaille actuellement à la mise au point d'échelles justifiables qui intègrent des analyses statistiques.

Définitions de l'évaluation des tendances

S'améliore : La cote de l'IIB du lac a augmenté d'au moins 0,5.

Inchangée : La cote de l'IIB du lac a présenté une variation naturelle de faible ampleur (-0,5 à +0,5).

Se détériore : La cote de l'IIB du lac a diminué d'au moins 0,5.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas de tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance. Il est impossible de déterminer les tendances, car l'on ne dispose pas de données de référence pour ces mesures. Des données de référence et des données à l'échelle du lac ont été recueillies pour tous les Grands Lacs, de sorte qu'on devrait être en mesure de limiter le recours à cette catégorie à l'avenir.

Remarque : Actuellement, les échelles d'évaluation utilisées pour définir les catégories (s'améliore, inchangée, se détériore) sont fondées sur le meilleur jugement professionnel possible. On travaille actuellement à la mise au point d'échelles justifiables qui intègrent des analyses statistiques.

Critères d'effet et/ou cibles

Plusieurs facteurs naturels ont une incidence sur les valeurs des deux mesures de la qualité utilisées pour les végétaux des milieux humides (Cmoy et IIB), notamment le type géomorphologique des milieux humides, le lac et l'emplacement géographique, en plus des répercussions des activités humaines (Albert et *al.*, 2005; Brazner et *al.*, 2007). Des analyses statistiques sont actuellement réalisées pour distinguer ces facteurs de variation et pour mettre au point des critères d'évaluation au moyen de données du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, mais ces travaux ne sont pas encore terminés.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à évaluer la qualité de la végétation, une partie intégrante de l'état des milieux humides côtiers.

Objectif pour l'écosystème

Partout dans les Grands Lacs, les milieux humides côtiers subissent les effets des manipulations des côtes et de l'apport de sédiments, de nutriments et de polluants. Depuis la période précédant la colonisation par les Européens, la moitié environ des milieux humides côtiers ont été perdus dans l'ensemble du bassin. Celles qui restent devraient être dominées par la végétation indigène, et comporter un petit nombre d'espèces végétales envahissantes couvrant de petites superficies. La conservation de ces milieux humides et la remise en état des milieux humides qui ont été détruits sont des composantes vitales de la remise en état de l'écosystème des Grands Lacs; ce sous-indicateur peut être utilisé pour faire état des progrès réalisés en vue d'atteindre ces objectifs.

Ce sous-indicateur appuie en particulier les travaux visant à atteindre l'objectif général nº 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesures

Le présent sous-indicateur intègre de l'information sur la présence, l'abondance et la diversité des macrophytes aquatiques dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs mené à l'échelle du bassin de 2011 à 2020, un échantillonnage des végétaux aquatiques a été réalisé dans trois transects perpendiculaires aux isobathes dans chaque milieu humide. L'échantillonnage a été effectué en juillet et en août, et les transects englobaient toutes les zones de végétation du milieu humide. Le nombre de zones de végétation varie d'un milieu humide à l'autre. Les zones de végétation définies du point de vue opérationnel sont les prés humides, les zones à végétation émergente et les zones à végétation submergée. Les données sur l'abondance des végétaux recueillies dans des quadrats de 1 m^2 le long des transects ont servi à calculer trois mesures de la qualité des végétaux des milieux humides pour l'ensemble d'un site :

1. le coefficient de conservatisme moyen (Cmoy);
2. le coefficient de conservatisme moyen pondéré (Cmoy pondéré);
3. l'indice d'intégrité biologique des végétaux (IIB).

Les deux premières mesures, soit le Cmoy et le Cmoy pondéré, sont fondées sur le concept de coefficient de conservatisme proposé par Swink et Wilhelm (1994), qui attribue à chaque espèce végétale une cote de 0 à 10 en fonction de sa spécificité à l'égard des milieux naturels et non perturbés de la région. Les espèces omniprésentes reçoivent une cote faible, tandis que les espèces rares qui ne se rencontrent que dans un type de milieu précis reçoivent une cote élevée. Les cotes ont été attribuées par Herman *et al.* (2001) pour la région du bassin des Grands Lacs et ont récemment été mises à jour par Reznicek *et al.* (2014). Pour déterminer le Cmoy d'un milieu humide donné, on calcule la moyenne pour chaque quadrat de 1 m^2, puis pour l'ensemble des quadrats du milieu. Pour déterminer le Cmoy pondéré, il faut subséquemment pondérer le Cmoy en fonction de l'abondance relative des espèces observées dans les quadrats (Bourdaghs *et al.*, 2006). Cette approche fait en sorte que plus une espèce occupe une proportion élevée d'un milieu humide, plus elle a une incidence importante sur le Cmoy pondéré global de ce milieu humide.

Même si le Cmoy a été calculé pour tous les sites de milieux humides échantillonnés, il n'est pas indiqué dans le présent rapport, car il ne tient pas compte des différences de qualité causées par une grande dominance d'espèces envahissantes. Le Cmoy pondéré (tableau 2), quant à lui, tient compte de la dégradation causée par la dominance de plantes envahissantes et est donc indiqué dans le présent rapport. Comme le Cmoy pondéré calculé entre 2011 et 2019 varie de 0,06 à 8,27, l'échelle d'évaluation du Cmoy pondéré a été modifiée pour passer de 0,0 à 8,30, plutôt que de 0,0 à 10,0, soit l'échelle mise au point par Herman *et al.* (2001) qui est utilisée pour le calcul du Cmoy. L'évaluation passe de trois catégories (médiocre, passable et bon) à six catégories (extrêmement dégradé, dégradé, modérément dégradé, modérément touché, légèrement touché et référence) (tableau 2).

L'IIB a été créé par le Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs (Albert, 2008), et plusieurs organismes œuvrant dans le bassin s'en servent pour classer les sites en fonction de la qualité des végétaux des milieux humides. L'IIB se compose de 10 paramètres combinés en un indice global de l'état de l'écosystème. Les principaux paramètres sont les cotes Cmoy des différentes zones des milieux humides et l'abondance des espèces

envahissantes dans ces zones. L'évaluation, qui comportait trois catégories (médiocre, passable et bon) dans les rapports précédents, est passée à six catégories (extrêmement dégradé, dégradé, modérément dégradé, modérément touché, légèrement touché et référence) (voir le tableau 1). Les six cotes descriptives du tableau 1 sont fondées sur toutes les cotes numériques transformées de l'IIB de chaque site des milieux humides de l'ensemble des Grands Lacs, et les cotes descriptives représentent une répartition à peu près égale des cotes de 0,0 à 5,0 en six catégories. Bien que chaque site d'échantillonnage ait des cotes numériques et descriptives dans les six catégories, les cotes moyennes de chaque lac ne comprennent pas la catégorie « extrêmement dégradé », les lacs Érié et Ontario ayant tous deux des cotes moyennes pour l'ensemble du lac appartenant à la catégorie « dégradé » (médiocre). Les figures 3 à 7 montrent la répartition des milieux humides dans chacune des six catégories de l'IIB, et il est possible de constater que les lacs Érié et Ontario ont tous deux des milieux humides dans la catégorie « extrêmement dégradé ».

Conditions écologiques

L'état des communautés végétales des milieux humides varie beaucoup dans le bassin des Grands Lacs, allant de bon à médiocre (précisé davantage par la division de chacune de ces catégories en deux catégories : médiocre = extrêmement dégradé ou dégradé; passable = modérément dégradé ou modérément touché; bon = modérément touché ou référence), surtout en fonction de l'historique local d'utilisation des terres, de la gestion du littoral et de la prévalence des espèces végétales envahissantes. Les communautés végétales de certains milieux humides se sont détériorées rapidement au cours des dernières années en raison des niveaux d'eau extrêmement bas, qui ont permis aux espèces non indigènes d'envahir et de dominer. Les niveaux d'eau ayant remonté entre 2014 et 2019, il sera essentiel d'évaluer la réaction de ces milieux humides. Dans d'autres milieux humides, la situation des communautés végétales s'est récemment améliorée. Par exemple, la turbidité de l'eau des Grands Lacs méridionaux a diminué avec la propagation de la moule zébrée, ce qui a mené à l'augmentation de la diversité des plantes submergées dans de nombreux milieux humides. De plus, des activités de remise en état des milieux humides, ciblant en particulier ceux qui sont dominés par les plantes envahissantes, ont été entreprises partout dans le bassin au cours des 10 dernières années.

Les tendances à court et à long terme basées sur la végétation ne sont pas bien établies en ce qui concerne l'état des milieux humides des Grands Lacs. Presque tous les milieux humides du lac Érié, du lac Ontario et du cours supérieur du Saint-Laurent sont dégradés par l'enrichissement en nutriments et la sédimentation et, dans le lac Ontario et le cours supérieur du Saint-Laurent, la régularisation des niveaux d'eau vient s'ajouter aux facteurs de dégradation. La démonstration la plus probante de ce phénomène est vraisemblablement la présence fréquente de grandes colonies de quenouilles, la réduction de la diversité et de l'étendue de la végétation submergée et la fréquence des plantes exotiques, comme le roseau commun (*Phragmites australis*), l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*), la salicaire commune (*Lythrum salicaria*), le potamot crépu (*Potamogeton crispus*), le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*), l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae*) et la châtaigne d'eau (*Trapa natans*).

Dans le reste des Grands Lacs (lac Sainte-Claire, lac Huron, lac Michigan, baie Georgienne, lac Supérieur et leurs voies interlacustres), il existe des milieux humides intacts et divers de la plupart des types de milieux humides géomorphologiques. Toutefois, le faible niveau de l'eau a entraîné la propagation fulgurante du roseau commun et de la quenouille hybride (*Typha* × *glauca*) dans de nombreux milieux humides, surtout dans le lac Sainte-Claire et le sud du lac Huron, y compris la baie Saginaw (Albert et Brown, 2008), ainsi que dans la baie Green, dans le lac Michigan. À mesure que les niveaux d'eau augmentent, il faut surveiller la réaction du roseau commun, de la quenouille hybride et de la quenouille à feuilles étroites. Dans au moins deux milieux humides de la partie

septentrionale du lac Huron, on a constaté que la quenouille hybride se répandait dans des zones où le niveau d'eau est extrêmement élevé et provoquait simultanément le dépérissement des végétaux émergents indigènes.

La propagation de l'hydrocharide grenouillette, plante flottante qui forme des tapis denses pouvant supplanter les plantes submergées, depuis le fleuve Saint-Laurent et le lac Ontario jusque dans les lacs Érié, Sainte-Claire et Huron ainsi que la rivière Ste-Marie, est une des tendances préoccupantes. Cette plante continuera probablement de se répandre dans tous les autres Grands Lacs, bien qu'elle n'ait pas encore été observée dans les lacs Michigan et Supérieur en 2019. De plus, les échantillonnages ont montré que la châtaigne d'eau se répand rapidement dans le lac Ontario, où sa répartition et sa densité augmentent.

Des études menées dans les Grands Lacs septentrionaux ont montré que des espèces exotiques, comme le roseau commun, l'alpiste roseau et la salicaire commune, se sont établies dans tous les Grands Lacs, mais que leurs effectifs sont peu abondants et que leur présence se limite souvent aux zones perturbées, comme les quais et les chenaux à embarcations. Il semble que les marais non perturbés ne sont pas facilement colonisés par ces espèces. Toutefois, à mesure que ces espèces s'établissent localement, des graines ou des fragments de plantes peuvent parvenir à s'établir lorsqu'un changement du niveau d'eau crée des conditions de sédimentation favorables. La présence de quenouilles hybrides (*Typha* × *glauca*) a aussi récemment été décrite dans les lacs Michigan et Huron, et la rivière Ste-Marie (Lishawa et *al.*, 2010).

Types régionaux de milieux humides

La situation des communautés végétales des milieux humides côtiers varie naturellement dans le bassin des Grands Lacs, en raison de différences géomorphologiques et climatiques. La taille et la diversité des végétaux caractéristiques des milieux humides côtiers varient selon le type de milieu humide, le lac et la latitude; dans le présent document, ces différences sont appelées de façon générale « types régionaux de milieux humides ».

Il y a trois grandes catégories de milieux humides côtiers, selon les caractéristiques hydrologiques du lieu. Les milieux humides lacustres sont reliés aux Grands Lacs et sont largement influencés par les fluctuations du niveau d'eau de ceux-ci. Les milieux humides côtiers se trouvent dans le cours inférieur des rivières qui se jettent dans le bassin des Grands Lacs. En règle générale, leur qualité varie en fonction du réseau hydrographique des cours d'eau; cependant, des processus côtiers peuvent refouler l'eau des lacs vers ces milieux humides, ce qui influe sur le niveau d'eau. Les milieux humides protégés par des barrières constituent le troisième système. Les milieux humides protégés sont dérivés de processus côtiers qui déposent des sédiments et créent ainsi des cordons littoraux séparant les milieux humides des Grands Lacs. Les milieux humides côtiers renferment différentes zones de végétation (marécages arborés ou arbustifs, prés, zones à végétation émergente, submergée ou flottante); ces zones peuvent être absentes de certains types de milieux humides et selon varier selon les niveaux d'eau. Les milieux humides des Grands Lacs ont été classés et cartographiés en 2004 (voir https://greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml; en anglais seulement; Albert et *al.*, 2006).

Variations entre les lacs

Les propriétés physiques, comme les types de rives et les paramètres chimiques et physiques de la qualité de l'eau, varient d'un lac à un autre. La variation des concentrations de nutriments crée un gradient du nord au sud : les concentrations augmentent à mesure que l'on se déplace du lac Érié, à l'ouest, vers le lac Ontario et le cours supérieur du Saint-Laurent, à l'est. Le lac Supérieur est celui qui se distingue le plus parmi les Grands Lacs, par sa faible alcalinité et ses rives surtout rocheuses.

Latitudes différentes

Selon l'emplacement des milieux humides côtiers, les variations latitudinales donnent lieu à diverses conditions

climatiques. La différence de température du nord au sud amène une variation des espèces végétales au sein des milieux humides côtiers. Dans la partie sud du bassin des Grands Lacs, l'augmentation de l'activité agricole a fait accroître les concentrations de nutriments, la sédimentation et l'introduction d'espèces non indigènes.

Liens

Il est difficile d'utiliser les végétaux comme indicateurs dans certaines conditions en raison de caractéristiques des milieux humides côtiers, notamment :

Fluctuation du niveau d'eau

Le niveau d'eau des Grands Lacs varie beaucoup d'année en année. Une hausse ou une baisse peut modifier le nombre d'espèces et la composition spécifique globale dans tout le bassin versant ou dans certaines zones en particulier, compte tenu du degré changeant des perturbations anthropiques. Il est donc difficile de surveiller l'évolution au fil du temps. Les changements sont importants dans deux zones : les prairies humides, d'où les graminées et les carex peuvent disparaître lorsque le niveau d'eau est haut et où de nouvelles poussées annuelles apparaissent lorsqu'il est bas, et les zones peu profondes de végétation émergente ou submergée, d'où les végétaux submergés et flottants peuvent disparaître lorsque le niveau d'eau baisse rapidement. Selon des études récentes, les périodes prolongées de basses eaux favorisent la propagation rapide d'espèces envahissantes comme le *Phragmites australis* (Albert et Brown, 2008; Lishawa et *al.*, 2010; Wilcox, 2012). De plus, les niveaux d'eau sont régularisés dans les lacs Supérieur et Ontario, ce qui modifie la dynamique des communautés végétales. Ce phénomène est très évident dans le lac Ontario, où les quenouilles ont remplacé les prés à carex et à graminées (Wilcox et *al.*, 2008). Les eaux extrêmement hautes de 2018 et de 2019 ont entraîné une érosion importante de la végétation dans les zones émergentes et les zones de prairie, ces deux types de zones ayant été éliminées ou fortement réduites en superficie dans de nombreux milieux humides lacustres ouverts. La composition spécifique des milieux humides lacustres et côtiers protégés a changé sous l'effet des niveaux d'eau élevés, mais la plupart n'ont pas été fortement endommagées par le mouvement des vagues. Bien que les activités d'échantillonnage des milieux humides protégés par des barrières aient été moins intensives que celles des milieux humides lacustres et côtiers, on a remarqué que les barrières extérieures de nombreux milieux humides protégés par des barrières ont été éliminées par les vagues de tempête, ce qui a entraîné l'enterrement de la végétation par le sable et le gravier dans les dépressions situées derrière la barrière la plus extérieure.

Selon les projections de certains modélisateurs, les changements climatiques entraîneront une hausse du caractère extrême des fluctuations des niveaux d'eau, les niveaux supérieurs devenant plus élevés, et les niveaux inférieurs, plus bas (Mailhot et *al.*, 2019). Ces modèles prévoient également une hausse de la fréquence des épisodes de pluies extrêmes ainsi que de la fréquence et de l'étendue des sécheresses. Les milieux humides côtiers seront les plus touchés, car la puissance accrue des courants pourrait modifier les chenaux et éroder la végétation; mais la répartition des végétaux des milieux humides côtiers reflète d'ailleurs déjà ce type de perturbations. La sécheresse représentera sans doute le changement le plus problématique, particulièrement dans les milieux comportant une proportion élevée de plantes envahissantes tolérantes à la sécheresse (roseau commun, salicaire commune, alpiste roseau, quenouille hybride).

Les pressions

Modifications panlacustres

La plupart des milieux humides des lacs méridionaux ont été considérablement modifiés par l'agriculture intensive et l'aménagement urbain des rives. Les modifications des milieux humides côtiers, notamment des prairies humides et des zones pourvues de végétation émergente, entraîneront des conditions plus sèches pouvant favoriser l'établissement d'espèces non indigènes.

Agriculture

L'agriculture dégrade les milieux humides de bien des façons, notamment par l'enrichissement en nutriments provenant des engrais, la sédimentation due à l'érosion, l'accroissement du ruissellement rapide occasionné par les fossés de drainage, l'introduction d'espèces agricoles exotiques (alpiste roseau) et la destruction des zones de prés humides intérieurs provoquée par les labours, les endiguements et l'application d'herbicides. Dans les lacs méridionaux, à la baie Saginaw et à la baie Green, les sédiments d'origine agricole ont beaucoup augmenté la turbidité de l'eau, où poussent, de ce fait, très peu de plantes submergées, voire aucune.

La régularisation du niveau de l'eau

Le niveau d'eau du lac Ontario est régularisé depuis 1960, ce qui réduit l'ampleur des fluctuations. L'effet le plus évident a été l'élimination des périodes où le niveau de l'eau du lac est bas, même lorsque les réserves d'eau sont faibles. Dans les zones où le niveau d'eau est élevé, l'avantage concurrentiel des carex et des graminées conféré par leur tolérance aux bas niveaux d'eau et aux faibles teneurs en eau du sol, a été perdu, et ces végétaux ont été remplacés par les quenouilles, plus grosses, qui ne sont plus limitées par leur besoin en eau élevé. La Commission mixte internationale a mis en œuvre en janvier 2017 un nouveau plan de régularisation pour le lac Ontario (plan de 2014) pour favoriser une fluctuation plus naturelle des niveaux d'eau.

Le développement urbain

Le développement urbain dégrade les milieux humides : durcissement des rives, remblayage des milieux humides, introduction d'une grande variété de polluants chimiques, augmentation du ruissellement vers les cours d'eau, apport de sédiments et augmentation des charges en nutriments provenant des stations d'épuration des eaux usées. Dans la plupart des milieux urbains, presque tous les milieux humides ont disparu le long du littoral.

Aménagement des rives à des fins résidentielles

Le long des rives, les aménagements résidentiels ont modifié de nombreux milieux humides par suite de l'enrichissement en nutriments provenant des engrais et des installations septiques, des changements apportés aux rives pour installer des quais et des rampes de mise à l'eau, et du remblayage et du durcissement des rives. L'agriculture et le développement urbain sont habituellement moins intensifs que les modifications locales du relief, qui entraînent souvent l'introduction d'espèces non indigènes. Le durcissement des rives entraîne généralement l'élimination de la végétation des milieux humides.

Altération mécanique des rives

L'altération mécanique prend diverses formes, dont la construction de digues, le creusage de fossés, le dragage, le remplissage, le durcissement des rives ainsi que le hersage et le labour de la végétation côtière par des propriétaires de terres privées. Avec toutes ces modifications, des espèces exotiques sont introduites par l'entremise de l'équipement de construction ou des sédiments importés. Les changements aux dénivellations du littoral et aux sédiments sont souvent propices à l'établissement d'espèces exotiques. Le hersage et le labour des milieux humides

côtiers se sont poursuivis tout au long de 2011 dans des marais côtiers exposés le long de la baie Saginaw, de la grande baie Traverse et sur des îles du delta de la rivière Sainte-Claire.

Introduction d'espèces non indigènes

Les espèces exotiques sont introduites de nombreuses façons. Certaines l'ont été délibérément : d'abord cultivées comme cultures agricoles ou plantes ornementales, elles colonisent ensuite des paysages naturels. D'autres espèces étaient des mauvaises herbes mêlées aux semences agricoles. Les charges accrues en sédiments et en nutriments permettent à bon nombre des pires mauvaises herbes aquatiques de supplanter les espèces indigènes. La plupart des espèces non indigènes les plus envahissantes produisent beaucoup de graines ou se reproduisent à partir de fragments de racine ou de rhizome. La dégradation accrue des milieux humides côtiers est due aussi à des espèces animales exotiques. La carpe asiatique, dont les comportements d'accouplement et d'alimentation font disparaître la végétation submergée dans les eaux peu profondes des marais, compte parmi les espèces les plus menaçantes. Les plantes exotiques les plus répandues sont le roseau commun (*Phragmites australis*), l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*), la salicaire commune (*Lythrum salicaria*), le potamot crépu (*Potamogeton crispus*) et le myriophylle à épi (*Myriophyllum spicatum*). Les faibles niveaux d'eau ont entraîné la propagation fulgurante du roseau commun dans de nombreux milieux humides, surtout dans le lac Sainte-Claire et le sud du lac Huron, y compris la baie Saginaw (Albert et Brown, 2008). La propagation de l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae*), plante flottante qui forme des tapis denses pouvant éliminer les plantes submergées, depuis le fleuve Saint-Laurent et le lac Ontario jusque dans le lac Érié, les lacs Sainte-Claire et Huron, et la rivière Ste-Marie, est une des tendances préoccupantes (Monks et *al.*, 2019). La propagation continue de l'hydrocharide grenouillette dans de nombreux autres milieux humides côtiers a été observée tout au long des années de hautes eaux de 2014 à 2019. Cette plante continuera probablement de se répandre dans tous les autres Grands Lacs. De plus, l'échantillonnage a montré que la châtaigne d'eau (*Trapa natans*) se répand rapidement dans le lac Ontario, où sa répartition et sa densité augmentent. La redécouverte récente du *Nitellopsis obtusa*, macroalgue exotique, est préoccupante pour la conservation parce qu'elle est établie depuis longtemps (début des années 1970) et qu'elle est présente à l'heure actuelle dans des milieux humides de bonne qualité, dans le nord-est du lac Ontario, ainsi que dans des milieux humides de la baie Saginaw, du lac Sainte-Claire et de la rivière Détroit. Le *Nitellopsis obtusa* pousse rapidement, réduit la valeur des milieux naturels et s'entoure autour des hélices de bateaux.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont étayées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Le générateur des données est connu, fiable et respecté, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont disponibles et accessibles à tous.	Oui	Les données se trouvent à l'adresse suivante : https://www.greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml.		

Limites des données

La présence et l'abondance caractéristiques des plantes indigènes des milieux humides côtiers ont été étudiées adéquatement dans le bassin des Grands Lacs dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs, dont l'adresse URL se trouve ci-dessus. De plus, la plupart des types régionaux de milieux humides ont été adéquatement décrits dans des études existantes (Minc, 1997; Minc et Albert, 1998; Albert et Minc, 2001; Albert et *al.*, 2006; Lemein et *al.*, 2017). Les modifications de la composition en espèces et des espèces dominantes liées aux fluctuations des niveaux d'eau dans les Grands Lacs n'ont pas été déterminées de façon adéquate pour de nombreux types régionaux de milieux humides. Ce travail est important, car les fluctuations naturelles des niveaux d'eau peuvent induire, au niveau de la végétation des milieux humides, des changements qui pourraient être attribués faussement à une dégradation accrue des milieux humides ou à une amélioration des activités de gestion. De plus, il faut mener des études en laboratoire pour déterminer l'effet, sur les plantes des milieux humides, de divers types de dégradation, dont la turbidité, la sédimentation, l'introduction de métaux lourds et de composés chimiques organiques, la modification du pH, l'érosion, la compétition exercée par les plantes exotiques et la hausse de l'herbivorie par les animaux non indigènes.

Renseignements supplémentaires

**Le Programme de surveillance des milieux humides côtiers a été financé par l'initiative de restauration des Grands Lacs (Great Lakes Restoration Initiative) de 2011-2020 afin qu'une surveillance statistiquement valable de certaines

composantes physiques et biotiques soit effectuée dans l'ensemble du bassin (Uzarski et *al.*, 2016), et le financement du programme a été prolongé pour la période 2021-2025. Ce programme binational a été mené par un consortium d'universités et d'organismes qui souhaitaient produire de l'information scientifique sur la situation des milieux humides côtiers des Grands Lacs et les tendances qui s'y rapportent. En 2015, la plus grande partie des milieux humides côtiers dont la superficie est égale ou supérieure à 4 ha, et qui ont un lien aquatique avec les lacs, ont fait l'objet d'observations au moins une fois depuis 2011. Les données de 2011-2010 ont servi à l'analyse présentée ici. Dans chacun des milieux humides, les données de jusqu'à trois zones humides (pré humide, zone à végétation émergente, zone à végétation submergée) sont incluses, à supposer que toutes ces zones soient présentes.

Les tableaux du présent document résument les données recueillies entre 2011 et 2019 sur trois grands types hydrogéomorphiques de milieux humides : les milieux humides protégés par des barrières, les milieux humides lacustres et les milieux humides côtiers. Les milieux humides ont été caractérisés séparément pour chacun des Grands Lacs. Ces trois types ont été regroupés pour l'analyse menée dans le présent rapport, mais dans des analyses ultérieures, ils pourraient être divisés en sous-types hydrogéomorphiques reconnus (Albert et *al.*, 2006), soumis à des stress anthropiques et environnementaux différents, et donc caractérisés par des situations et un potentiel de remise en état différents. Le présent sous-indicateur intègre de l'information sur la présence, l'abondance et la diversité des macrophytes aquatiques dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs. Les données sur l'abondance des végétaux ont servi à calculer deux mesures de la qualité des végétaux des milieux humides : 1) l'indice d'intégrité biologique des végétaux (IIB), et 2) le coefficient de conservatisme moyen pondéré (Cmoy pondéré). Une troisième approche, celle du Cmoy, a été calculée, mais elle n'est pas adéquate pour les milieux humides côtiers des Grands Lacs, car elle ne permet pas de comprendre l'état général de ces milieux humides en raison de la prévalence des plantes envahissantes dans de nombreux milieux humides. L'IIB ou le Cmoy pondéré permettent de mieux comprendre l'influence des plantes envahissantes sur l'état des milieux humides.

Selon les estimations, environ la moitié des milieux humides côtiers ont été perdues dans l'ensemble du bassin. Toutefois, cette évaluation ne tient pas compte des milieux humides dégradés et prend en compte seulement les milieux qui ont été perdus par suite du durcissement des rives ou de l'érosion complète de la végétation à un endroit. Il y a plusieurs raisons pour lesquelles les spécialistes ne s'entendent pas sur la méthode à adopter pour parvenir à une estimation précise, dont les plus importantes sont les suivantes : 1) les relevés initiaux, qui sont à la base de nombreuses estimations initiales de la superficie des communautés végétales, n'ont pas toujours tenu compte de la végétation herbacée le long des rives; 2) il n'est pas facile de voir la végétation émergente des milieux humides sur les photos aériennes, ce qui limite l'utilisation des photos des années 1930 et 1940 pour estimer la superficie des milieux humides d'origine; 3) les premiers relevés des milieux humides de l'ensemble des Grands Lacs ont été effectués à la fin des années 1970 et au début de la décennie suivante, bien après que le durcissement des rives, le dragage, l'agriculture et la destruction par des espèces de poissons envahissantes [la carpe] ont eu lieu.

Aucun relevé des milieux humides côtiers axé sur la végétation n'a été effectué pour l'ensemble des Grands Lacs avant les années 1980, mais les analyses typologiques des données physiques et des données sur la végétation recueillies au cours des relevés sur le terrain dans les années 1980 et 1990 permettent de circonscrire plusieurs communautés végétales indigènes distinctes ainsi que certaines communautés végétales dominées par des espèces envahissantes. Il est possible d'établir des liens solides entre ces communautés et les conditions climatiques, les sédiments et les conditions hydrogéomorphiques (Minc, 1997; Albert et Minc, 2001, Albert et *al.*, 2006), liens qui permettent de présumer qu'il existe des communautés ou des types régionaux prévisibles de végétation des milieux humides. L'échantillonnage des végétaux mené dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs (Uzarski et *al.*, 2016) a été utilisé pour la mise à jour de la répartition des communautés végétales indigènes et des communautés dominées par des plantes indigènes (Lemein et *al.*, 2017).

Les quenouilles sont une source importante de dégradation, leur propagation dans les milieux humides à la suite de l'enrichissement en nutriments et de la manipulation des niveaux d'eau ayant été notée dans de nombreuses études (Prince et D'Itri, 1985; Stuckey, 1989; Wilcox, 1993; Minc, 1997; Wilcox et *al.*, 2008; Lishawa et *al.*, 2010; Robert Humphreys [gestionnaire de sanctuaires au département des Ressources naturelles du Michigan], comm. pers.). Le *Typha latifolia* (quenouille à feuilles larges) était l'espèce de quenouille indigène dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, et sa répartition était limitée par les fluctuations caractéristiques des niveaux d'eau des Grands Lacs. Le *Typha angustifolia* (quenouille à feuilles étroites) s'est répandu dans les milieux humides des Grands Lacs, où il tolère des eaux plus profondes que la quenouille à feuilles larges, et sa propagation est rapide dans l'est des États-Unis et le Midwest, le long des fossés des routes (Carson et *al.*, 2018; Bansal et *al.*, 2019). Un croisement entre la quenouille à feuilles larges et la quenouille à feuilles étroites s'est produit, ce qui a donné le *Typha* × *glauca* (quenouille hybride), une plante plus grosse et plus agressive qui, associée à la quenouille à feuilles étroites, a créé des monocultures étendues et denses qui ne répondent pas aux besoins en matière d'habitat de bon nombre d'espèces de sauvagine et d'oiseaux aquatiques indigènes. Des tapis denses de quenouilles à feuilles étroites et de quenouilles hybrides peuvent aussi flotter dans les milieux humides des embouchures noyées des rivières, éliminant ainsi l'habitat important des poissons.

Les dommages causés aux milieux humides des Grands Lacs par les plantes non indigènes envahissantes au cours de la dernière période de basses eaux (1999-2013 dans les lacs Michigan et Huron) sont imputés à la dégradation anthropique. En effet, la totalité des plantes envahissantes dont la propagation dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs a été spectaculaire y ont été introduites par l'être humain et réagissent vigoureusement à l'enrichissement en nutriments agricoles et urbains et à la sédimentation. La propagation généralisée ou localisée de ces espèces végétales envahissantes dans les lacs Ontario, Érié et Sainte-Claire a été consignée dans les relevés antérieurs des milieux humides des Grands Lacs effectués en période de basses eaux pendant les décennies 1980 et 1990, mais l'aire d'expansion de ces mêmes plantes était bien plus grande que celle observée lors des périodes prolongées de basses eaux dans les lacs Huron et Michigan entre 1999 et 2013. Avant les années 1970, les plantes envahissantes les plus agressives (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Typha* × *glauca*, *Lythrum salicaria*, *Hydrocharis morsus-ranae*, etc.) qui réagissaient aux basses eaux n'étaient pas répandues le long des rives des Grands Lacs, mais, depuis le début des années 1970, les périodes prolongées de basses eaux permettent aux plantes envahissantes des milieux humides de se répandre, tout au moins à l'échelle locale, et il faut s'attendre à ce que cette tendance se poursuive.

Dans les études biologiques ou les études sur la remise en état, l'état de référence est fondé en règle générale sur la faune et la flore indigènes caractéristiques d'un écosystème. L'inventaire de plusieurs exemples de milieux humides où il n'y avait pas de populations étendues de plantes envahissantes a été réalisé pendant les relevés de 2011-2015 (Uzarski et *al.*, 2016); celui-ci a fourni des renseignements de base pour la définition de l'état de référence et l'établissement d'un but de remise en état. Ces milieux humides de haute qualité continueront d'être à la base des activités de surveillance de l'état des milieux humides et d'orienter les activités de remise en état, même s'il est établi qu'il est impossible de ramener des milieux humides dégradés à cet état de référence.

Remerciements

Auteurs

Dennis Albert, Department of Horticulture, Oregon State University
Nicholas P. Danz, Department of Natural Sciences, University of Wisconsin-Superior
Douglas A. Wilcox, Department of Environmental Science and Biology, SUNY College at Brockport
Allison N. Kneisel, Institute for Great Lakes Research, Central Michigan University

Giuseppe Fiorino, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada
Greg Grabas, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada

Collaborateurs et auteurs antérieurs

Joseph Gathman, University of Wisconsin-River Falls
Jennifer Jung, Pêches et Océans Canada
Brad Mudrzynski, Department of Environmental Science and Biology, SUNY College at Brockport
Daniel Rokitnicki-Wojcik, Polluants nocifs des Grands Lacs, Environnement et Changement climatique Canada
Danielle J. Sass, Great Lakes National Program Office, US EPA

Sources d'information

Albert, D. A. et P. Brown. Coastal wetlands in Michigan: Effect of isolation on Phragmites australis expansion. Michigan Natural Features Inventory report 2008-14.

Albert, D.A. et Minc, L.D. 2001. Abiotic and floristic characterization of Laurentian Great Lakes' coastal wetlands. Stuttgart, Germany. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27:3413-3419.

Albert, D.A., Wilcox, D.A., Ingram, J.W. et Thompson, T.A. 2006. Hydrogeomorphic Classification for Great Lakes Coastal Wetlands. *J. Great Lakes Res* 31(1):129-146.

Albert, D.A., March 2008. Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan, Chapter Three Vegetation Community Indicators. Préparé par le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium, projet de la Commission des Grands Lacs.

Albert, D.A. 2008. Chapter 3 – Vegetation Community Indicators. In: Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan. Great Lakes Wetland Consortium, Great Lakes Commission.

Albert, D.A. et L. Simonson. 2004. Coastal wetland inventory of the Great Lakes region (GIS coverage of U.S. Great Lakes: www.glc.org/wtlands/inventory.html), Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Bansal, S. S.C. Lishawa, + 38 autres auteurs. 2019. *Typha* (Cattail) Invasion in North American Wetlands: Biology, Regional Problems, Impacts, Ecosystem Services, and Management. *Wetlands* 39: 645-684.

Bourdaghs, M., C. A. Johnston et R. R. Regal. 2006. Properties and performance of the floristic quality index in Great Lakes coastal wetlands. Wetlands 26 (3): 718-735.

Carson, B.D., S.C. Lishawa, N.C. Tuckman, A.M. Monks, B.A. Lawrence et D.A. Albert. 2018. Harvesting invasive plants to reduce nutrient loads and produce bioenergy: an assessment of Great Lakes coastal wetlands. *Ecosphere* 9(6): 1-16.

Environment Canada and Central Lake Ontario Conservation Authority. 2004. *Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: Year 2 Technical Report*. Environment Canada, Downsview, ON: ECB-OR.

Great Lakes Commission. Great Lakes Coastal Wetlands Consortium. Inventory and Classification. https://www.glc.org/library/2002-coastal-wetlands-consortium

Great Lakes Commission. Great Lakes Coastal Wetlands Consortium. Coastal Wetlands Inventory-Great Lakes Region. https://www.glc.org/library/2002-coastal-wetlands-consortium

Great Lakes Commission. Great Lakes Coastal Wetlands Consortium. Canadian Mapping Resources. Dernière mise à jour : 20 avril 2004. https://www.glc.org/library/2002-coastal-wetlands-consortium

Herdendorf, C.E. 1988. *Classification of geological features in Great Lakes nearshore and coastal areas. Protecting Great Lakes Nearshore and Coastal Diversity Project*. International Joint Commission and The Nature Conservancy, Windsor, ON.

Herdendorf, C.E., Hakanson, L., Jude, D.J. et Sly, P.G. 1992. A review of the physical and chemical components of the Great Lakes: a basis for classification and inventory of aquatic habitats. In *The development of an aquatic habitat classification system for lakes* eds. W.-D. N. Busch et P. G. Sly, pp. 109-160. Ann Arbor, MI: CRC Press.

Herdendorf, C.E., Hartley, S.M. et Barnes, M.D. (eds.). 1981a. *Fish and wildlife resources of the Great Lakes coastal wetlands within the United States, Vol. 1*: Overview. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. FWS/OBS- 81/02-v1.

Herman, K. D., L. A. Masters, M. R. Penskar, A. A. Reznicek, G. S. Wilhelm, W. W. Brodovich et K. P. Gardiner. 2001. Floristic Quality Assessment with Wetland Categories and Examples of Computer Applications for the State of Michigan.

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. http://www.glc.org/wetlands/inventory.html Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Jaworski, E., Raphael, C.N., Mansfield, P.J. et Williamson, B.B. 1979. *Impact of Great Lakes water level fluctuations on coastal wetlands*. U.S. Department of Interior, Office of Water Resources and Technology, Contract Report 14-0001-7163, from Institute of Water Research, Michigan State University, East Lansing, MI, 351pp.

Keough J.R., Thompson, T.A., Guntenspergen, G.R. et Wilcox, D.A. 1999. Hydrogeomorphic factors and ecosystem responses in coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* 19:821-834.

Kowalski, K.P. et D.A. Wilcox. 1999. Use of historical and geospatial data to guide the restoration of a Lake Erie coastal marsh. Wetlands 19:858-868.

Lemein, T, Albert, D.A. et Tuttle, E. D.G. 2017. Coastal wetland vegetation community classification and distribution across environmental gradients throughout the Laurentian Great Lakes. Journal of Great Lakes Research 43(4):658-669.

Lishawa, S.C., D.A. Albert et N.C. Tuchman. 2010. Natural water level decline drives invasive species establishment and vegetation change in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands*: 30(6) 1085-1097.

Mailhot, E., B. Music, D.F. Nadeau, A. Frigon et R. Turcotte. 2019. Assessment of the Laurentian Great Lakes' hydrological conditions in a changing climate. *Climatic Change*, *157*(2), 243-259.

Minc, L.D. 1997. *Great Lakes coastal wetlands: An overview of abiotic factors affecting their distribution, form, and species composition*. Michigan Natural Features Inventory, Lansing, MI.

Minc, L.D. et Albert, D.A. 1998. *Great Lakes coastal wetlands: abiotic and floristic characterization*. Michigan Natural Features Inventory, Lansing, MI.

Monks, A.M, S.C. Lishawa, K.C. Wellons, D.A. Albert, B. Mudrzynski et D.A. Wilcox. 2019. European frogbit (*Hydrocharis morsus-ranae*) invasion facilitated by non-native cattails (*Typha*) in the Laurentian Great Lakes. *J. Great Lakes Res* 45(5): 912-920. Https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.07.005

Prince, H.H. et D'Itri, F.M. (eds.) 1985. Coastal Wetlands. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.

Reznicek, A.A., M.R. Penskar, B.S. Walters et B.S. Slaughter. 2014. Michigan Floristic Quality Assessment Database.

Herbarium, University of Michigan, Ann Arbor, MI and Michigan Natural Features Inventory, Michigan State University, Lansing, MI.

Stuckey, R.L. 1989. Western Lake Erie aquatic and wetland vascular plant flora: its origin and change. In Lake Erie Estuarine Systems: Issues, Resources, Status et Management, pp. 205-256. Estuary-of-the-Month Seminar Series No. 14. Washington, D.C.: NOAA.

Swink, F. et Wilhelm, G. 1994. Plants of the Chicago Region 4th Edition. Lisle, Illinois. The Indiana Academy of Science.

United States and Canada. 1987. Great Lakes Water Quality Agreement of 1978, as amended by Protocol signed November 18, 1987. Ottawa and Washington.

Uzarski, D.G., T.M. Burton, M.J. Cooper, J. Ingram et S. Timmermans. 2005. Fish habitat use within and across wetland classes in coastal wetlands of the five Great Lakes: Development of a fish-based Index of Biotic Integrity. *J. Great Lakes Res* 31(supplement 1): 171-187.

Uzarski, D.G., V.J. Brady, M.J. Cooper, D.A. Wilcox, D.A. Albert, R. Axler, P. Bostwick, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, N.P. Danz, J. Gathman, T. Gehring, G. Grabas, A. Garwood, R. Howe, L.B. Johnson, G.A. Lamberti, A. Moerke, B. Murry, G. Niemi, C.J. Norment, C.R. Ruetz III, A.D. Steinman, D. Tozer, R. Wheeler, T.K. O'Donnell et J.P. Schneider. 2016. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at the Laurentian Great Lakes basin-wide scale. Wetlands doi:10.1007/s13157-016-0835-7.

Wilcox, D.A. 1993. Effects of water level regulation on wetlands of the Great Lakes. Great Lakes Wetlands 4: 1-2, 11.

Wilcox, D.A., K.P. Kowalski, H. Hoare, M.L. Carlson et H. Morgan. 2008. Cattail invasion of sedge/grass meadows and regulation of Lake Ontario water levels: photointerpretation analysis of sixteen wetlands over five decades. *J. Great Lakes Res* 34:301-323.

Wilcox, D.A. et Whillans, T.H. 1999. Techniques for restoration of disturbed coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* 19:835-857.

Wilcox, D.A. 2012. Response of wetland vegetation to the post-1986 decrease in Lake St. Clair water levels: seed-bank emergence and beginnings of the *Phragmites australis* invasion. Journal of Great Lakes Research 38:270-277.

Wilcox, D.A., J.W. Ingram, K.P. Kowalski, J.E. Meeker, M.L. Carlson, Y. Xie, G.P. Grabas, K.L. Holmes et N.J. Patterson. 2005. Evaluation of water level regulation influences on Lake Ontario and upper St. Lawrence River coastal wetland plant communities. US Geological Survey Report, 78 p.

Liste des tableaux

Tableau 1. Catégories de cotes de l'IIB calculées à partir des données sur la végétation du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs (Albert, 2008). Les codes descriptifs des trois catégories initiales sont indiqués entre parenthèses (). Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse de Dennis Albert.

Tableau 2. Catégories de cotes du coefficient moyen pondéré (Cmoy pondéré) modifiées calculées à partir des données sur la végétation du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Les codes descriptifs des trois catégories initiales sont indiqués entre parenthèses (). Bien que les cotes du Cmoy pondéré soient fondées sur une échelle de 0 à 10, les cotes réelles de la végétation n'ont pas dépassé 8,27, de sorte qu'une

cote modifiée de 0 à 8,30 est utilisée. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse de Dennis Albert.

Liste des figures

Figure 1. Cotes moyennes de l'IIB par année et par lac. Les cotes ont été calculées à partir des données de transects recueillies dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

Figure 2. Cotes moyennes du coefficient moyen pondéré (Cmoy pondéré) par année et par lac.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

Figure 3. Répartition des cotes de l'IIB des milieux humides calculées le long du lac Supérieur pendant les années d'échantillonnage de 2011 à 2019.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

Figure 4. Répartition des cotes de l'IIB des milieux humides calculées le long du lac Michigan pendant les années d'échantillonnage de 2011 à 2019.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

Figure 5. Répartition des cotes de l'IIB des milieux humides calculées le long du lac Huron pendant les années d'échantillonnage de 2011 à 2019.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

Figure 6. Répartition des cotes de l'IIB des milieux humides calculées le long du lac Érié et du lac Sainte-Claire pendant les années d'échantillonnage de 2011 à 2019.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

Figure 7. Répartition des cotes de l'IIB des milieux humides calculées le long du lac Ontario, de la rivière Niagara et du cours supérieur du fleuve Saint-Laurent pendant les années d'échantillonnage de 2011 à 2019.

Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Cotes numériques brutes	Cotes numériques transformées	Cotes descriptives
0-7	0-0,79	Extrêmement dégradé (médiocre)
8-16	0,80-1,69	Dégradé (médiocre)
17-25	1,70-2,59	Modérément dégradé (passable)
26-33	2,60-3,39	Modérément touché (passable)
34-41	3,40-4,19	Légèrement touché (bon)
42-50	4,20-5,00	Qualité de référence (bon)

1. **Les cotes de l'IIB de chaque site varient de 0,40 à 5,0, ce qui englobe les cotes « extrêmement dégradé » à « référence » pendant la période de 2011 à 2019.**
2. **Les cotes moyennes annuelles de l'IIB par lac varient de 1,28 à 4,26, ce qui englobe les cotes « dégradé » à « référence » pendant la période de 2011 à 2019. La fourchette des cotes moyennes de l'IIB est inférieure à la fourchette des cotes réelles de l'IIB de chaque site.**

Tableau 1. Catégories de cotes de l'IIB calculées à partir des données sur la végétation du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs (Albert, 2008). Les codes descriptifs des trois catégories initiales sont indiqués entre parenthèses (). Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse de Dennis Albert.

Cotes numériques modifiées	Cotes descriptives
0-1,38	Extrêmement dégradé (médiocre)
1,39-2,76	Dégradé (médiocre)
2,77-4,14	Modérément dégradé (passable)
4,15-5,52	Modérément touché (passable)
5,53-6,90	Légèrement touché (bon)
6,91-8,30	Référence (bon)

1. **Les cotes réelles du Cmoy pondéré de chaque site varient de 0,06 à 8,27, ce qui englobe les cotes « extrêmement dégradé » à « référence » pendant la période de 2011 à 2019.**
2. **Les cotes moyennes annuelles du Cmoy pondéré par lac varient de 1,72 à 6,11, ce qui englobe les cotes « dégradé » à « légèrement touché » pendant la période de 2011 à 2019. La fourchette des cotes moyennes annuelles du Cmoy pondéré par lac est inférieure à la fourchette des cotes réelles du Cmoy pondéré de chaque site.**

Tableau 2. Catégories de cotes du coefficient moyen pondéré (Cmoy pondéré) modifiées calculées à partir des données sur la végétation du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Les codes descriptifs des trois catégories initiales sont indiqués entre parenthèses (). Bien que les cotes du Cmoy pondéré soient fondées sur une échelle de 0 à 10, les cotes réelles de la végétation n'ont pas dépassé 8,27, de sorte qu'une cote modifiée de 0 à 8,30 est utilisée. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse de Dennis Albert.

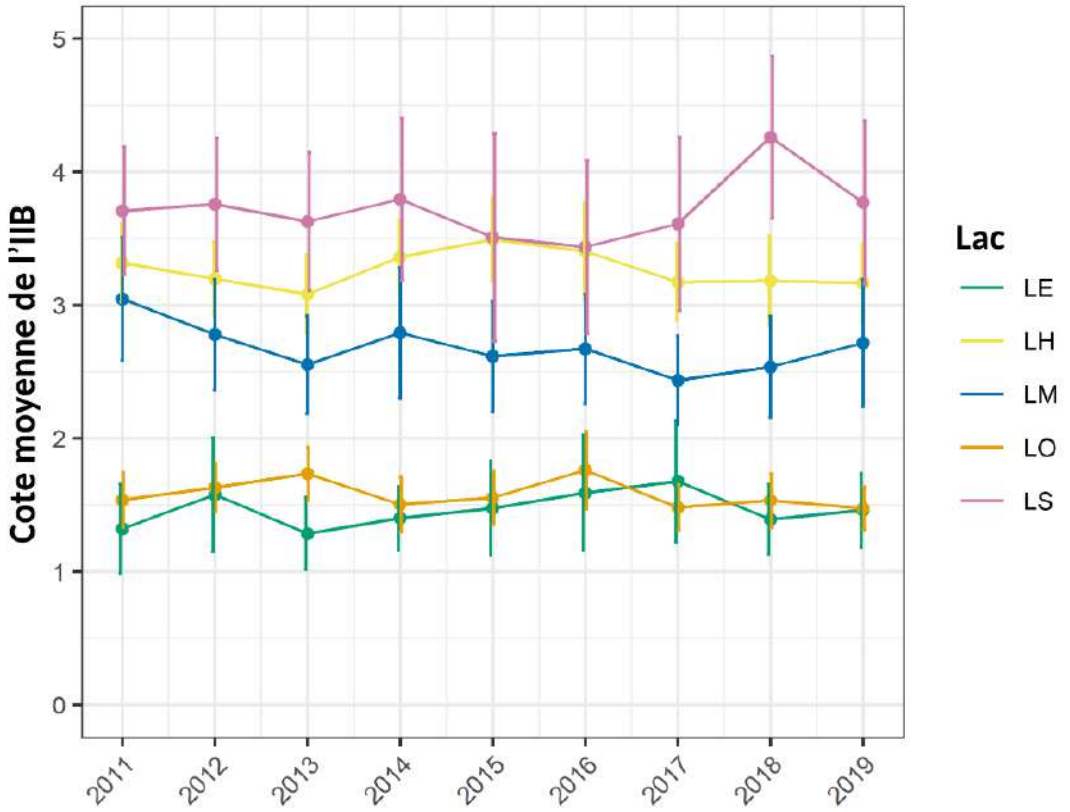


Figure 1. Cotes moyennes de l'IIB par année et par lac. Les cotes ont été calculées à partir des données de transects recueillies dans le cadre du Programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

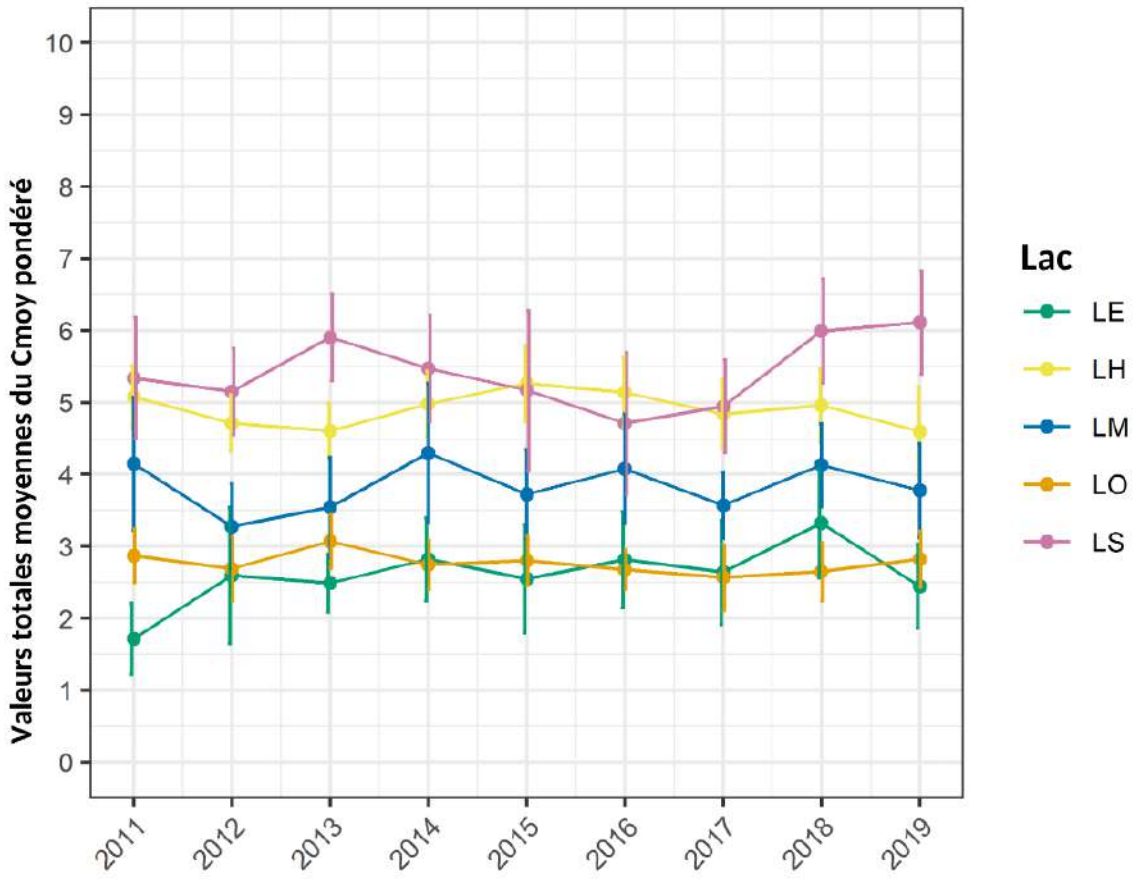


Figure 2. Cotes moyennes du coefficient moyen pondéré (Cmoy pondéré) par année et par lac. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

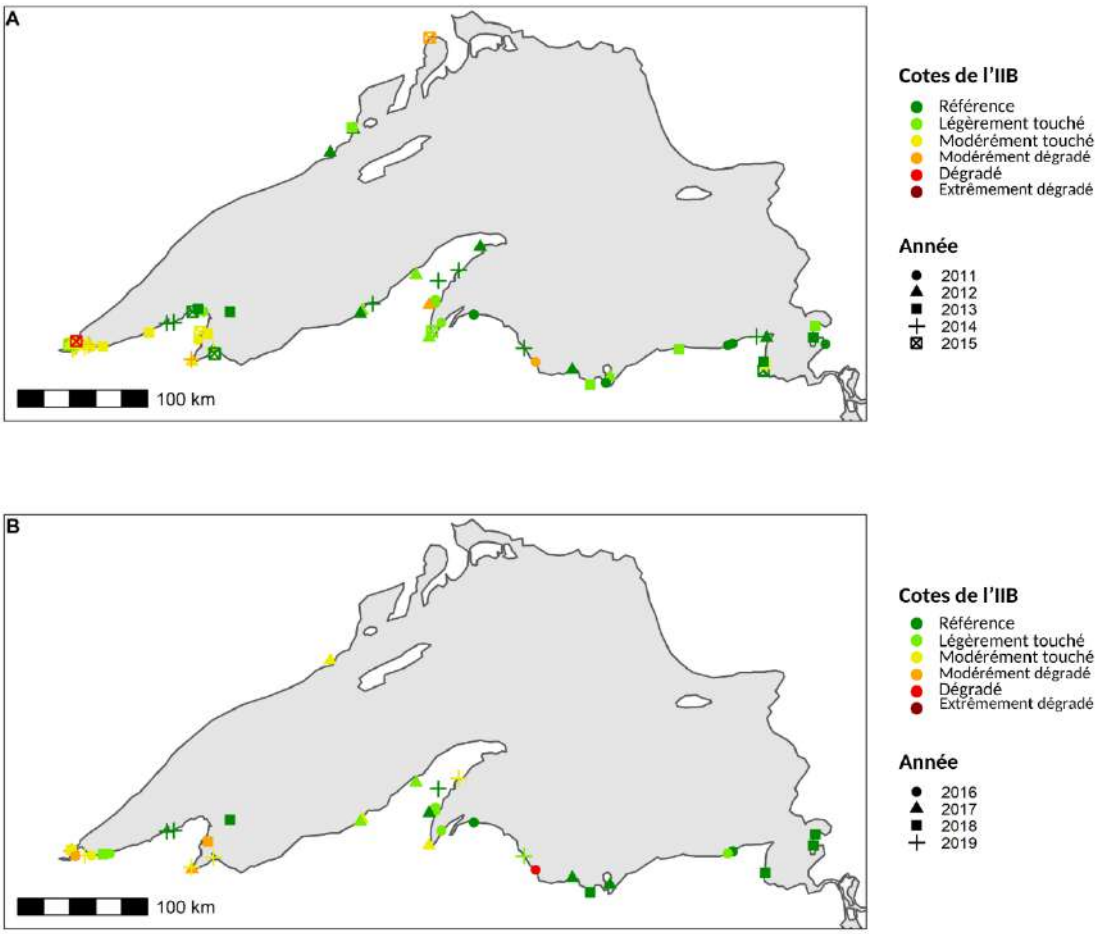


Figure 3. Répartition des cotes de l'IIB des milieux humides calculées le long du lac Supérieur pendant les années d'échantillonnage de 2011 à 2019. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

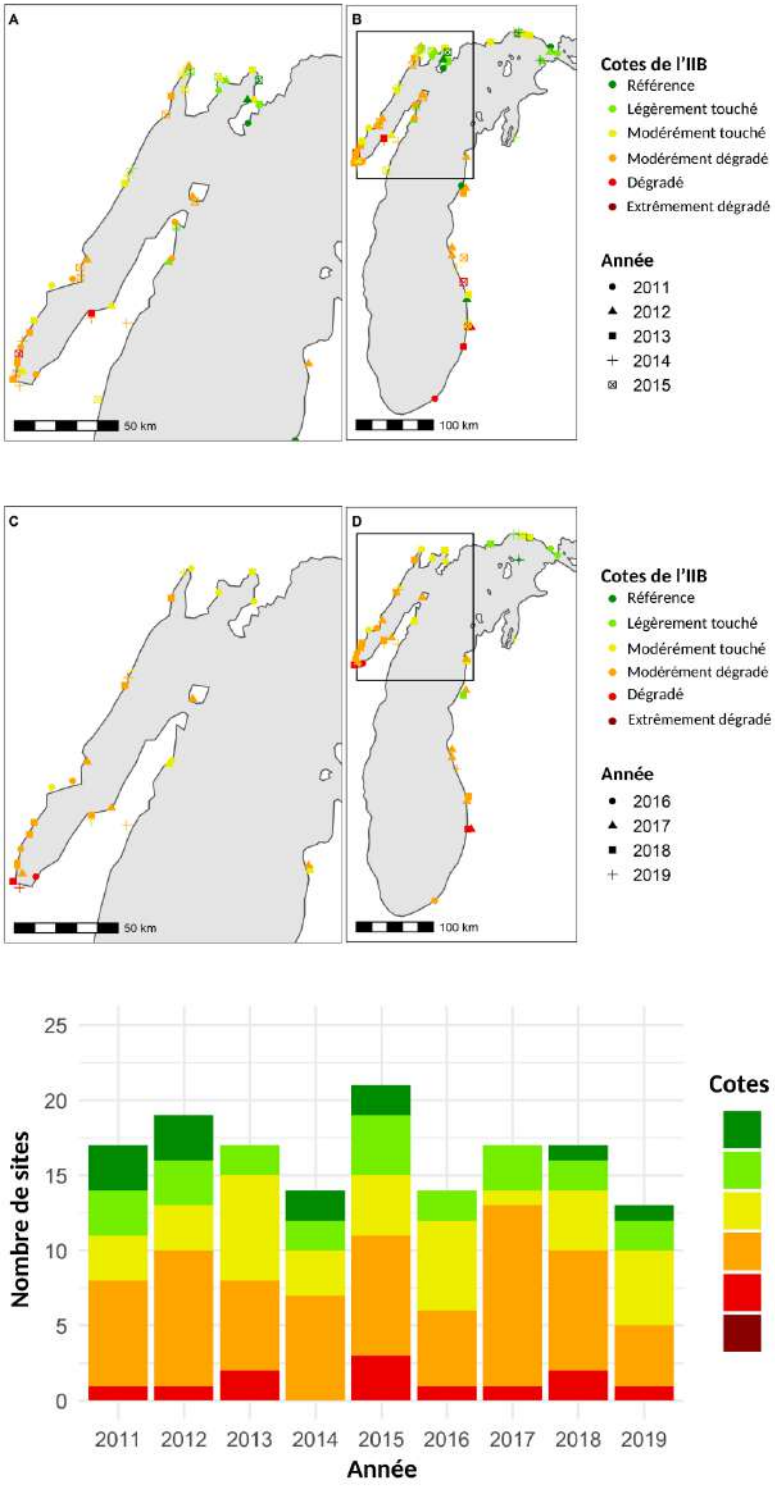


Figure 4. Répartition des cotes de l'IIB des milieux humides calculées le long du lac Michigan pendant les années d'échantillonnage de 2011 à 2019. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

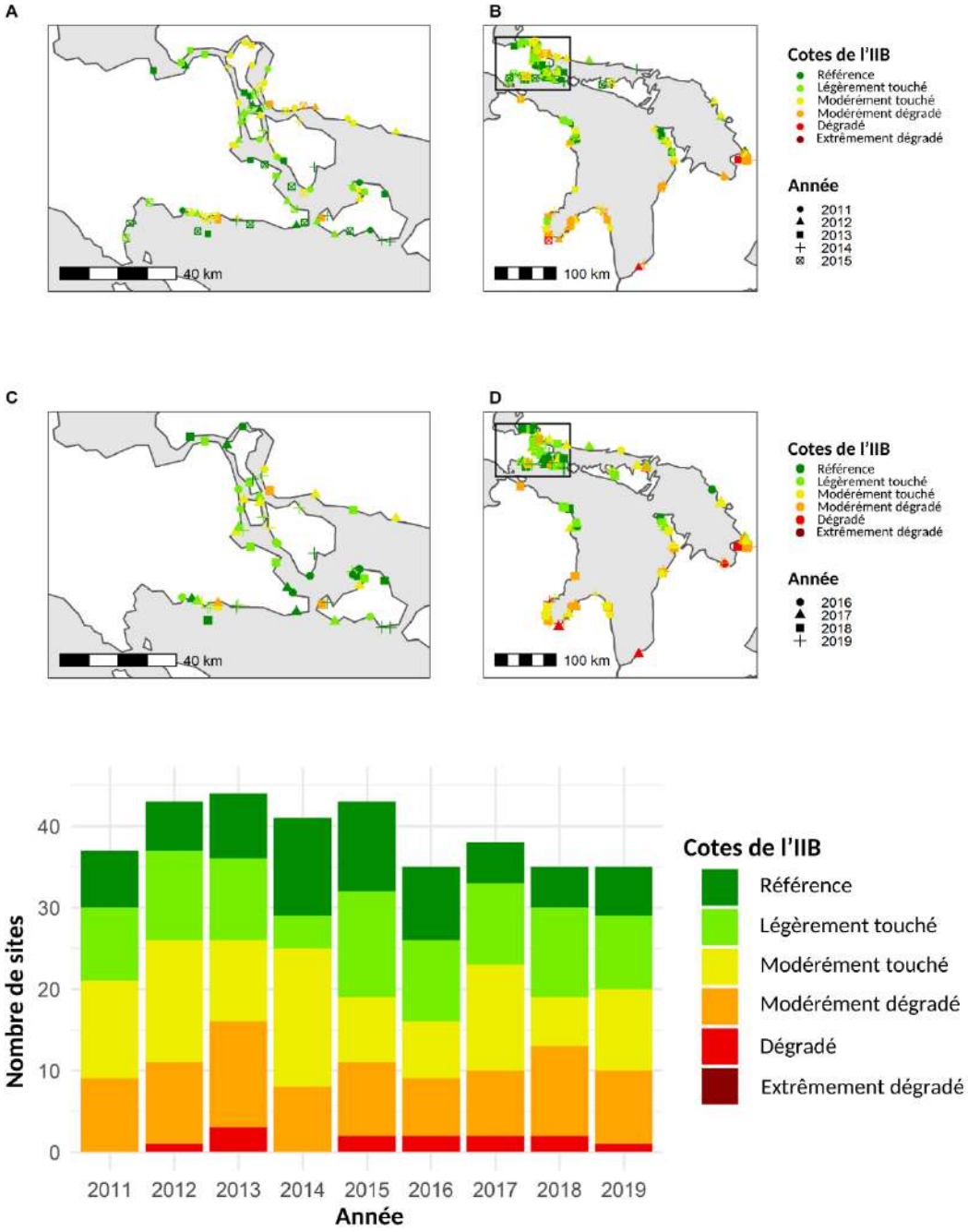


Figure 5. Répartition des cotes de l'IIB des milieux humides calculées le long du lac Huron pendant les années d'échantillonnage de 2011 à 2019. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

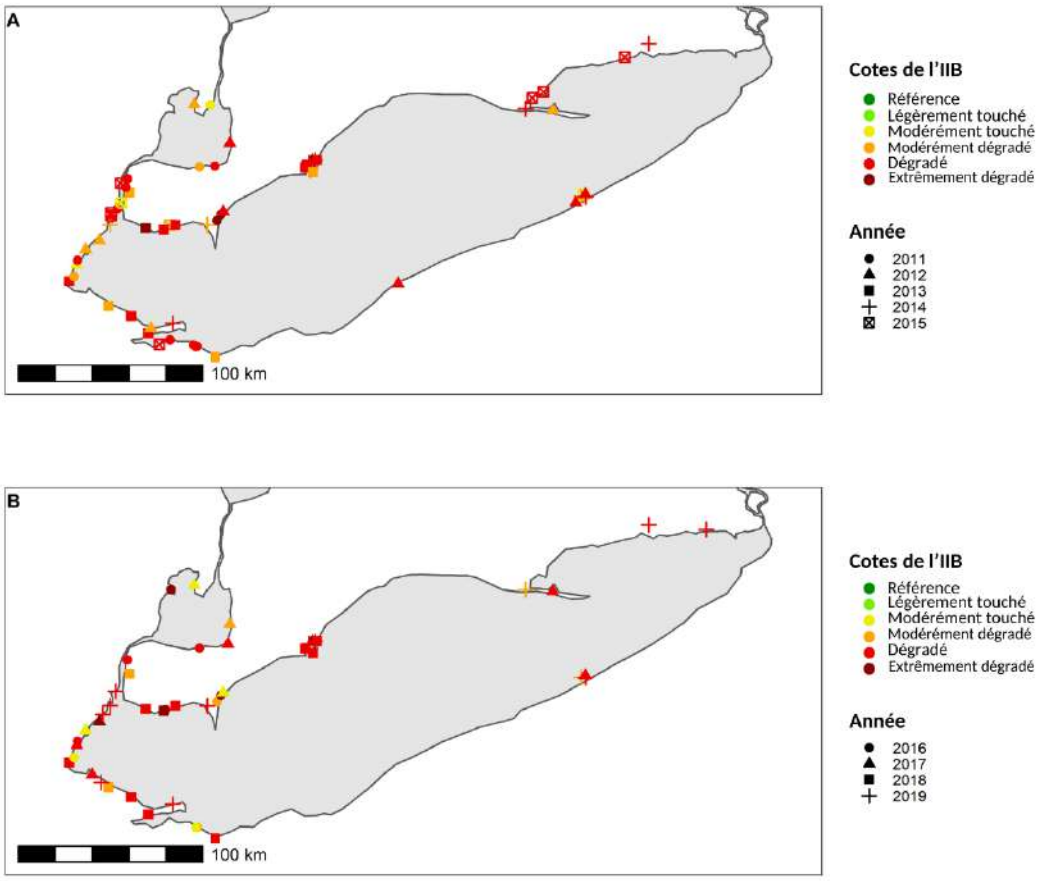


Figure 6. Répartition des cotes de l'IIB des milieux humides calculées le long du lac Érié et du lac Sainte-Claire pendant les années d'échantillonnage de 2011 à 2019. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

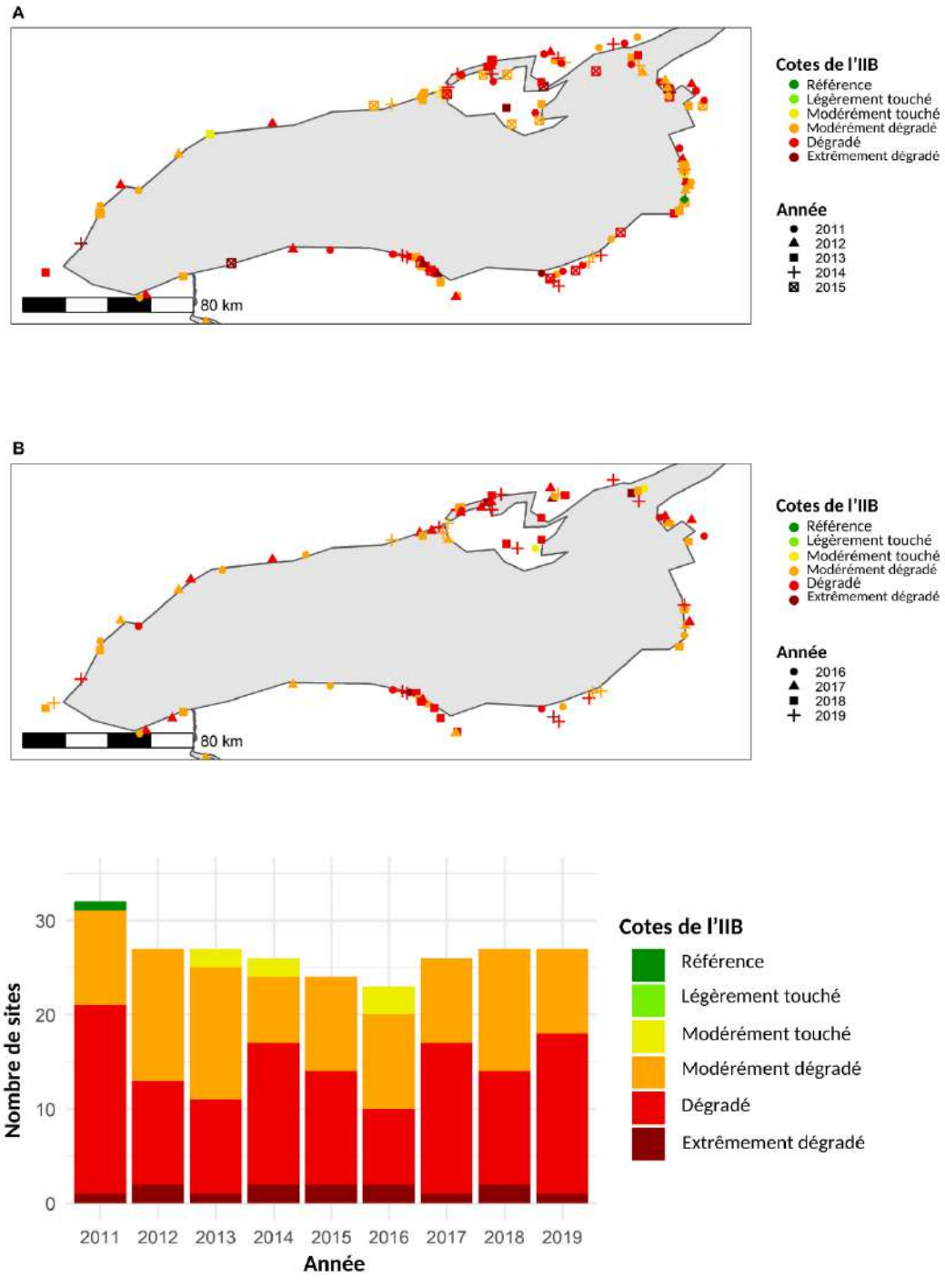


Figure 7. Répartition des cotes de l'IIB des milieux humides calculées le long du lac Ontario, de la rivière Niagara et du cours supérieur du fleuve Saint-Laurent pendant les années d'échantillonnage de 2011 à 2019. Source : Programme de surveillance des milieux humides côtiers de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse d'Allison Kneisel.

Sous-indicateur : Connectivité des habitats aquatiques

Évaluation globale

État : Médiocre

Tendances : S'améliorent

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1950-2022) : S'améliore

Justification : Environ un tiers (32,5 %) des affluents qui étaient historiquement reliés aux Grands Lacs restent accessibles aux poissons migrateurs (figure 1). Le pourcentage d'habitat qui est accessible varie de moins de 20 % pour les affluents du lac Michigan à 53 % pour ceux du lac Supérieur (Khoury et *al.*, 2018). Les obstacles au passage des poissons comprennent des barrages et des ouvrages de franchissement routier de cours d'eau. Dans certaines parties des Grands Lacs, le manque d'accès aux frayères dans les cours d'eau limite les populations de poissons. Depuis une décennie, de plus en plus de projets sont menés pour éliminer les obstacles et améliorer le passage des poissons. La Commission des pêcheries des Grands Lacs a recensé les obstacles prioritaires où des mesures visant à rétablir la connectivité favoriseraient le rétablissement des populations de poissons (tableau 1, figure 2). L'élimination des obstacles dans le bassin des Grands Lacs doit être coordonnée avec les mesures visant à limiter l'accès de la lamproie marine envahissante aux frayères fluviales (figure 3).

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1950-2022) : S'améliore

Justification : Un peu plus de la moitié (53,8 %) des affluents qui étaient historiquement reliés au lac Supérieur restent accessibles aux poissons migrateurs. Les travaux se poursuivent pour rétablir la connectivité des habitats aquatiques dans le bassin du lac Supérieur. Ces projets comprennent le remplacement du ponceau de la route 169 au ruisseau Gehrman pour rétablir un passage de 1,6 km pour l'omble de fontaine (Superior Rivers Watershed Partnership, WI). La récente décision du ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario de réparer plutôt que d'enlever le barrage défaillant du Camp 43 sur la rivière Black Sturgeon constitue un exemple des défis que présente la conciliation du passage des poissons, de l'infrastructure et de la lutte contre la lamproie marine.

Lac Michigan

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1950-2022) : S'améliore

Justification : Moins d'un cinquième (18,9 %) des affluents qui étaient historiquement reliés au lac Michigan restent accessibles aux poissons migrateurs. Les travaux se poursuivent pour rétablir la connectivité des habitats aquatiques dans le bassin du lac. Ces travaux vont du remplacement de ponceaux sous-dimensionnés sur la rivière Crystal (Grand Traverse Band of Ottawa and Chippewa Indians, Michigan) au démantèlement de barrages to dam, ce qui permettra de relier de nouveau plus de 250 km d'affluents au lac Michigan (Conservation Resource Alliance, Michigan). L'« ascenseur » à esturgeons sur la rivière Menominee qui est en service depuis 2015 est un exemple des approches innovantes qui sont appliquées pour améliorer la connectivité des habitats aquatiques.

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1950-2022) : S'améliore

Justification : Près d'un tiers (30,0 %) des affluents qui étaient historiquement reliés au lac Huron restent accessibles aux poissons migrateurs. Les travaux se poursuivent pour rétablir la connectivité des habitats aquatiques dans le bassin du lac. Ces travaux comprennent le démantèlement du barrage sur le ruisseau Black Ash (Nottawasaga Valley Conservation Authority, Ontario) et les travaux continus menés au Michigan par le Huron Pines Resource Conservation and Development Council qui a récemment enlevé deux obstacles au passage des poissons dans la rivière Thunder Bay, ce qui a permis de relier 37 km d'habitat en amont pour l'omble de fontaine et d'autres poissons. Le projet de la rivière Thunder Bay est un exemple des nombreux projets d'élimination des obstacles dans le bassin qui ne contribuent pas à des gains immédiats de connectivité avec les Grands Lacs, mais qui pourraient accroître considérablement la connectivité à mesure que d'autres obstacles en aval sont éliminés.

Lac Érié (y compris le bassin versant du lac Sainte-Claire et de la rivière Détroit)

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1950-2022) : S'améliore

Justification : Environ un tiers (33,4 %) des affluents qui étaient historiquement reliés au lac Érié restent accessibles aux poissons migrateurs. Les travaux se poursuivent pour rétablir la connectivité des habitats aquatiques dans le bassin du lac. Les travaux actuels comprennent la construction d'un chenal naturalisé de contournement du barrage Henry Ford Estate sur la rivière Rouge, au Michigan, qui permettra de relier 80,5 km de la rivière et 174 km de ses affluents aux Grands Lacs pour la première fois depuis 100 ans, et le projet de démantèlement du barrage Springville sur le ruisseau Cattaraugus (État de New York) qui restaurera environ 106 km d'habitat de fraie pour la truite arc en ciel et améliorera la connectivité pour l'omble de fontaine, tout en bloquant le passage vers l'amont de la lamproie marine (projet actuellement en suspens en raison de la COVID).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1950-2022) : S'améliore

Justification : Plus d'un tiers (39,4 %) des affluents qui étaient historiquement reliés au lac Ontario restent accessibles aux poissons migrateurs. Les travaux se poursuivent pour rétablir la connectivité des habitats aquatiques dans le bassin du lac. Ces travaux vont de la restauration d'ouvrages de franchissement routier des ruisseaux Spring Mills et Indian (Steuben County Soil & Water Conservation District, État de New York) à la création de chenaux permettant à des cours d'eau de contourner des étangs et à l'enlèvement de ponceaux perchés sur le ruisseau Twelve Mile (Ontario) par Trout Unlimited Canada.

Définitions des situations évaluées

Bon : connectivité des habitats aquatiques > 75 % de la connectivité historique. La connectivité et l'accès aux frayères sont probablement suffisants pour maintenir les populations de poissons migrateurs.

Passable : connectivité des habitats aquatiques entre 25 % et 75 % de la connectivité historique. La connectivité est compromise à certains endroits, et le manque d'accès aux frayères limite probablement les populations de certaines espèces de poissons migrateurs.

Médiocre : connectivité des habitats aquatiques < 25 %. La connectivité est gravement compromise, et le manque d'accès aux frayères limite probablement les populations de nombreuses espèces de poissons migrateurs..

Indéterminé : le pourcentage de connectivité des habitats aquatiques est insuffisant pour permettre l'évaluation de l'état des composantes de l'écosystème, ou aucune donnée n'est disponible.

Définitions des tendances évaluées

S'améliore : augmentation de la quantité d'habitat fluvial connecté aux Grands Lacs selon l'évaluation des nouveaux projets d'atténuation et des nouveaux obstacles.

Inchangée : aucun changement mesurable touchant la connectivité aquatique.

Se détériore : diminution de la quantité d'habitat fluvial connecté aux Grands Lacs selon l'évaluation des nouveaux projets d'atténuation et des nouveaux obstacles.

Indéterminée : l'information sur l'atténuation des obstacles ne permet pas de dégager de tendance générale claire, ou aucune donnée n'est disponible pour l'établissement d'une tendance.

Objectifs ou cibles

1. Pourcentage de cours d'eau reliés aux Grands Lacs par rapport aux conditions historiques. L'objectif général est d'accroître la connectivité, en se concentrant sur les obstacles prioritaires, tout en luttant contre les espèces envahissantes.
2. Progrès dans l'atténuation des obstacles prioritaires (tableau 1).
3. Exemples d'initiatives clés visant à améliorer la connectivité des habitats aquatiques.

Raison d'être du sous-indicateur

Le sous-indicateur vise à surveiller la quantité d'habitat dans les affluents qui est accessible aux poissons migrateurs des Grands Lacs, à résumer les principales initiatives visant à augmenter la connectivité des habitats aquatiques, en particulier dans les sites prioritaires, et à certains problèmes associés à l'enlèvement des obstacles.

Objectif écosystémique

Le sous-indicateur appuie le travail visant à atteindre le cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ». L'objectif consiste à augmenter la connectivité des habitats aquatiques de façon à améliorer les populations de poissons indigènes tout en soutenant la lutte contre les espèces envahissantes.

Mesures

Le sous-indicateur mesure la connectivité des affluents comme le pourcentage de la longueur de leur cours principal qui est actuellement reliée aux Grands Lacs par rapport à la connectivité historique. Le sous-indicateur a été calculé pour chacun des Grands Lacs et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs (Khoury et *al.*, 2018). Accroître la connectivité aquatique accrue favoriserait le passage des poissons, ainsi que le fonctionnement de l'écosystème. Or, dans bien des cas, le risque d'augmenter la production de lamproies marines empêche l'élimination de la plupart des obstacles les plus bas à la migration vers les Grands Lacs à l'heure actuelle. Ces obstacles sont bénéfiques pour certains poissons indigènes, car ils limitent la menace de prédation par la lamproie. Bien que les mesures directes de la viabilité des populations de poissons migrateurs par bassin constituent le meilleur indicateur du degré de connectivité aquatique, la quantité d'habitat disponible peut être utilisée comme mesure de substitution. Les résultats obtenus pour ce sous-indicateur sont fondés sur l'analyse des obstacles qui est maintenant disponible pour le bassin des Grands Lacs et sur des études de cas portant sur des projets d'enlèvement d'obstacles. Des seuils de connectivité des habitats aquatiques ont été établis pour chaque lac dans le cadre des stratégies de conservation de la biodiversité (Franks Taylor et *al.*, 2010; Lake Ontario Biodiversity Conservation Strategy Working Group, 2009; Lake Superior Lakewide Action and Management Plan, 2013; Pearsall et *al.*, 2012a; Pearsall et *al.*, 2012b). Des données sur les obstacles sont accessibles dans Fishwerks (University of Wisconsin, 2018). Fishwerks est un outil SIG en ligne qui permet de cartographier les obstacles et d'orienter les décisions concernant leur élimination. Il offre également un cadre de travail systématique pour la comparaison des coûts (coûts économiques, invasions d'espèces) et des bénéfices (connectivité, espèces de poisson focales) (Januchowski-Hartley et *al.*, 2013).

Conditions écologiques

Les barrages ont une incidence sur plus de la moitié des bassins versants dans le monde (Barbarossa et *al.*, 2020; Nilsson et *al.*, 2005; Su et *al.*, 2021). À l'échelle mondiale, seuls 37 % des cours d'eau de plus de 1 000 km de long rivières s'écoulent librement sur tout leur cours (Grill et *al.*, 2019). Depuis plus de deux siècles, les barrages et autres obstacles ont des répercussions sur la santé des écosystèmes aquatiques du bassin des Grands Lacs. Ces obstacles ont contribué à la disparition d'espèces comme le saumon atlantique et limitent le rétablissement de certaines populations de poissons. La construction de nouveaux barrages et obstacles sur les affluents des Grands Lacs a culminé il y a plus d'un siècle, à l'époque où l'énergie hydraulique était la principale source d'énergie dans le bassin.

Bon nombre des plus grands barrages ont été construits au 20e siècle pour la production d'énergie hydroélectrique. Au cours des dernières décennies, très peu de barrages ont été construits, et on observe une tendance récente à l'enlèvement des vieux barrages. Les conséquences possibles des franchissements routiers de cours d'eau sont désormais mieux comprises, et plusieurs initiatives régionales ont été lancées pour localiser les ponceaux qui font obstacle et pour en atténuer les effets.

La connectivité aquatique fournit des trajets sans obstruction chimique et physique pour que les espèces aquatiques puissent satisfaire les besoins de leur cycle vital, ce qui comprend l'accès à des refuges intacts et des possibilités d'échange génétique. Les obstacles menacent la diversité et l'abondance des poissons indigènes des Grands Lacs en restreignant ou en éliminant la connectivité entre les lacs et les principaux habitats de fraie, d'alevinage et d'hivernage (Januchowski-Hartley et *al.*, 2013) et compromettent la production et la pêche de ces poissons. Deux tiers des habitats fluviaux historiquement reliés aux Grands Lacs sont maintenant inaccessibles aux poissons migrateurs (figure 1). Cette perte d'habitat dans les affluents s'est soldée par d'importants déclins des populations de poissons indigènes dans le lac, dont le cisco, la perchaude, le doré jaune, l'esturgeon jaune, le chevalier de rivière, le chevalier noir, le dard de sable et le fouille-roche gris (Commission des pêcheries des Grands Lacs, 2007; Bredin, 2002).

Pour la plupart des poissons (y compris presque toutes les espèces indigènes), les passes à poissons traditionnelles (p. ex. les échelles à poissons) n'atténuent pas ces effets. Par exemple, les salmonidés peuvent franchir la passe à poissons du barrage Flat Rock sur la rivière Huron, mais pas le doré jaune (Leonardi et Thomas, 2000). En plus de leur impact sur les poissons qui migrent des Grands Lacs dans les affluents, les obstacles créent une discontinuité dans l'aire de répartition de nombreuses espèces de poissons qui résident dans les cours d'eau (p. ex. l'omble de fontaine).

En plus de limiter l'accès des poissons aux habitats de fraie et d'alevinage, la perte de connectivité aquatique nuit aux flux de nutriments et aux processus riverains et côtiers (Childress et *al.*, 2014; Jansson et *al.*, 2007).

L'indicateur de la connectivité des habitats aquatiques porte principalement sur la connectivité entre les Grands Lacs et leurs affluents pour les poissons. Les obstacles naturels à la migration des poissons, comme les rapides et les chutes, diffèrent des barrages puisqu'ils ne perturbent pas le débit et les températures des affluents, mais ils n'ont pas entraîné de baisse de la diversité et de l'abondance des poissons des Grands Lacs par rapport aux conditions historiques. La cartographie de ces bassins versants naturellement déconnectés des Grands Lacs a été achevée depuis le dernier rapport sur les indicateurs (Khoury et *al.*, 2018), et ces bassins versants ont été exclus de l'analyse et de l'indicateur.

Ces nouvelles informations ont entraîné des changements d'état non authentiques pour les lacs Huron et Ontario. Des parties importantes des bassins versants de ces deux lacs présentent des obstacles naturels (p. ex. les chutes de la rivière Moon, qui se jette dans la baie Georgienne). Le changement d'approche permet de mettre l'accent sur les emplacements et l'importance des obstacles artificiels qui continuent d'empêcher le rétablissement de nombreux stocks de poissons. Bien qu'il y ait une tendance à l'amélioration dans tous les Grands Lacs, il faudra des décennies d'efforts continus pour que la situation change véritablement. Les améliorations seront obtenues à la fois par l'atténuation des obstacles prioritaires (tableau 1) et par l'effet cumulatif des milliers de projets à petite échelle qui sont menés dans tout le bassin. L'atténuation des premiers obstacles nécessitera des approches nouvelles et créatives pour améliorer la connectivité tout en limitant l'accès de la lamproie marine. Le projet Fishpass et d'autres initiatives recourant à de nouvelles technologies pourraient accélérer considérablement le rythme des progrès réalisés dans la restauration de la connectivité des Grands Lacs (Zielinski et Freiburger, 2020).

L'évaluation de la connectivité des habitats aquatiques et la priorisation des projets visant à l'accroître sont des questions complexes. Certains barrages et autres obstacles peuvent entraver les déplacements de certaines

espèces de poissons, mais non d'autres. De nombreux barrages et réservoirs sont en place depuis plus d'un siècle, et il existe de fortes pressions sociales pour les maintenir. Des barrages et des ponceaux cèdent en raison du changement climatique et de leur vieillissement. Le démantèlement de barrages peut être compliqué par la présence de sédiments contaminés ou d'espèces menacées qui nécessite un examen approfondi et une planification minutieuse. Les barrages et autres obstacles sont également considérés à la fois comme un moyen de lutte contre la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et comme une source d'introduction possible d'espèces aquatiques envahissantes, à cause du rejet de poissons-appâts dans les réservoirs; ces obstacles peuvent servir de relais pour la propagation de ces espèces (Anas et Mandrak, 2021; Comte et *al.*, 2021; Johnson et *al.*, 2008). Les réservoirs peuvent également modifier les assemblages de poissons dans les habitats fluviaux adjacents en favorisant la prolifération d'espèces généralistes en matière d'habitat et le déclin d'espèces spécialistes du milieu fluvial.

Liens

Il y a des liens à d'autres sous-indicateurs de la série :

- Changement climatique – La hausse de la fréquence et de l'ampleur des tempêtes continuera d'exercer une pression sur les infrastructures vieillissantes. Cela rend plus urgente la réalisation d'enquêtes visant à recenser les ponceaux sous-dimensionnés et les possibilités d'atténuer les obstacles à la migration des poissons lors de leur remplacement. De nombreux vieux barrages subiront aussi une pression croissante. Par exemple, le 19 mai 2020, à la suite de fortes pluies dans les comtés de Gladwin et de Midland, dans le Michigan, le barrage privé d'Edenville a cédé, libérant un torrent qui a provoqué la rupture du barrage de Sanford en aval. Le vieillissement des barrages et le changement climatique augmentent la probabilité de rupture de barrages dans l'ensemble du bassin. Il est urgent d'identifier ces risques et de peser les coûts et les avantages du remplacement ou du démantèlement des barrages.
- Espèces aquatiques envahissantes – Dans tous les Grands Lacs, il existe de nombreux exemples où le premier obstacle protège les assemblages d'espèces indigènes du cours d'eau contre la concurrence des salmonidés non indigènes et contre la perturbation physique des substrats par ces derniers (Bredin, 2002; Zorn et *al.*, 2020). De ce fait, les décisions concernant l'enlèvement des barrages et des obstacles doivent concilier des intérêts et objectifs antagonistes, qui ne sont pas toujours explicites. Certains barrages et obstacles peuvent également jouer un rôle pour limiter la prolifération d'autres espèces envahissantes, comme le gobie à taches noires, la lamproie marine (voir plus bas) et des maladies (p. ex. la septicémie hémorragique virale). Des données récentes indiquent en outre que certains barrages facilitent l'invasion du gobie à taches noires (Raab et *al.*, 2018).
- Esturgeon jaune – La perte de connectivité aquatique a contribué au déclin de l'espèce.
- Touladi – L'enlèvement d'obstacles qui déboucherait sur une augmentation du nombre de lamproies marines parasites entraînerait probablement une diminution des effectifs de touladis et ralentirait les progrès accomplis en matière de restauration. Toutefois, le touladi migrait par le passé dans des cours d'eau, et la perte de connectivité a contribué à la disparition de la plupart des remonte de fraie de l'espèce en milieu fluvial (Loftus, 1958; Khoury, 2018).
- Lamproie marine – Les barrages et obstacles limitent actuellement la prolifération de certaines espèces envahissantes des Grands Lacs. Par exemple, le lac Huron abrite la plus grande population de lamproies marines des Grands Lacs (Liskauskas et *al.*, 2007), et les barrages et les obstacles de faible hauteur constituent un important moyen de défense utilisé par les gestionnaires. En gérant la lamproie marine par

des obstacles, on évite de nuire aux espèces non visées, comme les lamproies indigènes, par des traitements au lampricide.

- Doré jaune – La perte de connectivité aquatique a contribué au déclin de certaines populations de l'espèce.
- Qualité de l'eau des affluents – L'enlèvement d'obstacles pourrait améliorer la qualité de l'eau en rétablissant les régimes d'écoulement naturels et en aidant à réduire la température des cours d'eau.
- Quantités de précipitations – Une augmentation de la fréquence des épisodes de précipitations extrêmes pourrait favoriser le remplacement des infrastructures vieillissantes, notamment des ponceaux. Les projets d'adaptation des infrastructures pourraient contribuer à améliorer la connectivité des habitats aquatiques aux franchissements routiers de cours d'eau (Neeson et *al.*, 2015).

Ce sous-indicateur est aussi lié directement aux autres sous-indicateurs de l'indicateur Habitat et espèces.

Connaissances écologiques traditionnelles (CET), science citoyenne et autres ensembles de connaissances

Dans la région des Grands Lacs, il existe d'excellents exemples de recours à la science citoyenne pour confirmer la présence d'obstacles à la connectivité des habitats aquatiques. Dans le cadre des programmes de science citoyenne, des bénévoles sont invités à visiter des franchissements routiers de cours d'eau et à recueillir des données permettant de déterminer si ces franchissements constituent des obstacles, comme c'est le cas pour les ponceaux perchés. Les bénévoles utilisent des protocoles normalisés pour recueillir ces données (p. ex. U.S. Forest Service et *al.*, 2011). Les impacts de ces projets peuvent être difficile à mesurer, mais ils sont importants can difficult to measure, but are significant (voir Limites des données). Il reste des possibilités de mieux intégrer les connaissances et points de vue des Autochtones sur les mesures de lutte contre la lamproie dans les pratiques de gestion actuelles (Mattes et Kitson, 2021).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			

Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont disponibles en libre accès.	Oui	Les données se trouvent à l'adresse : https://greatlakesconnectivity.org/		

Limites des données

Malgré l'amélioration considérable du catalogage des barrages et des obstacles dans l'ensemble du bassin au cours des dernières années, quelques barrages ne sont pas documentés. Le portait actuel des obstacles dans le bassin des Grands Lacs n'est pas complet : certains bassins versants sont mieux échantillonnées que d'autres, ce qui peut entraîner un biais dans les données (Khoury et *al.*, 2018). Il est donc possible que le niveau de priorité des bassins versants plus échantillonnés soit artificiellement élevé. L'analyse spatiale de la connectivité peut être difficile si les coordonnées des barrages ne recoupent pas la couche hydrologique. Les franchissements de cours d'eau constituent des obstacles potentiels, mais il faut les vérifier sur le terrain pour en évaluer les répercussions réelles. Les efforts déployés récemment par des entreprises de production d'électricité pour renouveler les licences de barrages hydroélectriques aux États-Unis ont mené à une nouvelle prise en compte des pertes d'habitat associées à ces barrages, et un tableau utile se dégage, qui permet d'évaluer les effets néfastes de la fragmentation de l'habitat sur les communautés de poissons migrateurs et de poissons résidents des cours d'eau. Des données sur l'habitat des affluents sont élaborées de concert avec les procédures de renouvellement de licence des barrages de la Federal Energy Regulatory Commission (FERC) aux États-Unis. Des données sont actuellement disponibles pour le Michigan, l'État de New York et le Wisconsin. L'inventaire des barrages de l'Ontario publié en 2020 n'inclut pas les barrages et autres ouvrages de régularisation des eaux de petite taille. De plus, la Fédération canadienne de la faune a récemment lancé la Base de données sur les obstacles aquatiques du Canada, qui comprend des zones pilotes dans le bassin des Grands Lacs.

Le sous-indicateur ne mesure pas la connectivité hydrologique latérale (CHL) (Liu et Wang, 2018). La CHL comprend la connectivité entre les écosystèmes aquatiques et les habitats adjacents, comme les plaines d'inondation. La régulation du débit des cours d'eau et les structures physiques peuvent entraîner une diminution de la CHL et ont des répercussions sur les communautés de poissons. Dans le cas des Grands Lacs, la CHL pourrait comprendre l'accès à l'habitat de fraie dans les plaines inondables des cours d'eau reliés aux Grands Lacs, de même que la connectivité des habitats aquatiques aux marais côtiers. Les données permettant de mesurer la CHL n'ont pas été suffisamment développées dans l'ensemble des Grands Lacs. La couverture terrestre et les barrages peuvent fournir une approximation, bien que la connectivité entre les cours d'eau et leurs plaines d'inondation dans les sous-bassins versants dominés par une couverture naturelle puisse être touchée par la régulation du niveau d'eau des barrages en amont. La connectivité entre les Grands Lacs et les marais côtiers n'a pas non plus été analysée et cartographiée. Le sous-indicateur ne mesure pas pleinement tous les changements de connectivité à plus petite échelle qui se produisent dans le bassin. Bien qu'il soit difficile de rendre compte des nombreux projets d'élimination d'obstacles à petite échelle qui se déroulent dans le bassin, leur effet est sans doute important et dépasse probablement l'effet des projets d'enlèvement de grands obstacles. Par exemple, au cours des cinq

dernières années, l'organisme Huron Pines a amélioré plus de 90 franchissements routiers de cours d'eau, démantelé cinq barrages et reconnecté plus de 720 km de cours d'eau au Michigan.

Renseignements supplémentaires

Les exemples de projets d'enlèvement d'obstacles proviennent d'une recherche dans la base de données sur les projets de la Great Lakes Restoration Initiative (GLRI) (mots-clés recherchés : *connectivity*, *culvert*, *dam*, *passage* et *tributary*). Pour les projets canadiens, une recherche sur le Web a été effectuée en utilisant ces mêmes mots-clés, plus le nom du Grand Lac. Il existe aussi des exemples récents d'outils d'aide à la décision pouvant être utilisés pour soutenir l'élimination des principaux obstacles en tenant compte des coûts économiques et des espèces envahissantes (p. ex. Milt et *al.*, 2018), ainsi que l'utilisation d'espèces indicatrices afin d'orienter et de mesurer les travaux de restauration (Fitzpatrick et *al.*, 2021).

Remerciements

Auteurs

Dan Kraus, Conservation de la Nature Canada.

Collaborateurs

John Dettmers, Commission des pêcheries des Grands Lacs; Jessica Hogrefe, Fish and Wildlife Service des États-Unis (rapport précédent)
Matt Pawlowski, Environmental Protection Agency des États-Unis; Jocelyn Sherwood, Environnement et Changement climatique Canada; Jeff Tyson, Commission des pêcheries des Grands Lacs; Lisa Walter, Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Réviseurs

Matt Hebert (Conservation de la Nature) et Sarah Matchett (ministère des Pêches et des Océans).

Sources d'information

Anas, MUM, et Mandrak, NE. 2021. Drivers of native and non-native freshwater fish richness across North America: Disentangling the roles of environmental, historical and anthropogenic factors. *Global Ecology and Biogeography*, 2021, 1-13.

Barbarossa, V, Schmitt, RJP, Huijbregts, MAJ, Zarfl, C, King, H, et Schipper, AM. 2020. Impacts of current and future large dams on the geographic range connectivity of freshwater fish worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(7), 3648-3655.

Bredin, J. 2002. Lake Huron Initiative Action Plan. Michigan Department of Environmental Quality Eagle, A.C., E.M. Hay-Chmielewski, K.T. Cleveland, A.L. Derosier, M.E. Herbert et R.A. Rustem, eds.

Bredin, J. 2002. Lake Huron Initiative Action Plan: April 2002. Michigan Office of the Great Lakes, Department of Environmental Quality. 161 pp.

Bunt, CM, Cooke, SJ, et McKinley, RS. 2000. Assessment of the Dunnville fishway for passage of walleyes from Lake Erie to the Grand River, Ontario. Journal of Great Lakes Research, 26(4), 482-488.

Childress, ES, Allan, JD, et McIntyre, PB. 2014. Nutrient Subsidies from Iteroparous Fish Migrations Can Enhance Stream Productivity. *Ecosystems*, 17(3), 522-534.

Commission des pêcheries des Grands Lacs. 2007. Rapport du groupe de travail sur les objectifs environnementaux du Comité technique du lac Huron. Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Commission des pêcheries des Grands Lacs. 2021. Rivières et obstacles prioritaires. Données transmises aux auteurs du rapport par la Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Comte, L, Grantham, T, et Ruhi, A. 2021. Human stabilization of river flows is linked with fish invasions across the USA. *Global Ecology and Biogeography*, 30(3), 725-737.

Daugherty, DJ, Sutton, TM, and Elliott, RF. 2009. Suitability modeling of lake sturgeon habitat in five northern Lake Michigan tributaries: implications for population rehabilitation. *Restoration Ecology*, 17(2), 245-257.

DFO et USFWS. 2021. Priority barriers for sea lamprey control. Data provided to report authors from Department of Fisheries and Oceans and US Fish and Wildlife Service.

Fitzpatrick, KB, Moody, AT, Milt, A, Herbert, ME, Khoury, M, Yacobson, E, *et al.* 2021. Can indicator species guide conservation investments to restore connectivity in Great Lakes tributaries? *Biodiversity and Conservation*, 30(1), 165-182.

Franks Taylor, R., A. Derosier, K. Dinse, P. Doran, D. Ewert, K. Hall, M. Herbert, M. Khoury, D. Kraus, A. Lapenna, G. Mayne, D. Pearsall, J. Read, et B. Schroeder. 2010. La mer d'eau douce : Stratégie pour la conservation de la biodiversité du lac Huron – Rapport technique. Publication conjointe de Conservation de la nature Canada, d'Environnement et Changement climatique Canada, du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, du Michigan Department of Natural Resources and Environment, du Michigan Natural Features Inventory, du Michigan Sea Grant et de The Nature Conservancy. 264 pages avec annexes.

Gebhardt, K., J. Bredin, R. Day, T.G. Zorn, A. Cottrill, D. McLeish et M.A. MacKay. 2003. Status of the near-shore fish community. In The State of Lake Huron in 1999. Sous la direction de M.P. Ebener. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 03-XX. pp. 22-37.

Grill, G, Lehner, B, Thieme, M, Geenen, B, Tickner, D, Antonelli, F, *et al.* 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569(7755), 215-221.

Groupe de travail sur la stratégie de conservation de la biodiversité du lac Ontario. (2009). *The Beautiful Lake - A Bi-national Biodiversity Conservation Strategy for Lake Ontario.* U.S. Environmental Protection Agency et Environnement Canada.

Horns, W.H., C.R. Bronte, T.R. Busiahn, M.P. Ebener, R.L. Eshenroder, T. Gorenflo, N. Kmiecik, W. Mattes, J.W. Peck, M. Petzold, et D.R. Schreiner, 2003. Fish-community objectives for Lake Superior. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 03–01, Ann Arbor, MI. 78p. Disponible à l'adresse http://www.glfc.org/pubs/SpecialPubs/Sp03_1.pdf

Januchowski-Hartley S., P.B. McIntyre, M. Diebel et PJ Doran. 2013. Restoring aquatic ecosystem connectivity requires expanding barrier inventories. Frontiers in Ecology & Environment11: 211-217.

Jansson, R, Nilsson, C, et Malmqvist, B. 2007. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. Freshwater Biology, 52(4), 589-596.

Johnson, PT, Olden, JD, et Vander Zanden, MJ. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), 357-363.

Khoury, M, Herbert, M, Yacobson, E, et Ross, J. 2018. *Development of tributary conservation priorities for Great Lakes migratory fishes*. The Nature Conservancy: Chicago. p. 30.

Leonardi, JM, et Thomas, MV. 2000. An assessment of the Huron River walleye population. Department of Natural Resources, Fisheries Division.

Liskauskas J. Johnson, M. McKay, T. Gorenflo, A. Woldt et Bredin 2004. PROJET. Environmental Objectives for Lake Huron: Draft Report of the Environmental Objectives Working Group of the Lake Huron Technical Committee. Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Liu, X. et Wang, H. (2018), Effects of loss of lateral hydrological connectivity on fish functional diversity. Conservation Biology. . doi:10.1111/cobi.13142.

Loftus, K. 1958. Studies on river-spawning populations of lake trout in eastern Lake Superior. Transactions of the American Fisheries Society, 87(1), 259-277.

Mattes, WP, et Kitson, JC. 2021. Sea lamprey control in the Great Lakes: A Tribal/First Nations Representative's perspective. Journal of Great Lakes Research, sous presse.

Milt, A. W., Diebel, M. W., Doran, P. J., Ferris, M. C., Herbert, M., Khoury, M. L., Moody, A. T., Neeson, T. M., Ross, J., Treska, T., O'Hanley, J. R., Walter, L., Wangen, S. R., Yacobson, E. et McIntyre, P. B. (2018), Minimizing opportunity costs to aquatic connectivity restoration while controlling an invasive species. Conservation Biology, 32: 894-904.

Neeson, T. M., M. C. Ferris, M. W. Diebel, P. J. Doran, J. R. O'Hanley et P. B. McIntyre (2015). "Enhancing ecosystem restoration efficiency through spatial and temporal coordination." 112(19): 6236-6241.

Plan d'aménagement panlacustre (PAP) du lac Supérieur – Groupe de travail du lac Supérieur. 2013. Lake Superior Biodiversity Conservation Assessment. 130 pp. (Actualisé en mars 2015). Disponible à l'adresse: http://www.natureconservancy.ca/assets/documents/on/lake-superior/A-Biodiversity-Conservation-Assessment-for-Lake-Superior-Vol-1-Final-Draft-Updated-March2015.pdf

Pearsall, D., P. Carton de Grammont, C. Cavalieri, P. Doran., L. Elbing, D. Ewert, K. Hall, M. Herbert, M. Khoury., S. Mysorekar., S. Neville., J. Paskus et A. Sasson. 2012a. Michigami: Great Water. Strategies to Conserve the Biodiversity of Lake Michigan. Technical Report. Publication conjointe de The Nature Conservancy et du Michigan Natural Features Inventory. 309 pages avec annexes.

Pearsall, D., P. Carton de Grammont, C. Cavalieri , C. Chu, P. Doran, L. Elbing, D. Ewert, K. Hall, M.

Herbert, M. Khoury, D. Kraus, S. Mysorekar, J. Paskus et A. Sasson. 2012b. Pour un lac en santé : Stratégie internationale de conservation de la biodiversité du lac Érié. Rapport technique. Publication conjointe de Conservation de la nature Canada, de The Nature Conservancy et du Michigan Natural Features Inventory. 340 pages avec annexes.

Pratt, T, O'connor, L, Hallett, A, McLaughlin, R, Katopodis, C, Hayes, D, et *al.* 2009. Balancing aquatic habitat fragmentation and control of invasive species: enhancing selective fish passage at sea lamprey control barriers. Transactions of the American Fisheries Society, 138(3), 652-665.

Raab, D., N. E. Mandrak et A. J. B. I. Ricciardi (2018). "Low-head dams facilitate Round Goby Neogobius melanostomus invasion." 20(3): 757-776.

Stoller, J., Hayes, D. et Murry, B. (2016). Effects of a rock-ramp fishway on summer fish assemblage in a Lake Huron tributary. Fish Manag Ecol, 23: 407-417

Su, G, Logez, M, Xu, J, Tao, S, Villéger, S, et Brosse, S. 2021. Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science*, 371(6531), 835-838.

Schram, ST, Lindgren, J, et Evrard, LM. 1999. Reintroduction of lake sturgeon in the St. Louis River, western Lake Superior. North American Journal of Fisheries Management, 19(3), 815-823.

University of Wisconsin. 2018. Fishwerks. University of Wisconsin Center for Limnology and the Optimization Group at the Wisconsin Institute for Discovery. Disponible à l'adresse : https://greatlakesconnectivity.org/

U.S. Fish and Wildlife Service. 2015. Restoring the Great Lakes, Success Stories from the 2014 Field Season. Disponible à l'adresse : https://www.fws.gov/glri/documents/GLRIBook2014.pdf

U.S. Forest Service, U.S. Fish and Wildlife Service, Michigan DNR, Wisconsin DNR, Huron Pines, Conservation Resource Alliance, Michigan Technological University, and road commissions. 2011. Great Lakes Road Stream Crossing Inventory Instructions. Disponible à l'adresse : https://cdn.cloud1.cemah.net/wpcontent/uploads/sites/63/2017/12/VSMP-RoadStreamCrossing-Instructions.pdf

Zielinski, DP, et Freiburger, C. 2020. Advances in fish passage in the Great Lakes basin. Journal of Great Lakes Research, sous presse.

Zorn, TG, Hessenauer, JM, et Wills, TC. 2020. Increasing connectivity of Great Lakes tributaries: Interspecific and intraspecific effects on resident brook trout and brown trout populations. Ecology of Freshwater Fish, 29(4), 519-532.

Liste des tableaux

Tableau 1. Cours d'eau et obstacles prioritaires

Liste des figures

Figure 1. Barrages et autres obstacles dans le bassin des Grands Lacs. En médaillon : bassins versants des affluents historiquement déconnectés des Grands Lacs par des obstacles naturels.
Figure 2. Cours d'eau et obstacles prioritaires

Figure 3. Obstacles prioritaires pour combattre la lamproie marine

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Lac	État/ province	Rivière prioritaire	Barrage	Passe à poissons actuellement?
Supérieur	Ontario	Montreal	Centrale hydroélectrique Andrews	Aucune
Supérieur	MN, WI	St. Louis	Barrage Fond du Lac	Aucune (Schram et *al.*, 1999)
Supérieur	Ontario	Michipicoten	Barrage de la Michipicoten	Aucune
Michigan	WI	Peshtigo	Barrage Peshtigo	Aucune (Daugherty et *al.*, 2009)
Michigan	WI	Oconto	Barrage Stiles	Aucune (Daugherty et *al.*, 2009)
Huron	À déterminer			
Huron	À déterminer			
Huron	À déterminer			
Érié	MI	Black	Barrage Wingford	Aucune
Érié	MI	Huron	Barrage Flat Rock	Échelle à poissons installée en 1997 (Leonardi et Thomas, 2000)
Érié	Ontario	Grand	Barrage Dunnville	Fishway (Bunt et *al.*, 2000)
Ontario	Ontario	Ruisseau Cobourg	Barrage Pratt	Fishway (Pratt et *al.*, 2009)
Ontario	Ontario	Credit	Barrage Streetsville Barrage Norval	Échelles à poissons. Celle du barrage Streetsville est filmée en direct: http://www.riverwatcherdaily.is/Migration

Table 1. Cours d'eau et obstacles prioritaires (Commission des pêcheries des Grands Lacs, 2021)

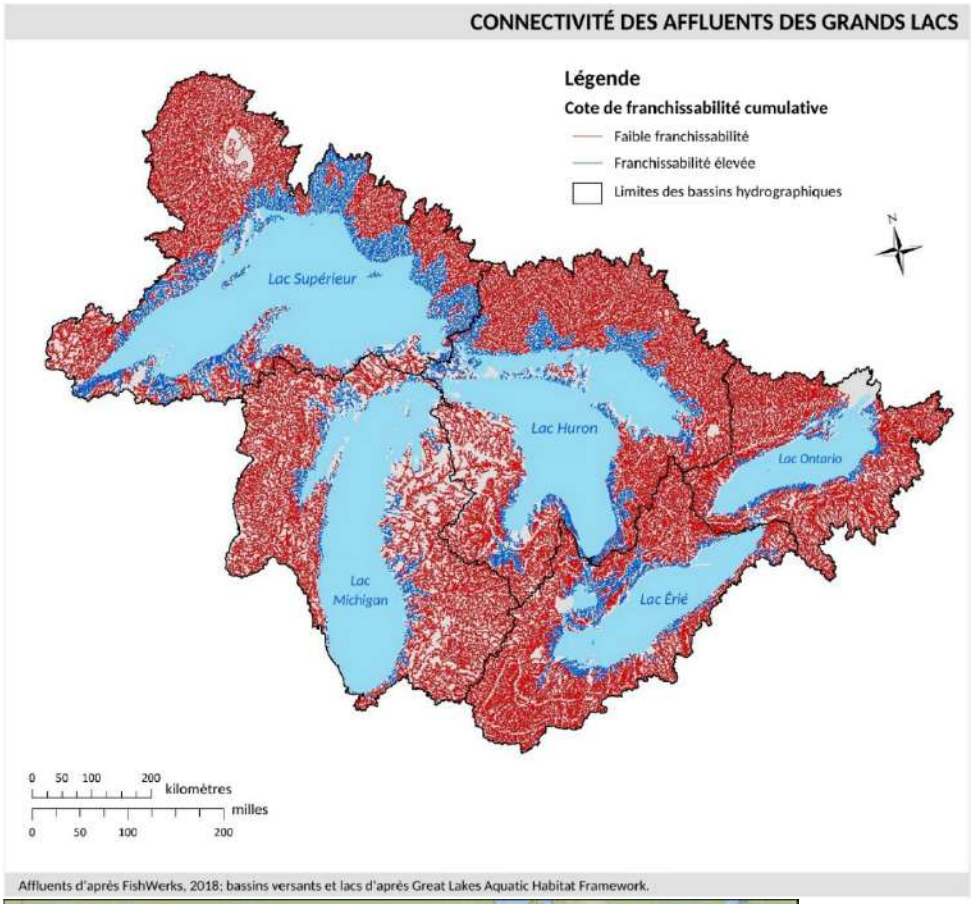


Figure 1. Barrages et autres obstacles dans le bassin des Grands Lacs (University of Wisconsin, 2018); la carte en médaillon montre les bassins versants des affluents historiquement déconnectés des Grands Lacs par des obstacles naturels (Khoury et al., 2018).

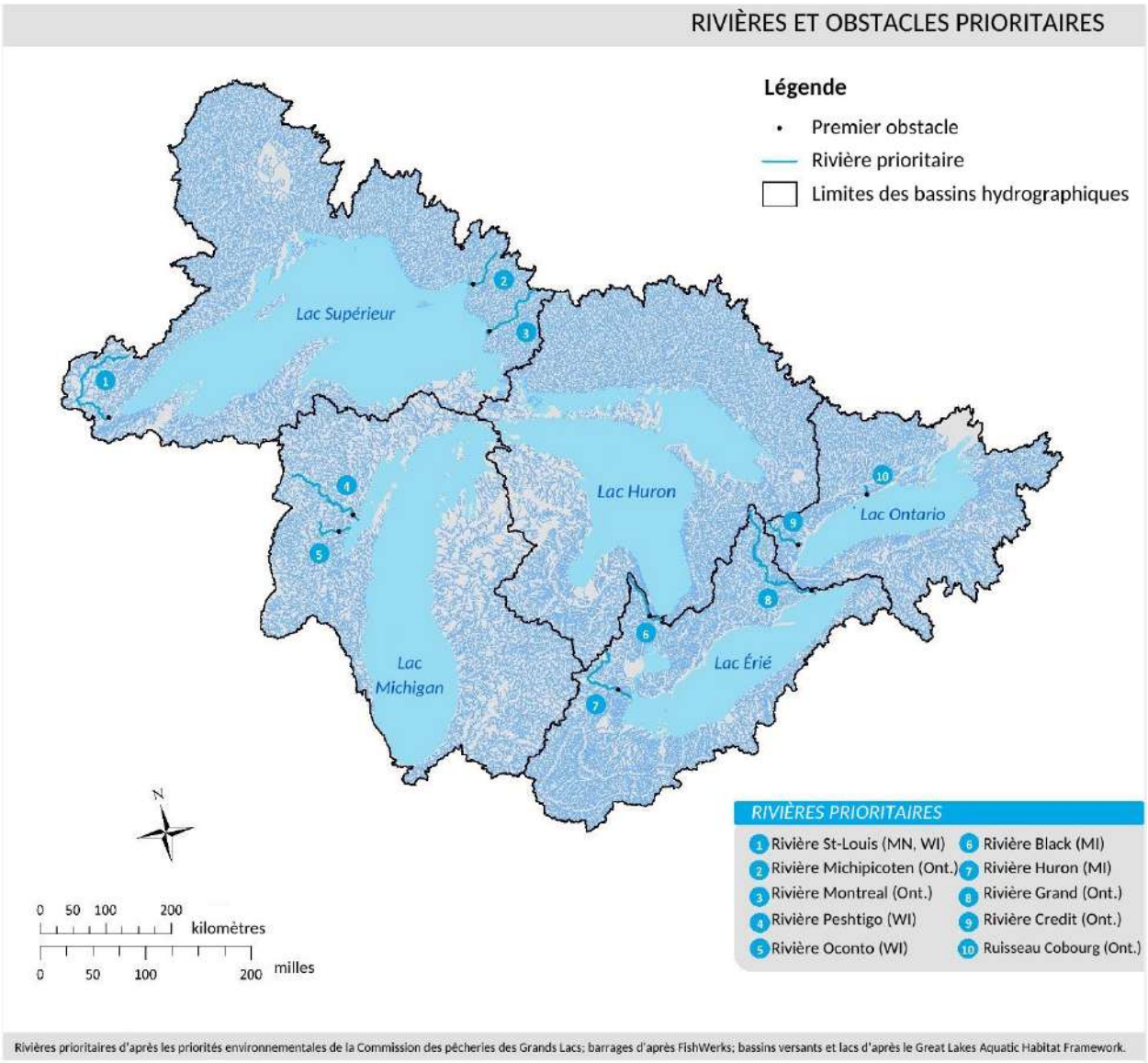


Figure 2. Cours d'eau et obstacles prioritaires (Commission des pêcheries des Grands Lacs, 2021)

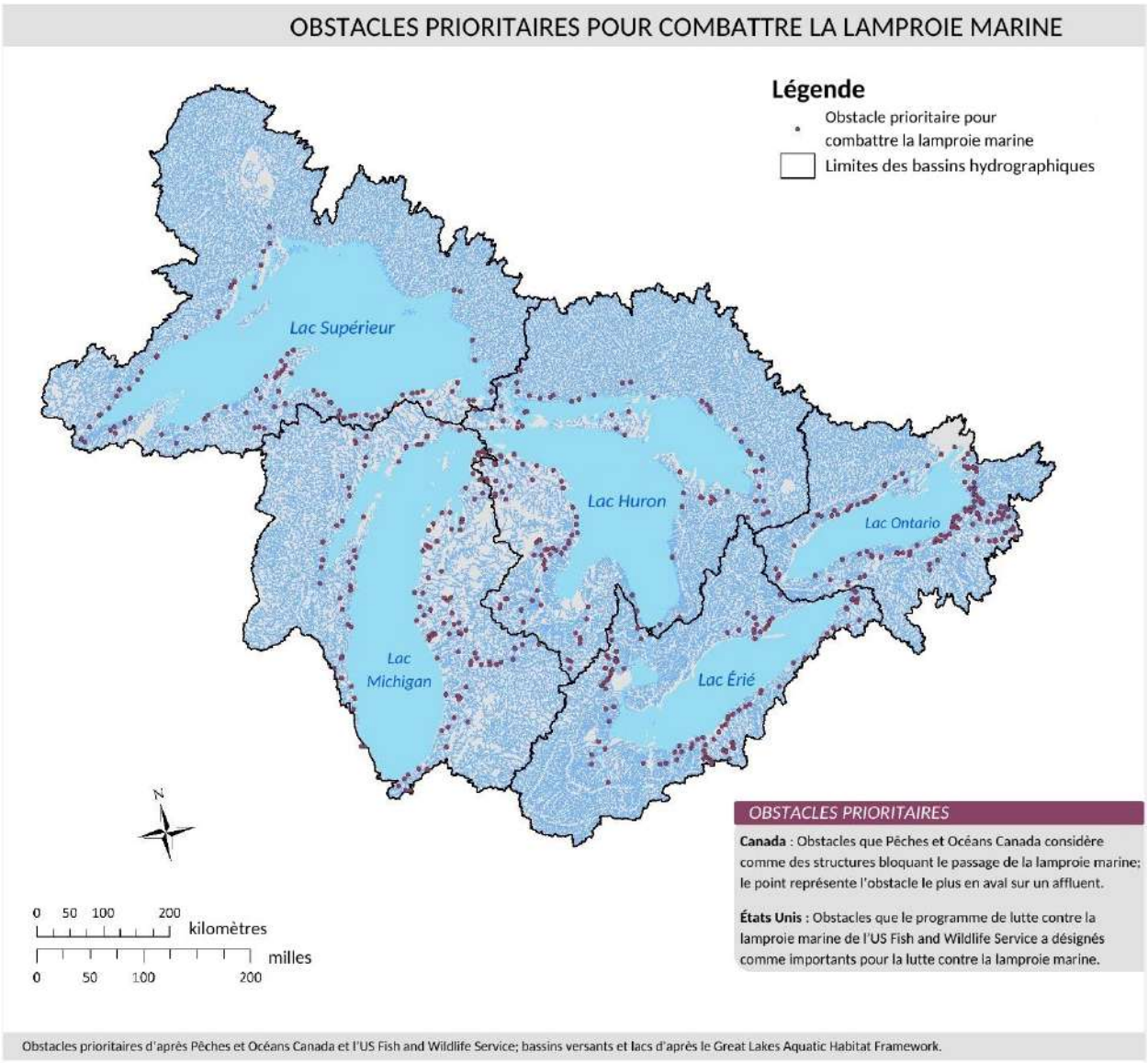


Figure 3. Obstacles prioritaires pour combattre la lamproie marine (DFO et USFWS, 2021)

Sous-indicateur : Phytoplancton

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (1950-2019) : Se détériore

Justification : Le phytoplancton est une ressource alimentaire essentielle pour le zooplancton et les petits poissons. Des moules envahissantes ont réduit la biomasse d'algues dans les lacs Michigan et Huron, nuisant aux réseaux trophiques de ces lacs. L'eutrophisation a repris dans le lac Érié. Les changements dans le lac Supérieur et le lac Ontario sont plus subtils.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (1950-2019) : Inchangée

Justification : Le lac a maintenu un assemblage phytoplanctonique reflétant des conditions oligotrophes, bien que les occurrences de proliférations d'algues près du littoral soient reconnues. Les espèces envahissantes n'ont pas beaucoup nui au phytoplancton, mais les données paléolimnologiques semblent indiquer une réorganisation graduelle de l'assemblage faisant suite aux récents changements climatiques.

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (1950-2019) : Se détériore

Justification : Une réduction du phytoplancton et une diminution consécutive de la saisonnalité se sont produites. La diminution de la production primaire réduit peut-être les ressources pour les niveaux trophiques supérieurs. Bien que le lac présente un assemblage phytoplanctonique reflétant à des conditions oligotrophes, la désignation « passable » est appropriée selon ces observations.

Lac Huron

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (1950-2019) : Se détériore

Justification : Le lac présente un assemblage phytoplanctonique reflétant à des conditions oligotrophes, ce qui peut sembler « positif », mais le changement est probablement attribuable aux moules qui ont récemment envahi le lac et réduit le nombre de producteurs primaires pélagiques (effets négatifs sur les invertébrés brouteurs).

Lac Érié

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (1950-2019) : Se détériore

Justification : Le problème de la reprise de l'eutrophisation et de la prolifération de cyanobactéries indésirables s'aggrave, en particulier dans le bassin occidental. Les proliférations de diatomées au printemps indiquent que les conditions sont par moments eutrophes ou mésotrophes et contribuent à l'hypoxie estivale dans le bassin central.

Lac Ontario (comprenant la rivière Niagara et la partie internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1950-2019) : S'améliore

Justification : Le lac présente un assemblage phytoplanctonique reflétant à des conditions mésotrophes ou oligotrophes. Les moules de la famille des Dreissenidés envahissantes semblent modifier l'assemblage, mais la tendance est considérée comme stable (aucun changement) compte tenu de la qualité de l'eau et des risques pour la santé dans leur ensemble. Des proliférations nocives ont été observées sporadiquement dans le fleuve Saint-Laurent, bien que d'autres données soient nécessaires pour déterminer si la tendance est à la hausse.

Définitions des situations évaluées

Bon : l'assemblage phytoplanctonique reflète la structure trophique appropriée pour le lac.

(Bon = conditions oligotrophes dans le cas des lacs Supérieur, Huron et Michigan; conditions oligotrophes à mésotrophes dans le cas des lacs Ontario et Érié.)

Passable : l'assemblage phytoplanctonique reflète modérément/périodiquement la structure trophique appropriée pour le lac.

Médiocre : l'assemblage phytoplanctonique ne reflète pas la structure trophique appropriée pour le lac.

Les conditions appropriées sont définies en fonction des conditions naturelles observées ou inférées pour un lac, notamment les concentrations naturelles de nutriments et d'algues.

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées

S'améliore : changements du biovolume, de la densité et de la composition en espèces du phytoplancton en faveur d'un réseau trophique sain.

Inchangée : les caractéristiques du phytoplancton associées au réseau trophique et à la qualité de l'eau ne témoignent d'aucun changement global de la tendance.

Se détériore : changements du biovolume, de la densité et de la composition en espèces du phytoplancton menant à la dégradation de la santé du réseau trophique.
Indéterminée : les données sur le phytoplancton reflètent des tendances contradictoires, ou les données sont insuffisantes pour l'évaluation.

Critères d'effet ou cibles

Pour les besoins des rapports Canada–États-Unis de 2019 sur l'état des Grands Lacs (REGL), le phytoplancton, en tant qu'indicateur, renvoie surtout à l'état trophique déduit ou à l'abondance des algues. L'état trophique propre à chaque lac qui rend compte des conditions naturelles du lac a été déterminé d'après des analyses paléolimnologiques (conditions oligotrophes dans le cas des lacs Supérieur, Huron et Michigan; conditions oligotrophes à mésotrophes dans le cas des lacs Ontario et Érié), de sorte qu'on pourrait fixer des cibles d'assainissement. Cependant, le retour aux assemblages phytoplanctoniques historiques (espèces « désirables ») n'est pas réaliste, puisque la réorganisation de base des communautés d'algues n'est probablement pas possible compte tenu des régimes physiques, chimiques et biologiques actuels. Des termes plus généraux, comme « oligotrophe », conviennent, bien que le contexte géographique (c.-à-d. le lac) soit souvent important pour cerner les enjeux déclenchés par des facteurs de stress autres que la pollution par les nutriments. Il n'est pas réaliste de fixer des objectifs relatifs aux répercussions des espèces envahissantes et des changements climatiques. Il serait plutôt pertinent de mener des recherches scientifiques qui permettraient d'interpréter les tendances uniques et propres à chaque lac associées à ces variables, et d'évaluer les conditions actuelles selon leur trajectoire. Par exemple, l'oligotrophisation et la réorganisation du phytoplancton dans le lac Huron pourraient être interprétées comme une diminution du stress associé aux nutriments, mais ce phénomène est plutôt attribuable aux répercussions négatives sur le réseau trophique de l'invasion de moules de la famille des Dreissenidés en zones profondes et, probablement, au réchauffement climatique.

Raison d'être du sous-indicateur

Le présent sous-indicateur vise à évaluer directement la composition des espèces, la biomasse et la productivité primaire du phytoplancton dans les Grands Lacs, et à évaluer indirectement les incidences des facteurs de stress sur la qualité de l'eau, les réseaux trophiques inférieurs des Grands Lacs et les menaces à la santé humaine et à l'environnement. Les incidences de la pollution, des espèces envahissantes non indigènes, des changements climatiques et de la prolifération d'algues toxiques sont déduites.

Objectif pour l'écosystème

1. Maintenir les états trophiques, la biomasse et la composition du phytoplancton devant correspondre à ceux d'un écosystème aquatique sain dans les eaux libres des Grands Lacs. La biomasse et la structure de la communauté phytoplanctonique devraient indiquer que les conditions sont oligotrophes (c.-à-d. un état de faible productivité biologique comme celui qui est généralement observé dans les eaux libres froides des Grands Lacs) dans les lacs Supérieur, Huron et Michigan, et qu'elles sont mésotrophes (ou oligotrophes) dans les lacs Érié et Ontario.

2. Détecter et prévoir les changements qualitatifs et quantitatifs de la composition et de la biomasse du phytoplancton, et appliquer ces changements au rétablissement ou aux incidences des facteurs de stress. Les résultats souhaités sont le maintien de bonnes conditions au cours des prochaines années ou une transition décelable vers des conditions saines.
3. Ce sous-indicateur appuie de façon optimale le travail effectué pour l'atteinte du cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012 (les gouvernements des États-Unis et du Canada, 2012), selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ». De plus, le phytoplancton est un indicateur au bas de la chaîne alimentaire et permet ainsi de détecter les changements subtils de l'écosystème, de sorte que l'alinéa 2(1)b) de l'AQEGL, qui prévoit « d'élaborer des programmes, des pratiques et les technologies nécessaires pour améliorer la compréhension de l'écosystème du bassin des Grands Lacs », s'applique.

Mesures

Les mesures utilisées pour l'établissement des résultats pour le présent indicateur sont les suivantes :

- Biovolume et densité du phytoplancton et composition taxinomique au printemps et à la fin de l'été dans les eaux extracôtières isothermes (p. ex., Reavie et *al.*, 2014a). L'identification taxinomique doit être la plus précise possible (p. ex. au niveau de l'espèce), de façon à ce que les taxons atypiques ou non indigènes puissent être détectés. L'abondance des taxons (p. ex. proliférations de cyanobactéries ou de diatomées) est un indicateur des conditions par rapport aux conditions historiques connues dans un lac. L'échantillonnage et l'analyse doivent être normalisés pour tous les lacs.
- Données historiques accessibles sur le phytoplancton qui peuvent être comparées entre elles en vue de la reconstruction des tendances et trajectoires à long terme des producteurs primaires. Ces données sont issues des activités de suivi menées antérieurement (p. ex. Munawar et Munawar, 1978) et des études paléolimnologiques (p. ex. Reavie et *al.*, 2017, 2021) et peuvent inclure les mesures générales de la biomasse (p. ex. chlorophylle a), du biovolume (p. ex. μm^3/mL) et de composition des assemblages. Les données paléolimnologiques permettent de réaliser des inférences pour la période remontant jusqu'au 19e siècle; ce type de données a été utilisé pour que le présent rapport réponde aux plus récentes exigences relatives aux tendances à long terme.

État de l'écosystème

La composition phytoplanctonique est un important indicateur de la qualité de l'eau et des conditions biologiques. Plusieurs indicateurs qualitatifs existent aussi : l'abondance des cyanobactéries est un indicateur évident de stress lié aux nutriments; les réductions de l'abondance des algues sont le signe de l'oligotrophisation causée par les moules de la famille des Dreissenidés, et les modifications de l'assemblage phytoplanctonique reflètent les changements de l'écologie pélagique dus aux changements climatiques, à la composition des organismes brouteurs et à d'autres facteurs. Le phytoplancton joue un rôle essentiel dans les processus du réseau trophique. Une partie de la production (énergie) coule sous la zone euphotique de surface et nourrit le benthos. Elle peut s'écouler très librement avec une forte productivité à l'échelle des classes de taille ou elle peut s'accumuler et avoir un effet négatif sur la qualité de l'eau et entraîner une grande déperdition d'énergie pour les prédateurs de surface; c'est ce scénario qui est observé en été dans le bassin occidental du lac Érié.

Le phytoplancton se compose d'organismes photosynthétiques qui vivent dans la couche des systèmes aquatiques recevant du rayonnement solaire. Ces algues microscopiques forment généralement une composante majeure des producteurs primaires d'un lac et sont donc essentielles aux réseaux trophiques aquatiques. Il existe un lien entre la quantité et la structure taxinomique des populations de phytoplancton d'une part et les facteurs de stress anthropiques de l'autre. Ce lien permet de déduire l'état des lacs et les changements qui y sont survenus (Stoermer, 1978). Récemment, les sources de données exhaustives les plus importantes pour les évaluations fondées sur le phytoplancton ont été les séries de données chronologiques sur la taille et la composition de la communauté phytoplanctonique (p. ex., Reavie et *al.*, 2014a; figure 1), des mesures par satellite de la chlorophylle (p. ex., Barbiero et *al.*, 2012; Binding et *al.*, 2021; Lekki et *al.*, 2019) et de récentes études paléolimnologiques de phytoplancton fossile (p. ex., Shaw Chraïbi et *al.*, 2014, Sgro et *al.*, 2018; Reavie et *al.*, 2021; figure 2). D'autres données sur le phytoplancton ont été recueillies par la garde côtière américaine (p. ex., Oyserman et *al.*, 2012; prélèvements hivernaux à partir de brise-glaces) et des organismes canadiens, par exemple pour les conditions hivernales du lac Érié (Twiss et *al.*, 2012; Environnement et Changement climatique Canada, 2015).

L'état de l'écosystème des Grands Lacs dans son ensemble est qualifié de *passable*, même si les conditions et les tendances varient d'un lac à l'autre. Les moules envahissantes ont réduit la biomasse de phytoplancton (algues) dans le lac Michigan et le lac Huron et ont eu une incidence préjudiciable sur les réseaux trophiques de ces lacs. L'eutrophisation a repris dans le lac Érié depuis les 15 dernières années, comme l'indiquent surtout les proliférations de cyanobactéries qui se produisent à une plus grande fréquence dans le bassin occidental du lac Érié et les nombreuses proliférations printanières de diatomées dans le bassin central qui favorisent l'hypoxie hypolimnique (Reavie et *al.*, 2016). Des changements à long terme plus lents ont lieu dans le lac Supérieur et le lac Ontario, mais ceux-ci ne sont pas bien compris. Cependant, à l'exception du lac Érié, la situation trophique dans le bassin peut généralement être considérée comme bonne. Les tendances indiquées dans ce document rendent compte, pour la plupart, d'ensembles de données compilées de 2001 à 2016. Les inférences à « long terme » sont déduites de collectes antérieures et d'études paléolimnologiques.

Il a été difficile d'évaluer de façon certaine chacun des lacs. Prenons, par exemple, le lac Michigan et le lac Huron : si la situation trophique était le seul facteur examiné, la faible abondance du phytoplancton dans ces lacs indiquerait superficiellement que leur état est *bon*. Cependant, l'appauvrissement du phytoplancton causé à intervalles réguliers par la présence des moules représente un stress pour le réseau trophique. De plus, les tendances paléolimnologiques indiquent une évolution à long terme vers les diatomées de petite taille dans ces lacs (Reavie et *al.*, 2017), ce qui représente probablement une perturbation du réseau trophique occasionnée par le climat. Toutefois, les répercussions de ce changement sur la santé des écosystèmes sont peu comprises. D'un point de vue écologique qui tient compte simultanément de nombreux paramètres, la catégorie « passable » demeure appropriée. Il convient de noter que des données à plus long terme tirées d'évaluations paléolimnologiques des pigments du phytoplancton (figure 2) indiquent que certains du réseau des Grands Lacs se sont améliorés sur une échelle temporelle de 50 ans.

Le rapport sur l'état des Grands Lacs précédent mentionne les changements rapides qui se sont produits dans la communauté phytoplanctonique de plusieurs Grands Lacs au cours de la décennie précédente. De façon générale, soit ces changements se poursuivent, soit les lacs demeurent à l'état « changé » précédemment signalé. La prolifération printanière du phytoplancton, qui concorde avec la progression des moules de la famille des Dreissenidés dans le lac Huron, et qui avait pratiquement disparu en 2003 (Barbiero et *al.*, 2011), demeure absente, bien que les données de surveillance (figure 1d,f) indiquent que l'abondance des algues pendant l'été peut redevenir ce qu'elle était avant l'envahissement. La diminution des éclosions printanières a été constatée aussi dans le lac Michigan (Reavie et *al.*, 2014a; figure 1g,i). Ces tendances à l'oligotrophisation peuvent être considérées comme positives, mais elles représentent vraisemblablement aussi une réduction globale de la capacité de charge des deux

lacs, comme le montrent les pertes concomitantes d'invertébrés et la réduction de la teneur en énergie des poissons (Pothoven et Fahnenstiel, 2014).

Les eaux profondes du lac Supérieur seront probablement toujours oligotrophes, si bien que, dans ce contexte, l'état du lac restera *bon*. Cependant, l'assemblage phytoplanctonique du lac continue de se modifier de décennie en décennie, ce qui est vraisemblablement attribuable aux modifications des propriétés physiques du lac causées par le réchauffement de l'atmosphère (Shaw Chraïbi et *al.*, 2014). Ce genre de changement a maintenant été constaté dans tous les Grands Lacs et leurs sous-bassins (Reavie et *al.*, 2017), et il faudrait continuer à observer les modifications à long terme chez les producteurs primaires pour déterminer les incidences futures sur les réseaux trophiques. Les récentes observations de proliférations dans les eaux littorales (Sterner et *al.*, 2020, Alexson et *al.*, 2018) et l'augmentation de l'abondance de la chlorophylle *a* dans les sédiments de surface (figure 2) semblent indiquer que les proliférations d'algues qui ne sont pas apparentes dans les prélèvements pélagiques pourraient accroître la menace.

Dans le bassin occidental du lac Érié, les proliférations d'algues nuisibles du genre *Microcystis* (entre autres des cyanobactéries) sont devenues les plus abondantes à la fin de la saison estivale, dans la plupart des années (Michalak et *al.*, 2013). La prolifération printanière d'algues dans le bassin central, imputée en grande partie à des diatomées centriques filamenteuses (Reavie et *al.*, 2016; Twiss et *al.*, 2012, figure 1m) contribue probablement une biomasse importante à l'hypolimnion et exacerbe l'hypoxie, bien qu'une diminution de cette prolifération soit apparente ces dernières années, peut-être par suite de conditions hivernales rigoureuses qui pourraient être non propices à une forte prolifération hivernale et printanière de diatomées.

Pendant la dernière décennie, les niveaux printaniers de chlorophylle dans le lac Ontario sont restés stables, mais il semble se produire une légère augmentation des taux de chlorophylle pendant l'été (figure 2 et USEPA, données inédites) depuis les diminutions observées au cours des années 1980 (Johengen et *al.*, 1994). Cela correspond aux changements récemment observés dans le lac Érié et à plus petite échelle, dans le lac Ontario. Le lac Ontario demeure en meilleur état trophique qu'il ne l'était au milieu et à la fin du 20^{e} siècle, mais il faut surveiller attentivement les conditions futures dans ce lac pour éviter une reprise de l'eutrophisation, comme les concentrations de chlorophylle *a* (figure 2) dans les sédiments semblent l'indiquer très récemment, comme c'est le cas dans le lac Érié. Le fleuve Saint-Laurent, adjacent au lac Ontario, a connu des proliférations périodiques d'algues nocives, des cyanobactéries (Hudon et *al.*, 2014), un phénomène qu'on pourrait observer étroitement pour déterminer s'il représente une menace grandissante.

Liens

Les liens aux autres indicateurs sont les suivants :

- Éléments nutritifs et moules de la famille des Dreissenidés. Il est bien connu que la pollution d'origine anthropique modifie la population phytoplanctonique et sa productivité. Aux modifications de l'écosystème correspondent des modifications de la productivité et de la composition du phytoplancton. Par exemple, le lac Supérieur représente un écosystème oligotrophe et est largement considéré comme celui des Grands Lacs qui est dans le meilleur état. De même, la composition phytoplanctonique du lac Érié, qui était autrefois eutrophe, a considérablement changé, devenant mésotrophe-oligotrophe pendant la saison en raison de la réduction du phosphore et de l'invasion par les moules zébrées, une tendance trophique qui a depuis été inversée et indique une reprise de l'eutrophisation. Il existe beaucoup de données récentes sur la biomasse, la composition et la productivité primaire du phytoplancton qui

reflètent la santé globale de l'écosystème, notamment les pressions exercées par le broutage d'organismes filtreurs non indigènes et les influences ascendantes des éléments nutritifs.

- Cet indicateur a également des liens directs avec d'autres indicateurs de la catégorie « habitat et espèces », notamment les invertébrés brouteurs dont la principale ressource alimentaire est le phytoplancton. Le cycle du phosphore dépend des apports du bassin versant et des processus sédimentaires et a des incidences sur le réseau trophique et des répercussions sur de nombreuses formes de vie aquatique, en particulier le benthos, le zooplancton et le phytoplancton. Les effets sur les communautés de poissons sont moins directs, mais doivent aussi être pris en compte.
- Le climat est à l'origine de changements touchant le phytoplancton des Grands Lacs. Ce changement n'est pas surprenant compte tenu des modifications à long terme des températures en surface observées dans tous les lacs. Le réchauffement des eaux de surface modifie la structure physique des lacs, particulièrement la durée de la période sans glace ainsi que la taille et l'intégrité de l'épilimnion en été. Le phytoplancton est la première composante biologique des Grands Lacs chez laquelle le récent réchauffement atmosphérique a eu un effet perceptible (Reavie et *al.*, 2017), et il reste à déterminer les incidences futures de ces changements. Il faudrait approfondir les études sur la récente réorganisation des communautés de phytoplancton des Grands Lacs entraînée par le réchauffement climatique pour cerner les incidences possibles sur les organismes des niveaux trophiques supérieurs qui dépendent de ressources alimentaires stables.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X		
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans la présente évaluation sont ouvertes et libres d'accès.	Oui	Pour les données, consulter : https://cdx.epa.gov/		

Limites des données

La taxinomie du phytoplancton, plus précisément son identification et son dénombrement au microscope, est une activité très spécialisée et chronophage qui nécessite une formation intensive et de l'expérience. Toutefois, les analyses du phytoplancton réalisées correctement mènent à la production de données scientifiques précises et fiables qui nous permettent de déterminer la composition actuelle des communautés et, lorsque comparées aux données historiques, de déterminer les changements que connaissent les communautés ou d'évaluer la sensibilité du phytoplancton aux facteurs de stress anthropiques. Il serait utile d'étendre l'échantillonnage du phytoplancton, car la plupart des interprétations reposent sur deux relevés synoptiques par année. Par exemple, il nous manque les conditions en hiver, au milieu de l'été et à la fin de l'automne, qui sont toutes probablement importantes pour connaître à fond les caractéristiques du réseau trophique tout au long de l'année.

Les niveaux trophiques inférieurs ont été peu étudiés dans les milieux côtiers des Grands Lacs et y ont peu été utilisés comme indicateurs, bien que certaines évaluations aient été réalisées à des échelles locales au Canada (p. ex. Currie et *al*., 2015) et aux États-Unis (p. ex. Luo et *al*., 2017). Pour comprendre le rôle du phytoplancton dans de tels écosystèmes connaissant des changements rapides, il pourrait être utile de mener des évaluations plus poussées de la boucle microbienne, notamment de la base du réseau trophique, des bactéries, des virus, des champignons (p. ex. des chytrides), des nanoflagellés hétérotrophes, du picoplanton autotrophe, des ciliés jusqu'au phytoplancton (nanoplancton, microplancton et plancton tamisé). On pourrait compléter ces évaluations avec des analyses d'ADN environnemental et des analyses fluorimétriques des pigments (étudiées actuellement par l'USEPA pendant ses campagnes d'échantillonnage) qui permettraient de déterminer, par exemple, les proportions variables des cyanophytes. De plus, maintenant que des changements du phytoplancton attribuables au climat ont été observés, il faut clarifier les mécanismes de la relation entre le climat et la biologie de ces organismes pour pouvoir prédire les conditions futures. En outre, la caractérisation à long terme des producteurs primaires (suivi, paléoécologie) des milieux côtiers (zones littorales, baies, milieux humides) nous aiderait à déterminer les liens existant entre les activités humaines et les conditions des bassins versants et des lacs. L'observation actuelle de proliférations d'algues dans des eaux littorales moins profondes, comme dans le lac Huron, où les conditions sont très dichotomiques dans les profondeurs (oligotrophisation) et dans les échancrures (prolifération d'algues), semble indiquer qu'il faudra beaucoup d'autres études pour caractériser le phytoplancton comme indicateur de la santé de l'écosystème.

Même si un programme de surveillance à long terme est bien établi pour les eaux profondes des lacs, les données manquent pour lier les chenaux et leurs réseaux lacustres associés : rivière Sainte-Marie, lac George et lac Nicolet, en amont du lac Huron; lac Sainte-Claire, rivière Détroit et rivière Sainte-Claire, en amont du lac Érié; rivière Niagara, en amont du lac Ontario. Les rapports intermittents sur la surveillance paléolimnologique ou à court terme offrent un aperçu sur la condition des voies interlacustres. Baustian et *al*. (2020) ont établi, par la paléolimnologie, à deux endroits du lac Sainte-Claire, que les antécédents du phytoplancton sont profondément touchés par des décennies d'intrants agricoles et l'envahissement plus récent par des moules. En 1993, on considérait que la communauté de phytoplancton du lac George était en déclin (Reavie et *al*. 2005). Rozon et *al*. (2018) ont déterminé qu'aucune diminution n'était apparente d'après les prélèvements d'échantillons de planctons dans la rivière Niagara. Cependant, dans la plupart des cas, les prélèvements d'échantillons de phytoplancton dans les rivières ont été sporadiques, sinon suspendus pendant des décennies. Étant donné les centres de populations associés aux eaux interlacustres, un programme de surveillance plus étroite pourrait être une contribution utile à l'ensemble des rapports sur l'état des Grands Lacs (REGL).

Renseignements supplémentaires

Des mécanismes objectifs et quantitatifs d'évaluation de la santé de l'écosystème à partir du phytoplancton sont élaborés peu à peu. Par exemple, il existe maintenant pour les Grands Lacs des données sur les tolérances et les niveaux optimums d'éléments nutritifs pour les espèces indicatrices (Reavie et *al.*, 2014b), ce qui permet de reconstruire quantitativement les variables sur la qualité de l'eau à partir des données sur l'assemblage.

L'USEPA possède un programme de collecte et d'analyse du phytoplancton dans les zones pélagiques de tous les Grands Lacs au printemps et en été, et d'autres programmes plus localisés sont en cours d'exécution (p. ex. Fahnenstiel et *al.*, 2010). L'imagerie satellitaire permet aussi de détecter les tendances relatives à la chlorophylle dans les eaux de surface des Grands Lacs (p. ex. Kerfoot et *al.*, 2010), et ces données peuvent fournir une vaste vue d'ensemble de l'abondance des algues. Il faut une plus grande synthèse des données satellites à long terme sur l'ensemble du bassin des Grands Lacs pour compléter les prélèvements simultanés d'échantillons de phytoplancton et les résultats paléolimnologiques.

Les principaux objectifs du présent sous-indicateur sont 1) de mesurer les conditions du lac en fonction des caractéristiques biologiques des producteurs primaires, 2) de mesurer les conditions relatives aux facteurs de stress déterminants, notamment la variabilité de la qualité de l'eau, de la charge en nutriments, du cycle des nutriments et de l'abondance des espèces envahissantes, 3) d'évaluer les problèmes directs (p. ex., les proliférations) associés au phytoplancton et 4) d'évaluer indirectement l'efficacité du réseau trophique pour ce qui est de transférer la production d'algues aux poissons. Étant un indicateur sensible des changements survenus chez les producteurs primaires en raison de divers facteurs (effets des espèces envahissantes, éléments nutritifs, climat, etc.), le phytoplancton renseigne sur les effets de plusieurs facteurs de stress.

Pour perfectionner ce sous-indicateur, il faudrait combler les lacunes temporelles par des échantillonnages tout au long de l'année comme ceux réalisés par le Lake Guardian, navire de recherche de l'USEPA. Des échantillons sont prélevés à des périodes où aucun prélèvement n'avait été effectué auparavant (p. ex., Twiss et *al.*, 2012 pour le lac Érié) et dans des zones littorales précises depuis les années 1960 (c.-à-d. apports d'eau; en Ontario, par le ministère de l'Environnement, de la Conservation et des Parcs) (Winter et *al.*, 2015), mais des stations d'échantillonnage automatisées éloignées pourraient jouer un rôle important dans les activités qui offriraient un portrait de la situation tout au long de l'année.

Remerciements

Auteur

Euan D. Reavie, University of Minnesota Duluth, Natural Resources Research Institute, Duluth, MN, ereavie@d.umn.edu

Sources d'information

Alexson, E.E., Reavie, E.D., Axler, R.P., Yemets, S.V., Krasutsky, P.A., Edlund, M.B., Pillsbury, R.W. et D. Desotelle. (2018). Paleolimnology of a freshwater estuary to inform Area of Concern nutrient delisting efforts. *Journal of Paleolimnology* 59: 373-395.

Barbiero, R.P., Lesht, B.M. et G.J. Warren (2011). Evidence for bottom-up control of recent shifts in the pelagic food web of Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research* 37:78-85.

Barbiero, R.P., Lesht, B.M. et G.J. Warren (2012). Convergence of trophic state and the lower food web in Lakes Huron, Michigan and Superior. *Journal of Great Lakes Research* 38: 368-380.

Baustian, M.M., Brooks, Y.M., Baskaran, M., Leavitt, P.R., Liu, B., Ostrom, N., Stevenson, R.J. et J.B. Rose. (2020). Paleo-environmental evidence of ecosystem change in Lake St. Clair region of Laurentian Great Lakes basin: contrasting responses to land-use change and invasive mussels. *Journal of Paleolimnology* 63: 177-193.

Binding, C.E., Pizzolato, L. et C. Zeng. (2021). EOLakeWatch; delivering a comprehensive suite of remote sensing algal bloom indices for enhanced monitoring of Canadian eutrophic lakes. *Ecological Indicators* 121: 106999.

Currie, W.J.S., Bowen, K.L., Niblock, H.A. et M.A. Koops (2015). Compilation and evaluation of historical data and samples to support assessment of phytoplankton and zooplankton populations in Great Lakes Areas of Concern. Great Lakes Laboratory for Fisheries and Aquatic Sciences, Central and Arctic Region, Fisheries and Oceans Canada.

Environnement et Changement climatique Canada (2015). Données de surveillance et de monitoring de l'eau des Grands Lacs. https://open.canada.ca/data/fr/dataset/cfdafa0c-a644-47cc-ad54-460304facf2e (consulté le 13 janvier 2021). Fahnenstiel, G., Pothoven, S., Vanderploeg, H., Klarer, D., Nalepa, T. et D. Scavia (2010). Recent changes in primary production and phytoplankton in the offshore region of southeastern Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 36: 20-29.

Fahnenstiel, G., Pothoven, S., Vanderploeg, H., Klarer, D., Nalepa, T. et D. Scavia (2010). Recent changes in primary production and phytoplankton in the offshore region of southeastern Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 36: 20-29.

Gouvernement des États-Unis d'Amérique et gouvernement du Canada.2012. Protocole amendant l'Accord de 1978 entre le Canada et les États-Unis d'Amérique relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, tel qu'il a été modifié le 16 octobre 1983 et le 18 novembre 1987.

Hudon, C., De Sève, M. et A. Cattaneo. (2014). Increasing occurrence of the benthic filamentous cyanobacterium Lyngbya wollei: a symptom of freshwater ecosystem degradation. *Freshwater Science* 33: 606-618.

Johengen, T.H., Johannsson, O.E., Pernie, G.L. et E.S. Millard (1994). Temporal and seasonal trends in nutrient dynamics and biomass measures in Lakes Michigan and Ontario in response to phosphorus control. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 2470–2578.

Kerfoot, W.C., Yousef, F., Green, S.A., Budd, J.W., Schwab, D.J. et H.A. Vanderploeg (2010). Approaching storm: Disappearing winter bloom in Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 36: 30-41.

Lekki, J., Ruberg, S., Binding, C., Anderson, R., et A. Vander Woude. (2019). Airborne hyperspectral and satellite imaging of harmful algal blooms in the Great Lakes Region: Successes in sensing algal blooms. *Journal of Great Lakes Research* 45: 405-412.

Luo, L., Wang, J., Hunter, T., Wang, D. et H.A. Vanderploeg (2017). Modeling spring-summer phytoplankton bloom in Lake Michigan with and without riverine nutrient loading. *Ocean Dynamics* 67: 1481-1494.

Michalak, A.M., Anderson, E.J., Beletsky, D., Boland, S., Bosch, N.S., Bridgeman, T.B. *et al.* (2013). Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 6448-6452.

Munawar, M. et I.F. Munawar (1978). Phytoplankton of Lake Superior. (1973). *Journal of Great Lakes Research* 4: 415-442.

Oyserman, B.O., Woityra, W.C., Bullerjahn, G.S., Beall, B.F., et R.M.L. McKay (2012). Collecting winter data on US Coast Guard icebreakers. Eos, *Transactions American Geophysical Union* 93: 105-106.

Pothoven, S.A. et G.L. Fahnenstiel (2014). Declines in the energy content of yearling non-native alewife associated with lower food web changes in Lake Michigan. *Fisheries Management and Ecology* 21: 439-447.

Reavie, E.D., Barbiero, R.P., Allinger, L.E. et G.J. Warren (2014a). Phytoplankton trends in the Laurentian Great Lakes: 2001-2011. *Journal of Great Lakes Research* 40: 618-639

Reavie, E.D., Heathcote, A.J. et V.L.S. Chraïbi (2014b). Laurentian Great Lakes phytoplankton and their water quality characteristics, including a diatom-based model for paleoreconstruction of phosphorus. *PLoS ONE* 9: e104705.

Reavie, E.D., Cai, M., Werne, J.P., Meyer-Jacob, C., et J.P. Smol. (2021). Long-term productivity trends in the Laurentian Great Lakes: a comparison of geochemical methods. *Journal of Paleolimnology* 65: 299-314.

Reavie, E.D., Cai, M., Twiss, M.R., Carrick, H.J., Davis, T.W., Johengen, T.H., Gossiaux, D., Smith, D.E., Palladino, D., Burtner, A. et G.V. Sgro (2016). Winter-spring diatom production in Lake Erie is an important driver of summer hypoxia. *Journal of Great Lakes Research* 42: 608-618.

Reavie, E.D., Sgro, G.V., Estepp, L.R., Bramburger, A.J., Pillsbury, R.W., Shaw Chraïbi, V.L., Cai, M., Stow, C.A. et A. Dove (2017). Climate warming and changes in *Cyclotella sensu lato* in the Laurentian Great Lakes. *Limnology and Oceanography* 62: 768-783.

Reavie, E.D., Robbins, J.A., Stoermer, E.F., Douglas, M.S., Emmert, G.E., Morehead, N.R. et A. Mudroch. (2005). Paleolimnology of a fluvial lake downstream of Lake Superior and the industrialized region of Sault Saint Marie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2586-2608.

Rozon, R.M., Bowen, K.L., Niblock, H.A., Fitzpatrick, M.A. et W.J.Currie (2018). It goes with the flow: Size mediated plankton attenuation through the Niagara River connecting channel. *Journal of Great Lakes Research* 44: 1327-1338.

Sgro, G.V. et E.D. Reavie (2018). Lake Erie's ecological history reconstructed from the sedimentary record. *Journal of Great Lakes Research* 44: 54-69.

Shaw Chraïbi, V.L., Kireta, A.R., Reavie, E.D., Brown, T.N. et M. Cai (2014). A paleolimnological assessment of human impacts on Lake Superior. *Journal of Great Lakes Research* 40(4): 886–897.

Sterner, R.W., Reinl, K.L., Lafrancois, B.M., Brovold, S. et T.R. Miller (2020). A first assessment of cyanobacterial blooms in oligotrophic Lake Superior. *Limnology and Oceanography* 65: 2984-2998.

Stoermer, E.F. (1978). Phytoplankton assemblages as indicators of water quality in the Laurentian Great Lakes. *Transactions of the American Microscopical Society* 97: 2-16.

Twiss, M.R., McKay, R.M.L., Bourbonniere, R.A., Bullerjahn, G.S., Carrick, H.J., Smith, R.E.H., Winter, J.G., D'souza, N.A., Furey, P.C., Lashaway, A.R., Saxton, M.A. et S.W. Wilhelm (2012). Diatoms abound in ice-covered Lake Erie: An investigation of offshore winter limnology in Lake Erie over the period 2007 to 2010. *Journal of Great Lakes Research* 3: 18-30.

Winter, J.G., Palmer, M.E., Howell, E.T. et J.D. Young. (2015). Long term changes in nutrients, chloride, and phytoplankton density in the nearshore waters of Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 41: 145-155.

Liste des figures

Figure 1. Histogrammes de la composition de la communauté phytoplanctonique et du biovolume de phytoplancton dans les bassins des Grands Lacs de 2001 à 2018. Les barres représentent les moyennes de l'ensemble des échantillons pélagiques, le calcul d'erreur est déterminé à partir des valeurs totales des échantillons. Les barres sont séparées par groupe d'algues. Les principales tendances à noter sont la diminution au début des années 2000 de l'abondance du phytoplancton dans le lac Huron et le lac Michigan (en particulier au printemps et attribuable à la perte de diatomées) et l'accroissement du phytoplancton au printemps et en été dans le centre et l'ouest du lac Érié (attribuable surtout à l'augmentation de la quantité de diatomées au printemps et de cyanobactéries en été). Version révisée et mise à jour de la figure de Reavie et *al*. (2014a).

Figure 2. Chlorophylle a provenant de 12 carottes de sédiments prélevées dans l'ensemble des Grands Lacs. Les profils des carottes représentés par des lignes de couleurs sont des modèles additifs généralisés de mesures prises sous la base des carottes. Les profils indiquent l'eutrophisation qui sévissait à la fin du XX^{e} siècle (principalement dans les lacs Michigan, Érié et Ontario), suivie par une diminution de l'abondance du phytoplancton qui a commencé en général dans les années 1990 et le sommet atteint par la chlorophylle a pendant les quelque 15 années les plus abondantes dans les lacs Érié, Ontario et Supérieur. La figure est une version modifiée de la figure de Reavie et *al*. (2021). Les divisions dans les lacs indiquent qu'il s'agit de « bassins » dont les conditions sont singulières sur le plan de l'abondance du phytoplancton et de la qualité de l'eau.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

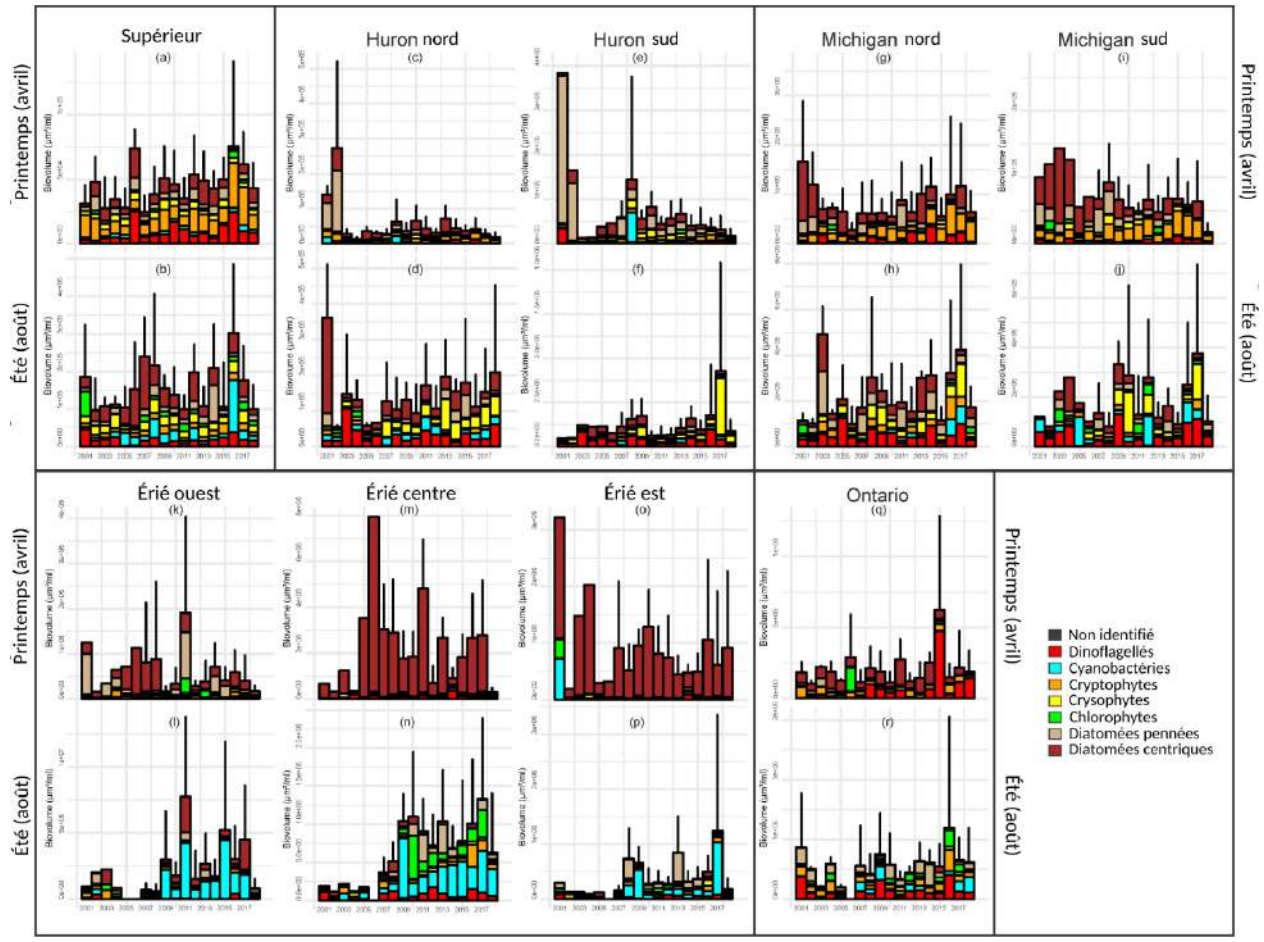


Figure 1. Histogrammes de la composition de la communauté phytoplanctonique et du biovolume de phytoplancton dans les bassins des Grands Lacs de 2001 à 2018. Les barres représentent les moyennes de l'ensemble des échantillons pélagiques, le calcul d'erreur est déterminé à partir des valeurs totales des échantillons. Les barres sont séparées par groupe d'algues. Les principales tendances à noter sont la diminution, au début des années 2000, de l'abondance du phytoplancton dans le lac Huron et le lac Michigan (en particulier au printemps et attribuable à la perte de diatomées) et l'accroissement du phytoplancton au printemps et en été dans le centre et l'ouest du lac Érié (attribuable surtout à l'augmentation de la quantité de diatomées au printemps et de cyanobactéries en été). Version révisée et mise à jour de la figure de Reavie et *al.* (2014a).

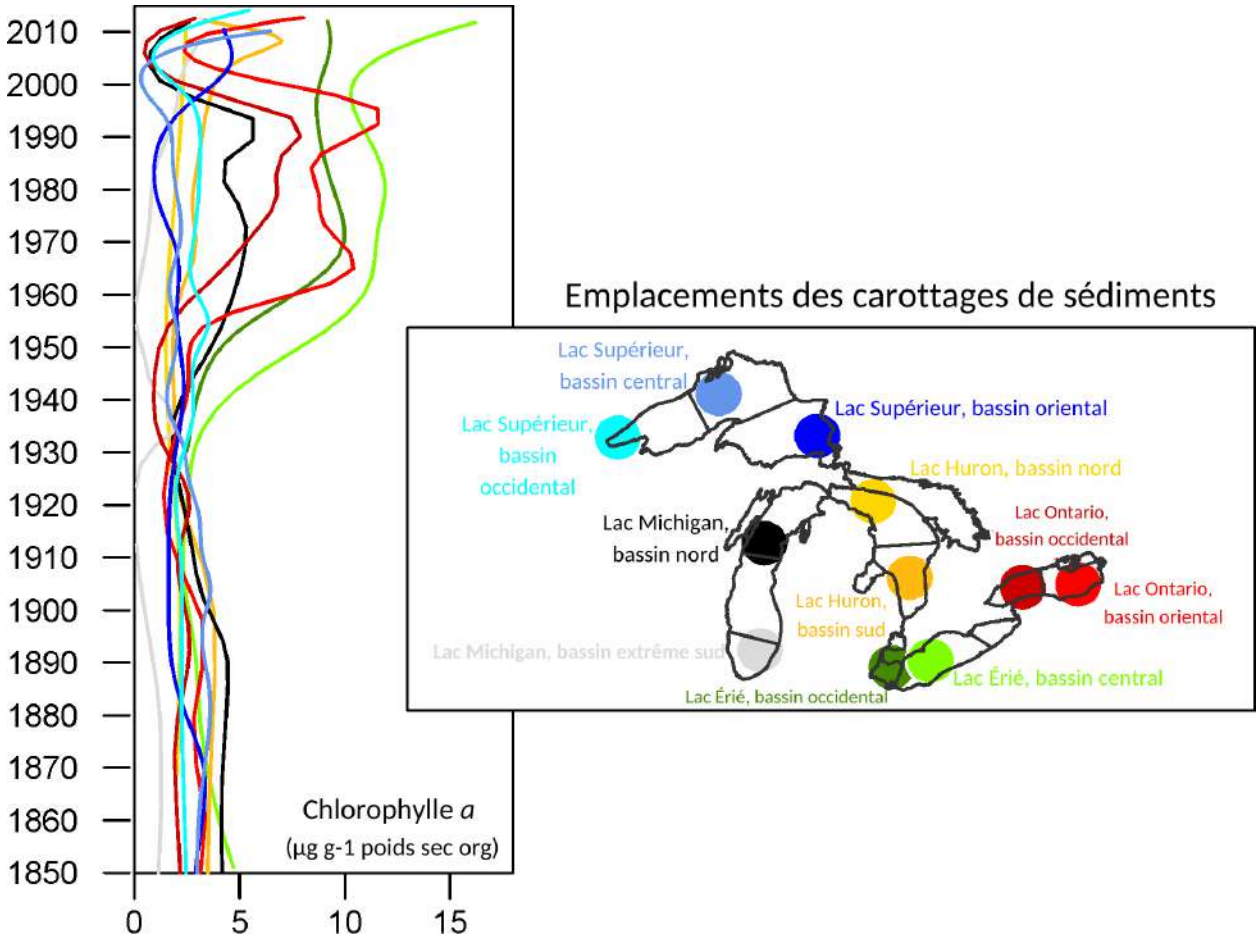


Figure 2. Chlorophylle a provenant de 12 carottes de sédiments prélevées dans l'ensemble des Grands Lacs. Les profils des carottes représentés par des lignes de couleurs sont des modèles additifs généralisés de mesures prises sous la base des carottes. Les profils indiquent l'eutrophisation qui sévissait à la fin du XX^{e} siècle (principalement dans les lacs Michigan, Érié et Ontario), suivie par une diminution de l'abondance du phytoplancton qui a commencé en général dans les années 1990 et le sommet atteint par la chlorophylle a pendant les quelque 15 années les plus abondantes dans les lacs Érié, Ontario et Supérieur. La figure est une version modifiée de la figure de Reavie et *al.* (2021). Les divisions dans les lacs indiquent qu'il s'agit de « bassins » dont les conditions sont singulières sur le plan de l'abondance du phytoplancton et de la qualité de l'eau.

Sous-indicateur : Zooplancton

Évaluation globale

État : Bon

Tendances :

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1997-2019) : Indéterminée

Justification : La communauté zooplanctonique oligotrophe du lac Supérieur n'a pas changé de 1997 à 2019. En 2003, le lac Huron a connu une baisse bien documentée de la biomasse du zooplancton, particulièrement des cladocères. Il y a eu au même moment des baisses de biomasse semblables, mais moins marquées, et des changements dans la communauté zooplanctonique des lacs Michigan et Ontario. La biomasse zooplanctonique dans le lac Érié était très variable au cours de la série chronologique, mais la biomasse, y compris le Daphnia, a augmenté récemment (depuis 2013) dans les bassins central et oriental du lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1997-2019) : Inchangée

Justification : Dominée par des copépodes calanoïdes, la communauté zooplanctonique est stable et maintient une biomasse constante de 2-3 g m^{-2}.

Lac Michigan

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1997-2019) : Se détériore

Justification : La communauté zooplanctonique oligotrophe est dominée par des copépodes calanoïdes depuis le début des années 2000. Il y a eu des baisses de la biomasse et une perte de cladocères en 2004.

Lac Huron (comprenant la rivière Sainte-Marie)

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1997-2019) : Se détériore

Justification : La baisse soudaine de la biomasse de zooplancton en 2003, en particulier celle des cladocères, à des niveaux inférieurs à ceux du lac Supérieur (< 2 g m^{-2}), ce qui limite sans doute la biomasse des poissons-proies. La situation n'a pas changé sur dix ans, bien que la tendance à long terme demeure préoccupante.

Lac Érié (comprenant l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

État : Bon

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1997-2019) : Inchangée

Justification : La biomasse de zooplancton, dont le *Daphnia*, a augmenté de façon constante dans les bassins central et oriental depuis 2013.

Lac Ontario (comprenant la rivière Niagara et la partie internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1997-2019) : Inchangée

Justification : La biomasse et la structure de la communauté zooplanctonique n'ont pas changé depuis une décennie. Sur l'ensemble de la série chronologique, la biomasse a légèrement diminué au fil du temps, et la communauté a évolué en faveur des copépodes calanoïdes, avec des pertes de copépodes cyclopoïdes et une abondance variable de cladocères. La baisse de biomasse n'a pas atteint des niveaux préoccupants pour les poissons-proies.

Définitions des états évalués

La série chronologique du Great Lake National Program Office (GLNPO) actuellement disponible va de 1997 à 2019. Les nouvelles données ajoutées dans le présent rapport portent sur la période 2017-2019.

Bon : Biomasse et structure de la communauté zooplanctonique correspondant aux concentrations cibles de phosphore total dans les lacs profonds : plus de 2 g m^{-2} dans les lacs Supérieur, Huron et Michigan, 3 g m^{-2} dans le lac Ontario. Pour le lac Érié peu profond : 2 g m^{-2} dans les bassins est et central du lac et 1 g m^{-2} dans le bassin ouest du lac.

Passable : Signes de changement dans la biomasse, la taille moyenne ou la structure de la communauté qui s'éloigne des objectifs souhaités pour chaque lac.

Médiocre : Biomasse de zooplancton au large inférieure à 1 g m^{-2} dans les lacs Supérieur, Huron et Michigan, à 2 g m^{-2} dans le lac Ontario, à 1 g m^{-2} dans les bassins est et central du lac Érié et à 0,5 g m^{-2} dans le bassin est du lac Érié. Ces faibles biomasses pourraient limiter les populations de poissons-proies.

Indéterminé : Données non disponibles ou insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées

S'améliore : Rétablissement à des niveaux soutenables de biomasse et retour à la composition initiale de la communauté indigène.

Inchangée : Aucun changement significatif de la biomasse ou de la composition de la communauté, ce qui est généralement une bonne chose à moins qu'un processus de rétablissement soit en cours.

Se détériore : Baisse de la biomasse de zooplancton bien en dessous de la cible, faible prévalence des grandes espèces de *Daphnia* (et peut-être petite taille moyenne globale) en raison d'une forte prédation par les poissons ou d'une forte prévalence d'espèces non indigènes comme des cladocères prédateurs.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent aucune tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour déterminer une tendance.

Objectifs ou cibles

En raison du lien ascendant entre les éléments nutritifs (phosphore total, ou PT) et la concentration d'algues (mesurée en concentration de chlorophylle a) et la capacité de charge de zooplancton, les cibles de biomasse surfacique du zooplancton (mesurée en poids sec) devraient correspondre aux objectifs de la Commission mixte internationale (CMI) en matière de concentrations de PT au printemps (Chapra et Dolan, 2012). Ainsi, les lacs ayant de faibles concentrations cibles de PT (5 µg l^{-1} pour les lacs Supérieur et Huron et 7 µg l^{-1} pour le lac Michigan) ont une biomasse zooplanctonique cible plus faible (2 g m^{-2}) que le lac Ontario dont la concentration cible de PT est plus élevée (10 µg l^{-1}) et dont la biomasse zooplanctonique cible extracôtière est de 3 g m^{-2}. Bien que le lac Érié ait une cible de PT semblable à celle du lac Ontario, il s'agit d'un lac bien moins profond. Par conséquent, les cibles établies pour la biomasse zooplanctonique sont plus faibles, soit 2 g m^{-2} dans les bassins oriental (40 m de profondeur) et central (20 m), et 1 g m^{-2} dans le bassin occidental (10 m).

Raison d'être du sous-indicateur

- Le sous-indicateur de la biomasse de zooplancton dans les eaux au large permet d'évaluer le stock actuel et la composition de la communauté zooplanctonique des Grands Lacs dans le temps et l'espace.
- L'évolution de ce sous-indicateur reflète les effets des mécanismes tant ascendants (production primaire) que descendants (prédation par des vertébrés ou des invertébrés), ainsi que les transferts d'énergie entre les niveaux trophiques. Il vise à contribuer à la mesure de l'efficacité graduelle du réseau trophique dans le transfert de la production d'algues aux poissons. La biomasse zooplanctonique sert souvent à expliquer les écarts dans le rapport entre les éléments nutritifs (concentration de phosphore total) et la biomasse phytoplanctonique (concentration de chlorophylle a) (Taylor et Carter, 1997).

Objectif pour l'écosystème

Conserver et soutenir la santé et la diversité des pêches; maintenir l'état trophique visé pour chaque lac, soit l'état oligotrophe pour les lacs Supérieur, Huron, Michigan et Ontario et l'état mésotrophe pour le lac Érié. Le zooplancton représente un important maillon trophique dans le transfert de la production primaire aux poissons et, par conséquent, l'abondance du zooplancton tend à améliorer la qualité de l'eau et à produire plus de poissons.

Ce sous-indicateur appuie le mieux les travaux de réalisation de l'objectif général numéro 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 qui est de « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure

La biomasse moyenne par unité de surface (g poids sec/m^2) à l'échelle du lac ou du bassin constitue le principal indice du zooplancton dans les eaux du large. Cette mesure peut être exprimée sous forme de biomasse estivale (juillet et août) ou, si le zooplancton a été échantillonné plus fréquemment, de biomasse moyenne pour la saison de croissance (du 1er avril au 31 octobre). Le protocole d'échantillonnage standard du Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) consiste à effectuer des traits de chalut verticaux depuis une profondeur de 2 m au-dessus du fond jusqu'à la surface de l'eau ou dans les 100 m supérieurs de la colonne d'eau, selon la plus petite longueur du trait vertical, au moyen d'un filet à mailles de 153 µm et à ouverture de 0,5 (LG 402 du GLNPO de l'USEPA). La biomasse de zooplancton en poids sec est estimée à l'aide de mesures de longueur auxquelles on applique des équations longueur-poids sec standard pour chaque taxon (LG 403 du GLNPO de l'USEPA).

Dans la section « Information supplémentaire » du présent rapport, nous proposons d'ajouter éventuellement un indicateur, les mysidés. Les échantillons du GLNPO pour l'analyse des mysidés ont été prélevés dans les stations à plus de 30 m qui sont fréquentées pendant la nuit (1 heure après le coucher du soleil à 30 min avant son lever) à l'aide de traits de chaluts sur toute la colonne d'eau, dotés d'un filet d'un mètre de diamètre dont les mailles sont de 500 µm au sommet et de 250 µm à la base et au cul de chalut. La biomasse en poids sec surfacique des mysidés est indiquée ici comme contexte supplémentaire, bien qu'elle ne soit pas explicitement comprise dans l'évaluation de l'indicateur.

Plusieurs organismes fédéraux, étatiques ou provinciaux du Canada et des États-Unis échantillonnent régulièrement le zooplancton dans les eaux du large des Grands Lacs. Le GLNPO de l'EPA échantillonne en avril et en août le zooplancton dans huit à vingt stations au large des cinq Grands Lacs selon la même méthode et constitue la source de données privilégiée pour ce sous-indicateur. Les données sont maintenant disponibles pour la période 1997-2019.

État de l'écosystème

La biomasse estivale des communautés de crustacés zooplanctoniques dans les eaux au large du lac Supérieur est demeurée à un niveau relativement bas, mais stable de 2-3 g m^{-2} depuis au moins 1997 (figure 1). La communauté planctonique est dominée par de grands copépodes calanoïdes (*Leptodiaptomus sicilis* et *Limnocalanus macrurus*) qui sont caractéristiques des écosystèmes oligotrophes d'eau froide.

Les changements observés dans les communautés zooplanctoniques des lacs Huron et Michigan et, dans une moindre mesure, du lac Ontario (figures 2, 3 et 4), concordent avec les réponses prévues aux baisses des concentrations d'éléments nutritifs constatées dans les trois lacs. Ces changements pourraient être une conséquence des activités de réduction des éléments nutritifs et peut-être aussi des effets des moules dreissenidées. Les baisses des populations de cladocères dans les lacs Huron et Michigan, et la constante baisse des populations de l'amphipode benthique *Diporeia* pourraient constituer une réduction de la quantité de nourriture disponible pour les poissons-proies. Toutefois, les mécanismes précis qui expliquent ces baisses et les importances relatives des forçages ascendant et descendant restent à déterminer.

Avec le temps, les indicateurs du zooplancton des lacs Huron et Michigan se sont approchés de ceux du lac Supérieur pour ce qui est des niveaux de biomasse et de la composition des communautés (Barbiero et *al.*, 2012 et 2019). Le changement dans la communauté, la dominance des copépodes calanoïdes, correspond à l'amplification de l'oligotrophisation (Gannon et Stemberger, 1978). En 2003, la biomasse du zooplancton du lac

Huron est devenue inférieure à celle du lac Supérieur ultra-oligotrophe (Barbiero et *al.*, 2011). Bunnell et *al.* (2014) ont souligné que ce déclin pourrait expliquer l'effondrement concomitant de la population du gaspareau et le ralentissement de la croissance des salmonidés (Riley et *al.*, 2008). Ici, nous montrons qu'il y a eu peu de changements depuis 2003 dans le lac Huron.

La production primaire dans le lac Ontario n'a pas diminué récemment, ce qui laisse croire que les changements observés dans la communauté zooplanctonique de ce lac s'expliqueraient davantage par une régulation descendante. La communauté qui était dominée depuis longtemps par des copépodes cyclopoïdes et le *Daphnia retrocurva* a changé pour être composée de copépodes calanoïdes et du *Daphnia mendota*, changement qui pourrait être lié à une faible abondance des gaspareaux et à une hausse de la prédation par le cladocère prédateur *Bythotrephes* (Barbiero et *al.*, 2014; Rudstam et *al.*, 2015).

La communauté zooplanctonique du lac Érié est taxonomiquement diversifiée et riche en espèces de cladocères indigènes et non indigènes (figures 5 à 7). La faible abondance du calanoïde de profondeur *Limnocalanus macrurus* et le maintien des cladocères par rapport aux calanoïdes s'expliquent par la faible bathymétrie et l'état mésotrophe du lac. La biomasse zooplanctonique dans les trois bassins du lac était très variable d'une année à l'autre, bien qu'il y ait eu des augmentations récentes de la biomasse dans les bassins central et oriental.

Liens

Voici les liens avec d'autres sous-indicateurs :

- Autres sous-indicateurs de l'habitat et des espèces (phytoplancton, communauté benthique et diversité des poissons-proies). Le zooplancton consomme du phytoplancton et réagit ainsi aux variations de la biomasse des algues. Le zooplancton réagit également aux changements occasionnés chez leurs prédateurs, notamment les poissons et les invertébrés. La structure des communautés de zooplancton et d'invertébrés benthiques influe sur la biomasse et la composition de la communauté des poissons-proies.
- Éléments nutritifs dans les lacs (eaux du large) – les concentrations de phosphore régulent la productivité primaire par le phytoplancton et influent donc sur la disponibilité de la nourriture pour le zooplancton.
- Une grande clarté de l'eau entraîne la production primaire à de plus grandes profondeurs sous la forme de couches profondes de chlorophylle (DCL, Scofield et al. 2020), qui nuit à la disponibilité de la nourriture pour le zooplancton.
- Les variations interannuelles des températures de l'eau et de la couverture de glace associées aux changements climatiques pourraient avoir des effets sur la répartition des animaux d'eau froide comme les copépodes calanoïdes de grande taille qui sont de plus en plus abondants dans les Grands Lacs d'amont. Les niveaux d'eau et les variations dans les précipitations sont moins enclins à affecter le zooplancton.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable, respectée et retraçable.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et respectent les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans la présente évaluation sont ouvertes et libres d'accès	Oui	Pour consulter les données : https://cdx.epa.gov/		

Limites des données

Des organismes américains et canadiens mènent des programmes de surveillance du zooplancton. Leurs méthodes d'échantillonnage et d'analyse ainsi que leurs calculs de biomasse diffèrent, ce qui montre l'importance de consolider leurs efforts pour accroître la capacité de partage des données à l'avenir.

De nombreuses séries chronologiques historiques ne portent que sur des échantillonnages épilimnétiques qui ne tiennent pas compte du zooplancton vivant en profondeur, en particulier dans les eaux du large de plus en plus oligotrophes et dans les lacs d'eau claire où le zooplancton vit en eau profonde pendant la journée et migre vers la surface pendant la nuit. Ces données ne sont pas utilisées dans la présente évaluation; seules les données des échantillons prélevés au moyen de traits de chaluts plus profonds ont été utilisées (à 100 m de profondeur ou à 2 m au-dessus du fond, selon la profondeur la plus faible), ce qui limite la série chronologique aux années auxquelles les données proviennent des eaux profondes.

Plusieurs rapports entre taxons (p. ex. entre calanoïdes et cyclopoïdes+cladocères) ont été proposés, mais ne sont pas toujours présentés de manière cohérente (densité ou biomasse). Plusieurs des indices proposés n'ont pas été entièrement mis à l'essai pour les Grands Lacs ou dans des jeux de données à long terme sur de nombreux lacs et, par conséquent, ils ne conviennent pas pour le moment; ces autres indices pourraient être utiles dans le futur si une autre validation laissait entendre qu'ils seraient une valeur ajoutée à la présente évaluation.

La biomasse des larves de moules dreissénidées (véligères) dans la communauté zooplanctonique peut varier considérablement dans le temps et l'espace. De nombreux programmes de surveillance actuels portent uniquement sur le zooplancton constitué de crustacés. En raison de leur petite taille, les larves véligères doivent être

échantillonnées au moyen d'un filet à mailles de 64 microns afin d'ajouter cette biomasse supplémentaire zooplanctonique.

Information supplémentaire

Nous exprimons la biomasse par unité de surface (g m^{-2}) plutôt que par unité de volume (g m^{-3}) afin de mieux évaluer la biomasse totale dans les lacs pour la relier au potentiel de production de poissons (Bunnell *et al.*, 2014). Nous sommes passés à la biomasse par unité de surface comme indicateur en 2015. Les traits de chalut dans toute la colonne d'eau (longueur maximale des traits de 100 m dans ce cas) dans les lacs profonds comprennent d'épaisses strates de l'hypolimnion où le zooplancton est peu abondant. Les estimations de la biomasse par unité de volume provenant de prélèvements au moyen de filets de 100 m de traits de chaluts sont donc « diluées » par rapport à celles pour les lacs moins profonds où l'hypolimnion est plus restreint. La biomasse par unité de surface représente la biomasse du zooplancton dans un mètre carré de colonne d'eau. Dans les lacs Supérieur, Michigan et Ontario, la profondeur à la plupart des stations au large du GLNPO est supérieure à 100 m, mais elle est inférieure à 100 m à bon nombre des stations du lac Huron. La profondeur du lac Érié varie de 10 m dans le bassin ouest à 20 m dans le bassin central à 50 m dans le bassin est.

Le sous-indicateur du zooplancton pourrait comprendre davantage d'information à l'avenir. Ainsi, il serait utile d'inclure un sous-indicateur de la structure de la communauté de crustacés zooplanctoniques axé sur les copépodes calanoïdes. La taille corporelle moyenne et la composition en espèces du zooplancton sont des indicateurs sensibles de la pression de prédation qu'exercent les poissons planctivores et les invertébrés de grande taille (*Mysis* et cladocères prédateurs). On a également proposé d'évaluer le sous-indicateur du zooplancton dans des zones littorales des lacs. Il existe plusieurs programmes de surveillance à long terme du zooplancton en zone littorale (p. ex., pour les lacs Érié et Ontario), et des séries chronologiques ont permis de déceler des changements qui peuvent compléter les tendances de la biomasse et de la composition des communautés dans les eaux du large. Par exemple, des échantillons sont prélevés aux deux semaines durant la saison de croissance à plusieurs endroits dans la zone littorale (profondeur de 10 m) le long de la rive sud du lac Ontario dans le cadre du Lake Ontario Biomonitoring Effort (bureaux régionaux du Department of Environmental Conservation de l'État de New York, USGS, USFWS et université Cornell).

Un futur sous-indicateur mysidé pourrait être évalué à l'aide de séries chronologiques du GLNPO, il faut le perfectionner. Les mysidés constituent une grande proportion de l'ensemble de la biomasse de zooplancton et sont donc une proie importante pour les poissons planctophages. Par exemple, les mysidés peuvent représenter jusqu'à 30 % de la biomasse totale du zooplancton crustacé dans le lac Ontario, 15 % dans le lac Supérieur, 10 % dans le lac Michigan, 3 % dans le lac Huron et moins de 1 % dans le lac Érié (Jude *et al.*, 2018). Comme ces animaux vivent sur le fond pendant le jour, ils ne sont pas capturés lors des prélèvements par traits de chaluts le jour. Les programmes de surveillance en place pour les mysidés reposent sur des prélèvements nocturnes au moyen de filets et les campagnes d'échantillonnage n'ont été menées à intervalles réguliers que depuis 2006 ou 2007, selon le lac (Jude *et al.*, 2018). Les données du GLNPO de l'USEPA sur les mysidés obtenues pour les années 2006 à 2019 sont présentées à la figure 8, bien que ces données ne soient pas directement intégrées dans la présente évaluation de l'indicateur zooplancton.

Les espèces envahissantes présentent une grande menace pour les communautés zooplanctoniques des Grands Lacs. On peut s'attendre à ce que la prolifération soutenue des populations de dreissenidés influe sur ces communautés en modifiant la structure et l'abondance de la communauté phytoplanctonique dont beaucoup d'espèces zooplanctoniques se nourrissent. La prédation par les cladocères non indigènes *Bythotrephes longimanus* et *Cercopagis pengoi* pourrait également avoir une incidence sur l'abondance et la composition des communautés

zooplanctoniques. On a montré que ces cladocères prédateurs envahissants ont des effets marqués sur la structure de ces communautés du zooplancton dans les Grands Lacs (Lehman, 1991; Barbiero et Tuchman, 2004; Warner et *al.*, 2006). Quatre nouvelles espèces de zooplancton non indigènes ont été récemment trouvées dans l'ouest du lac Érié : le rotifère *Brachionus leydigii*, les copépodes cyclopoïdes *Thermocyclops crassus* et *Mesocyclops pehpeiensis*, ainsi que le cladocère *Diaphanosoma fluviatile*. Toutes ces espèces ont été découvertes en très faible abondance à au moins une année entre les années 2015 à 2018, mais elles ne se sont pas répandues rapidement et, par conséquent, elles n'auront probablement pas d'impact important.

Parmi les autres variables utiles pour l'interprétation des données sur le zooplancton, on compte la concentration de phosphore total, la chlorophylle a, la température, la concentration d'oxygène (pour évaluer l'appauvrissement saisonnier en oxygène du haut de l'hypolimnion et l'anoxie dans le bassin central du lac Érié), la production primaire, ainsi que la biomasse et la composition du phytoplancton.

Remerciements

Auteurs

James Watkins, Cornell University, jmw237@cornell.edu
Anne Scofield, Great Lakes National Program Office (USEPA) Chicago, IL, Scofield.Anne@epa.gov
Lars Rudstam, Cornell University, lgr1@cornell.edu
Source des données :
Great Lakes National Program Office de l'USEPA
Anne Scofield, Great Lakes National Program Office (USEPA), Chicago, IL
James Watkins et Lars Rudstam, Cornell University

Sources d'information

Barbiero, R. P., Tuchman, M. L. 2004. Changes in the crustacean communities of Lakes Michigan, Huron, and Erie following the invasion of the predatory cladoceran *Bythotrephes longimanus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61:2111-2125.

Barbiero, R.P., Lesht, B.M., Warren, G.J. 2011. Evidence for bottom-up control of recent shifts in the pelagic food web of Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 37:78-85.

Barbiero, R. P., Lesht, B. M., Warren, G. J. 2012. Convergence of trophic state and the lower food web in Lakes Huron, Michigan and Superior. J. Great Lakes Res. 38:368–380.

Barbiero, R. P., Lesht, B. M., Warren, G. J., 2014. Recent changes in the crustacean zooplankton community of Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 40:898–910.

Barbiero, R.P., L.G. Rudstam, J.M. Watkins et B. Lesht. 2019. A cross-lake comparison of crustacean zooplankton communities in the Great Lakes 1997-2016. *J. Great Lakes Res.* 45:672-690.

Bunnell, D. B., R. P. Barbiero, S. A. Ludsin, C. P. Madenjian, G. J. Warren, D. M. Dolan, T.O. Brenden, R. Briland, O.T. Gorman, J. X. He, T. H. Johengen, B. F. Lantry, T. F. Nalepa, S. C. Riley, C. M. Riseng, T. J. Treska, I. Tsehaye, M. G. Walsh, D. M. Warner et B. C. Weidel. 2014. Changing ecosystem dynamics in the Laurentian Great Lakes: bottom-up and top-down regulation. BioScience 64: 26-39.

Chapra, S.C., et Dolan, D.M. 2012. Great Lakes total phosphorus revisited: 2. Mass balance modeling. J. Great Lakes Res. 38:741-754.

Gannon, J.E., et Stemberger, R.S. 1978. Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as indicators of water quality. Trans. Amer. Micros. Soc. 97 : 16–35.

Holeck, K. T., L. G. Rudstam, C. Hotaling, D. Lemon, W. Pearsall, J. Lantry, M. Connerton, C. Legard, S. LaPan, Z. Biesinger, B. Lantry, B. Weidel, et B. P. O'Malley. 2020. 2019 Status of the Lake Ontario lower trophic levels. NYSDEC Lake Ontario Annual Report 2019 Section 3:1-28.

Jude, D.J., Rudstam, L.G., Holda, T.J., Watkins, J.M., Euclide, P.T., Balcer, M.D., 2018. Trends in *Mysis diluviana* abundance in the Great Lakes, 2006–2016. J. Great Lakes Res. 44:590-599.

Lehman, J. T. 1991. Causes and consequences of cladoceran dynamics in Lake Michigan: implications of species

invasion by *Bythotrephes*. J. Great Lakes Res. 17:437-445.

Riley, S. C., Roseman, E. F., Nichols, S. J., O'Brien, T. P.,Kiley, C. S., Schaeffer, J. S., 2008. Deepwater demersal fish community collapse in Lake Huron. Trans. Am. Fish. Soc. 137 : 1879–1890.

Rudstam, L. G., Holeck, K. T., Bowen, K. L., Watkins, J.M., Weidel, B. C., et Luckey, F. J., 2015. Lake Ontario zooplankton in 2003 and 2008: Community changes and vertical redistribution. Aquat. Ecosyst. Health Mgmt. 18: 43–62.

Scofield, A. E., J. M. Watkins, E. Osantowski, et L. G. Rudstam. 2020. Deep chlorophyll maxima across a productivity gradient: A case study in the Laurentian Great Lakes. *Limnology and Oceanography* **64**:2460–2484.

Taylor, W.D., et Carter, J.C.H. 1997. Zooplankton size and its relationship to trophic status in deep Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2691–2699.

USEPA Great Lakes National Program Office, 2017. LG 402. Standard Operating Procedure for Zooplankton Sample Collection and Preservation and Secchi Depth Measurement Field Procedures. Révision 12, février 2017.

USEPA Great Lakes National Program Office, 2017. LG 403. Standard Operating Procedure for

Zooplankton Analysis. Révision 8, février 2017.

Great Lakes National Program Office de l'USEPA. 2017. LG 408. Standard Operating Procedure for mysid analysis. Révision 2.

Warner, D. M., Rudstam, L.G., Benoît, H. Johannsson, O.E., et Mills. E.L. 2006. Changes in seasonal nearshore zooplankton abundance patterns in Lake Ontario following establishment of the exotic predator *Cercopagis pengoi*. J. Great Lakes Res. 32:531-542.

Liste des figures

Figures 1. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le lac Supérieur. Les coefficients relatifs à la taille et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403.

Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

Figure 2. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le lac Huron. Les coefficients relatifs à la taille et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

Figure 3. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le lac Michigan. Les coefficients relatifs à la taille et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Data Sources: U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Cornell University

Figure 4. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le lac Ontario. Les coefficients relatifs à la taille et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

Figure 5. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le bassin occidental du lac Érié. Les coefficients relatifs à la taille et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

Figure 6. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le bassin central du lac Érié. Les coefficients relatifs à la taille et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

Figure 7. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le bassin oriental du lac Érié. Les coefficients relatifs à la taille et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

Figure 8. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés printaniers et estivaux du GLNPO de l'USEPA sur les mysidés (aux traits de chaluts, dans toute la colonne d'eau; la figure illustre les moyennes pour le printemps et l'été) dans chaque lac. Les coefficients relatifs à la taille et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 408. Les données de 2008 pour le lac Ontario sont incertaines en raison de la petite taille de l'échantillon. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

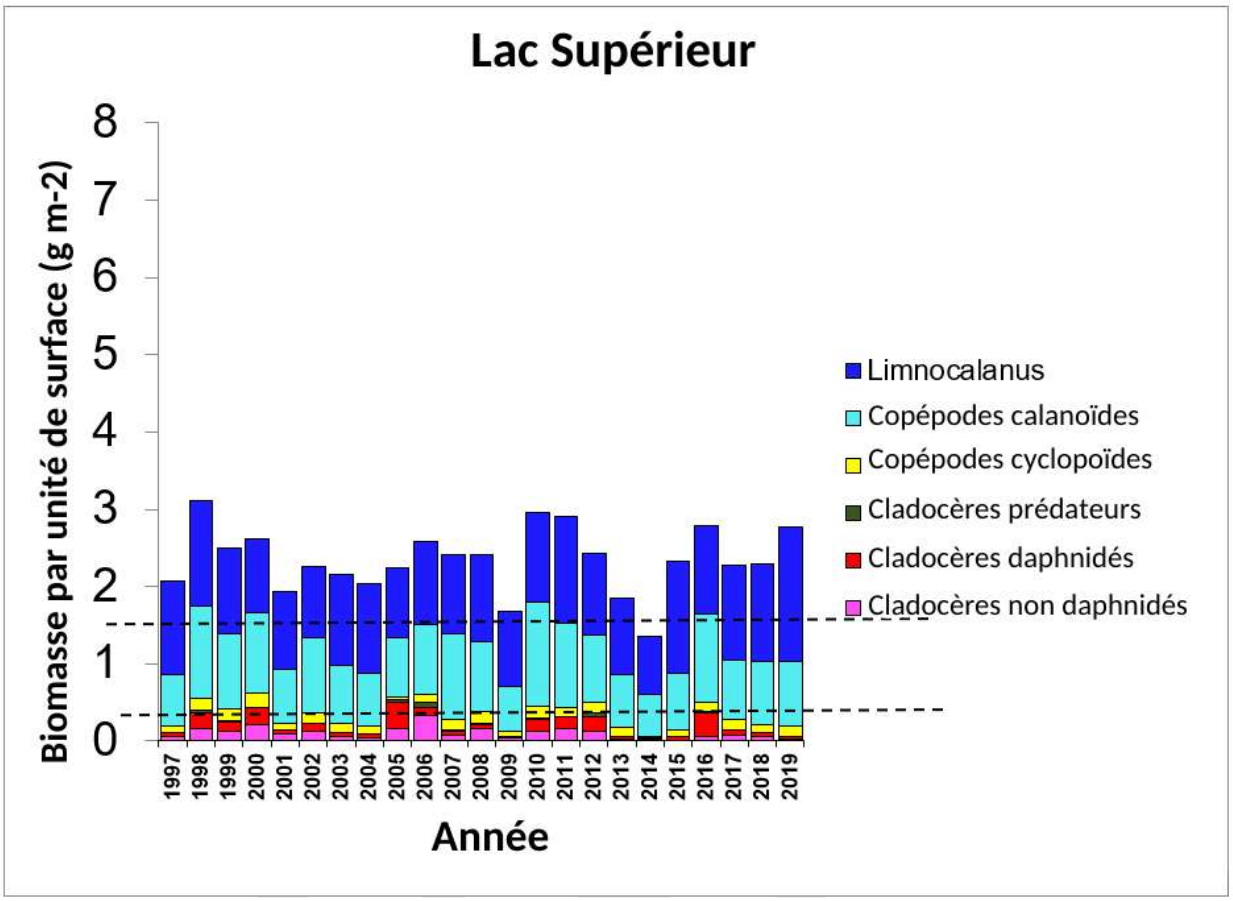


Figure 1. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA sur le zooplancton prélevé au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux aux chaluts à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est plus faible, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le lac Supérieur. Les coefficients relatifs à la taille et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ». Les conditions sont jugées « passables » lorsque la biomasse totale se situe entre les lignes tiretées. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University.

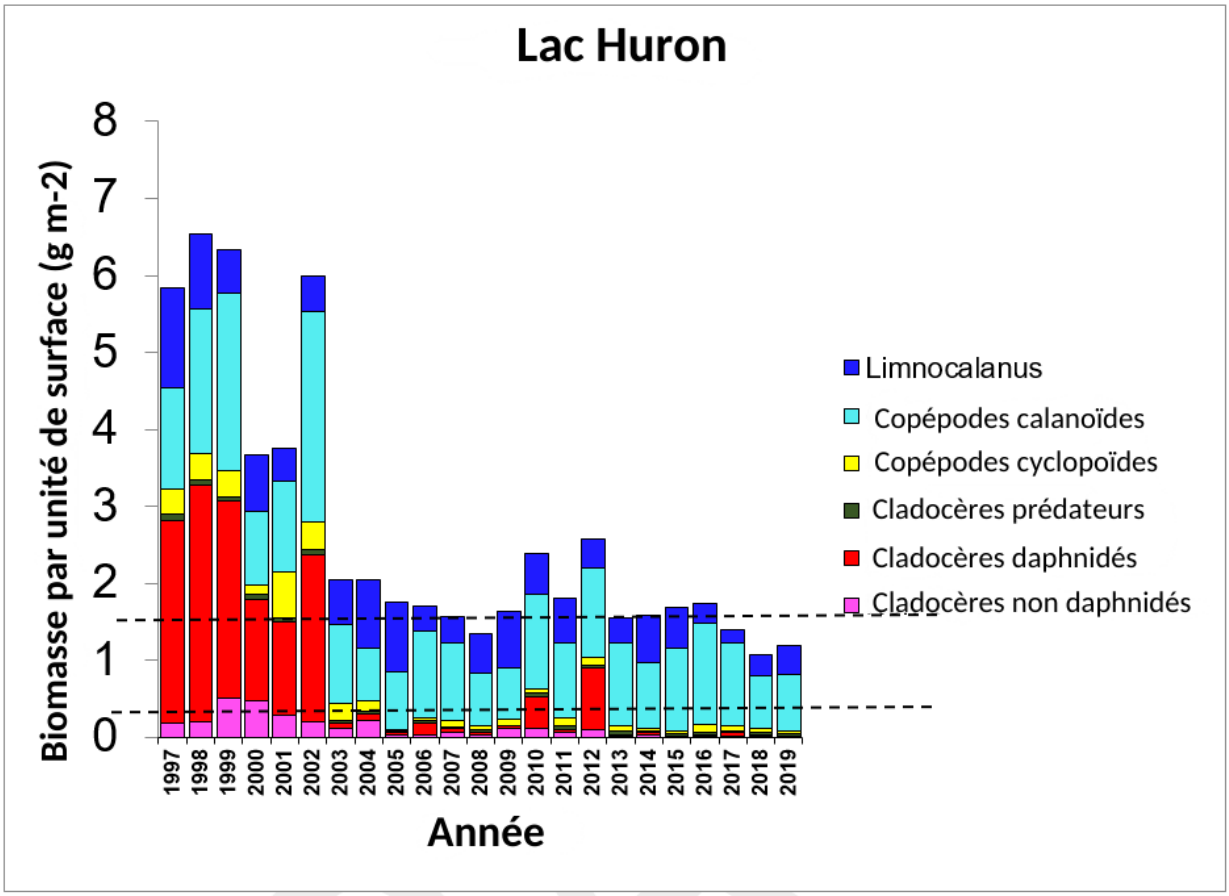


Figure 2. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA sur le zooplancton prélevé au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est plus faible, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le lac Huron. Les coefficients relatifs à la longueur et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ». Les conditions sont jugées « passables » lorsque la biomasse totale se situe entre les lignes tiretées. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

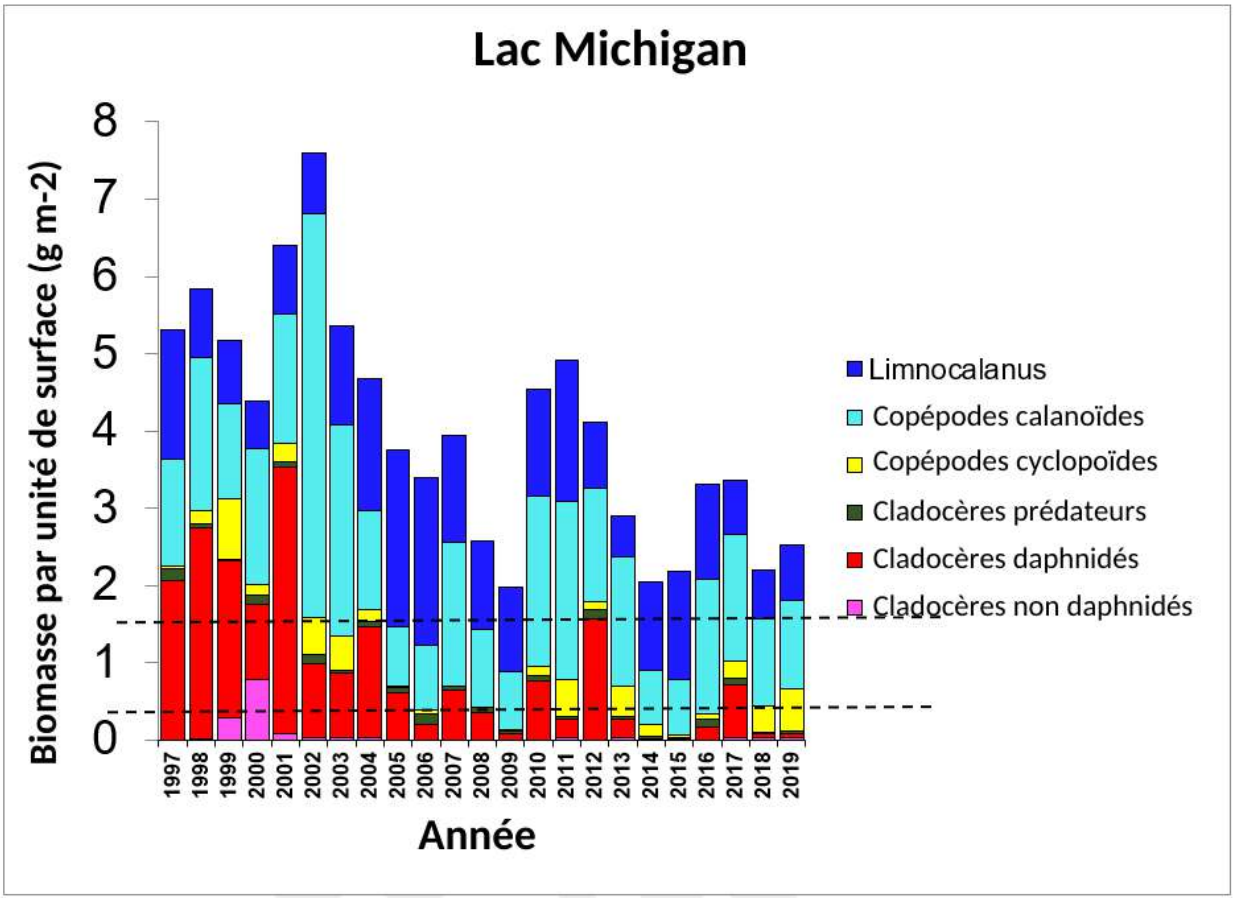


Figure 3. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA sur le zooplancton prélevé au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est plus faible, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le lac Michigan. Les coefficients relatifs à la longueur et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ». Les conditions sont jugées « passables » lorsque la biomasse totale se situe entre les lignes tiretées. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

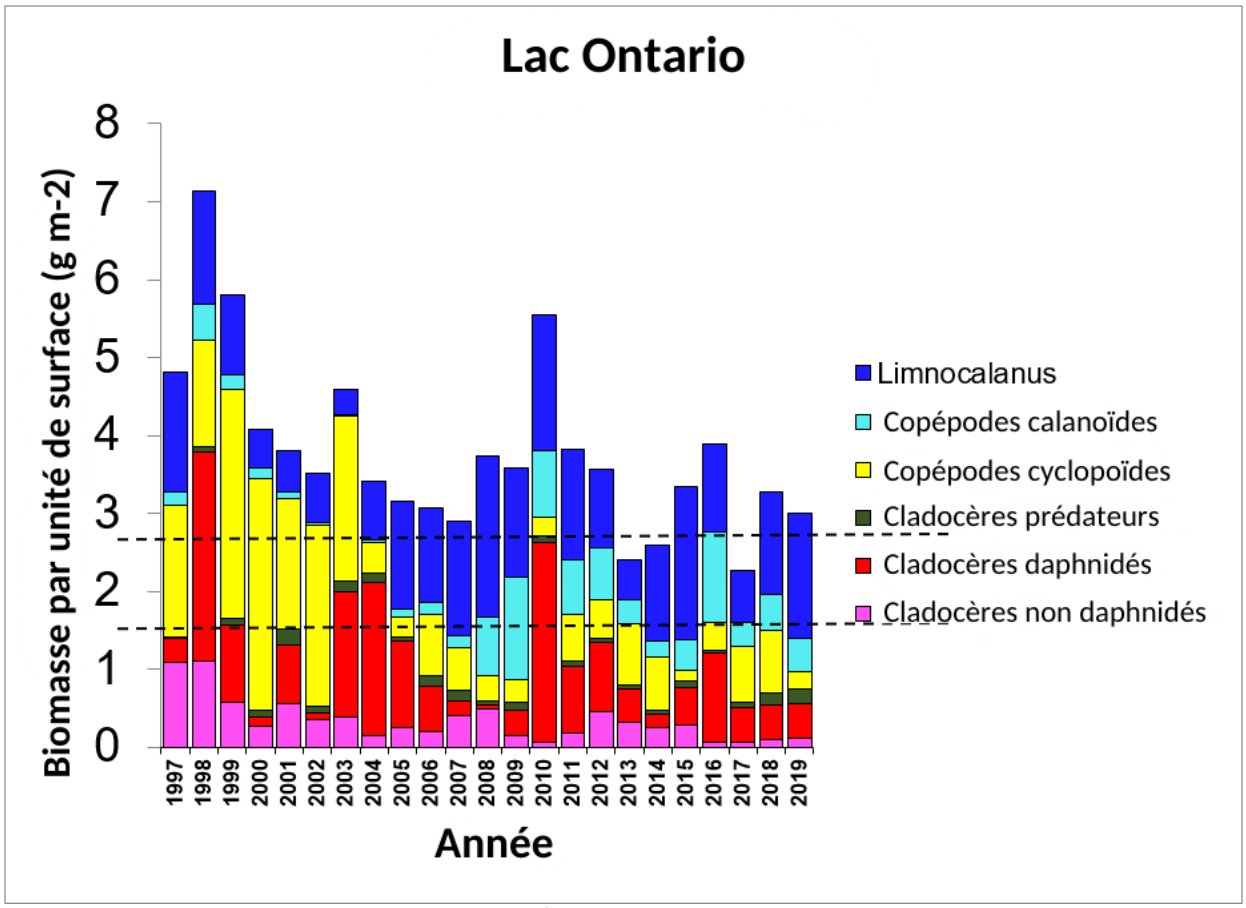


Figure 4. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA sur le zooplancton prélevé au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est plus faible, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le lac Ontario. Les coefficients relatifs à la longueur et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ». Les conditions sont jugées « passables » lorsque la biomasse totale se situe entre les lignes tiretées. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

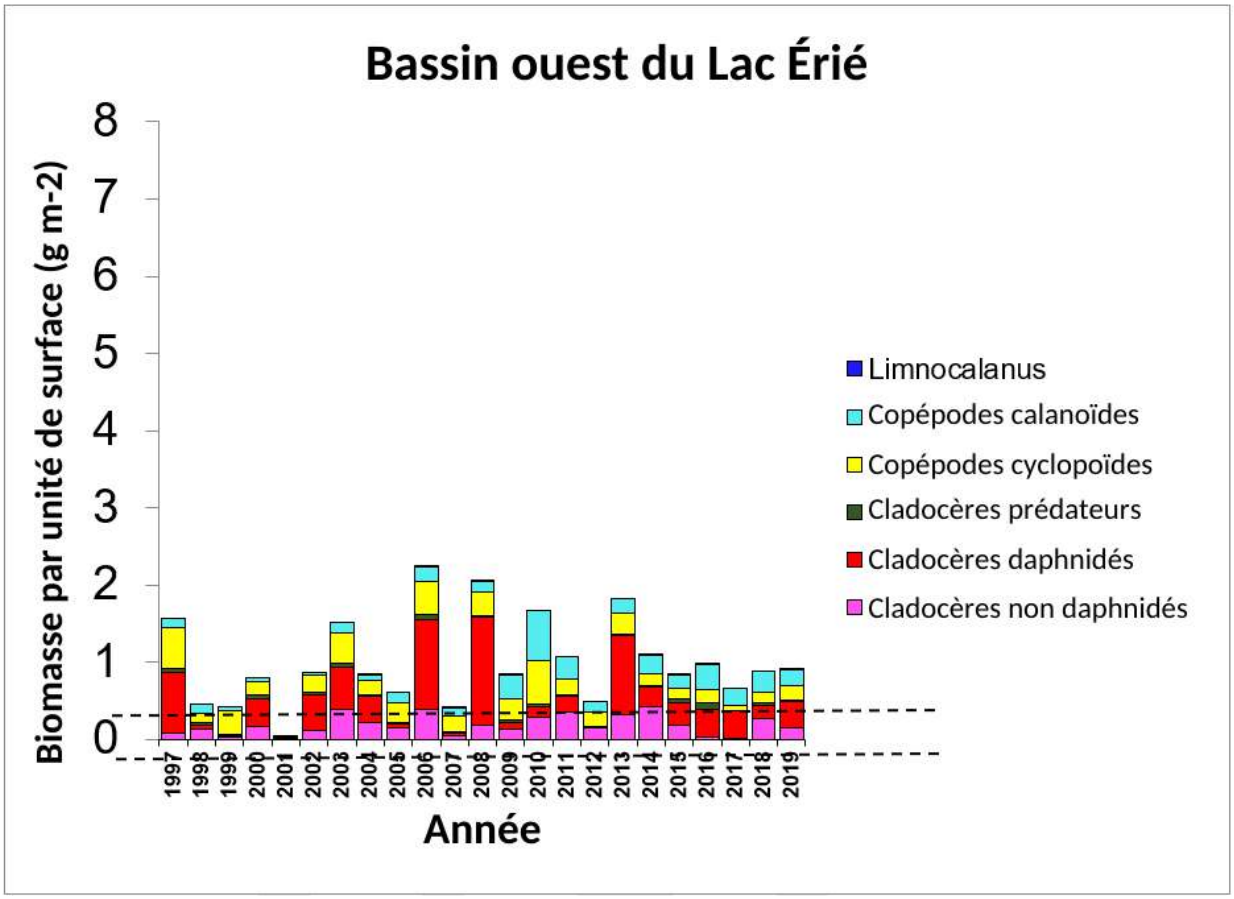


Figure 5. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA sur le zooplancton prélevé au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est plus faible, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le bassin occidental du lac Érié. Les coefficients relatifs à la longueur et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ». Les conditions sont jugées « passables » lorsque la biomasse totale se situe entre les lignes tiretées. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

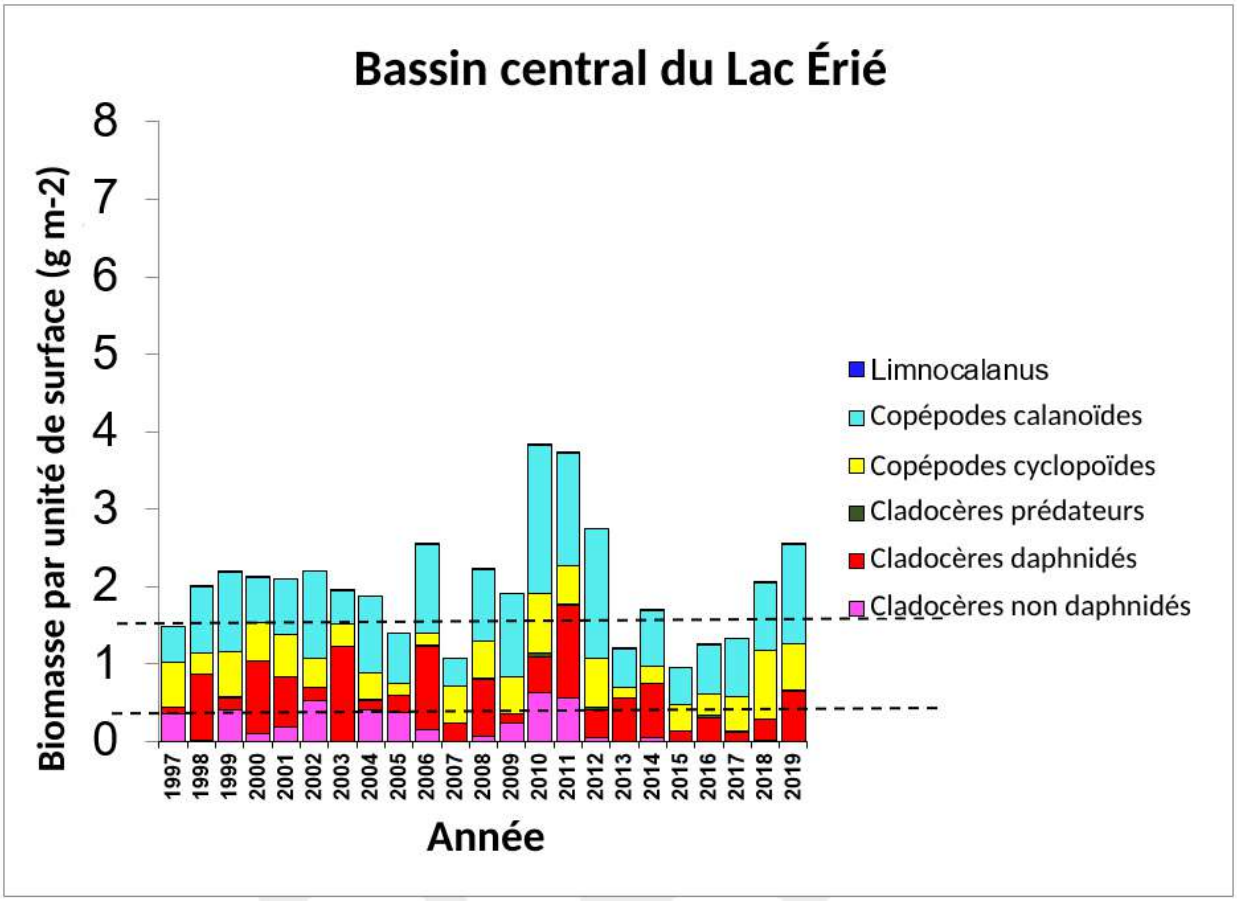


Figure 6. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA sur le zooplancton prélevé au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est plus faible, de 2 m au-dessus du fond, vers la surface) dans le bassin central du lac Érié. Les coefficients relatifs la longueur et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ». Les conditions sont jugées « passables » lorsque la biomasse totale se situe entre les lignes tiretées. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

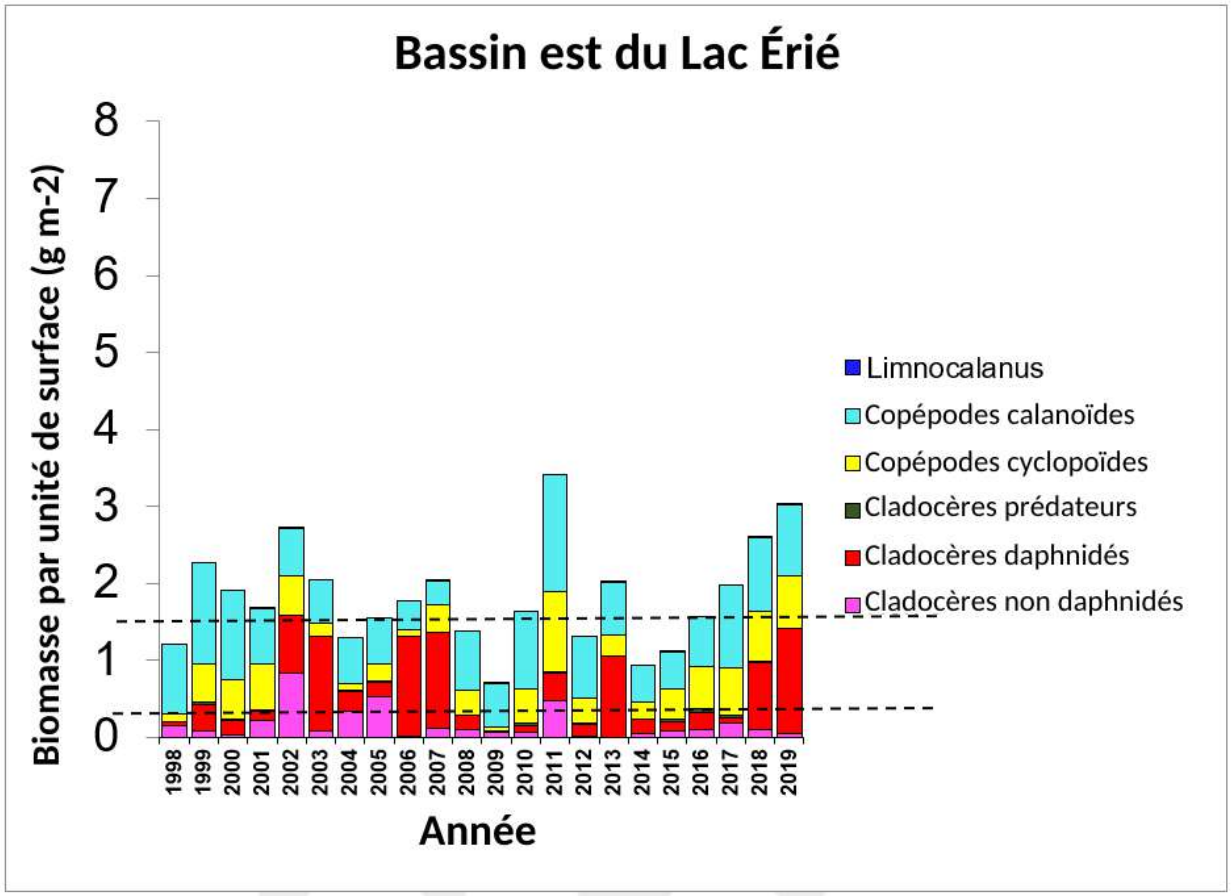


Figure 7. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés estivaux du GLNPO de l'USEPA sur le zooplancton prélevé au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond) dans le bassin oriental du lac Érié. Les coefficients relatifs à la longueur et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ». Les conditions sont jugées « passables » lorsque la biomasse totale se situe entre les lignes tiretées. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

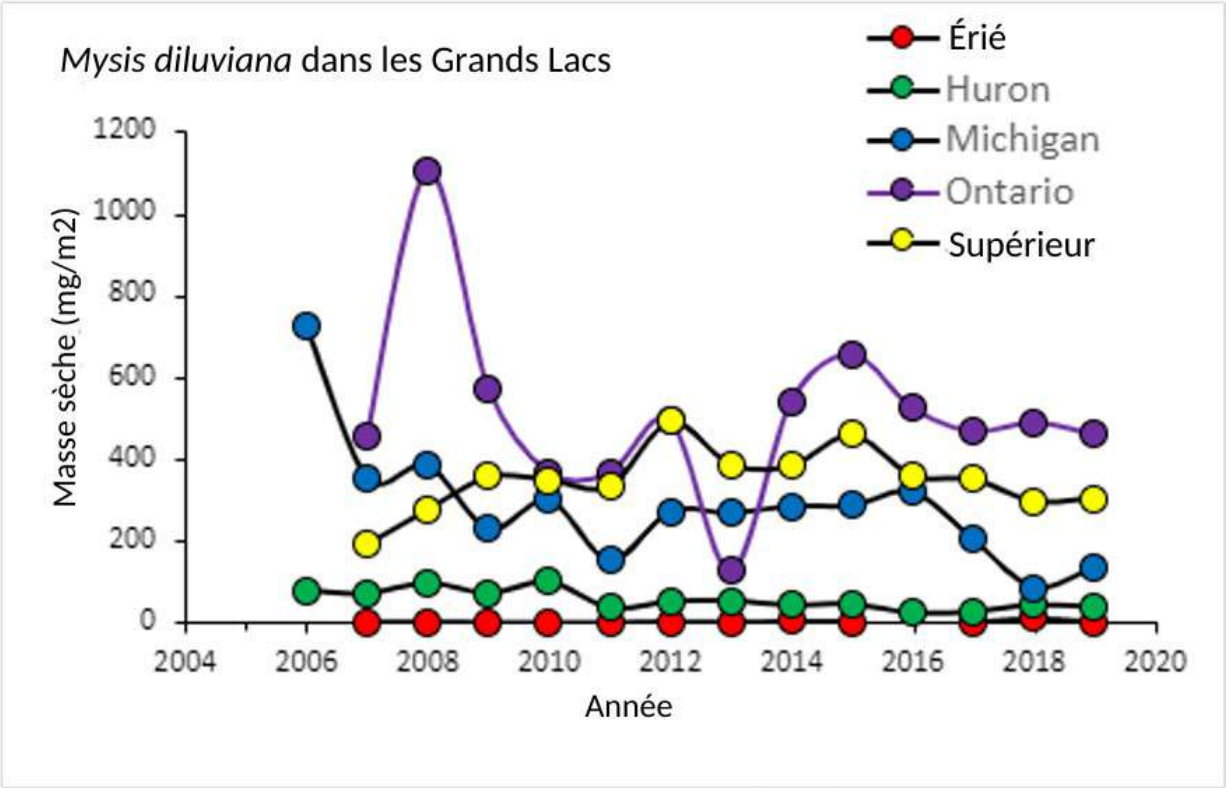


Figure 8. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevés printaniers et estivaux du GLNPO de l'USEPA sur les mysidés prélevés à l'aide de traits de chaluts (dans toute la colonne d'eau; la figure illustre les moyennes des échantillons prélevés au printemps et à l'été) dans chaque lac. Les coefficients relatifs à la longueur et au poids sont tirés du document EPA SOP LG 408. Les données de 2008 pour le lac Ontario sont incertaines en raison de la petite taille de l'échantillon. Source des données : Great Lakes National Program Office de l'USEPA, Cornell University

Sous-indicateur : Benthos

Eau libre

Évaluation globale

État : Bon

Tendances :

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1998-2019) : Inchangée

Justification : D'après les valeurs de l'indice trophique des oligochètes (ITO), la situation et les tendances de l'état trophique des lacs sont généralement considérées comme bonnes et inchangées à long terme (1998-2019), sur 10 ans (2010-2019) et à court terme (2017-2019). Les sites au large des rives des Grands Lacs sont généralement oligotrophes, mais au lac Érié et à certaines stations en zone littorale (< 30 m) des lacs Ontario, Huron et Michigan, la situation est considérée comme médiocre et les tendances (à long terme et sur 10 ans) indiquent une eutrophisation accrue. De manière générale, une valeur croissante de l'ITO indique un état trophique à la hausse (plus eutrophe).
Les définitions des situations et tendances évaluées sont présentées après la section Évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1998-2019) : Inchangée

Justification : Toutes les stations en zone littorale et au large des rives du lac Supérieur ont été classées comme étant oligotrophes d'après les valeurs de l'ITO et leurs tendances à long terme (1998-2019) et à court terme (2017-2019). Aucune tendance significative à long terme ou sur 10 ans n'a été observée dans l'état trophique du lac. L'objectif pour ce sous-indicateur est de maintenir des conditions oligotrophes dans les eaux libres du lac Supérieur.

Lac Michigan

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1998-2019) : Inchangée

Justification : Depuis 1998, la majorité des stations (13 sur 16) du lac Michigan présentent un ITO inférieur à 0,6, indiquant un état oligotrophe. Sur les neuf stations à proximité des rives, deux présentaient des conditions mésotrophes (0,6 < ITO < 1,0), et une présentait des conditions eutrophes (ITO > 1,0). Des tendances d'eutrophisation croissante significatives à long terme sont évidentes dans six stations en zone littorale, et des tendances d'oligotrophisation à la hausse ont été observées à deux stations au large des rives du lac et à une

station dans la baie Green. Dans l'ensemble, aucune tendance significative à long terme ou sur 10 ans n'a été observée dans l'état trophique du lac. L'objectif pour ce sous-indicateur est de maintenir des conditions oligotrophes dans les eaux libres du lac Michigan.

Lac Huron

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1998-2019) : Inchangée

Justification : Presque toutes les stations du lac Huron sont oligotrophes, sauf pour trois stations eutrophes en zone littorale. D'après les valeurs de l'ITO, l'état trophique du lac n'a pas beaucoup changé depuis 1998. L'objectif pour ce sous-indicateur est de maintenir des conditions oligotrophes dans les eaux libres du lac Huron.

Lac Érié

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1998-2019) : Inchangée

Justification : Presque toutes les stations du lac Érié sont eutrophes, et deux d'entre elles présentent une tendance à long terme à la hausse de l'ITO. Dans l'ensemble, aucune tendance significative à long terme ou sur 10 ans de l'état trophique n'a été observée. L'objectif pour ce sous-indicateur est de maintenir des conditions mésotrophes dans les eaux libres des bassins ouest et central du lac Érié et des conditions oligotrophes dans le bassin est.

Lac Ontario

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1998-2019) : Inchangée

Justification : Les valeurs de l'ITO indiquent que toutes les stations en eau profonde (> 80 m) dans les bassins ouest et est du lac Ontario sont oligotrophes et que toutes les stations en zone littorale sont eutrophes. Au cours des trois dernières années, trois stations eutrophes en zone littorale dans le bassin ouest ont présenté une tendance d'eutrophisation croissante à long terme. Globalement, aucune tendance à la baisse significative n'a été observée dans l'état trophique du lac depuis 1998 ou dans les 10 dernières années.

Définitions des situations évaluées

Bon : ITO inférieur à 0,6 (conditions oligotrophes)

Passable : ITO de 0,6 à 1,0 (conditions mésotrophes)

Médiocre : ITO supérieur à 1,0 (conditions eutrophes)

Indéterminé : les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées

La tendance souhaitée est vers une communauté d'oligochètes en eaux libres indiquant des conditions oligotrophes dans tous les lacs, à l'exception des eaux littorales de tous les lacs et des eaux libres des bassins ouest et central du lac Érié, où des conditions mésotrophes sont souhaitées.

S'améliore : l'ITO diminue, ce qui indique une baisse de l'eutrophisation (hausse de l'oligotrophisation).

Inchangée : l'ITO ne change pas.

Se détériore : l'ITO augmente, ce qui indique une hausse de l'eutrophisation (baisse de l'oligotrophisation).

Indéterminée : les mesures n'indiquent aucune tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour déterminer une tendance.

Objectifs ou cibles

Maintenir un état oligotrophe indiquant des écosystèmes aquatiques en santé dans les eaux libres des lacs Supérieur, Michigan, Huron et Ontario; maintenir l'état mésotrophe des eaux en zone littorale de tous les lacs et des eaux libres des bassins ouest et central du lac Érié, ainsi que des conditions oligotrophes dans le bassin est du lac Érié.

Raison d'être du sous-indicateur

Le sous-indicateur vise à évaluer les tendances de l'état trophique des Grands Lacs d'après la diversité et l'abondance des espèces d'oligochètes et leurs diverses réactions à l'enrichissement organique. Nous faisons aussi état des tendances générales de l'ensemble de la communauté benthique; ces données supplémentaires ne servent pas directement à évaluer l'indicateur, mais elles fournissent un contexte utile.

Objectif pour l'écosystème

L'objectif pour l'écosystème consiste à maintenir dans les Grands Lacs des communautés benthiques comparables à celles des eaux intactes où la profondeur et les conditions du substrat sont semblables.

Le sous-indicateur concorde étroitement avec les objectifs généraux n° 5 et n° 6 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes » et « être dénuée d'éléments nutritifs entrant directement ou indirectement dans les eaux du fait d'une activité humaine dans des quantités favorisant la croissance d'algues et de cyanobactéries qui interfèrent avec la santé de l'écosystème aquatique ou l'utilisation humaine de l'écosystème ».

Le sous-indicateur évalue l'état trophique des Grands Lacs d'après la diversité et l'abondance des espèces d'oligochètes et leurs diverses réactions à l'enrichissement organique.

Mesure

Le sous-indicateur ITO évalue l'état trophique des Grands Lacs d'après la diversité et l'abondance des espèces d'oligochètes et leurs diverses réactions à l'enrichissement organique. De plus, pour offrir plus de contexte, nous fournissons des données sommaires sur l'état et les tendances de l'ensemble de la communauté benthique et le rôle de cette dernière dans les réseaux trophiques.

Calcul de l'indice trophique des oligochètes (ITO)

L'ITO est calculé pour évaluer les tendances de l'état trophique des Grands Lacs d'après l'état de la communauté benthique. L'indice a été créé par Mosley et Howmiller (1977), puis modifié par Howmiller et Scott (1977), Milbrink (1983) et Lauritsen et *al.* (1985). Le présent sous-indicateur est calculé essentiellement selon la formule de Milbrink (Burlakova et *al.*, 2018a) avec plusieurs modifications. Ici, nous divisons les oligochètes selon les anciennes catégories, soit les Enchytraeidés, Lumbriculidés, Naididés et Tubificidés, d'une manière comparable aux données historiques, quoique seuls trois ordres soient reconnus à l'heure actuelle (Enchytraeidés, Lumbriculidés et Tubificidés) et que les anciennes familles des Naididés et des Tubificidés soient maintenant regroupées dans une seule famille, les Naididés (Erseus et *al.*, 2008). Par conséquent, pour des raisons pratiques et par souci de clarté, l'ordre des Tubificidés a été conservé pour les analyses. Les oligochètes tubificidés et lumbriculidés sont classés en quatre catégories écologiques correspondant à leur tolérance à la pollution organique, de 0 (intolérant à l'enrichissement organique) à 3 (tolérant à l'enrichissement). L'ITO varie de 0 à 3 : les valeurs inférieures à 0,6 indiquent des conditions oligotrophes, les valeurs supérieures à 1 des conditions eutrophes, et les valeurs entre 0,6 et 1,0 des conditions mésotrophes. L'indice se calcule comme suit :

$$c * [(1/2\sum n_0 + \sum n_1 + 2\sum n_2 + 3\sum n_3) / (\sum n_0 + \sum n_1 + \sum n_2 + \sum n_3)$$

où n_0, n_1, n_2 et n_3 représentent l'abondance des organismes de chacune des quatre catégories trophiques (voir le tableau 1) et c est un coefficient de densité qui ramène l'indice aux densités absolues des tubificidés et des lumbriculidés. Le coefficient c prend les valeurs suivantes (Milbrink, 1983) :

$c = 1$ si $n > 3\,600$

$c = 0{,}75$ si $1\,200 < n < 3\,600$

$c = 0{,}50$ si $400 < n < 1\,200$

$c = 0{,}25$ si $130 < n < 400$

$c = 0$ si $n < 130$

Plusieurs parties du calcul de l'ITO ont été interprétées comme suit (Riseng et *al.*, 2014) :

- seuls les lumbriculidés et les tubificidés sont utilisés pour calculer l'indice;
- tous les lumbriculidés immatures ont été classés comme *Stylodrilus heringianus*;
- le coefficient c a été estimé d'après l'abondance (n) des lumbriculidés et des tubificidés matures et immatures.

Milbrink (1983) a attribué au tubificidé *Tubifex tubifex* (Tubtubi) un classement double, selon la dominance de *S. heringianus* ou de *Limnodrilus hoffmeisteri*. Le classement double a été formalisé comme suit : si le rapport des abondances d'oligochètes n_0/n_3 (n_3 étant l'abondance du *L. hoffmeisteri*) est < 1, le *T. tubifex* est classé « 3 »; si le rapport est > 1, le *T. tubifex* est classé « 0 »; cependant, lorsque le rapport est proche de un (de 0,75 à 1,25), le *T. tubifex* est classé « 3 » si $c \geq 0{,}5$ et « 0 » si $c < 0{,}5$; si la densité de *L. hoffmeisteri* est de zéro et que n_0 est

relativement élevé et/ou que la densité totale est faible, le *T. tubifex* est classé « 0 », dans tous les autres cas, il est classé « 3 »; si la densité totale est de zéro, la valeur de l'indice est également de zéro.

Les classements trophiques des espèces d'oligochètes sont tirés de la documentation sur les Grands Lacs et sont présentés dans le tableau 1.

Pour chaque lac ou sous-bassin, un graphique montrant les valeurs de l'ITO sur l'axe des y et les années sur l'axe des x est présenté pour illustrer les changements des mesures des espèces au fil du temps (figure 1). Les principales différences spatiotemporelles dans l'état trophique des stations d'échantillonnage sont présentées sur une carte (figures 2 et 3).

Les données proviennent du programme de surveillance à long terme du benthos du Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA), programme dans le cadre duquel 57 stations sont échantillonnées chaque année en été (au mois d'août) dans les cinq Grands Lacs. Bien que ce programme ait débuté en 1997, les données de cette année-là sont exclues des évaluations de l'état et des tendances du présent rapport en raison de disparités irréconciliables. La station ON64 du GLNPO a été abandonnée en 2016; avant cela, un nombre total de 58 stations de surveillance à long terme étaient échantillonnées et incluses dans le calcul de l'ITO. Des échantillonnages moins fréquents, mais à davantage de stations dans tous les Grands Lacs sont maintenant effectués pendant les années de terrain de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS) afin d'améliorer les estimations panlacustres des changements dans la diversité et l'abondance des communautés benthiques.

Conditions écologiques

Les rapports État des Grands Lacs utilisent l'indice trophique des oligochètes (ITO) modifié (Milbrink, 1983; Howmiller et Scott, 1977) pour évaluer l'état trophique de chaque station. Les données sur les invertébrés benthiques pour le calcul de l'ITO sont recueillies chaque année dans 57 stations d'échantillonnage permanentes du GLNPO (11 stations chacune dans les lacs Supérieur et Huron, 16 stations dans le lac Michigan, 10 stations dans le lac Érié et 9 stations dans le lac Ontario) qui sont pour la plupart situées au large (figure 2). L'ITO est calculé d'après les tolérances connues à l'enrichissement en matières organiques et les abondances des vers annélides aquatiques (oligochètes) (voir la section Mesure pour en savoir plus). À mesure que la pollution organique augmente, des espèces d'oligochètes qui ont une grande tolérance physiologique à la pollution de l'eau et des sédiments remplacent les espèces moins tolérantes, de sorte que la composition de la communauté change. Dans l'ensemble, une hausse de l'ITO indique une augmentation de l'eutrophisation ou de l'état trophique. L'ITO varie de 0 à 3 : les valeurs inférieures à 0,6 (ligne bleue à la figure 1) indiquent des conditions oligotrophes, les valeurs supérieures à 1 (ligne rouge à la figure 1) des conditions eutrophes, et les valeurs entre 0,6 et 1 des conditions mésotrophes. Les indices proches de 3 indiquent de fortes densités d'oligochètes dominées par des tubificidés tolérants à la pollution.

Nous nous attendons à ce que les stations au large et en zone littorale abritent des communautés benthiques différentes; c'est pourquoi nous faisons la distinction entre ces deux types de stations lorsque nous utilisons l'ITO pour évaluer les tendances panlacustres générales de l'état trophique. À l'origine, le programme d'échantillonnage du GLNPO établissait deux volets (zone littorale et zone extracôtière) présentant des objectifs différents : le volet extracôtier visait à évaluer la communauté d'invertébrés benthiques comme indicateur de facteurs de stress cumulatifs dans l'ensemble du bassin, tandis que le volet littoral servait d'indicateur de facteurs de stress environnementaux plus localisés (Barbiero et *al.*, 2018). Par exemple, certaines stations benthiques choisies se trouvent près de l'embouchure d'affluents qui fournissent des matières organiques au lac. En général, les distributions d'oligochètes varient en fonction de la profondeur, les espèces qui tolèrent l'enrichissement organique

se trouvant seulement à des profondeurs inférieures à 70 m. Par conséquent, de nombreuses stations en zone littorale sont considérées comme eutrophes. Étant donné que le volet extracôtier du programme de surveillance doit servir d'indicateur de facteurs de stress cumulatifs dans l'ensemble du bassin, les données des zones au large contribuent le plus directement à répondre à l'objectif de cet indicateur.

Des différences constantes dans l'état trophique entre les stations de chaque lac et entre les lacs ont été observées de 1998 à 2019 (figure 1). L'état trophique présentait une relation inverse significative avec la profondeur de la station ($r = -0{,}61$, $P < 0{,}001$). Le lac Érié est le plus eutrophe des Grands Lacs, suivi (en ordre d'état trophique décroissant) par les lacs Ontario, Michigan, Huron et Supérieur. Nous avons effectué des régressions linéaires pour évaluer la tendance temporelle de l'ITO à chaque station, et les tendances ont été considérées comme significatives lorsque $P < 0{,}05$. Aucune tendance significative à long terme à la hausse de l'état trophique de l'ensemble d'un lac ou d'un bassin n'a été observée depuis 1998, mais des tendances positives ou négatives localisées des valeurs de l'ITO ont été constatées au fil du temps à certaines stations des lacs Érié, Michigan, Huron et Ontario (figure 3).

Les 11 stations du lac Supérieur étaient toutes oligotrophes d'après les valeurs de l'ITO calculées depuis 1998, et ces valeurs n'ont présenté aucune tendance significative à long terme ou sur 10 ans ni à l'échelle du lac ni à celle de stations en particulier (figure 3), ce qui concorde avec les données du rapport de 2019. Les densités des principaux groupes taxonomiques, dont le *Diporeia*, un indicateur de l'état oligotrophe et une proie riche en lipides pour les poissons, restent stables dans le lac Supérieur depuis 1998 (figure 4). La biomasse benthique totale du lac Supérieur est la plus faible de tous les Grands Lacs, mais le *Diporeia* constitue plus de 50 % de la biomasse (figure 5).

Presque toutes les stations dans le nord et le centre du lac Michigan, ainsi que les stations en eau profonde de la partie sud du lac (13 stations sur un total de 16), sont oligotrophes (figure 2). Sur les 9 stations en zone littorale, une dans le sud-est du lac (MI48 près de l'embouchure de la rivière Kalamazoo) est eutrophe, et deux stations (MI49 dans la baie Green et MI46 près de l'embouchure de la rivière Grand) sont mésotrophes. Cinq stations en zone littorale et une au large (MI51 à une profondeur de 106 m) présentaient une tendance significative à long terme à l'eutrophisation ($P < 0{,}03$) en 2017-2019, comparativement à quatre stations en zone littorale dans le rapport de 2019. Au même moment, deux stations en eau profonde (MI18 et MI47, $P < 0{,}04$) ainsi qu'une station dans la baie Green (MI49, 44 m, $P < 0{,}001$) montraient des signes d'oligotrophisation à la hausse (figure 3). Globalement, aucune tendance significative à long terme d'un état trophique à la hausse dans l'ensemble du lac ou d'un bassin n'a été observée dans le lac depuis 1998. Au même titre que les lacs Ontario et Érié, le lac Michigan présente la densité et la biomasse les plus élevées de *Dreissena* à l'échelle d'un lac de tous les Grands Lacs envahis par ces espèces (figures 5 et 6). Les oligochètes forment la majorité de la biomasse du lac Michigan non constituée de dreissénidées (figure 5). Les populations littorales de *Diporeia* dans le lac Michigan ont fortement décliné au début des années 2000, de même que les populations extracôtières au milieu des années 2000, mais elles restent à un niveau relativement stable à des profondeurs supérieures à 90 m depuis 2005. Malgré le déclin des populations de *Diporeia*, la biomasse benthique totale élevée (composée entre autres de *Dreissena*) du lac Michigan peut vraisemblablement soutenir d'abondantes populations de poissons benthiques et de poissons indigènes qui se nourrissent de benthos ou de poissons de fond. Le pourcentage d'oligochètes dans la communauté non composée de dreissénidées a augmenté en raison du déclin du *Diporeia* et des sphaeriidés qui a commencé au début des années 2000 (figure 4).

La plupart des stations dans le nord et le centre du lac Huron (8 sur un total de 11 stations) sont oligotrophes (figure 2). Sur les cinq stations en zone littorale, trois sont classées comme étant eutrophes (figure 2). Une de ces stations (HU96, près de l'embouchure de la rivière Saugeen en Ontario, au Canada) a été catégorisée comme mésotrophe et présentait une tendance à l'eutrophisation dans la période d'étude précédente. Dans cette station, la

densité totale des oligochètes, y compris les espèces tolérantes à la pollution organique, a augmenté de 20 fois depuis le début des années 2000, ce qui a entraîné la hausse de l'ITO. Les deux autres stations eutrophes se trouvent dans la partie sud du lac et la baie Saginaw (figure 2). Depuis la publication du rapport de 2019, une autre station dans la zone littorale du bassin central (HU06) a commencé à montrer des signes d'eutrophisation, tandis qu'une station au large dans le nord du lac Huron (HU61) a présenté une tendance à l'oligotrophisation (figure 3). Globalement, aucune tendance significative à long terme d'un état trophique à la hausse dans l'ensemble du lac ou d'un bassin n'a été observée dans le lac depuis 1998. La communauté benthique du lac Huron, y compris le *Diporeia*, a subi des changements semblables à ceux qui sont survenus dans le lac Michigan, mais la densité et la biomasse de *Dreissena* à l'échelle du lac sont inférieures à celles des lacs Michigan et Ontario (figures 5 et 6). À l'heure actuelle, les oligochètes composent la majorité de la biomasse non constituée de dreissénidées du lac Huron (figure 5). Le pourcentage d'oligochètes dans la communauté non composée de dreissénidées a augmenté en raison du déclin de *Diporeia* et des sphaeriidés qui a commencé à la fin des années 1990 (figure 4).

Dans le lac Érié, toutes les stations se trouvent à moins de 70 m de profondeur. Huit stations ont été classées comme eutrophes et deux stations qui étaient eutrophes dans le rapport de 2019 (ER63 et ER91) avaient été classées comme mésotrophes en 2017-2019. Aucune tendance d'eutrophisation croissante significative de l'état trophique à l'échelle du lac n'a été observée ni à long terme ni au cours des 10 dernières années. Seules deux stations ont montré des tendances significatives à la hausse des valeurs de l'ITO sur le long terme (ER15 et ER43, $P < 0,025$), comparativement à quatre stations dans le rapport de 2019. Une station dans la zone littorale est (ER63) a présenté un déclin des valeurs de l'ITO ($P = 0,004$, figure 3), en accord avec les tendances observées en 2013-2016. En raison du fort déclin des populations de *Dreissena* dans le lac Érié durant la dernière décennie à cause d'épisodes hypoxiques dans les bassins central et ouest, la densité et la biomasse à l'échelle du lac dans ces deux bassins se trouvent maintenant au point le plus bas de tous les lacs envahis, mais dans le bassin est, la biomasse est toujours élevée (Karatayev et *al.*, 2018, 2021a). La biomasse de benthos non constitué de dreissénidées du lac Érié est la plus élevée de tous les Grands Lacs; elle se compose majoritairement d'oligochètes dans les bassins est et central et de *Hexagenia* dans le bassin ouest. La densité la plus forte d'oligochètes dans le lac a été observée durant les années 2000. Le *Diporeia* n'a pas été relevé dans les échantillons du lac Érié depuis le début de la surveillance du GLNPO en 1997, mais les abondantes communautés benthiques peuvent soutenir de grandes populations de poissons. Globalement, en raison de sa faible profondeur et de sa forte productivité, le lac Érié présente une biomasse benthique et une richesse spécifique plus élevées que les autres Grands Lacs (Burlakova et *al.*, 2018b).

Toutes les stations en eau profonde du lac Ontario sont restées oligotrophes durant toute la période 1998-2019, et aucune tendance significative de l'état trophique n'a été constatée à l'échelle du lac, tant à long terme qu'au cours des 10 dernières années. Les quatre stations en zone littorale sont quant à elles eutrophes (figure 2). Trois de ces stations se trouvent dans le bassin ouest et présentent une tendance à l'eutrophisation depuis 1998 (sans doute touchées sur la rive sud par l'embouchure de la rivière Niagara et sur la rive nord par la zone métropolitaine de Toronto) (figure 3). Par rapport à la période d'étude précédente, deux stations sont passées de mésotrophes à eutrophes en 2017-2019. Toutefois, la plupart des stations en eau profonde restent oligotrophes et de tendance inchangée à long terme et depuis les 10 dernières années. Le lac Ontario comporte la plus grande biomasse et la deuxième plus forte densité de *Dreissena* des Grands Lacs, et les populations de dreissénidées sont stables (figures 5 et 6). Le remplacement des *Diporeia* par des moules quagga et des oligochètes a commencé dans le lac Ontario durant les années 1990, ce qui est plus tôt que dans le cas des autres lacs profonds, et très peu de *Diporeia* ont été recensés dans les échantillons prélevés depuis la fin des années 2000. À l'instar des autres lacs, la densité et la biomasse du benthos composé d'autres espèces que les dreissénidées sont maintenant dominées par les oligochètes.

Globalement, durant la période d'étude, les communautés benthiques des lacs Ontario, Michigan et Huron sont passées d'une dominance des *Diporeia* à une dominance des moules dreissénidées et des oligochètes. Les populations de moules dreissénidées continuent d'augmenter dans les zones profondes des lacs Michigan, Huron et Ontario et de décliner dans les zones peu profondes des lacs profonds ainsi que dans le lac Érié, mais les populations d'espèces autres que les moules dreissénidées sont restées relativement stables durant la dernière décennie. Les moules dreissénidées contribuent le plus à la biomasse (> 99 %) de tous les lacs excepté le lac Supérieur. Suivant la courbe de déclin de la diversité et de la densité benthiques en fonction de la profondeur, le benthos du lac Érié est le plus abondant et le plus varié, et soutient la pêche la plus productive des Grands Lacs. Dans les lacs où *Diporeia* ne constitue plus une partie importante de la communauté benthique (tous les lacs sauf le lac Supérieur), les populations benthiques actuelles (dont les moules dreissénidées) peuvent toujours soutenir un nombre considérable de poissons benthivores qui transportent l'énergie des niveaux trophiques inférieurs aux niveaux supérieurs (Madenjian et *al.*, 2010).

Liens

Voici les liens avec d'autres sous-indicateurs :

- Moules dreissénidées – L'abondance relative des espèces benthiques suspensivores non indigènes, notamment les moules zébrées et quagga, peut modifier radicalement la structure des communautés aquatiques benthiques et pélagiques, nuire au fonctionnement de l'écosystème et altérer l'état trophique du lac. Les dreissénidées, en plus d'exercer des effets locaux directs (p. ex. création d'habitats supplémentaires et accroissement de la nourriture disponible pour certaines espèces benthiques), influent sur d'autres sous-indicateurs comme les éléments nutritifs dans les lacs, la chlorophylle, le phytoplancton, le zooplancton et *Diporeia*, et modifient la quantité de nourriture disponible pour certains taxons d'eau profonde. De plus, les moules dreissénidées et d'autres taxons benthiques abondants dans les regroupements de moules servent de nourriture à des poissons, dont le gobie à taches noires, qui à leur tour servent de proies à de nombreuses autres espèces de poissons (p. ex. l'esturgeon jaune, le doré jaune, le saumon, l'achigan à petite bouche, l'achigan à grande bouche, le touladi, le grand corégone et la perchaude). Il existe de fortes interactions entre ces sous-indicateurs qui ne sont pas bien comprises et qui doivent être étudiées davantage.
- Éléments nutritifs dans les lacs (eau libre) — Composante naturelle et essentielle des écosystèmes aquatiques, les éléments nutritifs jouent un rôle important dans la production de plantes aquatiques et d'algues, qui fournissent de la nourriture et de l'habitat aux organismes planctoniques et benthiques à la base de la chaîne alimentaire. L'ajout d'éléments nutritifs modifie la structure, l'abondance et la dynamique des populations de la communauté benthique, notamment les proportions d'espèces tolérantes et intolérantes, et l'ampleur des changements varie selon la profondeur et l'état trophique du lac. Comme l'ITO a été conçu pour rendre compte des modifications de la communauté à la suite d'un enrichissement organique, on s'attend à ce qu'il covarie avec une hausse des concentrations d'éléments nutritifs. De fait, l'ITO présente une corrélation positive avec les concentrations de phosphore total et de phosphore dissous total mesurées dans l'eau près du fond (Burlakova et *al.*, 2018a). D'un autre côté, les moules dreissénidées peuvent modifier la quantité et le renouvellement des éléments nutritifs dans l'eau et des sédiments (Li et *al.*, 2021).
- *Diporeia* (eau libre) – Le *Diporeia* est un macroinvertébré benthique qui vit dans les habitats d'eau froide et profonde de tous les Grands Lacs sauf le lac Érié, où il a disparu. Il s'agit d'un indicateur des conditions oligotrophes et d'un important aliment pour les poissons. Par le passé, le *Diporeia* était le

macroinvertébré benthique dominant dans les zones profondes des cinq Grands Lacs (Cook et Johnson, 1974). La prolifération des dreissénidées a coïncidé avec des baisses importantes de l'abondance du *Diporeia* dans les lacs Ontario, Michigan et Huron, mais la nature de leurs interactions n'est pas encore bien comprise. Bien que l'ITO ne tienne pas compte de l'abondance du *Diporeia* et que celle-ci ne soit pas nécessairement sensible à l'indice, une hausse importante de l'enrichissement organique peut nuire à ce macroinvertébré.

- Changement climatique – La hausse des températures de l'eau pourrait modifier la survie des taxons benthiques, la vitesse et le déroulement dans le temps de leur développement, leur reproduction et la disponibilité de leur nourriture. Il pourrait donc y avoir des changements dans la répartition et l'abondance des oligochètes, de sorte que la température de l'eau aurait un effet direct sur l'efficacité de l'ITO. Les changements abiotiques et les réactions biologiques dans les lacs sont complexes, et les changements dans la composition chimique de l'eau, l'hydrologie, etc., pourraient également être importants pour la croissance et la survie des organismes benthiques. Des effets synergiques entre le climat et d'autres variables anthropiques et sous-indicateurs (c.-à-d. établissement et propagation d'espèces envahissantes, éléments nutritifs) aggraveront probablement les modifications de la communauté d'oligochètes causées par les changements climatiques.

Ce sous-indicateur est aussi lié directement aux autres sous-indicateurs de l'indicateur Habitat et espèces.

Évaluation de la qualité des données et accessibilité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable, respectée et retraçable.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X*		
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.				X
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et respectent les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Les données servant aux évaluations sont librement accessibles	Oui	On peut consulter les données ici : https://www.epa.gov/great-lakes-monitoring/great-lakes-biology-monitoring-program

Notes explicatives :

* Le programme de surveillance annuelle du benthos du GLNPO de l'EPA échantillonne de 10 à 16 stations par lac. Les relevés de l'ICSS permettent une couverture spatiale plus vaste.

Limites des données

L'ITO utilisé pour cette évaluation n'est fondé que sur 27 espèces sur un total de 66, et qui appartiennent toutes à une seule sous-classe, les oligochètes. L'efficacité de l'ITO a récemment été évaluée par rapport à la productivité des lacs, et deux autres indices (un ITO amélioré [ITOa] portant sur un plus grand nombre d'espèces d'oligochètes et un indice trophique modifié [ITm] fondé sur l'ensemble des espèces benthiques) ont été proposés (Burlakova et *al.*, 2018a). En outre, les responsables du National Coastal Condition Assessment (NCCA) envisagent d'améliorer l'ITO pour la zone littorale où il est inefficace dans un grand nombre de sites en raison de l'absence d'oligochètes. De meilleurs indices devraient être mis au point et appliqués pour le rapport sur les sous-indicateurs de 2025 afin d'améliorer la classification de l'état trophique des lacs et l'évaluation des tendances de la communauté benthique.

L'ITO a été conçu pour caractériser les situations d'enrichissement organique attribuables à l'eutrophisation anthropique, un enjeu de taille abordé par l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans Grands Lacs en 1972. À l'heure actuelle, nous observons dans les eaux libres des Grands Lacs une tendance inverse à une oligotrophisation graduelle causée par l'effet combiné des dreissénidées et de la réduction des éléments nutritifs (Evans et *al.*, 2011). Par conséquent, l'eutrophisation excessive demeure préoccupante seulement dans certaines zones littorales et baies peu profondes (p. ex., l'ouest du lac Érié, la baie Saginaw, la baie Green). Elle ne constitue plus un enjeu à l'échelle des lacs ou dans les zones profondes, ce qui limite l'utilité de l'ITO au regard de ce sous-indicateur. De plus, l'indice actuel ne permet pas d'évaluer l'état et les tendances de l'ensemble de la communauté benthique; cela représente une lacune compte tenu du rôle joué par cette communauté dans les réseaux trophiques. Par exemple, les dreissénidées forment maintenant une partie essentielle de la communauté benthique et des réseaux trophiques des Grands Lacs, mais elles sont exclues de l'ITO, à l'instar d'autres composantes importantes de la communauté benthique (autres que des oligochètes). Ainsi, on pourrait améliorer ce sous-indicateur en utilisant un ou des indices qui tiennent compte de l'ensemble de la communauté benthique.

Il faut tenir compte de deux facteurs importants lorsqu'on utilise l'ITO pour évaluer l'état trophique d'un lac. D'abord, en raison de la répartition différente de chaque espèce d'oligochètes en fonction de la profondeur, la plupart des espèces qui tolèrent l'enrichissement organique se trouvent à moins de 70 m de profondeur (Burlakova et *al.*, 2018b). Ensuite, certaines stations benthiques ont été délibérément placées près de l'embouchure de grands affluents qui transportent de grandes quantités de matières organiques dans les lacs (Barbiero et *al.*, 2018); de nombreuses stations en zone littorale se classent donc comme eutrophes. Le rapport entre les stations en zone littorale (≤ 70 m) et celles au large varie selon le lac (100 % au lac Érié, 56 % au lac Michigan, 45 % au lac Huron, 44 % au lac Ontario, et 18 % au lac Supérieur); il pourrait donc aussi influer sur la valeur globale de l'ITO et sur nos estimations de l'état trophique des lacs.

Information supplémentaire

La biosurveillance des invertébrés benthiques est depuis longtemps un outil de choix pour évaluer les impacts anthropiques sur les écosystèmes aquatiques en raison de la longévité relative des espèces, de leur mobilité limitée et de leur large éventail de tolérances aux facteurs de stress environnementaux. La présence en abondance d'espèces benthiques tolérantes à la pollution indique que l'habitat est dégradé. Une hausse de la diversité des espèces et une baisse de l'abondance des espèces tolérantes à la pollution indiquent que l'habitat recouvre la santé. De plus, la production secondaire benthique joue un rôle central pour soutenir la production des niveaux trophiques supérieurs, représentant plus de la moitié de l'alimentation totale des poissons communs des lacs tempérés du nord de l'Amérique du Nord (Vander Zanden et Vadeboncoeur, 2002). La communauté benthique constitue un bon indicateur de la santé globale de l'écosystème, car elle intègre les qualités de l'eau, des sédiments et de l'habitat. Les changements dans la communauté benthique correspondent étroitement aux changements dans la productivité globale du système.

Le sous-indicateur des oligochètes utilisé pour le rapport sur l'État des Grands Lacs évalue l'état trophique des lacs et peut indiquer des pressions causées par un enrichissement en matières organiques. La plupart des stations qui ont présenté une eutrophisation à la hausse se trouvent près de grandes embouchures de rivières, ce qui porte à croire que des mesures de réduction de la pollution dans les bassins versants des rivières permettraient d'améliorer la qualité de l'eau et des sédiments à ces stations. L'ITO ne tient pas compte d'autres pressions comme les espèces envahissantes, les changements climatiques régionaux, les variations des niveaux d'eau et les contaminants toxiques ou autres. La tendance de l'ITO à diminuer avec la profondeur (en raison de l'absence d'espèces tolérantes à la pollution à plus de 70 m de profondeur) peut influer sur les valeurs de l'indice à l'échelle du lac, selon le rapport entre les stations en eau profonde et en eau peu profonde échantillonnées dans chaque lac. Les espèces non indigènes qui ont une forte incidence sur les écosystèmes d'eau douce (p. ex. *Dreissena* spp.) peuvent modifier la composition et l'abondance des communautés benthiques (ce qui influe sur l'évolution des indices benthiques), ainsi que la réaction des communautés à l'état trophique.

Il y a une prise de conscience émergente de l'importance des processus et des voies benthiques dans le contexte panlacustre (Vander Zanden et Vadeboncoeur, 2002). Une récente analyse de la dynamique à long terme des principaux niveaux trophiques dans les Grands Lacs laurentiens a révélé une bien plus grande prévalence de la régulation ascendante depuis 1998, en raison de la baisse à long terme des apports de phosphore total et de la prolifération récente de dreissénidées non indigènes (Bunnell *et al.*, 2013). Le *Dreissena polymorpha* et le *D. rostriformis bugensis*, bivalves filtreurs originaires de la région pontocaspienne, sont d'importants ingénieurs de l'écosystème qui influent sur des composantes abiotiques (p. ex. en augmentant la clarté de l'eau et en modifiant le cycle des éléments nutritifs) et biotiques (p. ex. en réduisant l'abondance du phytoplancton et du microzooplancton, en favorisant les algues benthiques et les macrophytes et en provoquant des changements dans la communauté benthique) de l'écosystème (Karatayev *et al.*, 1997, 2002; Higgins et Vander Zanden, 2010; Burlakova *et al.*, 2018b). Les tissus et les coquilles des dreissénidées contiennent désormais autant de phosphore que l'ensemble des colonnes d'eau des Grands Lacs touchés, et les moules sont devenues des agents majeurs du cycle du phosphore, neutralisant ou éclipsant les effets de la charge externe (Li *et al.*, 2021). L'activité de filtration, le dépôt de sédiments et l'habitat fourni par les dreissénidées influent directement sur l'abondance et la composition de la communauté de macroinvertébrés benthiques en favorisant les prédateurs épifauniques, les détritivores et les collecteurs, tout en remplaçant les organismes filtreurs indigènes (p. ex. Karatayev *et al.*, 1997, 2002; Burlakova *et al.*, 2012; Ward et Ricciardi, 2007; Higgins et Vander Zanden, 2010). Cependant, la plupart des changements dans la structure de la communauté benthique à la suite de l'invasion de dreissénidées sont décrits pour la zone littorale où abondent des espèces épifauniques, tandis que les changements de la communauté endofaunique dans les

zones profondes sont mal compris (Burlakova et *al.*, 2014; Karatayev et *al.*, 2015). Après l'invasion des *Dreissena*, l'abondance des taxons autres que les dreissénidées (p. ex. *Diporeia*, sphaeriidés) a diminué dans les habitats profonds (Nalepa et *al.*, 2007, 2009; synthèse de Karatayev et *al.*, 2015), où les moules quagga concurrencent la plupart des invertébrés indigènes pour l'espace et les ressources alimentaires. Cette situation est peut-être le résultat d'effets pansystémiques (p. ex. effet d'interception d'aliments, entraînant une forte baisse des proliférations printanières de phytoplancton) par opposition aux effets locaux des *Dreissena* (p. ex. enrichissement des sédiments par des biodépôts). L'effet résultant qu'exerce *Dreissena* sur la communauté d'oligochètes peut induire des changements de l'ITO qui ne correspondent pas aux changements de l'état trophique de l'écosystème. Par conséquent, il faut davantage de données sur les effets des dreissénidées sur la composition et l'abondance des espèces d'invertébrés benthiques dans les zones profondes par opposition aux zones littorales, pour comprendre entièrement les effets des dreissénidées sur les communautés benthiques.

Le nombre de stations permanentes échantillonnées par le GLNPO de l'EPA permet de réaliser un programme de surveillance benthique rentable chaque année. Des échantillonnages moins fréquents (aux cinq ans), mais plus spatialement explicites de tous les Grands Lacs sont effectués pendant les années de terrain de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS) afin d'évaluer les changements dans la diversité et l'abondance des communautés benthiques. Ces échantillonnages de stations historiques et d'autres stations préoccupantes à l'échelle des lacs permettent de surveiller la diversité, la densité et la biomasse de la communauté benthique dans chaque lac et d'estimer les changements dans les populations d'espèces indicatrices envahissantes et indigènes (p. ex., dreissénidées, *Hexagenia*, *Diporeia*; Mehler et *al.*, 2020; Karatayev et *al.*, sous presse; Burlakova et *al.*, sous presse).

Les valeurs du sous-indicateur du benthos représentatives de la zone littorale sont très importantes, car la communauté benthique de la zone littorale est plus diversifiée et touchée plus rapidement et plus directement (que la communauté benthique au large) par les apports, notamment d'éléments nutritifs, des bassins versants adjacents. Il faudrait cependant mettre au point différents indicateurs et indices pour évaluer l'état et les tendances des communautés benthiques des zones littorales, puisque bon nombre de ces zones n'abritent pas les espèces d'oligochètes sur lesquels se fonde le calcul de l'indice benthique (ITO) actuellement utilisé pour les rapports sur l'état des Grands Lacs. En outre, l'indice actuel ne permet pas d'évaluer l'état et les tendances de l'ensemble de la communauté benthique ainsi que le rôle joué par cette dernière dans les réseaux trophiques.

Remerciements

Auteurs

Lyubov Burlakova, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY

Alexander Karatayev, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY

Allison Hrycik, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY

Anne Scofield, U.S. EPA, Great Lakes National Program Office, Chicago, IL

Richard Barbiero, GDIT, Chicago, IL

Susan Daniel, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY

Elizabeth Hinchey, U.S. EPA, Great Lakes National Program Office, Chicago, IL

Matthew Pawlowski, U.S. EPA, Great Lakes National Program Office, Chicago, IL

Collaborateurs

Julie E. Lietz, GDIT, Chicago, IL

Sources d'information

Bunnell, D. B., R. P. Barbiero, S. A. Ludsin, C. P. Madenjian, G. J. Warren, D. M. Dolan, T. O. Brenden, R. Briland, O. T. Gorman, J. X. He, T. H. Johengen, B. F. Lantry, B. M. Lesht, T. F. Nalepa, S. C. Riley, C. M. Riseng, T. J. Treska, I. Tsehaye, M. G. Walsh, D. M. Warner, et B. C. Weidel. 2013. Changing Ecosystem Dynamics in the Laurentian Great Lakes: Bottom-Up and Top-Down Regulation. BioScience. 64:26-39.

Burlakova, L. E., A. Y. Karatayev, et V. A. Karatayev. 2012. Invasive mussels induce community changes by increasing habitat complexity. Hydrobiologia 685: 121-134.

Burlakova, L. E., A. Y. Karatayev, C. Pennuto, et C. M. Mayer. 2014. Changes in Lake Erie benthos over the last 50 years: historical perspectives, current status, and main drivers. J. Great Lakes Res. 40: 560-573.

Burlakova, L.E., K. E. Kovalenko, K. L. Schmude, R. P. Barbiero, A. Y. Karatayev, et B. M. Lesht. 2018a. Development of new indices of Great Lakes water quality based on profundal benthic communities. J. Great Lakes Res. 44: 618-628.

Burlakova, L. E., R. P. Barbiero, A. Y. Karatayev, S. E. Daniel, E. K. Hinchey, et G. J. Warren. 2018b. The benthic community of the Laurentian Great Lakes: analysis of spatial gradients and temporal trends from 1998 to 2014. J. Great Lakes Res. 44: 600-617. Accès libre. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.04.008

Burlakova, L. E., A. Y. Karatayev, A. R. Hrycik, S. E. Daniel, K. Mehler, L. G. Rudstam, J. M. Watkins, R. Dermott, J. Scharold, A. K. Elgin, et T. F. Nalepa. Sous presse. Six decades of Lake Ontario ecological history according to benthos. Journal of Great Lakes Research. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.03.006

Cook, D. G., et M. G. Johnson. 1974. Benthic macroinvertebrates of the St. Lawrence Great Lakes. J. Fish. Res. Bd. Can. 31: 763-782.

Conroy, J. D., D. D. Kane, D. M. Dolan, W. J. Edwards, M. N. Charlton, et D. A. Culver. 2005. Temporal trends in Lake Erie plankton biomass: roles of external phosphorus loading and dreissenid mussels. J. Great Lakes Res. 31: 89-110.

Evans, M. A., G. Fahnenstiel, et D. Scavia, 2011. Incidental oligotrophication of North American Great Lakes. Environmental Science & Technology 45 (8), 3297-3303.

Howmiller, R. P., et M. A. Scott. 1977. An environmental index based on relative abundance of oligochaete species. J. Water Pollut. Con. F. 46: 809-815.

Higgins, S. N., et M. J. Vander Zanden. 2010. What a difference a species makes: a meta-analysis of dreissenid mussel impacts on freshwater ecosystems. Ecol. Monogr. 80: 179-196.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova, et D. K. Padilla. 1997. The effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in eastern Europe. J. Great Lakes Res.16: 187-203.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova et D. K. Padilla. 2002. Impacts of zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers. Pages 433-446 *in* E. Leppakoski, S. Gollach, and S. Olenin, editors. Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management. Kluwer Academic Publishers, Dordreicht, The Netherlands.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova, C. Pennuto, J. Ciborowski, V. A. Karatayev, P. Juette et M. Clapsadl. 2014. Twenty five years of changes in *Dreissena* spp. populations in Lake Erie. J. Great Lakes Res. 40: 550-559.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova et D. K. Padilla. 2015. Zebra versus quagga mussels: A review of their spread, population dynamics and ecosystem impacts. Hydrobiologia 746: 97–112.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova, K. Mehler, A. K. Elgin, L. G. Rudstam, J. M. Watkins et M. Wick. Dreissena in Lake Ontario 30 years post-invasion. Journal of Great Lakes Research. Sous presse. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.11.010

Krieger, K. A. 1984. Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental degradation in the southern nearshore zone of the central basin of Lake Erie. J. Great Lakes Res. 10(2): 197-209.

Lauritsen, D. D., S. C. Mozley et D. S. White. 1985. Distribution of oligochaetes in Lake Michigan and comments on their use as indices of pollution. J. Great Lakes Res. 11(1): 67-76.

Li, J., V. Ianaiev, A. Huff, J. Zalusky, T. Ozersky et S. Katsev. 2021. Benthic invaders control the phosphorus cycle in the world's largest freshwater ecosystem. PNAS 118 (6): e2008223118.

Madenjian, C. P., S. A. Pothoven, P. J. Schneeberger, M. P. Ebener, L. C. Mohr, T. F. Nalepa et J. R. Bence. 2010. Dreissenid mussels are not a "dead end" in Great Lakes food webs. J. Great Lakes Res. 36, 73-77.

Mehler, K., L. E. Burlakova, A. Y. Karatayev, A. K. Elgin, T. F. Nalepa, C. P. Madenjian et E. Hinchey. 2020. Long-term trends of Lake Michigan benthos with emphasis on the southern basin. Journal of Great Lakes Research 46:528-537.

Milbrink, G. A. 1983. An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. Hydrobiologia 102:89-97.

Mozley, S. C., et Howmiller, R. P. 1977. Benthos of Lake Michigan. Argonne Nat. Lab. Rept. ANL/ES-40, 6, 148 pp.

Nalepa, T. F., D. L. Fanslow, S. A. Pothoven, A. J. Foley et G. A. Lang. 2007. Long-term trends in benthic macroinvertebrate populations in Lake Huron over the past four decades. J. Great Lakes Res. 33: 421-436.

Nalepa, T. F., D. L. Fanslow et G. A. Lang. 2009. Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia* spp. to the invasive mussel *Dreissena rostriformis bugensis*. Freshwater Biol. 54: 466-479.

Patterson, M. W. R., J. J. H. Ciborowski et D. R. Barton. 2005. The distribution and abundance of *Dreissena* species (Dreissenidae) in Lake Erie, 2002. J. Great Lakes Res. 31, Suppl. 2: 223-237.

Richards, R.P., Baker, D.B., Crumrine, J.P., Stearns, A.M., 2010. Unusually large loads in 2007 from the Maumee and Sandusky Rivers, tributaries to Lake Erie. J. Soil Water Conserv. 65: 450–462.

Riseng, C., G. Carter, K. Schmude, S. Adlerstein et R. Barbiero. 2014. Benthos Diversity and Abundance. *In*: State of the Great Lakes 2011. Environment Canada and the U.S. Environmental Protection Agency. Cat No. En161-3/1-2011E-PDF. EPA 950-R-13-002, p. 89-94. Accessible à l'adresse https://binational.net/wp-content/uploads/2014/11/sogl-2011-technical-report-en.pdf

Schloesser, D. W., K. A. Krieger, J. J. H. Ciborowski et L. D. Corkum. 2000. Recolonization and possible recovery of burrowing mayflies (Ephemeroptera: Ephemeridae: *Hexagenia* spp.) in Lake Erie of the Laurentian Great Lakes. J. Aquatic Ecosyst. Stress Recovery 8: 125-141.)

Scavia, D., J. David Allan, K. K. Arend, et *al.* 2014. Assessing and addressing the re-eutrophication of Lake Erie: Central basin hypoxia. J. Great Lakes Res. 40: 226-246.

Vander Zanden, M. J., et Y. Vadeboncoeur. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. Ecology 83: 2152-2161.

Ward, J. M., et A. Ricciardi. 2007. Impacts of *Dreissena* invasions on benthic macroinvertebrate communities: a meta-analysis. Divers. Distrib. 13: 155-165.

Liste des tableaux

Tableau 1. Classements trophiques de lumbriculidés et tubificidés matures.

Liste des figures

Figure 1. Diagramme de dispersion des valeurs de l'indice trophique des oligochètes modifié de Milbrink (1983) obtenues lors des relevés d'été de 1998 à 2019 du GLNPO. Les valeurs inférieures à 0,6 indiquent des conditions oligotrophes (ligne bleue), les valeurs de 0,6 à 1,0 des conditions mésotrophes (ligne rouge), et les valeurs supérieures à 1 des conditions eutrophes. Les points de données représentent la moyenne de trois échantillons prélevés à chaque station d'échantillonnage; les spécimens immatures ont été inclus dans l'analyse pour le calcul de la densité totale utilisée pour déterminer le coefficient c, mais seuls les spécimens matures ont servi à calculer le nombre d'individus appartenant à chaque groupe écologique d'oligochètes (voir la description du calcul de l'indice à la section Mesure).
Source : Données benthiques recueillies par le GLNPO de l'U.S. EPA de 1998 à 2019.

Figure 2. Carte des Grands Lacs montrant l'état trophique moyen calculé à chaque station d'échantillonnage pour la période 2017-2019. L'état trophique est fondé sur l'indice trophique des oligochètes modifié de Milbrink (1983).

Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 2017 à 2019.

Figure 3. Carte des Grands Lacs montrant les tendances de l'état trophique des stations de 1998 à 2019. Les stations qui ne présentent pas de changement significatif de l'indice trophique des oligochètes avec le temps (« aucun changement », $P > 0,10$, régression linéaire) ainsi que celles qui présentent une tendance significative (« eutrophisation accrue » ou « oligotrophisation accrue », $P < 0,05$) sont indiquées.

Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 1998 à 2019.

Figure 4. Tendances de la densité surfacique benthique (panneaux du bas) et de la densité surfacique en pourcentage (panneaux du haut) des grands groupes taxonomiques dans les Grands Lacs (1998-2019). Ces valeurs n'incluent pas les *Dreissena* spp., qui ont fait l'objet d'une surveillance seulement après 2003, et les bivalves comprennent uniquement les sphaeriidés. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type.

Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 1998 à 2019.

Figure 5. Biomasse surfacique absolue et en pourcentage du benthos par grand groupe taxonomique à l'exclusion des *Dreissena* spp. (panneaux du bas et du milieu) et biomasse surfacique des *Dreissena* spp. (panneau du haut) à des stations de 2017 à 2019 (moyenne). Les barres d'erreur représentent l'erreur-type. Les bivalves dans le diagramme du bas incluent seulement les sphaeriidés.

Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 2017 à 2019.

Figure 6. Changements dans la densité (2003-2019) des moules dreissénidées dans les lacs Érié, Michigan, Ontario, et Huron. Aucune population de moules dreissénidées n'est établie dans le lac Supérieur. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type.

Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 2003 à 2019.

Dernière mise à jour

Rapport État des Grands Lacs 2022

CODE	GENRE	ESPÈCE	Classe trophique	Source	Commentaires
RHYCOCC	*Rhyacodrillus*	*coccineus*	0	Howmiller et Scott, 1977	Même classement que dans Krieger (1984) et Lauritsen *et al.* (1985)
TASAMER	*Tasserkidrilus*	*americanus*	0	Howmiller et Scott, 1977	Anciennement *T. kessleri* dans Lauritsen *et al.* (1985) et Krieger (1984)
LIMPROF	*Limnodrilus*	*profundicola*	0	Howmiller et Scott, 1977	Même classement que dans Krieger (1984) et Lauritsen
RHYMONT	*Rhyacodrilus*	*montana*	0	Krieger, 1984	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
RHYSP	*Rhyacodrilus*	*spp.*	0	Krieger, 1984	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
SPINIKO	*Spirosperma*	*nikolskyi*	0	Krieger, 1984	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
STYHERI	*Stylodrilus*	*heringianus*	0	Howmiller et Scott, 1977	Toutes les sources s'entendent sur le classement de ce taxon.
TASSUPE	*Tasserkidrilus*	*superiorensis*	0	Krieger 1984	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
AULAMER	*Aulodrilus*	*americanus*	1	Howmiller et Scott, 1977	Classement fondé sur *Aulodrilus* sp.
AULLIMN	*Aulodrilus*	*limnobius*	1	Milbrink 1983	
AULPIGU	*Aulodrilus*	*pigueti*	1	Milbrink 1983	
ILYTEMP	*Ilyodrilus*	*templetoni*	1	Krieger 1984	Même classement que dans Milbrink (1983) et Lauritsen *et al.* (1985) Lauritsen et al. 1985
ISOFREY	*Isochaetides*	*freyi*	1	Krieger 1984	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
SPIFERO	*Spirosperma*	*ferox*	1	Howmiller et Scott, 1977	Même classement que dans Krieger (1984) et Lauritsen *et al.* (1985)
AULPLUR	*Aulodrilus*	*pluriseta*	2	Milbrink 1983	
LIMANGU	*Limnodrilus*	*angustipenis*	2	Howmiller et Scott, 1977	
LIMCERV	*Limnodrilus*	*cervix*	2	Howmiller et Scott, 1977	Comme dans Milbrink (1983)
LIMCECL	*Limnodrilus*	*cervix/*	2	Howmiller et Scott, 1977	Comme dans Milbrink (1983)
LIMCLAP	*Limnodrilus*	*claparedeianus*	2	Howmiller et Scott, 1977	Comme dans Milbrink (1983)
LIMMAUM	*Limnodrilus*	*maumeensis*	2	Howmiller et Scott, 1977	
LIMUDEK	*Limnodrilus*	*udekemianus*	2	Howmiller et Scott, 1977	Comme dans Milbrink (1983)
POTBEDO	*Potamothrix*	*bedoti*	2	Milbrink, 1983	
POTMOLD	*Potamothrix*	*moldaviensis*	2	Milbrink, 1983	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
POTVEJD	*Potamothrix*	*vejdovskyi*	2	Milbrink, 1983	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
QUIMULT	*Quistadrilus*	*multisetosus*	2	Howmiller et Scott, 1977	
LIMHOFF	*Limnodrilus*	*hoffmeisteri*	3	Milbrink, 1983	Diffère du classement dans Lauritsen *et al.* (1985)
TUBTUBI	*Tubifex*	*tubifex*	0 ou 3	Milbrink, 1983	Le classement dépend des densités de LIMHOFF et de STYHERI et de la densité totale des oligochètes.

Tableau 1. Classements trophiques de lumbriculidés et tubificidés matures d'après Howmiller et Scott (1977) et Milbrink (1983) avec ajouts de Krieger (1984) et de Lauritsen et *al.* (1985). Lorsque les classements de Milbrink différaient de ceux de Howmiller et Scott, ces derniers ont été utilisés. Les espèces sont classées en quatre catégories écologiques correspondant à leur tolérance à la pollution organique, de 0 (intolérante à l'enrichissement organique) à 3 (tolérante à l'enrichissement). Source : Riseng et *al.*, 2014.

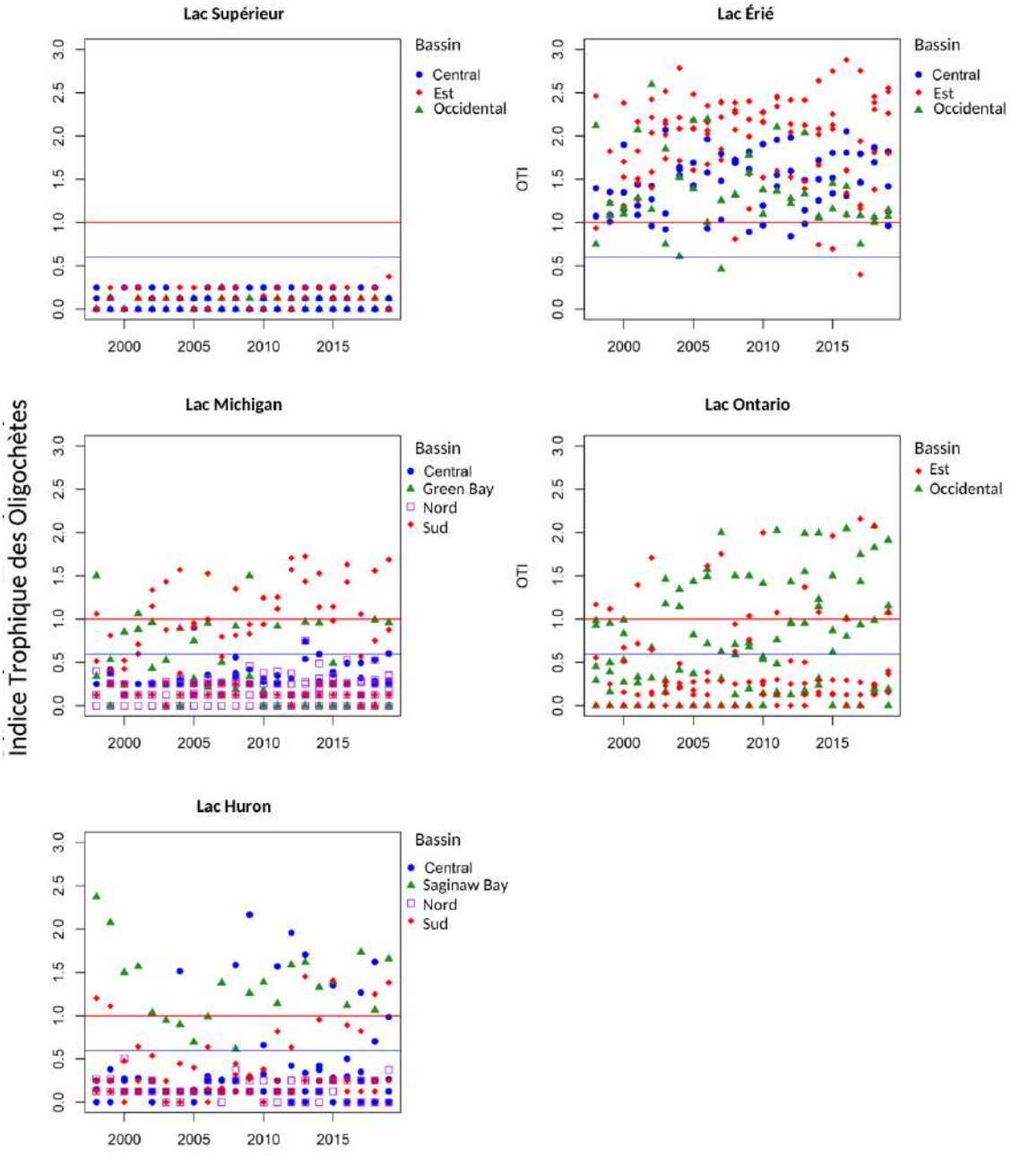


Figure 1. Diagramme de dispersion des valeurs de l'indice trophique des oligochètes modifié de Milbrink (1983) obtenues lors des relevés d'été de 1998 à 2019 du GLNPO. Les valeurs inférieures à 0,6 indiquent des conditions oligotrophes (ligne bleue), les valeurs de 0,6 à 1,0 des conditions mésotrophes (ligne rouge), et les valeurs supérieures à 1 des conditions eutrophes. Les points de données représentent la moyenne de trois échantillons prélevés à chaque station d'échantillonnage; les spécimens immatures ont été inclus dans l'analyse pour le calcul de la densité totale utilisée pour déterminer le coefficient c, mais seuls les spécimens matures ont servi à calculer le nombre d'individus appartenant à chaque groupe écologique d'oligochètes (voir la description du calcul de l'indice à la section Mesure). Source : Données benthiques recueillies par le GLNPO de l'U.S. EPA de 1998 à 2019.

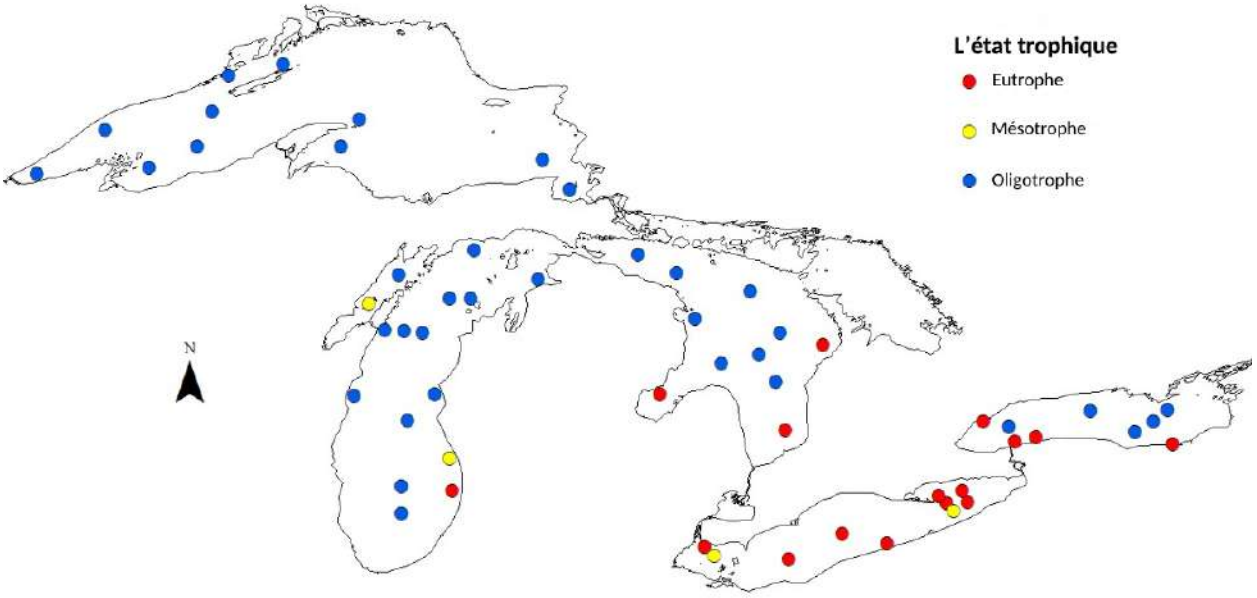


Figure 2. Carte des Grands Lacs montrant l'état trophique moyen calculé à chaque station d'échantillonnage pour la période 2017-2019. L'état trophique est fondé sur l'indice trophique des oligochètes modifié de Milbrink (1983). Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 2017 à 2019.

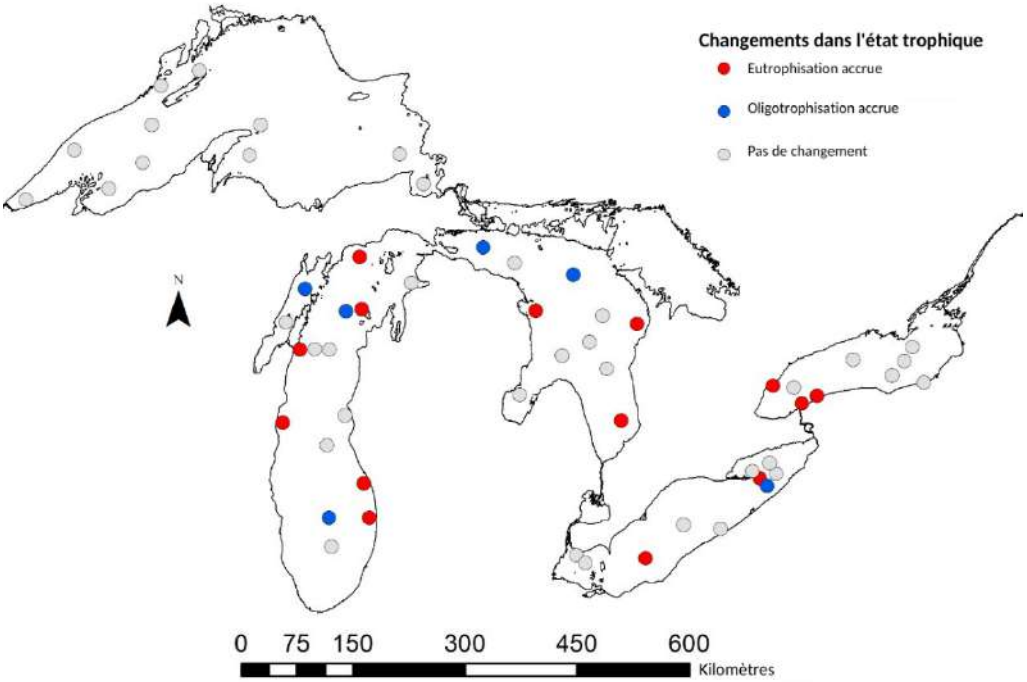


Figure 3. Carte des Grands Lacs montrant les tendances de l'état trophique des stations de 1998 à 2019. Les stations qui ne présentent pas de changement significatif de l'indice trophique des oligochètes avec le temps (« aucun changement », $P > 0,10$, régression linéaire) ainsi que celles qui présentent une tendance significative (« eutrophisation accrue » ou « oligotrophisation accrue », $P < 0,05$) sont indiquées. Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 1998 à 2019.

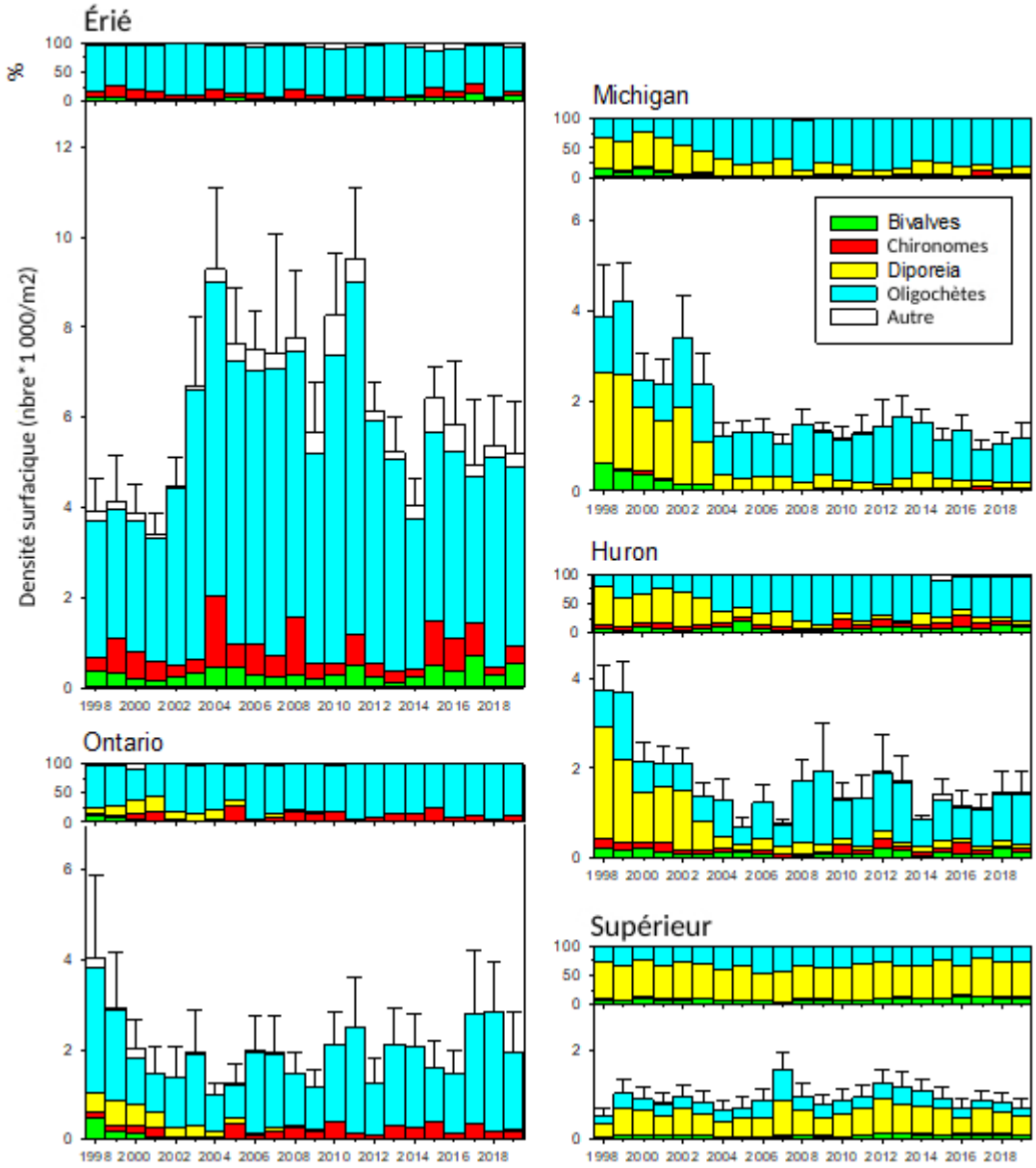


Figure 4. Tendances de la densité surfacique benthique (panneaux du bas) et de la densité surfacique en pourcentage (panneaux du haut) des grands groupes taxonomiques dans les Grands Lacs (1998-2019). Ces valeurs n'incluent pas *Dreissena* spp., qui a fait l'objet d'une surveillance seulement après 2003, et les bivalves comprennent uniquement les sphaeriidés. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type.
Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 1998 à 2019.

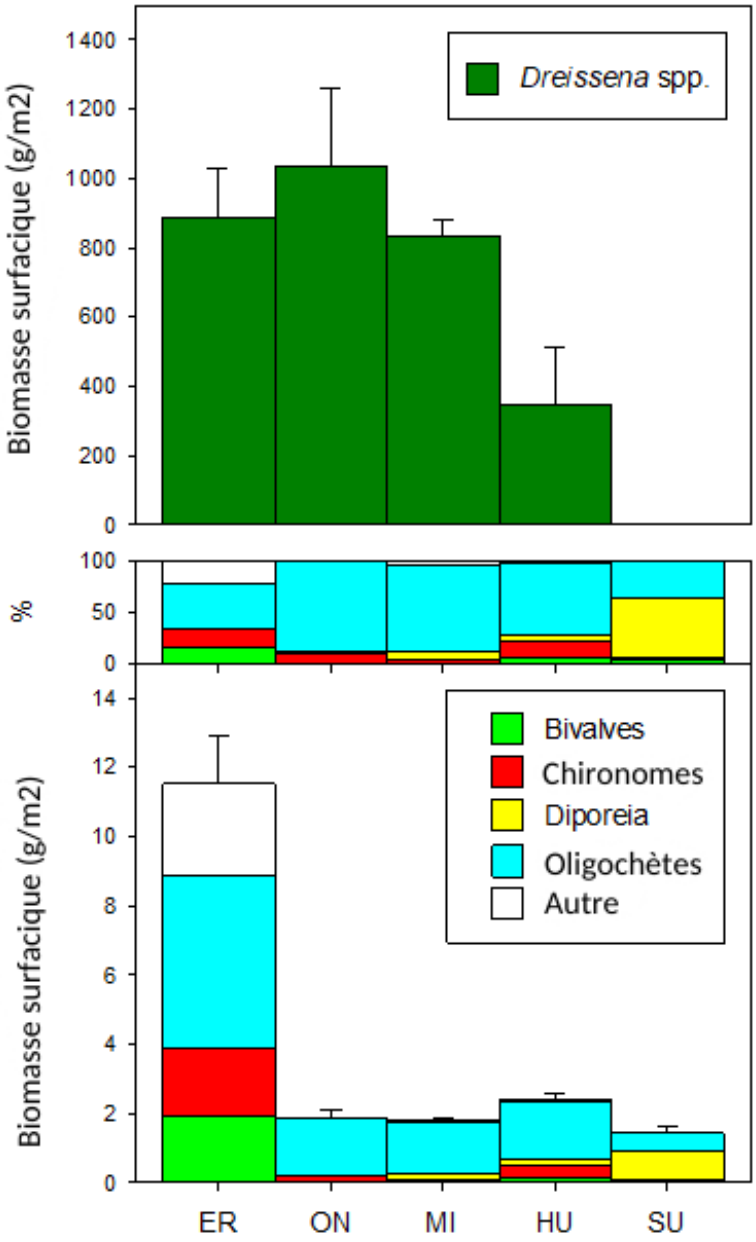


Figure 5. Biomasse surfacique absolue et en pourcentage du benthos par grand groupe taxonomique à l'exclusion des *Dreissena* spp. (panneaux du bas et du milieu) et biomasse surfacique des *Dreissena* spp. (panneau du haut) à des stations de 2017 à 2019 (moyenne). Les barres d'erreur représentent l'erreur-type. Les bivalves dans le diagramme du bas incluent seulement les sphaeriidés. Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 2017 à 2019.

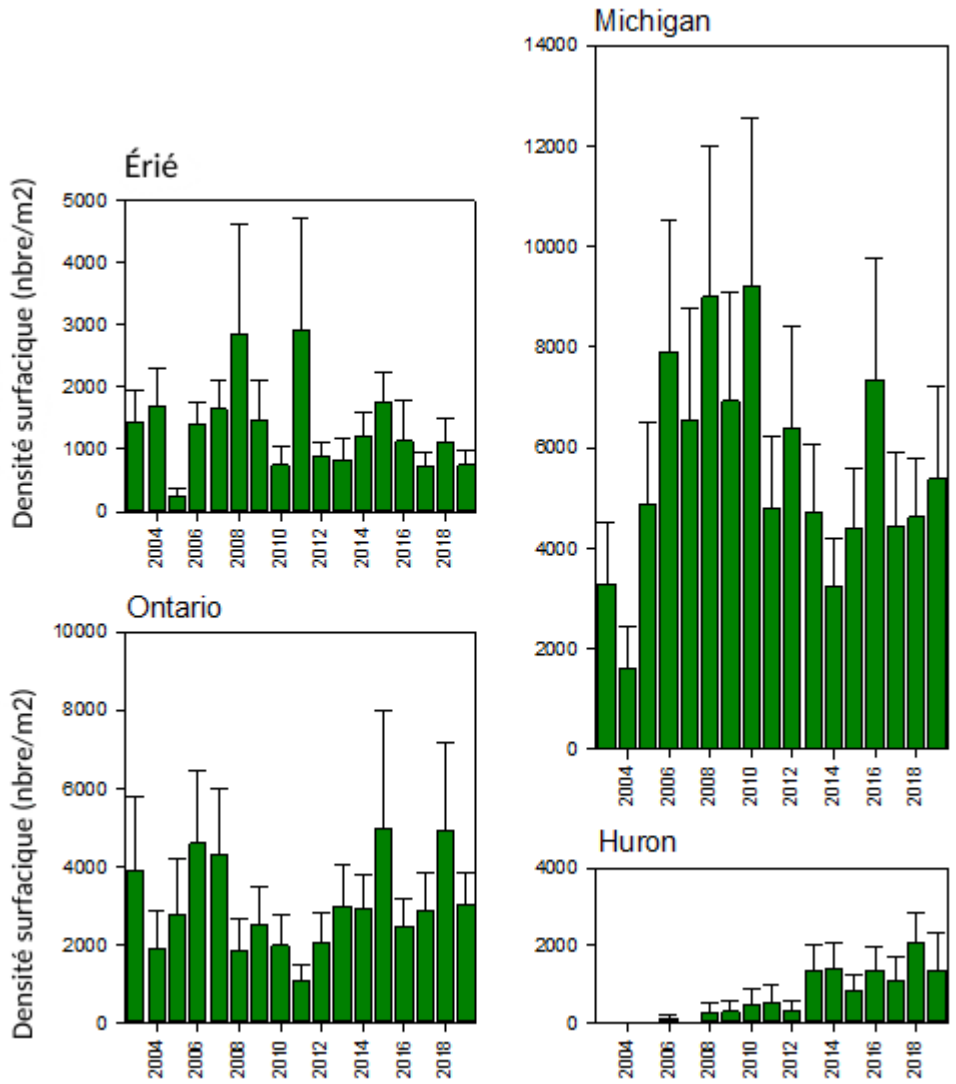


Figure 6. Changements dans la densité (2003-2019) des moules dreissénidées dans les lacs Érié, Michigan, Ontario, et Huron. Aucune population de moules dreissénidées n'est établie dans le lac Supérieur. Les barres d'erreur représentent l'erreur-type. Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 2003 à 2019.

Sous-indicateur : *Diporeia*

Évaluation globale

État : Médiocre

Tendances :

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (1972-2020) : Se détériore

Justification : Des espèces du genre *Diporeia* étaient autrefois les invertébrés benthiques dominants dans les Grands Lacs, mais leurs populations ont connu un déclin rapide à partir des années 1990. Depuis cette époque, leur déclin s'est poursuivi, et les densités de *Diporeia* restent faibles dans les lacs Michigan, Huron et Ontario. Leur abondance dans le lac Supérieur est variable dans le temps, avec une tendance globale au déclin dans les eaux sublittorales, mais le niveau des effectifs des populations reste bon au large et à l'échelle des lacs. Les *Diporeia* sont actuellement extrêmement rares dans le lac Érié; en fait, elles sont peut-être proches de la disparition. Dans tous les lacs où les populations de *Diporeia* ont diminué, leur abondance réduite est devenue manifeste quelques années après l'établissement de moules de la famille des Dreissénidés, bien qu'un lien causal entre ces moules et les diminutions des *Diporeia* soit difficile à établir. Les données présentées ici sont principalement fondées sur des relevés panlacustres effectués au fil du temps par l'Environmental Protection Agency (EPA) et la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis, et le ministère canadien des Pêches et des Océans (MPO). Depuis 2002, les relevés benthiques panlacustres font partie des activités de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS), qui ont lieu tous les cinq ans, dans chaque lac, à tour de rôle. Comme nouveauté dans ce cycle de rapports, notons les données d'évaluations régionales et celles du Nearshore Great Lakes Monitoring Network du ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs (MEPP) de l'Ontario, de 1992 à 2016 (https://data.ontario.ca/dataset/benthic-invertebrate-community-great-lakes-nearshore-areas).

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans (2006-2016) : Inchangée

Tendance à long terme (1973-2016) : Inchangée

Justification : La surveillance à long terme et les études de la répartition montrent qu'il existe des variations temporelles importantes avec une tendance à la baisse de la densité à certaines stations sublittorales américaines entre 1994 et 2016 (figure 1). Toutefois, l'on ne considère pas que l'état de la population « se détériore », malgré les déclins observés, car la densité de *Diporeia*, tant près du rivage (eaux dont la profondeur est définie dans ce cas comme étant inférieure ou égale à 100 mètres) qu'au large, demeure supérieure au seuil recommandé par l'Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Les activités de surveillance des eaux sublittorales canadiennes en 1992, 1999, 2005 et 2011 ont permis d'observer régulièrement des densités élevées de *Diporeia* (variant de 950 à 1 885 individus/m^2; MEPP), qui sont comparables aux densités observées de 1994 à 2003 (figure 1). Des *Diporeia* sont régulièrement observées partout dans le lac et demeurent l'organisme benthique le plus

abondant (Mehler et *al.*, 2018). De plus, les variations constatées en 2006, en 2011 et en 2016 peuvent se situer dans la fourchette de la variabilité naturelle de la population des *Diporeia*, mais il faudra plus de données de surveillance de la population (Scharold et Corry, 2019). Le prochain relevé panlacustre de l'ICSS est prévu pour 2021.

Lac Michigan

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans (2005-2015) : Se détériore

Tendance à long terme (1981-2020) : Se détériore

Justification : L'abondance des *Diporeia* continue de diminuer dans le lac Michigan. Un relevé à l'échelle du lac effectué en 2015 a révélé que les *Diporeia* sont encore extrêmement rares à une profondeur de moins de 90 m dans l'ensemble du lac (figure 2). À plus de 90 m de profondeur, son abondance a diminué de 58 % par rapport à 2005 et se situe à un niveau semblable à celui de 2010 (figure 3). Des relevés annuels récents (2010-2020) effectués dans la seule région méridionale du lac Michigan révèlent que les densités de *Diporeia* sont essentiellement nulles à moins de 90 m de profondeur et qu'elles sont faibles et variables à plus de 90 m de profondeur (figures 4 et 5; Nalepa et *al.*, 2014, 2020). Aucune *Diporeia* n'a été trouvée en 2019 et en 2020 au site unique (à une profondeur de 129 m) où elles ont été observées régulièrement dans le sud du lac Michigan dans le passé. Le prochain relevé benthique panlacustre de l'ICSS est prévu pour 2021.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans (2007-2017) : Se détériore

Tendance à long terme (1972-2017) : Se détériore

Justification : L'abondance des *Diporeia* continue de diminuer dans le lac Huron. Le plus récent relevé panlacustre a été effectué en 2017, et l'abondance avait encore diminué comparativement au niveau où elle se situait lors d'un relevé semblable fait en 2012 (figures 2, 3 et 6). La densité moyenne dans le bassin principal en 2017 était de 3 individus par m^2 à 31-90 m de profondeur, et de 161 individus par m^2 à une profondeur de plus de 90 m (Karatayev et *al.*, 2020). Les activités de surveillances des eaux sublittorales canadiennes dans le bassin principal dont le dernier rapport sur les *Diporeia* date de 2002 (630 individus/m^2), n'ont permis de relever aucune observation depuis, en 2009 et en 2015 (MEPP). En 2017, la densité moyenne de *Diporeia* dans le chenal nord était de 175 individus par m^2, une densité comparable à celle observée à une profondeur de plus de 90 m dans le bassin principal, mais à 51-90 m dans la baie Georgienne, la densité (2/m^2) était bien plus faible (Karatayev et *al.*, 2020). Les données canadiennes ont révélé des densités modérées de *Diporeia* dans les eaux sublittorales de la baie Georgienne (variant de 158 individus/m^2 en 1996 à 395/m^2 en 2015), des diminutions dans les eaux sublittorales du chenal nord où la densité est passée de 2 563 individus/m^2 en 1996 à 4/m^2 en 2011, et aucune présence de *Diporeia* dans la rivière Sainte-Marie, sauf pour quelques spécimens recueillis dans un site en 1999 (MEPP). Le prochain relevé benthique panlacustre de l'ICSS est prévu pour 2022.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans (2009-2019) : Inchangée

Tendance à long terme (1978-2019) : Se détériore

Justification : Parce que les eaux y sont peu profondes et chaudes, les *Diporeia* ne fréquentent pas naturellement le bassin occidental et la plus grande partie du bassin central. L'abondance des *Diporeia* diminue dans le bassin oriental depuis le début des années 1990 (Dermott et Kerec, 1997); des individus de ce genre n'y ont plus été observés depuis 1998, selon une étude (Barbiero et *al.*, 2011). Les activités de surveillance des eaux sublittorales canadiennes ont permis de trouver un seul spécimen en 2010 dans le bassin centre nord du lac Érié, mais aucun avant ni depuis cette année-là, et aucune *Diporeia* n'a été trouvée dans la rivière Sainte-Claire, le lac Sainte-Claire et la rivière Détroit (MEPP). Cette tendance a été confirmée par le fait qu'il n'y a eu aucune *Diporeia* observée dans les relevés panlacustres de 2014 (Burlakova et *al.*, 2017; Schloesser et *al.*, 2017) et de 2019 (Burlakova, données inédites). Le prochain relevé benthique panlacustre de l'ICSS est prévu pour 2024.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans (2008-2018) : Inchangée

Tendance à long terme (1994-2018) : Se détériore

Justification : Les densités des *Diporeia* demeurent faibles dans le lac Ontario (figures 2 et 3). Le relevé panlacustre du lac Ontario effectué en 2013 et en 2018 n'a permis d'observer qu'un seul individu chaque année (à des profondeurs des sites de plus de 150 m) parmi les 45 à 55 sites échantillonnés (Nalepa et Baldridge, 2016; Karatayev et *al.*, 2021). Les relevés dans les eaux sublittorales canadiennes ont révélé que les densités de *Diporeia* étaient faibles (< 30 individus/m^2) dans quatre sites couvrant l'ensemble du lac Ontario en 1994, qu'il y avait quelques individus dans un site en 1997 et qu'aucun n'a été observé depuis (MEPP). De plus, aucune *Diporeia* n'a été trouvée dans les relevés des eaux sublittorales du port de Hamilton, de la baie de Quinte et du fleuve Saint-Laurent (MEPP). La surveillance supplémentaire du milieu benthique effectuée par l'USGS a permis d'identifier un site profond (95 m) dans l'ouest du lac Ontario où les effectifs de *Diporeia* sont peu élevés, mais stables (B. Weidel, comm. pers.). Aussi, un petit nombre de *Diporeia* a été trouvé dans les relevés de surveillance à long terme de l'EPA des États-Unis en 2018 (un individu à une station d'une profondeur de plus de 90 m) et en 2019 (31 individus au total à deux stations d'une profondeur de plus de 90 m; Great Lakes National Program Office). Le prochain relevé benthique panlacustre de l'ICSS est prévu pour 2023.

Définitions de l'état évalué

Bon : La recommandation suivante s'applique au lac Supérieur uniquement. Les densités de *Diporeia* demeurent supérieures à 220-320 individus/m^2 dans les eaux sublittorales (< 100 m) et à 30-160 individus/m^2 dans les eaux du large (> 100 m; recommandations de l'AQEGL de 1978 pour le lac Supérieur, Gouvernement du Canada et gouvernement des États-Unis d'Amérique, 1978), et les *Diporeia* se trouvent dans des sites bien répartis partout dans le lac. En ce qui concerne les autres Grands Lacs, les critères de densités des *Diporeia* doivent être de modérés à élevés et les *Diporeia* doivent être l'organisme non dreissenidé benthique le plus abondant.

Passable : Lac Supérieur : Les densités de *Diporeia* demeurent supérieures aux recommandations de l'AQEGL, mais les *Diporeia* ne sont présentes qu'à quelques endroits. Autres lacs : Les *Diporeia* sont présentes en densités faibles à modérées.

Médiocre : Lac Supérieur : Les densités de *Diporeia* sont inférieures aux recommandations de l'AQEGL. Autres lacs : Les *Diporeia* sont présentes en densités faibles ou nulles.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées

Des valeurs cibles sont fournies pour évaluer l'abondance sur une base historique. Les tendances au fil du temps permettent d'évaluer le sens dans lequel évoluent les indicateurs. De façon plus directe, si les valeurs cibles sont atteintes, on peut supposer que le système est en bonne santé; si les valeurs ne sont pas atteintes, il y a détérioration de la santé. Le sous-indicateur ne tient pas compte des agents responsables de la détérioration.

S'améliore : Les densités de *Diporeia* et/ou le nombre de stations où des *Diporeia* ont été observées ont augmenté.

Inchangée : Il n'y a eu que des changements mineurs dans les densités de *Diporeia* et le nombre de stations où des *Diporeia* ont été observées.

Se détériore : Les densités de *Diporeia* ont diminué sous le seuil des recommandations de l'AQEGL.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas une tendance globale claire, ou des données ne sont pas disponibles pour déterminer une tendance.

Objectifs ou cibles

Dans le lac Supérieur, la densité de *Diporeia* devrait être maintenue à plus de 220-320 individus/m^2 à une profondeur de moins de 100 m et à plus de 30-160 individus/m^2 à une profondeur de plus de 100 m, conformément à l'AQEGL de 1978. Dans les autres Grands Lacs, *Diporeia* devrait être l'organisme non dreissenidé benthique le plus abondant et être présent dans la plupart des sites situés au large.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à montrer l'état et les tendances des populations de *Diporeia*, et à déduire la structure de base des communautés benthiques des eaux froides et la santé générale de l'écosystème des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème

Il faut maintenir dans les régions froides et profondes des Grands Lacs un écosystème oligotrophe productif, stable et équilibré, dans lequel les *Diporeia* sont un des principaux organismes de la chaîne alimentaire.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail visant à atteindre l'objectif général n° 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel les eaux des Grands Lacs devraient « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure

Ce sous-indicateur permet de mesurer la densité (nombre d'individus/m^2) de *Diporeia* dans les Grands Lacs. Les tendances récentes à l'échelle des lacs présentées dans ce rapport sont fondées sur des relevés panlacustres exhaustifs (dans les eaux sublittorales et du large) qui sont effectués dans chacun des lacs tous les cinq ans dans le cycle de l'ICSS. D'autres relevés panlacustres réalisés par l'EPA, la NOAA et le MPO ne fournissent plus les cadres de référence pour la dynamique des populations de *Diporeia*. On y présente également les données recueillies lors du relevé benthique annuel du Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA dans le bassin sud du lac Michigan. De nouvelles données ont été ajoutées à cette campagne. Il s'agit des données du Nearshore Great Lakes Monitoring Network du MEPP, qui comprennent les données benthiques recueillies depuis les années 1990 jusqu'en 2016 dans les zones sublittorales et les voies interlacustres des eaux canadiennes de l'ensemble du bassin des Grands Lacs.

Le programme de surveillance à long terme du Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'EPA des États-Unis permet d'évaluer chaque année l'abondance des *Diporeia* (et d'autres organismes benthiques) des zones situées au large de chaque lac. Dans les années de l'ICSS, des données de certaines stations appartenant au GLNPO sont ajoutées dans les résultats des relevés panlacustres. Ou encore, certaines données du GLNPO sont ajoutées de façon anecdotique dans le présent rapport (p. ex., les quelques observations de *Diporeia* dans le lac Ontario), mais ne sont pas comprises dans les chiffres. En général, les données du GLNPO suivent des tendances similaires dans chaque lac et sont accessibles sur demande à partir du portail de données de la Great Lakes Environmental Database (GLENDA) du GLNPO.

Conditions écologiques

Les *Diporeia* sont une relique glaciomarine qui a été autrefois l'organisme benthique le plus abondant dans les eaux froides d'une profondeur de plus de 30 m de chacun des Grands Lacs. Elles étaient présentes, quoique moins abondantes, dans les régions sublittorales des bassins ouverts, mais naturellement absentes des baies, des embouchures et des bassins peu profonds aux eaux chaudes. Les *Diporeia* vivent dans les quelques centimètres supérieurs des sédiments de fond et se nourrissent d'algues fraîchement déposées provenant de la colonne d'eau (c.-à-d. surtout de diatomées). La plupart des espèces de poissons des Grands Lacs s'en nourrissent, y compris de nombreuses espèces de poissons-fourrages, qui servent à leur tour de proies aux grands ichtyophages, comme la truite et le saumon. Ainsi, les chabots se nourrissent presque exclusivement de *Diporeia*, et le touladi se nourrit de chabots. De plus, le grand corégone, une espèce commerciale importante, est un grand consommateur de *Diporeia*. Ces amphipodes constituaient donc un maillon important du transfert d'énergie dans l'écosystème et une composante essentielle du réseau trophique des régions du large.

Dans une certaine mesure, l'abondance des *Diporeia* est tributaire de la quantité de nourriture à base de phytoplancton qui se dépose sur le fond, et les tendances des populations peuvent refléter les conditions en matière d'alimentation (Dermott, 2001). L'abondance peut aussi varier quelque peu selon les changements dans la pression exercée par les prédateurs en fonction de l'évolution des populations de poissons (Dermott, 2001). Dans les régions sublittorales, ce taxon est sensible aux sources locales de pollution (Gossiaux *et al.*, 1993; Maity *et al.*, 2013), mais, parce que les conditions, comme la température, l'hétérogénéité du substrat et la turbulence provoquée par les vagues, varient, il peut être difficile d'évaluer les tendances des populations dans ces régions.

Les comparaisons entre les eaux sublittorales et les eaux du large révèlent que les données sur les eaux sublittorales du MEPP concordent en général avec les tendances observées dans les eaux du large, selon les relevés panlacustres de l'ICSS, de la plupart des plans d'eau (p. ex., le lac Érié, le bassin principal du lac Huron, le lac Ontario

et le lac Supérieur). Cependant, les profils observés dans les deux ensembles de données sont différents pour le chenal nord et la baie Georgienne. Cela pourrait être dû aux populations de *Diporeia* de ces régions qui présentent de grandes variations spatiales et temporelles. En outre, les deux relevés sont rarement effectués les mêmes années et leurs sites d'échantillonnage et leur nombre de stations sont différents. Le lac Supérieur est le seul lac à présenter des densités de *Diporeia* invariablement supérieures dans les eaux sublittorales (ici, la profondeur des eaux canadiennes et américaines est inférieure à 100 m) par rapport aux eaux du large (où la profondeur des eaux est de plus de 100 m) (MEPP; Mehler et *al*., 2018).

Les populations de *Diporeia* ont connu des déclins dramatiques et ne présentent des signes de rétablissement dans aucun des lacs, exception faite du lac Supérieur (figures 2 et 3). Selon les relevés les plus récents, il y a des *Diporeia*, mais leurs effectifs continuent de diminuer, dans les lacs Michigan et Huron, et les *Diporeia* ont presque disparu du lac Érié et peut-être aussi du lac Ontario. La taille de la population dans le lac Supérieur est très variable, et des déclins se sont produits dans les eaux sublittorales après 1994 et 2003 (figure 1). Cependant, les *Diporeia* sont toujours présentes partout dans le lac et à des densités relativement élevées. Des déclins des *Diporea* dans les Grands Lacs inférieurs ont été observés après l'établissement des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) ou des moules quaggas (*Dreissena bugensis*) (Dermott et *al*.,2005). Il convient de noter que dans certaines régions du lac Ontario dans les années 1980, avant l'introduction des moules de la famille des Dreissenidés, les populations de *Diporeia* ont présenté une variabilité élevée, attribuée à la prédation par les poissons et/ou à des réductions de la productivité (Dermott, 2001). On ne comprend pas bien pourquoi les *Diporeia* ont mal réagi à la présence de ces moules et plusieurs hypothèses ont été formulées (Watkins et *al*., 2007). Une des hypothèses formulées est que les moules de la famille des Dreissénidés accaparent la nourriture. C'est-à-dire que les grandes populations de moules filtrent la nourriture avant qu'elle n'atteigne le fond et diminuent par conséquent la quantité disponible pour les *Diporeia*. Les diminutions des *Diporeia* au début des années 1990 dans les eaux sublittorales du lac Ontario semblent correspondre au comportement de broutage des moules, mais les diminutions suivantes au large n'y correspondent pas (Watkins et *al*., 2013). Edlund et *al*. (2021) ont formulé l'hypothèse que les réductions des proies préférées et plus nutritives que sont les diatomées du lac Michigan ont exacerbé les diminutions de *Diporeia*. Cependant, la cause des réductions généralisées des populations de *Diporeia* semble plus complexe que le simple manque de nourriture, car ces amphipodes ont complètement disparu de zones où la nourriture se dépose toujours au fond et où il n'y a pas de populations locales de moules. En outre, les individus du genre n'ont montré aucun signe de sous-alimentation avant ou pendant le déclin de leurs populations. Qui plus est, les *Diporeia* et les *Dreissena* coexistent dans certains lacs autres que les Grands Lacs (p. ex. les Finger Lakes dans l'État de New York). Des études empiriques (Cave et Strychar, 2015) et de modélisation (McKenna et *al*., 2017) semblent indiquer que le déclin des *Diporeia* pourrait être lié à des maladies ou à des parasites, mais d'autres travaux sont nécessaires dans ce domaine.

Liens

Les liens de ce sous-indicateur avec d'autres sous-indicateurs englobent ce qui suit :

- Benthos (eaux libres) – Les *Diporeia* sont les espèces benthiques dominantes dans les habitats d'eau profonde du lac Supérieur où il n'y a pas de moules de la famille des Dreissénidés. Dans les autres Grands Lacs, les oligochètes sont maintenant le taxon non dreissenidé le plus abondant.
- Poissons-proies – Les *Diporeia* sont une importante source de nourriture pour plusieurs espèces-proies. Lorsque leurs effectifs sont abondants, les *Diporeia* constituent un maillon important du transfert d'énergie entre les producteurs primaires et les niveaux trophiques supérieurs.

- Phytoplancton – La principale source de nourriture des *Diporeia* est le phytoplancton qui se dépose au fond des lacs.
- Impacts des espèces aquatiques envahissantes et des moules de la famille des Dreissénidés – Le déclin rapide des *Diporeia* a coïncidé avec la prolifération des moules de la famille des Dreissénidés envahissantes dans de nombreux lacs (voir la section « Conditions écologiques » ci-dessus pour plus de détails).
- Produits chimiques toxiques dans les sédiments – Les *Diporeia* sont des espèces sensibles à la pollution et sont absentes, ou présentes en petit nombre, dans les zones où les concentrations de contaminants sont élevées (Nalepa et Thomas, 1976).

Ce sous-indicateur a également un lien direct avec les autres sous-indicateurs de la catégorie Réseau trophique, en particulier le touladi, parce que celui-ci fait partie des espèces de poissons énergétiquement associées aux *Diporeia*. Les jeunes touladis se nourrissent directement de *Diporeia*, alors que les adultes consomment des chabots, et que les chabots se nourrissent abondamment de *Diporeia* (Hudson *et al.*, 1995). Le touladi est un prédateur de niveau trophique supérieur dans les eaux profondes et, par conséquent, les évaluations des *Diporeia* et des touladis fournissent une évaluation des niveaux trophiques inférieur et supérieur, respectivement, dans les habitats profonds aux eaux froides.

Des *Diporeia* peut subir des répercussions modérées des tendances en matière de changements climatiques. Organismes sténothermes des eaux froides, les *Diporeia* pourraient connaître un déclin dans les zones sublittorales du lac Supérieur à mesure que la température de l'eau augmente, mais il restera un abri important en eaux froides dans les profondeurs. Les perturbations dues aux changements climatiques subies par les sources alimentaires privilégiées que sont les diatomées pourraient aussi nuire aux *Diporeia*.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.				X
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont ouvertes et libres d'accès	Oui	Pour consulter les données : **Données du lac Michigan :** NOAA GLERL Technical Memo 164 (1994-2010) et NOAA GLERL Technical Memo 175 (2015). **Données du lac Huron :** NOAA GLERL Technical Memo 140 (1972, 2000-2003); NOAA GLERL Technical Memo 172 (2006-2012), **Données du lac Ontario :** Burlakova et *al.*, accepté en 2021. Document de renseignements, *Ecology* (1964-2018). Compilation des données canadiennes et américaines. https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecy.3528 **Données des eaux sublittorales canadiennes du MEPP :** https://data.ontario.ca/fr/dataset/benthic-invertebrate-community-great-lakes-nearshore-areas		

Limites des données

Ce sous-indicateur est particulièrement utile pour évaluer la santé de l'écosystème dans les zones d'eaux libres froides des Grands Lacs. Il peut également être utile pour évaluer les tendances à long terme dans une région littorale particulière (< 30 m), mais sa valeur est discutable si on l'applique de façon générale aux zones sublittorales de tous les lacs. Étant donné que ce sous-indicateur n'est fondé que sur un seul taxon, il pourrait ne pas permettre de diagnostiquer avec fiabilité les causes de la dégradation de la santé de l'écosystème. Un certain nombre de relevés et d'évaluations panlacustres des communautés d'invertébrés benthiques ont été effectués dans les Grands Lacs au

cours des dernières décennies, et l'état actuel des populations de *Diporeia* est généralement connu, et on commence à comprendre les changements liés à l'invasion de moules de la famille des Dreissénidés. Les sources de données disponibles canadiennes et américaines deviennent comparables avec le temps parce que les deux pays ont réalisé des relevés benthiques panlacustres. Ces dernières années, les sources de données sont davantage complémentaires que comparables, car elles couvrent différentes zones de profondeurs et différents sites d'échantillonnage. Le programme de surveillance benthique exécuté par le MEPP est principalement axé sur les zones sublittorales (habituellement situées à moins de 3 km du rivage) et le MPO n'effectue plus de surveillance au large à long terme. Cependant, les relevés benthiques panlacustres de l'ICSS comprennent des données sur les eaux américaines et canadiennes, dont la profondeur varie d'environ 10 m à plus de 200 m, selon le lac.

Renseignements supplémentaires

La dominance historique des *Diporeia* dans les habitats d'eaux froides, profondes, de tous les Grands Lacs constitue une bonne base pour une évaluation de la santé de l'écosystème dans l'ensemble du bassin.

Le déclin ininterrompu des *Diporeia* a de fortes répercussions sur le réseau trophique des Grands Lacs. Comme nous l'avons déjà mentionné, les *Diporeia* sont une proie importante pour de nombreuses espèces de poissons, et leur perte a eu des incidences sur bon nombre de ces espèces. Les réactions chez les poissons sont la modification de l'alimentation, le déplacement vers des zones où la nourriture est plus abondante ou la réduction du poids ou de la teneur en énergie. À l'échelle des populations, les répercussions comprennent des modifications de la répartition, de l'abondance, de la croissance, du recrutement et de l'état. Il semble, d'après des observations récentes, que les poissons soient déjà touchés. Des études ont montré que les populations de grands corégones, une espèce commerciale importante, sont touchées, ainsi que les populations d'espèces de poissons qui sont des proies du saumon et du touladi, comme le gaspareau, le chabot et le hareng (Owens et Dittman, 2003).

Compte tenu de la rapidité avec laquelle l'abondance des *Diporeia* a diminué dans de nombreuses zones et de l'importance de ces amphipodes dans le réseau trophique, il faut documenter les tendances et communiquer les données dans les meilleurs délais possible. Le déclin des populations suit un cycle naturel défini, et les études des répercussions sur le réseau trophique devraient être bien coordonnées sur le plan spatial. De plus, les études visant à trouver la cause de la réaction négative des *Diporeia* aux *Dreissena* devraient se poursuivre et prendre appui sur les renseignements déjà réunis. Les réponses physiologiques et biochimiques des *Diporeia* aux *Dreissena*, ainsi que l'influence d'agents pathogènes – bactéries et virus – éventuels pourraient être étudiées. Lorsque nous comprendrons exactement pourquoi les populations de *Diporeia* ont diminué, nous pourrons mieux évaluer les possibilités de rétablissement des populations de *Diporeia* si les populations de dreissénidés diminuent de façon marquée.

Les méthodes employées pour estimer l'abondance des Diporeia sont généralement les mêmes dans tous les Grands Lacs. Des échantillons de substrat du fond sont prélevés à l'aide d'une benne Ponar et filtrés par un tamis (ou un filet) dont les mailles ont un diamètre de 0,5 mm (0,6 mm pour les relevés dans les eaux sublittorales du MEPP). Tous les individus du genre *Diporeia* retenus dans le tamis sont immédiatement préservés, et par la suite dénombrés et identifiés. La densité, exprimée en nombre d'individus par mètre carré (Nalepa et al.,2009), fournit des précisions sur les méthodes d'échantillonnage et les analyses de laboratoire, qui correspondent en grande partie aux méthodes normalisées de l'EPA des États-Unis (Standard Operating Procedure for Benthic Invertebrate Field Sampling Procedure [SOP LG406, Revision 12], mars 2018 et Standard Operating Procedure for Benthic Invertebrate Laboratory Analysis [SOP LG407, Revision 09], avril 2015). Compte tenu du déclin et de la disparition des *Diporeia* dans les régions sublittorales, et de leur très faible abondance dans les régions du large de chacun des lacs, sauf le lac Supérieur, les programmes de surveillance actuels sont adéquats pour détecter les changements

dans les populations.

Remerciements

Auteurs

A. K. Elgin, National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL), Lake Michigan Field Station, Muskegon, MI. ashley.elgin@noaa.gov
L.E. Burlakova et A.Y. Karatayev, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State College, Buffalo, NY. burlakle@buffalostate.edu, karataay@buffalostate.edu

Collaborateurs

N. Benoit, T. Howell, et M. Thorburn, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, Etobicoke, Ont. (si vous avez des questions sur les ensembles de données ou pour communiquer avec le Nearshore Great Lakes Monitoring Network, veuillez consulter le site suivant : https://data.ontario.ca/dataset/benthic-invertebrate-community-great-lakes-nearshore-areas)
B.C. Weidel, Great Lakes Science Center, U.S. Geological Survey, Lake Ontario Biological Station, Oswego, NY

Sources d'information

Auer, M. T., N. A. Auer, N. R. Urban et T. Auer. 2013. Distribution of the amphipod *Diporeia* in Lake Superior: the ring of fire. Journal of Great Lakes Research 39:33-46.

Barbiero, R. P., K. Schmude, B. M. Lesht, C. M. Riseng, J. Glenn, G. J. Warren et M. L. Tuchman. 2011. Trends in *Diporeia* populations across the Great Lakes., 1997-2009. Journal of Great Lakes Research 37:9-17.

Birkett, K., S. J. Lozano et L. G. Rudstam. 2015. Long-term trends in Lake Ontario's benthic macroinvertebrate community from 1994-2008. Aquatic Ecosystem Health & Management Society. 18:76-88.

Burlakova, L. E., A. Y. Karatayev, K. Mehler, et S. Daniel. 2017. Lake Erie Survey within Cooperative Science and Monitoring Initiative 2014. Chapter 1. In: Lake Erie and Lake Michigan Benthos: Cooperative Science and Monitoring Initiative. Final Report. USGS-GLRI G14AC00263. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY. Disponible en ligne : http://greatlakescenter.buffalostate.edu/sites/greatlakescenter.buffalostate.edu/files/uploads/Documents/Publications/LakeErieandMichiganBenthos_CSMI2014-2015_FinalReport.pdf

Burlakova, L.E., A. Y. Karatayev, A. R. Hrycik, S. E. Daniel, K. Mehler, L. G. Rudstam, J. M. Watkins, R. Dermott, J. Scharold, A. K. Elgin, T. Nalepa, E. Hinchey, et S. J. Lozano. Accepté en 2021. Density data for benthic invertebrate assemblages of Lake Ontario from 1964 to 2018. Ecology e03528. Disponible en ligne : https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecy.3528

Cave, C. S. et K. B. Strychar. 2015. Decline of *Diporeia* in Lake Michigan: Was disease associated with invasive species the primary factor? International Journal of Biology 7:93-99.

Dermott, R., 2001. Sudden disappearance of the amphipod *Diporeia* from eastern Lake Ontario, 1993–1995. Journal of Great Lakes Research 27(4): 423-433.

Dermott, R. et D. Kerec. 1997. Changes to the deepwater benthos of eastern Lake Erie since the invasion of Dreissena: 1979-1993. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54:922–930.

Dermott, R., et M. Geminiuc. 2003. Changes in the benthic fauna of Lake Ontario 1990–1995, with local trends after 1981. In State of Lake Ontario (SOLO)—Past, Present, and Future, M. Munawar, éd., p. 323-345. Leiden, The Netherlands: Ecovision World Monograph Series, Backhuys Publishers

Dermott, R., Munawar, M., Bonnell, R., Carou, S., Niblock, H., Nalepa, T.F. et Messick, G., 2005. Preliminary investigations for causes of the disappearance of *Diporeia* spp. from Lake Ontario. In: Proceedings of a workshop on the dynamics of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and the amphipod *Diporeia* spp. in the Great Lakes. Éd. Mohr, L.C., Nalepa, T.F. Great Lakes Fish. Comm. Tech. Rep. 66. Disponible en ligne : https://www.semanticscholar.org/paper/Preliminary-Investigations-for-Causes-of-of-spp.-Dermott-Munawar/7d5f040c7d42a6a238187d1eb21406312d34487c

Edlund, M. B., D. J. Jude et T. F. Nalepa. 2021. Diets of the benthic amphipod *Diporeia* in southern Lake Michigan before and after the dreissenid invasion. Journal of Great Lakes Research 47: 447-462. doi: https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.01.018

Gossiaux, D. C., P. F. Landrum et V. N. Tsymbal, V.N. 1993. A survey of Saginaw River and Saginaw Bay, Lake Huron, sediments using two bioassays with the amphipod *Diporeia* spp. Journal of Great Lakes Research 19: 322-332.

Gouvernement du Canada et gouvernement des États-Unis d'Amérique. 1978. Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : Accord, annexes et termes de référence, conclu entre les États-Unis et le Canada et signé à Ottawa, le 22 novembre 1978. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Hudson, P. L., J. F. Savino, et C. R. Bronte. 1995. Predator-prey relations and competition for food between age-0 lake trout and slimy sculpins in the Apostle Island region of Lake Superior. Journal of Great Lakes Research 21: 445-457.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova, K. Mehler, S. E. Daniel, A. K. Elgin et T. F. Nalepa. 2020. Lake Huron Benthos Survey Cooperative Science and Monitoring Initiative 2017. Technical Report. USEPA-GLRI GL00E02254. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY. Disponible en ligne : http://greatlakescenter.buffalostate.edu/sites/greatlakescenter.buffalostate.edu/files/uploads/Documents/Publications/LakeHuronBenthosSurveyCSMI2017FinalReport.pdf.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova, K. Mehler, S. E. Daniel, et A. R. Hrycik. 2021. Lake Ontario Benthos Survey Cooperative Science and Monitoring Initiative 2018. Technical Report. USEPA-GLRI GL00E02254. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY. Disponible en ligne : https://greatlakescenter.buffalostate.edu/sites/greatlakescenter.buffalostate.edu/files/uploads/Documents/Publications/LakeOntarioBenthosSurveyCSMI2018FinalReport.pdf

Lozano, S. J., J. V. Scharold, et T. F. Nalepa. 2001. Recent declines in benthic macroinvertebrate densities in Lake Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58:518-529.

Maity, S., A. Jannasch, J. Adamec, J. M. Watkins, T. Nalepa, T. O. Höök, and M. S. Sepúlveda. 2013. Elucidating causes of *Diporeia* decline in the Great Lakes via metabolomics: Physiological responses after exposure to different stressors. Physiological and Biochemical Zoology. 86: 213-223.

McKenna, J. E., M. Chalupnicki, D. Dittman et J. M. Watkins. 2017. Simulation of rapid ecological change in Lake Ontario. Journal of Great Lakes Research 43:871–889.

Mehler, K., Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y. et Scharold, J. 2018. Major Findings from the CSMI Benthic Macroinvertebrate Survey in Lake Superior in 2016 with an Emphasis on Temporal Trends. Lake Superior Benthos:

Cooperative Science and Monitoring Initiative, Final Report. USGS-GLRI G14AC00263. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY. Disponible en ligne : http://greatlakescenter.buffalostate.edu/sites/greatlakescenter.buffalostate.edu/files/uploads/Documents/Publications/LakeSuperiorBenthos_CSMI2016_FinalReport.pdf

Nalepa, T.F. et N.A. Thomas. 1976. Distribution of macrobenthic species in Lake Ontario in relation to sources of pollution and sediment parameters. Journal of Great Lakes Research 2:150-163.

Nalepa, T. F., D. F. Fanslow, et G. A. Lang. 2009. Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia spp*. to the invasive mussel *Dreissena rostriformis bugensis*. Freshwater Biology 54:466-479.

Nalepa, T. F., D. L. Fanslow, G. A. Lang, K. Mabrey et M. Rowe. 2014. Lake-wide benthic surveys in Lake Michigan in 1994-95, 2000, 2005, and 2010: abundances of the amphipod *Diporeia* spp. and abundances and biomass of the mussels *Dreissena polymorpha* and *Dreissena rostriformis bugensis*. NOAA Technical Memorandum GLERL-164. Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, MI.

Nalepa, T. F., C. M. Riseng, A. K. Elgin et G. A. Lang. 2018. Abundance and distribution of benthic macroinvertebrates in the Lake Huron system: Saginaw Bay, 2006-2009, and Lake Huron, including Georgian Bay and North Channel, 2007 and 2012. NOAA Technical Memorandum GLERL-172, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, MI, 54 p.

Nalepa, T. F., L. E. Burlakova, A. K. Elgin, A. Y. Karatayev, G. A. Lang, et K. Mehler, 2020. NOAA Tech Memo GLERL-175. Abundance and Biomass of Benthic Macroinvertebrates in Lake Michigan in 2015, With a Summary of Temporal Trends. Tech. Memo, NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory, NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor MI. doi:10.25923/g0d3-3v41.

Owens, R. W. et D. E. Dittman. 2003. Shifts in the diets of slimy sculpin (*Cottus cognatus*) and lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) in Lake Ontario following the collapse of the burrowing amphipod *Diporeia*. Aquatic Ecosystem Health & Management 6(3): 311–323. Doi : https://doi.org/10.1080/14634980301487

Scharold, J.V., S. J. Lozano et T. D. Corry. 2008. Status of benthic macroinvertebrates in southern nearshore Lake Superior, 1994–2003. In: State of Lake Superior. Edited by M. Munawar and I. F. Munawar. Ecovision World Monograph Series, Aquatic Ecosystem Health and Management Society, Burlington, Ont, Canada. p. 473-492.

Schloesser, D.W., Griffiths, R., Burlakova, L.E., and Karatayev, A.Y. 2017. Benthos in Western Lake Erie 2014: Abundances and Distribution at 9 Stations in 1929-30, 1961, 1982, 1993, 2003, 2010, and 2014. Chapter 2. In: Lake Erie and Lake Michigan Benthos: Cooperative Science and Monitoring Initiative. Final Report. USGS-GLRI G14AC00263. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY. Available at: http://greatlakescenter.buffalostate.edu/sites/greatlakescenter.buffalostate.edu/files/uploads/Documents/Publications/LakeErieandMichiganBenthos_CSMI2014-2015_FinalReport.pdf

Watkins, J. M., R. Dermott, S. J. Lozano, E. L. Mills, L. G. Rudstam, and J. V. Scharold, 2007. Evidence for remote effects of dreissenid mussels on the amphipod *Diporeia*: Analysis of Lake Ontario benthic surveys, 1972–2003. Journal of Great Lakes Research 33: 642-657.

Watkins, J. M., L. G. Rudstam, D. L. Crabtree, and M. G. Walsh. 2013. Is reduced benthic flux related to the *Diporeia* decline? Analysis of spring blooms and whiting events in Lake Ontario. Journal of Great Lakes Research 39:395-403.

Liste des figures

Figure 1. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré ± écart-type) d'amphipodes du genre *Diporeia*. Les données proviennent de 25 stations en eaux sublittorales (définies comme étant d'une profondeur inférieure ou égale à 100 m) américaines dans le sud du lac Supérieur. Elles ont été prélevées en 1994, 2000, 2003 et 2016. La ligne horizontale grise indique le seuil des recommandations de l'AQEGL de 220-320 individus/m^2 dans les eaux sublittorales.

Sources : Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Mehler et *al.*, 2018; Scharold et *al.*, 2009.

Figure 2. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans des sites à une profondeur de 31 à 90 m dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, dans la période 1995-2018. Les données proviennent de relevés panlacustres effectués principalement à des intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne à tirets longs (bleue); Lac Huron = carrés, ligne à tirets courts (rouge); Lac Ontario = cercles, ligne pleine (noire). La ligne horizontale grise indique le seuil des recommandations de l'AQEGL de 220-320 individus/m^2 dans les eaux sublittorales, pour comparaison.

Sources : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Dermott et Geminiuc, 2003; Lozano et *al.* 2001; Watkins et *al.*, 2007; Birkett et *al.*, 2015; Nalepa et *al.*, 2014, 2018, 2020; Karatayev et *al.*, 2020 et 2021; Burlakova et *al.*, 2021.

Figure 3. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans des sites à une profondeur de plus de 90 m dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, dans la période 1995-2017. Les données proviennent de relevés panlacustres effectués principalement à des intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne à tirets longs (bleue); Lac Huron = carrés, ligne tiretée (rouge); Lac Ontario = cercles, ligne pleine (noire). La ligne horizontale grise indique le seuil des recommandations de l'AQEGL de 220-320 individus/m^2 dans les eaux sublittorales, pour comparaison.

Sources : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Dermott et Geminiuc, 2003; Lozano et *al.*, 2001; Watkins et *al.*, 2007; Birkett et *al.*, 2015; Nalepa et *al.*, 2014, 2018, 2020; Karatayev et *al.*, 2020 and 2021; Burlakova et *al.*, 2021.

Figure 4. Diminutions de la densité de la population de *Diporeia* (nombre d'individus x 10^3 par mètre carré, n x $10^3/m^2$) dans le lac Michigan, de 1994-1995 à 2015. Les petits points rouges indiquent l'emplacement des sites d'échantillonnage.

Sources : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et *al.*, 2014, 2020.

Figure 5. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans le sud du lac Michigan, selon la profondeur : < 30 m (carrés, ligne pleine); 31-90 m (triangles, ligne à tirets longs); et > 90 m (cercles, ligne à tirets courts), 2010-2020. Veuillez remarquer que l'échelle de l'axe est bien inférieure à celle des figures 2 et 3. Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

Figure 6. Diminutions de la densité de la population de *Diporeia* (nombre d'individus x 10^3 par mètre carré) dans le lac Huron, 2000-2017. Les petits points rouges indiquent l'emplacement des sites d'échantillonnage.

Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et *al.*, 2018; Karatayev et *al.*, 2020.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

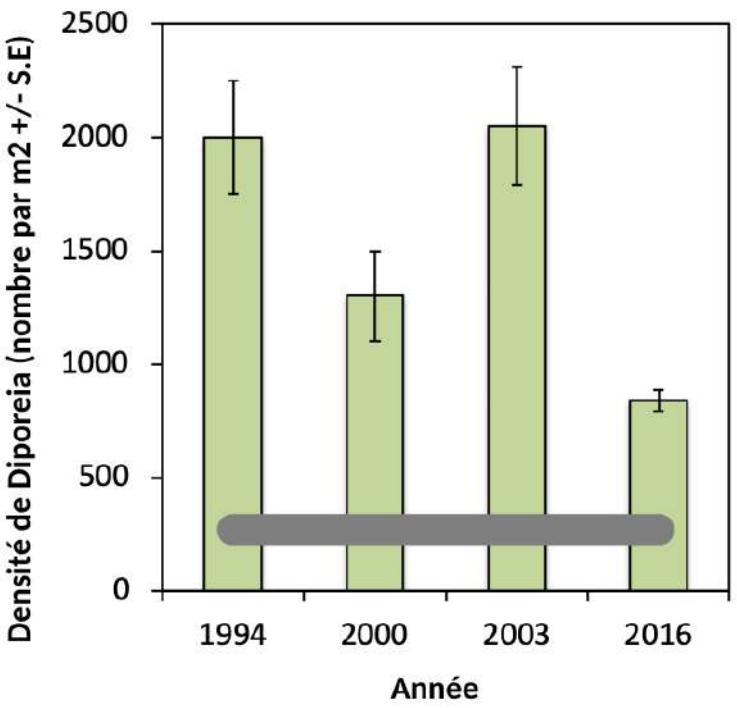


Figure 1. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré ± écart-type) d'amphipodes du genre *Diporeia*. Les données proviennent de 25 stations en eaux sublittorales (définies comme étant d'une profondeur inférieure ou égale à 100 m) américaines dans le sud du lac Supérieur. Elles ont été prélevées en 1994, 2000, 2003 et 2016. La ligne horizontale grise indique le seuil des recommandations de l'AQEGL de 220-320 individus/m^2 dans les eaux sublittorales. Sources : Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Mehler et *al.*, 2018; Scharold et *al.*, 2009

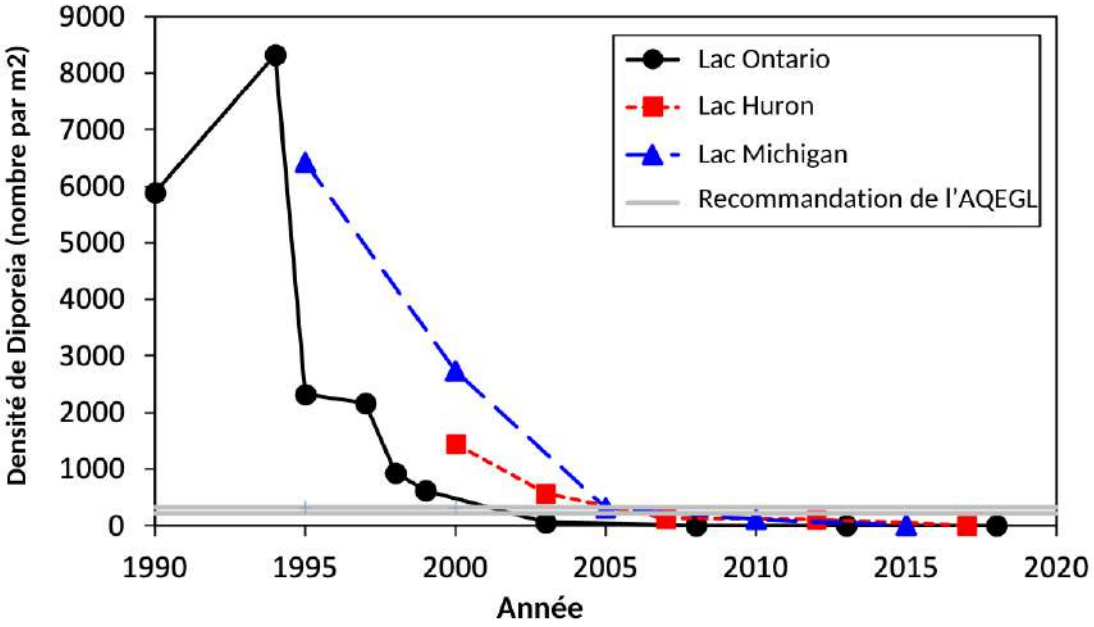


Figure 2. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans des sites à une profondeur de 31 à 90 m dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, dans la période 1995-2018. Les données proviennent de relevés panlacustres effectués principalement à des intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne à tirets longs (bleue); Lac Huron = carrés, ligne à tirets courts (rouge); Lac Ontario = cercles, ligne pleine (noire). La ligne horizontale grise indique le seuil des recommandations de l'AQEGL de 220-320 individus/m^2 dans les eaux sublittorales, pour comparaison. Sources : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Dermott et Geminiuc, 2003; Lozano et *al.* 2001; Watkins et *al.*, 2007; Birkett et *al.*, 2015; Nalepa et *al.*, 2014, 2018, 2020; Karatayev et *al.*, 2020 et 2021; Burlakova et *al.*, 2021

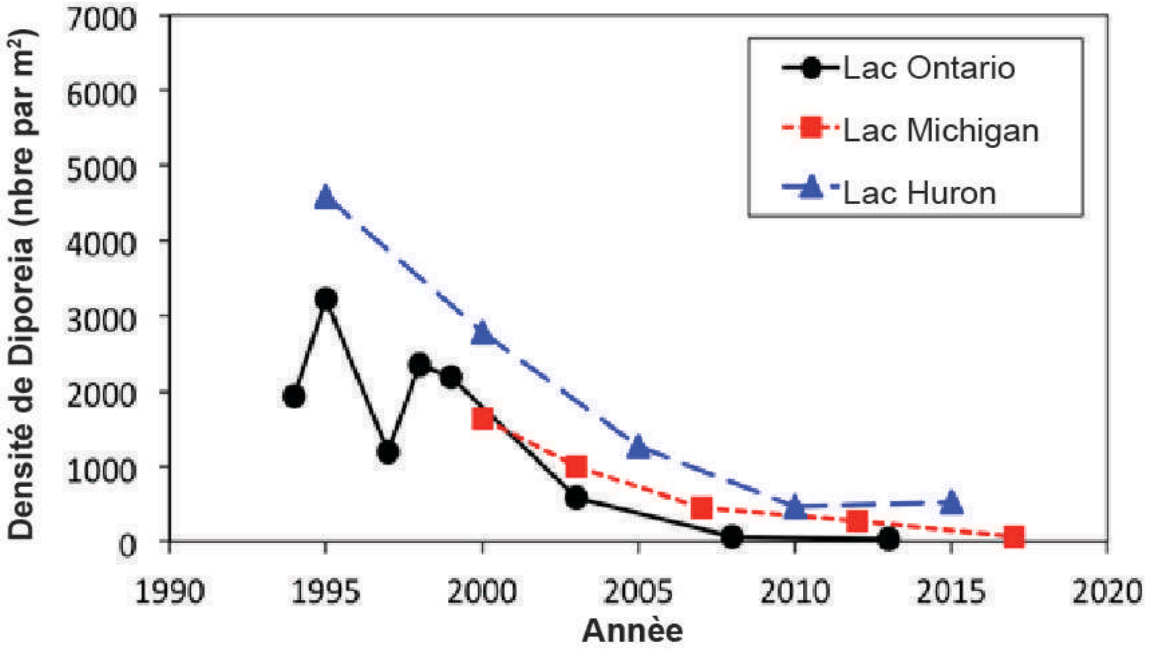


Figure 3. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans des sites à une profondeur de plus de 90 m dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, dans la période 1995-2017. Les données proviennent de relevés panlacustres effectués principalement à des intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne à tirets longs (bleue); Lac Huron = carrés, ligne tiretée (rouge); Lac Ontario = cercles, ligne pleine (noire). La ligne horizontale grise indique le seuil des recommandations de l'AQEGL de 220-320 individus/m^2 dans les eaux sublittorales, pour comparaison. Sources : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Dermott et Geminiuc, 2003; Lozano et *al.*, 2001; Watkins et *al.*, 2007; Birkett et *al.*, 2015; Nalepa et *al.*, 2014, 2018, 2020; Karatayev et *al.*, 2020 and 2021; Burlakova et *al.*, 2021.

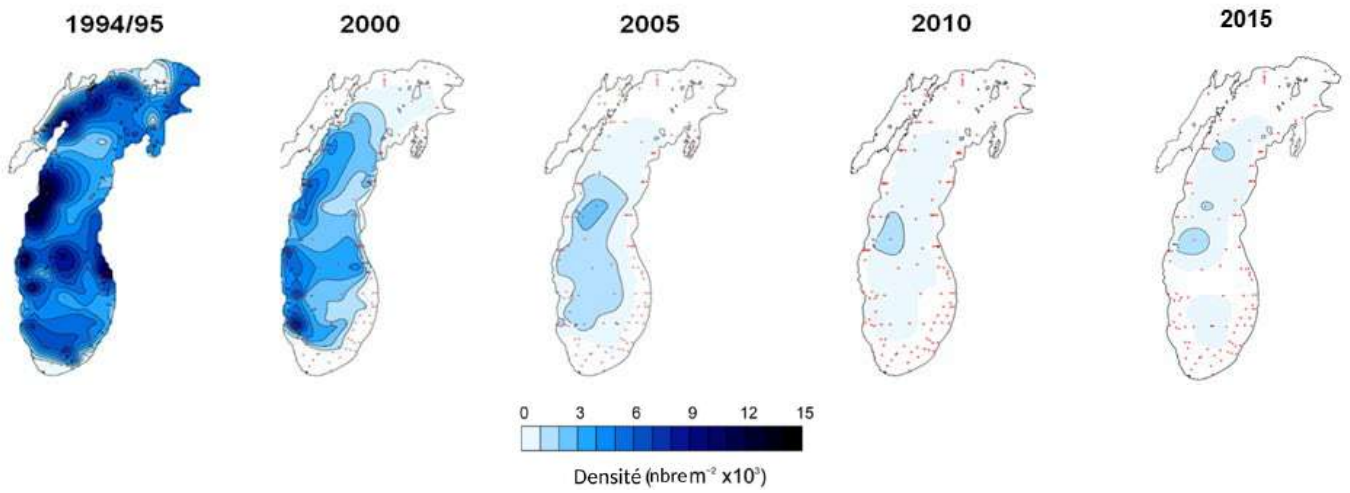


Figure 4. Diminutions de la densité de la population de *Diporeia* (nombre d'individus x 10^3 par mètre carré) dans le lac Michigan, de 1994-1995 à 2015. Les petits points rouges indiquent l'emplacement des sites d'échantillonnage. Sources des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et *al.*, 2014, 2020.

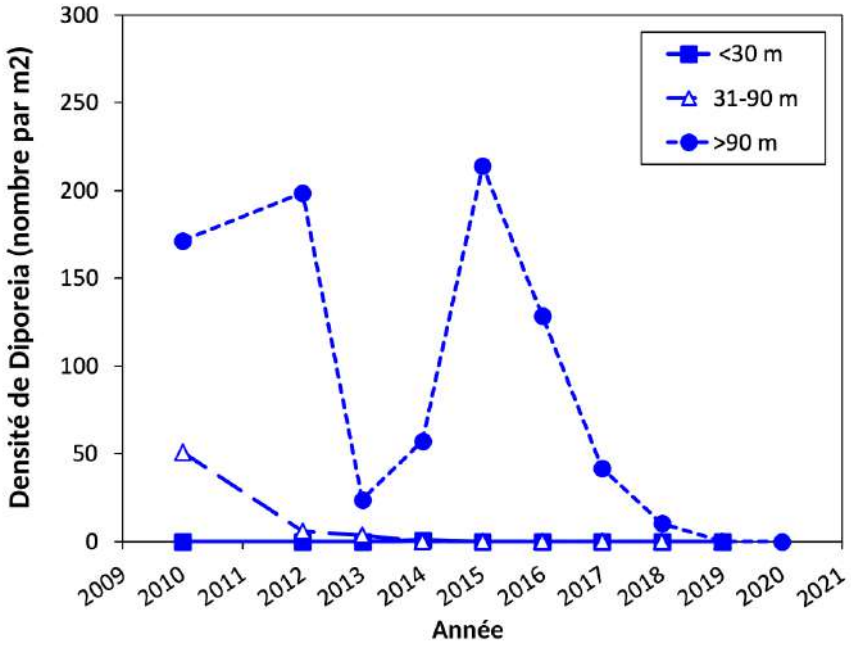


Figure 5. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans le sud du lac Michigan, selon la profondeur : < 30 m (carrés, ligne pleine); 31-90 m (triangles, ligne à tirets longs); et > 90 m (cercles, ligne à tirets courts), 2010-2020. En 2020, une seule station (le site du sud où des *Diporeia* étaient invariablement présentes les années précédentes) a été échantillonnée en raison des limites des relevés. Veuillez remarquer que l'échelle de l'axe est bien inférieure à celle des figures 2 et 3. Source des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

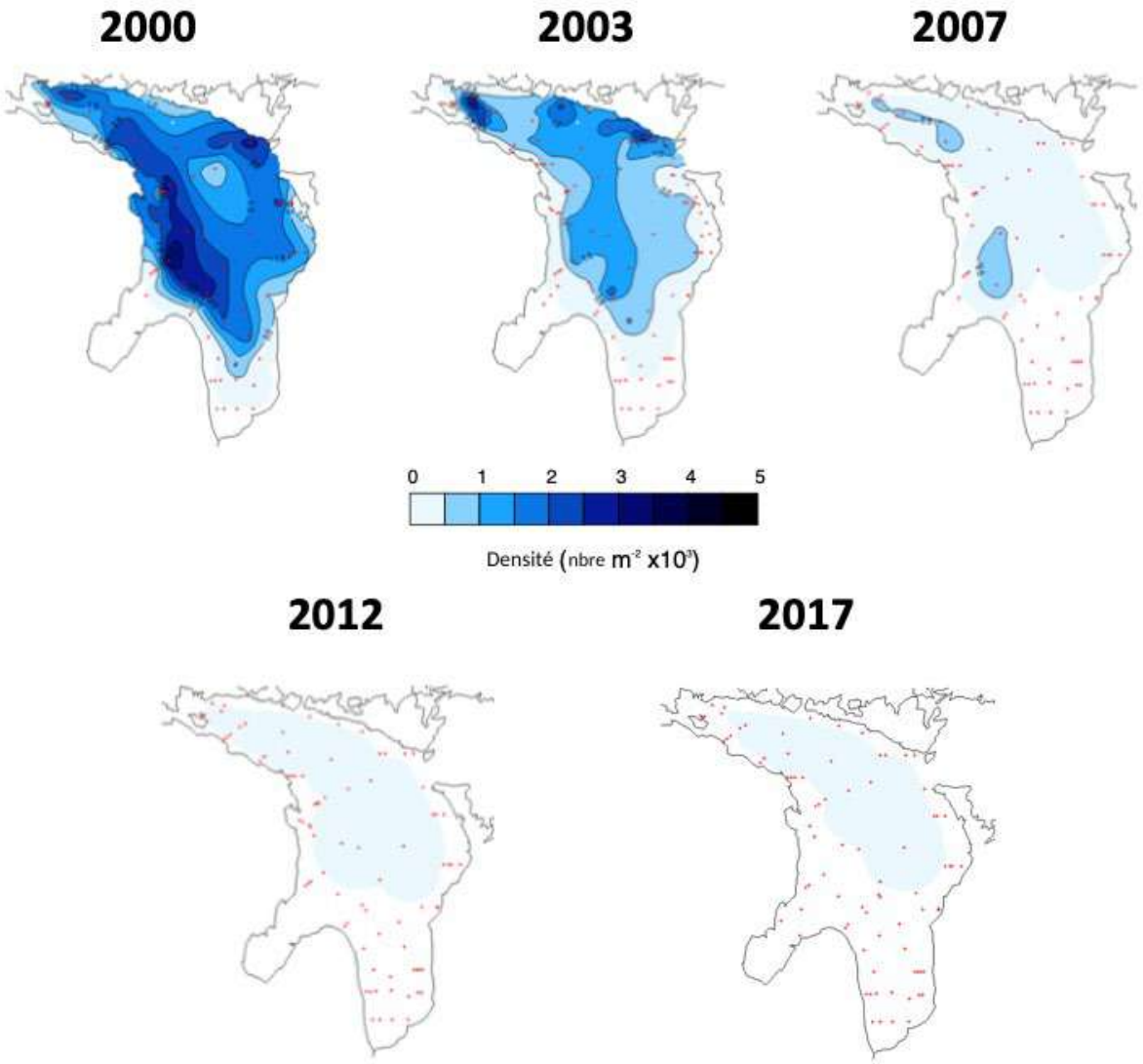


Figure 6. Diminutions de la densité de la population de *Diporeia* (nombre d'individus x 10^3 par mètre carré) dans le lac Huron, 2000-2017. Les petits points rouges indiquent l'emplacement des sites d'échantillonnage. Source des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et *al.*, 2018; Karatayev et *al.*, 2020.

Sous-indicateur : Esturgeon jaune

Évaluation globale

État : Médiocre

Tendances :

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme : (1980-2020) : Indéterminée

Justification : Il existe des populations reliques d'esturgeon jaune dans chaque bassin des Grands Lacs, mais seul un petit nombre sont importantes. La situation continue de progresser, à mesure que les organismes en savent plus sur l'état des populations dans de nombreux affluents et dans les Grands Lacs mêmes. Les observations et les prises confirmées d'esturgeon jaune continuent d'augmenter dans tous les lacs. L'ensemencement contribue à l'abondance dans plusieurs zones. La tendance de l'évaluation globale et des évaluations lac par lac s'est améliorée au cours des dix dernières années par suite de l'intensification en matière d'observations, d'ensemencement et de restauration, mais le nombre de populations autosuffisantes demeure médiocre par rapport aux estimations historiques. Dans de nombreuses zones, la remise en état de l'habitat s'impose pour un rétablissement intégral ou important, car les aires de reproduction et de croissance ont été détruites ou modifiées, ou encore l'accès en a été bloqué.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme : (1980-2020) : S'améliore

Justification : Les populations satisfont aux critères d'autosuffisance des populations du lac Supérieur dans deux des 19 affluents où le poisson frayait par le passé. On sait que dans 11 affluents, des adultes matures frayent et que leur reproduction est fructueuse (p. ex., présence de jeunes de l'année et de juvéniles). L'abondance d'adultes augmente là où l'ensemencement a eu lieu lorsque les poissons ont amorcé leur maturation, mais la reproduction n'a pas été évaluée dans un grand nombre d'affluents. L'abondance de juvéniles est demeurée inchangée pendant deux années de Relevé témoin panlacustre (2011 et 2016).

Lac Michigan

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme : (2005-2020) : Indéterminée

Justification : Les populations sauvages d'esturgeons jaunes frayent chaque année et leur recrutement peut être détecté dans huit affluents du lac Michigan. L'ensemencement semble rétablir les populations associées à plusieurs

cours d'eau, et l'augmentation continue d'améliorer le recrutement dans deux populations d'esturgeons sauvages. Les esturgeons issus d'activités d'ensemencement amorcent tout juste leur maturation et on en a observé quelques-uns qui retournaient aux cours d'eau cibles lors de la saison de reproduction. L'accès à un habitat de fraie et d'alevinage a augmenté avec le retrait de plusieurs barrages dans certains cours d'eau, la création de frayères dans d'autres et le contournement continu, par les esturgeons jaunes, des deux barrages dans le cours inférieur de la rivière Menominee. Les taux de capture d'esturgeons jaunes sauvages et juvéniles issus de l'ensemencement ont augmenté dans les filets maillants utilisés pour les évaluations dans plusieurs secteurs, dans les dix dernières années, ce qui indique un recrutement accru.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme : (2000-2020) : Indéterminée

Justification : Les populations sauvages d'esturgeons jaunes frayent annuellement dans huit affluents du lac Huron où leur recrutement peut être détecté. Des stocks de diverses tailles sont régulièrement pris dans le chenal du Nord, la baie Georgienne, la rivière Sainte-Marie, la partie sud du lac Huron et la baie Saginaw. L'ensemencement en esturgeons jaunes a lieu dans le bassin de la rivière Saginaw, un affluent du lac Huron. Les signalements d'esturgeons jaunes juvéniles pêchés dans la rivière Saginaw et la baie du même nom augmentent de même que les captures de juvéniles par unité d'effort dans la rivière Sainte-Marie.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme : (2000-2020) : Indéterminée

Justification : L'état de la population d'esturgeons jaunes demeure médiocre, car seulement trois des 15 affluents historiques contiennent des populations autosuffisantes. La capture par unité d'effort (CPUE) d'esturgeons jaunes juvéniles par engins de pêche utilisés pour les relevés indépendants indique une tendance à l'amélioration dans le bassin ouest du lac Érié et dans le chenal nord de la rivière Sainte-Claire (données inédites du MDNR). Bon nombre d'esturgeons jaunes juvéniles capturés dans le bassin ouest l'ont été à nouveau lors d'activités d'ensemencement dans la rivière Maumee. Les populations se reproduisent dans le bassin ouest des rivières Détroit et Sainte-Claire, ainsi que dans le port de Buffalo, près du cours supérieur de la rivière Niagara.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la partie internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme : (2000-2020) : Indéterminée

Justification : Les prises accessoires réalisées depuis 1995 dans l'ensemble du lac indiquent une amélioration éventuelle de leur situation. L'espèce fraie dans le cours inférieur de la rivière Niagara, la rivière Trent et la rivière Black. Il existe des populations de bonne taille dans les réseaux de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent. L'ensemencement aux fins de rétablissement a commencé en 1995 dans l'État de New York. De 2013 à 2020, l'ensemencement en alevins d'esturgeon jaune a été réalisé dans neuf lieux. Durant la même période, de

jeunes individus provenant de populations issues de l'ensemencement ont été détectés dans le lac Oneida (Jackson et *coll.*, 2017) et dans la rivière Oswegatchie (NYSDEC et USFWS, données inédites). Des femelles en âge de se reproduire ont été prises dans la rivière Seneca depuis 2013, et des mâles matures issus de précédentes activités d'ensemencement ont été capturés dans la rivière Genesee en 2016 (Dawn Dittman, USGS, comm. pers.).

Définitions des situations évaluées

L'évaluation de la situation est fondée sur le nombre de populations historiques d'esturgeons jaunes (Proceedings of the 2008 Great Lakes Lake Sturgeon Coordination Meeting [tableaux sur les bassins mis à jour en 2013]; http://www.fws.gov/midwest/sturgeon/index.htm). Une population autosuffisante est définie comme contenant des adultes sexuellement matures qui se reproduisent dans un bassin hydrographique majeur et qui montrent des signes de recrutement. Le nombre de populations autosuffisantes peut être différent de celui indiqué aux figures 3 à 7. Les figures visent à décrire l'« état » de la population d'esturgeons jaunes dans certaines zones, pas nécessairement le nombre de populations autosuffisantes. Par exemple, dans le lac Érié, on soupçonne qu'il y avait autrefois 15 sites ou affluents contenant des populations autosuffisantes. Cependant, les cartes peuvent également illustrer l'état de sites importants de prises d'esturgeons jaunes ou d'autres sites d'intérêt (p. ex., port de Rondeau, hauts-fonds de l'île Pelée). L'état et le nom de sites importants sont présentés dans les tableaux 1 à 5.

Remarque : Le nombre estimé de populations historiques d'esturgeons jaunes, par lac, était :

- Lac Supérieur : 19;
- Lac Michigan : 29;
- Lac Huron : 33;
- Lac Érié : 15;
- Lac Ontario : 15.

Bon : Plus de 75 % de toutes les populations historiques sont autosuffisantes.

Passable : Entre 50 et 75 % de toutes les populations historiques sont autosuffisantes.

Médiocre : Moins de 50 % de toutes les populations historiques sont autosuffisantes.

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées

S'améliore : Le nombre de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes a augmenté et/ou les estimations modélisées de l'abondance ont augmenté et/ou les prises par unité d'effort d'esturgeons jaunes juvéniles ont augmenté dans les relevés indépendants de la pêche.

Inchangée : Le nombre de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes demeure inchangé ou les estimations modélisées de l'abondance demeurent inchangées ou les prises par unité d'effort d'esturgeons jaunes juvéniles sont demeurées inchangées dans les relevés indépendants de la pêche.

Se détériore : Le nombre de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes a diminué et/ou les estimations modélisées de l'abondance ont diminué et/ou les prises par unité d'effort d'esturgeons jaunes juvéniles ont diminué

dans les relevés indépendants de la pêche.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent aucune tendance globale claire, ou l'on ne dispose pas des données nécessaires à l'établissement d'une tendance.

Objectifs ou cibles

Suffisamment de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes qui permettraient aux organismes d'État, provinciaux et fédéraux de retirer cette espèce des listes d'espèces menacées ou en voie de disparition.

Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur a pour objet de mesurer l'état et les tendances à l'abondance des populations aux principales étapes de la vie, la distribution, l'utilisation de l'habitat et le recrutement de l'esturgeon jaune dans les Grands Lacs et les voies d'eau et les affluents qui les relient. L'esturgeon jaune est représentatif de communautés de poisson saines dans les principaux habitats des Grands Lacs, et il contribue à l'existence de pêches lucratives dans les Grands Lacs; or, il rend ainsi compte de la santé de l'écosystème grâce aux rôles qu'il joue dans le réseau trophique aquatique.

Objectif pour l'écosystème

Conserver, améliorer ou restaurer des populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes là où l'espèce était historiquement présente à un degré qui permettra toutes les radiations étatiques, provinciales et fédérales des classifications concernant la dégradation ou la perturbation des populations (p. ex., espèces menacées, en voie de disparition ou en péril).

Ce sous-indicateur appuie notamment le travail visant à atteindre le cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure

Ce sous-indicateur consiste en la classification normalisée de l'abondance des adultes, de l'abondance des juvéniles (recrutement) et du nombre de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes dans chaque lac. La disponibilité des données (sur le plan de la quantité et de la qualité) pourrait limiter la couverture spatiale complète de chaque lac, et il est possible que les données disponibles reflètent seulement les secteurs fréquentés par les stocks d'esturgeons jaunes dans chaque lac. L'information provenant d'une zone précise représentant l'habitat idéal de l'esturgeon jaune dans le lac en question est considérée comme étant appropriée aux fins de ce sous-indicateur. La classification normalisée de chaque espèce de poissons dans chaque lac/lieu doit être élaborée par des experts des pêches au sein des comités techniques intergouvernementaux des lacs de la Commission des pêcheries des Grands Lacs. La hiérarchie suivante des sources de données est utilisée pour calculer l'abondance des adultes et les scores de recrutement :

1. Le nombre de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes dans les Grands Lacs;

2. Les estimations modélisées de l'abondance de l'esturgeon jaune dans le cadre de la gestion intergouvernementale des pêches;
3. Les prises par unité d'effort d'esturgeons jaunes juvéniles dans les engins de relevé indépendants de la pêche.

État de l'écosystème

Contexte

L'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) était historiquement abondant dans les Grands Lacs et comptait des populations reproductrices dans un grand nombre d'affluents, de voies interlacustres et de hauts-fonds majeurs, et ce, dans l'ensemble du bassin. Avant l'arrivée des colons européens dans la région, il était une espèce dominante de la communauté benthivore littorale dans chacun des Grands Lacs (Baldwin et *al.*, 1979; Hay-Chmielewski et Whelan, 1997; Haxton et *al.*, 2014). Du milieu à la fin du 19e siècle, l'esturgeon jaune a joué un rôle de premier plan comme espèce commerciale et figurait parmi les cinq espèces les plus abondantes des pêches commerciales (Baldwin et *al.*, 1979, figure 1).

Le déclin des populations d'esturgeon jaune dans les Grands Lacs a été rapide et proportionnel à la destruction de l'habitat, à la détérioration de la qualité de l'eau et à la pêche intensive liée à l'établissement et au développement dans la région. L'esturgeon jaune était au départ considéré comme une espèce nuisible de peu de valeur par les colons européens, mais, vers le milieu du 19e siècle, on a commencé à reconnaître sa valeur comme espèce commerciale, et une pêche lucrative s'est développée. En moins de cinquante ans, son abondance a diminué radicalement et, depuis 1900, l'esturgeon jaune est demeuré une espèce largement en déclin. L'esturgeon jaune demeure disparu de nombreux affluents et plans d'eau où il se reproduisait et prospérait autrefois (figures 2-7). L'espèce est considérée comme rare, en voie de disparition, menacée, ou à surveiller/préoccupante par les divers organismes de gestion des pêches des Grands Lacs. La pêche de l'esturgeon jaune est actuellement interdite ou très réglementée dans les eaux des Grands Lacs.

Situation de l'esturgeon jaune

Il reste des populations sauvages d'esturgeons jaunes dans le bassin des Grands Lacs, mais la plupart persistent à une faible fraction de leur abondance historique. Le nombre de populations autosuffisantes est inférieur à la moitié de ce qui était historiquement estimé dans chacun des Grands Lacs. Dans bon nombre de réseaux, l'accès aux aires de reproduction est bloqué, et les autres habitats ont été modifiés. Toutefois, des populations reliques vivent dans tous les bassins des Grands Lacs (figures 3 à 7), et peu de ces populations sont nombreuses (des milliers de poissons). Des analyses génétiques ont montré que les populations des Grands Lacs sont structurées par région et témoignent d'une forte diversité dans chaque lac, et d'un lac à l'autre (DeHaan et *al.*, 2006; Welsh et *al.*, 2008).

Lac Supérieur

Le plan de rétablissement de l'esturgeon jaune (*Lake Sturgeon Rehabilitation Plan*) pour le lac Supérieur (Auer, 2003) sert de lignes directrices aux activités de l'organisme et définit les critères relatifs aux populations autosuffisantes du lac Supérieur. Les objectifs relatifs aux communautés de poissons du lac Supérieur font appel à des indicateurs pour mesurer les progrès réalisés en matière de rétablissement des populations autosuffisantes. Ces indicateurs sont : 1) 1 500 adultes matures (400 en migration de fraie) dont le ratio mâles-femelles dans la population adulte totale est d'environ 1:1 (mâles:femelles) et le ratio mâles-femelles chez les géniteurs est d'environ 4:1 ou moins, dans un affluent commun, et 2) 0,5 CPUE d'âge 4 à 8 selon le Relevé témoin de l'esturgeon jaune. Ces

indicateurs des objectifs relatifs aux communautés de poissons concordent avec les critères du plan de rétablissement du lac Supérieur et les rapports sur les sous-indicateurs de l'état des Grands Lacs utilisés pour mesurer les progrès réalisés à l'égard du rétablissement.

Dix-neuf affluents du lac Supérieur et du lac Nipigon ont été répertoriés comme lieux abritant des populations actuelles ou historiques (Holey et *al.*, 2000; Auer, 2003; Pratt et *al.*, 2016). Des discussions récentes du groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Supérieur ont permis de déterminer que deux affluents (la crique Stokely et la rivière Harmony) ont probablement été identifiés erronément lors d'anciens relevés et ne sont pas capables d'abriter des populations d'esturgeons jaunes. Corriger ces erreurs réduit le nombre d'affluents où le poisson fraie, le faisant passer de 21 (rapporté dans le passé) à 19. En ce qui concerne les populations autosuffisantes, les populations de la rivière Bad, au Wisconsin, et de la rivière Sturgeon, au Michigan, satisfont aux critères du plan de rétablissement du lac Supérieur (Auer, 2003, Pratt et *al.*, 2016). Les populations des rivières Goulais, Pic, White et Kaministiquia, en Ontario, satisfont à certains critères de rétablissement, mais d'autres évaluations sont nécessaires (Pratt et *coll.*, 2016).

Des populations existantes comptant des adultes matures dans les migrations de fraie ont été trouvées dans 11 affluents du lac Supérieur (figure 3; tableau 1). Dans la rivière St. Louis, au Minnesota et au Wisconsin, les prises d'adultes ont augmenté depuis 2006 jusqu'à un maximum de 330 poissons en aval du barrage du Fond-du-Lac, au Minnesota, mais le ratio mâles-femelles demeure très asymétrique en faveur des femelles. La taille de la population de la rivière Bad, au Wisconsin, était estimée à 1 426 mâles et à 882 femelles en 2017 et les migrations annuelles de fraie indiquaient une trajectoire stable ou en augmentation de la population (Schloesser et Quinlan 2019). Dans la rivière Ontonagon, au Michigan, peu de poissons (< 5) ont été capturés ou observés en amont de la rivière, près de ce que l'on présume être des frayères, mais constituent certains des premiers adultes issus de l'ensemencement ayant débuté en 1998 (et se poursuivant jusqu'ici) dont le retour aux frayères a été enregistré. La taille de la population reproductrice de la rivière Sturgeon, au Michigan, a été estimée à 1 808 poissons et cette population est la source de gamètes pour les activités d'ensemencement de la rivière Ontonagon et du cours supérieur de la rivière St. Louis (Hayes et Caroffino, 2012). Dans la rivière Goulais, en Ontario, le nombre estimatif de 220 femelles adultes a été recalculé à partir de l'abondance estimative des juvéniles présents dans la baie Goulais, indiquant que le nombre ne satisfait pas aux critères de population autosuffisante dans le lac Supérieur (article en préparation; Pratt et *coll.*, 2014). Il n'existe aucune donnée récente pour la rivière Batchawana, mais on croit que la population est stable (Lacho et *coll.*, 2021). Une fraie a été observée dans la rivière Michipicoten en 2016, mais on pense que la population est peu nombreuse (Lacho et *coll.*, 2021). Dans les rivières Pic et White, en Ontario, 321 esturgeons jaunes ont été capturés et 95 ont été marqués dans le cadre d'une étude qui portait sur les déplacements des présumés reproducteurs remontant le cours d'eau vers le premier obstacle insurmontable (Ecclestone et *coll.*, 2020). Dans la rivière Nipigon, en Ontario, seuls 17 esturgeons jaunes adultes ont été capturés dans le cadre de trois années d'échantillonnage printanier s'étendant de 2013 à 2015 et on ne sait pas s'il y a eu recrutement en raison de la fraie dans le cours d'eau pendant de la dernière décennie (Barth et *al.*, 2018; Lacho et *al.*, 2021). Dans la rivière Black Sturgeon, en Ontario, une analyse par marquage et recapture a permis d'estimer à environ 90 le nombre de géniteurs en aval du barrage Camp 43 en 2003 et en 2004 (Friday, 2004). Les esturgeons jaunes de la rivière Kaministiquia, en Ontario, sont des résidants à longueur d'année dont la population de reproducteurs a une taille effective inférieure à 100, d'après les analyses génétiques réalisées en 2005 et en 2006 sur 769 larves (Friday et Chase, 2005; Welsh et *al.*, 2015). Parmi tous les effluents du lac Supérieur où il y a fraie, l'abondance d'adultes est très variable et s'établit entre population disparue et population autosuffisante. Comme il n'y a aucune activité d'évaluation dans bon nombre des affluents où les esturgeons jaunes frayent, il est difficile de bien mesurer les progrès réalisés à l'égard du rétablissement ou de dégager des tendances en matière de population.

L'abondance des esturgeons jaunes juvéniles (d'âge 4 à 8) est mesurée au moyen du Relevé témoin de l'esturgeon jaune pour le lac Supérieur, qui se réalise à l'échelle du lac selon un cycle de cinq ans (2011 et 2016) et à chaque année dans certains lieux (c.-à-d., rivières St. Louis, Ontonagon et Goulais; Schloesser, 2020). Le nombre moyen de captures par unité d'effort (CPUE) lors des relevés de 2011 et de 2016 a dépassé la cible de recrutement de 0,5 juvénile/filet aux rivières Bad, Ontonagon, Goulais et Pic-White. Cependant, ce seuil a été établi à l'aide des mêmes données de relevés que nous évaluons ici. Il faut dont être prudent si l'on essaie de déterminer les progrès réalisés à l'égard du rétablissement. Le taux de capture des esturgeons jaunes juvéniles du relevé témoin de 2011 était semblable à celui du relevé de 2016 dans la plupart des lieux, sauf dans la rivière Ontonagon, où les captures étaient moins nombreuses en 2016, ce qui correspondait au faible nombre d'esturgeons jaunes ensemencés et aux années où l'installation sur le bord de la rivière n'était pas en activité. Le taux de captures de juvéniles dans la baie Goulais a été beaucoup plus élevé que dans les autres affluents du lac Supérieur. L'abondance de juvéniles dans la baie Goulais, en Ontario, a été estimée à 4 977 (IC à 95 % de 3 295 à 7 517; Pratt et *al.*, 2014). Dans la rivière St. Louis, les captures de larves d'esturgeons jaunes ont augmenté, passant d'un nombre inférieur ou égal à 5 chaque année de 2011 à 2016, à un nombre maximal de 1 028 en 2019. En général, les taux de captures d'esturgeons jaunes juvéniles des relevés témoins panlacustres n'ont pas varié dans les deux périodes d'échantillonnage.

Le nombre de poissons observés en migration de fraie est soit nul, soit très faible (moins de 25 individus), soit non établi dans au moins huit affluents du lac Supérieur et seulement deux populations ont satisfait aux critères du plan de rétablissement du lac Supérieur pour les populations autosuffisantes. L'abondance des esturgeons jaunes ne représente encore qu'une petite fraction de l'abondance du passé. Haxton et *coll.* (2014) ont employé deux méthodes pour estimer l'ancienne abondance des adultes dans le lac Supérieur à 44 000 et à 14 127 individus, chiffres qu'ils jugent prudents. La tendance sur 10 ans est demeurée « inchangée » étant donné que le nombre de populations autosuffisantes n'a pas changé et que les CPUE sont similaires dans les relevés témoins de 2011 et de 2016. La tendance à long terme s'« améliore » compte tenu de l'augmentation de l'abondance des adultes et des juvéniles aux endroits où il y a eu ensemencement. Il est nécessaire d'évaluer le nombre d'adultes reproducteurs dans un grand nombre d'affluents pour bien mesurer les progrès réalisés à l'égard du rétablissement.

Lac Michigan

On sait que des populations reliques se reproduisent dans les eaux d'au moins neuf affluents dont la communication avec le lac Michigan n'est pas entravée (figure 4; tableau 2; Schneeberger et *al.*, 2005; Clapp et *al.*, 2012; Hayes et Caroffino, 2012, WDNR, 2019). Les rivières Menominee et Peshtigo continuent d'abriter les plus grandes populations, dont les montaisons annuelles comptent plusieurs centaines d'adultes (Elliott et Gunderman, 2008; WDNR, 2019; et E. Baker, MDNR, comm. pers.). Six autres cours d'eau (cours inférieur de la rivière Fox et rivières Oconto, Manistee, Muskegon, Grand et Kalamazoo) continuent d'abriter de plus petites populations (> 75 adultes; Baker, 2006; Elliott et Gunderman, 2008; Hayes et Caroffino, 2012; Harris et *coll.*, 2017; WDNR, 2019; Partridge, 2021; Tucker et *al.*, 2021). Le succès de la reproduction a été confirmé dans ces huit cours d'eau, et des juvéniles d'âge 0 ont été capturés dans beaucoup de ces réseaux. Des esturgeons adultes ont été observés à l'occasion dans le cours inférieur de la rivière Manistique et dans les rivières Cedar, Milwaukee, Boardman et St. Joseph au cours des périodes de reproduction, mais aucune reproduction ni recrutement n'a été enregistré et l'abondance des individus est considérée comme étant faible (< 25 adultes; Hayes et Caroffino, 2012; B. Eggold, WDNR, comm. pers.). Le stock d'esturgeons jaunes du lac Winnebago est séparé de la population du lac Michigan par une série de neuf écluses et barrages sur la rivière. Les esturgeons jaunes migrent en aval occasionnellement au-delà de ces obstacles, mais la migration en amont est complètement bloquée. Le cours supérieur de la rivière Menominee abrite également des populations qui sont séparées l'une de l'autre et de la population du cours inférieur de la Menominee par plusieurs barrages. Ces populations les plus en amont font l'objet d'une pêche à la ligne et à l'hameçon, et sont

aussi très réglementées, à l'automne.

Les activités de surveillance et d'évaluation continues ont permis d'obtenir une collection de plus en plus grande de données sur l'abondance, la reproduction et le recrutement pour la plupart de ces populations des affluents du lac Michigan (Caroffino et *al.*, 2007; Harris et *al.*, 2017; Lawrence et *al.*, 2020; LRBOI, 2020; Tucker et *al.*, 2021, E. Baker, MDNR, données inédites; J. Lorenz, de la tribu de Gun Lake, C. Jérôme, bande Little River des Indiens d'Ottawa, communication personnelle). Ces activités semblent indiquer que l'abondance des géniteurs dans plusieurs cours d'eau a augmenté au cours des deux dernières décennies. De plus, les taux de captures des juvéniles sauvages dans les filets maillants de l'évaluation dans le lac Michigan ont augmenté au cours des 10 dernières années (Broadway et *al.*, 2019; Ben Turschak, MDNR, données inédites). Ce résultat et d'autres analyses génétiques des stocks mélangés laissent entendre que le recrutement accru dans bon nombre de populations s'est échelonné sur plusieurs années (Scribner et *coll.*, en révision).

Un domaine de gestion d'intérêt continu est la réduction au minimum de la mortalité des esturgeons d'âge 0 associée aux traitements de la lamproie de mer dans les cours d'eau très alcalins comme les rivières Muskegon et Manistee. Dans ces deux rivières, les mortalités sont enregistrées depuis 2013 et semblent indiquer que le recrutement pourrait avoir diminué dans ces rivières au cours des traitements pendant des décennies (Smith, 2014; LRBOI, 2016; Pratt et *al.*, 2020; LRBOI, 2020). Depuis 2016, des mesures d'atténuation, notamment la capture et le retrait d'esturgeons juvéniles de ces rivières pendant les périodes de traitement, sont appliquées dans le cadre d'un partenariat entre tribus, États et organismes fédéraux.

L'utilisation coordonnée d'installations en ruisseau pour l'élevage d'esturgeons destinés à la réintroduction et à l'ensemencement supplémentaire est une composante importante du rétablissement de l'esturgeon jaune dans le lac Michigan. Depuis 2006, le Department of Natural Resources (DNR) du Michigan, le DNR du Wisconsin, le Fish and Wildlife Service des États-Unis, la Little River Band of Ottawa Indians, la Gun Lake Tribe et le Riveredge Nature Center, de concert avec d'autres groupes bénévoles, ont coordonné leurs efforts en vue d'utiliser des installations en ruisseau pour élever et introduire des esturgeons de 4 à 6 mois dans six rivières (Milwaukee, Kewaunee, Cedar, Whitefish, Manistee et Kalamazoo) (Eggold et *coll.*, 2012). Les méthodes employées respectent les recommandations des lignes directrices de 2010 en matière de génétique pour l'ensemencement en esturgeons jaunes dans le bassin des Grands Lacs (Welsh et *coll.*, 2010), qui exigent d'utiliser des sources appropriées de donneurs, d'élever les individus dans l'eau de leur cours d'eau natal pour favoriser l'empreinte génomique, et de maximiser la diversité génétique. Depuis 2005, plus de 45 000 esturgeons jaunes d'âge 0 en automne ont été introduits dans les affluents du lac Michigan au moyen de ces méthodes. Des juvéniles issus d'un ensemencement, de multiples classes d'âge ont été pris dans des filets maillants d'évaluation dans les eaux adjacentes au lac Michigan, et les taux de capture ont augmenté depuis le début de l'ensemencement (Troy Zorn, DNR du Michigan, données inédites; Tom Burzinski, DNR du Wisconsin, données inédites). Certains des poissons issus du premier ensemencement amorcent leur maturation et ont été vus s'en retourner à leur rivière cible lors de la saison de reproduction (B. Eggold, WDNR, communication personnelle; LRBOI, 2020). On a l'intention de poursuivre des activités d'ensemencement pendant au moins 20 ans pour établir des populations fondatrices durables d'au moins 750 individus matures dans chaque rivière. L'ensemencement a également eu lieu dans le cours supérieur de la rivière Menominee de 1994 à 2017 et dans des portions du réseau du lac Winnebago (WDNR, 2019).

Des évaluations de l'habitat ont été effectuées dans de nombreux affluents du lac Michigan où vit l'esturgeon (Daugherty et *coll.*, 2008) et ont orienté des projets de remise en état de l'habitat, d'élimination de barrages et de passes à poissons. Une échelle à poisson pour le passage en amont et des installations de protection et de contournement en aval ont été utilisées pour faire éviter les deux barrages inférieurs de la rivière Menominee aux esturgeons jaunes depuis 2015. L'accès à un habitat potentiel de fraie et d'alevinage a augmenté avec le retrait de plusieurs barrages sur certaines rivières et la création de frayères sur d'autres.

Les populations d'esturgeon jaune du lac Michigan continuent d'être autosuffisantes et ne représentent qu'une petite fraction de leur abondance historique. D'après une estimation optimiste, l'abondance des adultes dans l'ensemble du lac est de moins de 10 000 individus adultes, bien en deçà de 1 % des estimations les plus conservatrices de leur abondance historique (Hay-Chmielewski et Whelan, 1997; Haxton et *al.*, 2014). Même si au moins huit populations semblent autosuffisantes, seules les populations des rivières Winnebago, Menominee et Peshtigo sont actuellement assez abondantes pour être considérées comme en santé et en sécurité. L'amélioration constatée dans le cadre de l'évaluation de la tendance sur 10 ans repose sur la hausse de l'abondance et du recrutement (d'après l'opinion d'experts), l'ensemencement et l'amélioration de la connectivité des rivières. Les données n'étant pas exhaustives, on n'a pas pu établir l'état sur le long terme.

Lac Huron

Du frai d'esturgeon jaune a été signalé dans les rivières Garden, Mississaugi et Spanish (chenal du Nord), et dans les rivières Moon, Musquash, et Nottawasaga (baie Georgienne) (figure 5; tableau 3). Au printemps 2019, des œufs et des larves ont été prélevés dans les rivières Moon, Musquash et Garden, corroborant la fréquentation de ces cours d'eau par des esturgeons jaunes reproducteurs (L. O'Connor, MPO, communication personnelle; L. Sumner, AOFRC, communication personnelle). Des œufs et des larves d'esturgeons jaunes ont été prélevés dans la rivière Sainte-Marie pendant l'été en 2018 et en 2019 et la fraie se poursuit dans l'embouchure de la rivière Sainte-Claire, dans le sud du lac Huron, révélée par les captures de poissons arrivés à maturité sexuelle (Roseman et *coll.*, 2020). La population reproductrice à l'embouchure de la rivière Sainte-Claire abrite les plus grandes populations d'esturgeons jaunes des Grands Lacs, le stock étant de 20 184 individus (IC à 95 % de 12 533 à 27 816) (USFWS, données inédites). Une évaluation par marquage-recapture a été entamée dans la rivière Sainte-Marie en 2019 par suite de la capture d'un nombre accru d'esturgeons jaunes juvéniles à la fois dans le cadre d'un relevé des communautés de poissons effectué en 2017 et de l'enquête par interrogation du pêcheur du département des Ressources naturelles du Michigan (N. Godby, MDNR, communication personnelle; O'Connor et *coll.*, 2019). Au total, on a capturé 35 esturgeons jaunes, dont cinq faisaient moins de 1 000 mm. La taille de la population d'esturgeons jaunes dans la rivière Sainte-Marie a été estimée la dernière fois à 505 individus (IC à 95 % de 388 à 692; Bauman et *al.*, 2011) en 2007. Des relevés de frai menés dans les rivières Mississaugi et Nottawasaga ont régulièrement capturé des centaines d'esturgeons jaunes, et plus de 50 poissons sont habituellement capturés pendant des études dans la rivière Spanish.

Le bassin versant de la rivière Saginaw a été ensemencé par des esturgeons jaunes à l'automne 2017. En tout, 3 317 alevins ont été introduits dans les rivières Cass, Flint, Shiawassee et Tittabawassee. Même si la capture d'un nombre accru d'esturgeons jaunes juvéniles n'est pas encore observable dans les relevés de pêche indépendants menés dans la baie de Saginaw (A. Briggs, MDNR, communication personnelle), les déclarations des pêcheurs à la ligne relatives aux esturgeons jaunes juvéniles ont augmenté ces deux dernières années. Depuis la dernière période de déclaration, deux barrages (Corunna et Shiatown) ont été retirés de la rivière Shiawassee rétablissant ainsi l'accès sur près de 30 milles (48 km), sans entrave pour le passage des poissons.

Les stocks d'esturgeon jaune du lac Huron sont surveillés par divers organismes de gestion des ressources et grâce au travail bénévole des pêcheurs commerciaux. À ce jour, les efforts conjoints des chercheurs dans les eaux américaines et canadiennes ont donné lieu au marquage de milliers d'esturgeons jaunes dans la baie Saginaw, dans le sud du lac Huron, dans la rivière Sainte-Marie, dans la baie Georgienne et dans le chenal du nord, des stocks de tailles relativement variées étant capturés en chacun de ces endroits. Les données de marquage, les études télémétriques et les données génétiques indiquent que l'esturgeon jaune se déplace à l'intérieur des limites territoriales, d'un pays à l'autre et d'un bassin à l'autre. Il n'y a pas à l'heure actuelle de pêche commerciale ou récréative d'esturgeon jaune dans le lac Huron. La réglementation concernant la pêche de subsistance dans le lac Huron varie selon les organismes et est en grande partie mal connue.

Pour comprendre les habitudes migratoires de l'esturgeon jaune dans la partie sud du lac Huron et dans la rivière Sainte-Claire, des transmetteurs acoustiques ont été implantés à 126 adultes d'esturgeon jaune. Au moyen du GLATOS (Great Lakes Acoustic Telemetry Observation System [système d'observation par télémétrie acoustique des Grands Lacs) plus de 25 millions de détections ont été documentées depuis 2011 et fournissent de précieux renseignements sur les déplacements de l'esturgeon jaune adulte dans le réseau du lac Huron et de la rivière Sainte-Claire (Kessel et *al.*, 2018; Colborne et *al.*, 2019). D'autres études par télémétrie sont prévues pour la rivière Sainte-Marie.

La population d'esturgeons jaunes dans le lac Huron continue d'être bien inférieure aux niveaux historiques estimés (Hay-Chmielewski et Whelan, 1997; Haxton et *al.*, 2014). Seules deux populations autosuffisantes existent dans les eaux du Michigan du lac Huron (rivières Sainte-Marie et Sainte-Claire), et il y en a quatre (rivière Sainte-Marie et cours supérieur des rivières Sainte-Claire, Spanish et Mississaugi) dans les eaux canadiennes. L'amélioration constatée dans le cadre de l'évaluation de la tendance sur 10 ans repose sur le programme d'ensemencement lancé dans le bassin hydrographique de la rivière Saginaw, une augmentation de la capture par unité d'effort d'esturgeons jaunes juvéniles par des engins de pêche dans des relevés indépendants dans la rivière Sainte-Marie, et l'amélioration de la connectivité des rivières. Faute de données exhaustives, il n'a pas été possible d'établir l'état sur le long terme. Les obstacles et la dégradation de l'habitat dans les effluents du Michigan et de l'Ontario du lac Huron sont toujours une entrave majeure au rétablissement de l'espèce dans le lac Huron.

Lac Érié

On a observé que la fraie a lieu à huit endroits dans les eaux reliant les lacs Huron et Érié (figure 6; tableau 4; Caswell et *al.*, 2004; Manny et Kennedy, 2002; Fischer et *al.*, 2018); la fraie a aussi été détectée dans le port de Buffalo durant le printemps de 2017 (Neuenhoff et *coll.*, 2018). Le réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit qui constitue un accès sans entrave aux Grands Lacs abrite la plus grande population d'esturgeons jaunes, dont la taille des stocks est de 20 184 (IC à 95 % = 12 533 à 27 816) dans le cours supérieur de la rivière Sainte-Claire et le sud du lac Huron, de 6 523 (IC à 95 % = 5 720 à 7 327) dans le cours inférieur de la rivière Sainte-Claire et de 6 416 (IC à 95 % = 4 065 à 8 767) dans la rivière Détroit. Le taux de croissance géométrique moyen de la population de tous les stocks indique que les populations sont stables; il varie de 1,00 à 1,16 (USFWS et MDNR, données inédites). La taille de la population en esturgeons jaunes adultes dans le cours supérieur de la rivière Niagara entre 2012 et 2018 a été estimée à 889 (IC à 95 % = 611 à 1 352; Withers et *al.* 2019). On a recueilli des images par sonar à balayage latéral sur une section d'à peu près sept milles carrés (18 kilomètres carrés) du port de Buffalo pour créer une carte de l'habitat par catégorie visant à répertorier les habitats d'esturgeons jaunes reproducteurs.

La pêche sportive à la ligne d'esturgeons jaunes continue dans les eaux du lac Sainte-Claire et de la rivière Sainte-Claire, au Michigan. Même si l'activité de pêche à la ligne s'est intensifiée au fil du temps, il n'y a eu aucun effet détectable sur la population d'esturgeons jaunes dans le réseau (Briggs et *coll.*, 2020). Le chenal nord de la rivière Sainte-Claire, la rivière Détroit à l'est de l'île Fighting et le bassin occidental du lac Érié près de l'embouchure de la rivière Détroit ont été désignés comme aires de croissance, vu les prises régulières d'esturgeons juvéniles dans les engins de pêche des relevés (MDNR et USFWS, données inédites). L'ensemencement de la rivière Maumee, en Ohio, par des esturgeons jaunes a commencé à l'automne 2018. En tout, 5 865 alevins ont été introduits. Le département des Ressources naturelles de l'Ohio ainsi que les pêcheurs professionnels des eaux de cet État auraient recapturé six poissons issus de l'ensemencement, d'après l'information des étiquettes à transpondeur passif intégré (TPI) de ces poissons. Selon les rapports de pêcheurs à la ligne et de plongeurs (C. Legard, NYSDEC, communication personnelle), on soupçonne que le cours supérieur de la rivière Niagara est une aire de croissance. Cependant, aucun relevé portant exclusivement sur l'esturgeon jaune n'a été mené dans le cours supérieur de la rivière Niagara pour confirmer ces rapports. Dans les bassins central et oriental du lac Érié, le nombre d'esturgeons

jaunes détectés est faible, et seuls des individus subadultes ou adultes ont été capturés occasionnellement dans les filets de pêche commerciale et les filets des chercheurs.

Pour comprendre les habitudes migratoires de l'esturgeon jaune dans le réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit, des transmetteurs acoustiques ont été implantés à près de 300 esturgeons jaunes adultes. Au moyen du GLATOS (Great Lakes Acoustic Telemetry Observation System [système d'observation par télémétrie acoustique des Grands Lacs), plus de 25 millions détections ont été enregistrées depuis 2011, fournissant de précieux renseignements sur les déplacements de l'esturgeon jaune adulte dans ce réseau ainsi que dans les lacs Huron et Érié (Hondorp et *al.*, 2017; Kessel et *al.*, 2018; Colborne et *al.*, 2019). D'autres études de télémétrie acoustique portant sur l'esturgeon jaune juvénile sont réalisées dans le bassin occidental pour évaluer la survie et le déplacement de ces poissons introduits dans la rivière Maumee ainsi que le déplacement de poissons subadultes près de l'embouchure de la rivière Détroit. Dans le port de Buffalo, des transmetteurs acoustiques ont été implantés à 66 esturgeons jaunes adultes entre 2014 et 2019. Même si certains esturgeons jaunes marqués se sont déplacés sur de grandes distances, y compris jusque dans l'ouest du lac Érié, la plupart des individus ont passé leur temps dans le bassin oriental.

La population d'esturgeons jaunes dans le lac Érié continue d'être bien inférieure aux niveaux historiques. On trouvait autrefois des populations autosuffisantes dans trois (rivières Sainte-Claire et Détroit et cours supérieur de la rivière Niagara) des 15 affluents du lac Érié. Les efforts en matière de recherche continuent de porter principalement sur la détermination de rivières présentant un habitat qui se prête aux efforts en matière de réintroduction, la désignation de lieu de fraie, les exigences en matière d'habitat et les habitudes migratoires. L'amélioration constatée dans le cadre de l'évaluation de la tendance sur 10 ans repose sur la capture par unité d'effort d'esturgeons jaunes juvéniles par les engins de pêche utilisés pour des relevés indépendants dans le bassin occidental et le chenal nord de la rivière Sainte-Claire, et sur l'amélioration de la connectivité des rivières. Les données n'étaient pas suffisantes pour établir l'état à long terme.

Lac Ontario et cours supérieur du fleuve Saint-Laurent

Les effectifs d'esturgeons jaunes arrivés à maturité ne sont pas bien quantifiés pour la plupart des zones de fraie entourant le lac Ontario; cependant, on dispose d'assez de données pour évaluer la situation de l'esturgeon jaune (figure 7; tableau 5). Dans le cours inférieur de la Niagara, les estimations par marquage-recapture indiquent une population actuelle de 6 500 (intervalle de confiance à 95 % de 6 000 à 7 000) individus matures et immatures (Beisinger et *coll.*, 2014). Par ailleurs, le nombre d'esturgeons jaunes dénombrés dans, ou au voisinage de deux frayères artificielles construites au voisinage du barrage Iroquois dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent allait de 122 à 395 au paroxysme de l'activité de fraye de 2008 à 2012 (NYSDEC, 2013). Des populations reproductrices habitent également la rivière Black (NY) (Klindt et Gordon, 2014) et la rivière Trent (ON) (A. Mathers, MRNO, comm. pers.). Cependant, ces populations sont petites – comptant probablement de dizaines à des centaines de poissons.

Plusieurs mesures ont été prises pour favoriser le rétablissement de l'esturgeon. La pêche commerciale de l'esturgeon dans le lac Ontario et dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent a été interdite en 1976 dans l'État de New York et en 1984 en Ontario. Par ailleurs, toute pêche récréative est fermée depuis 1979. Au cours de la dernière décennie, des hauts-fonds de fraie artificiels ont été créés pour l'esturgeon jaune dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent, et leur succès a été évalué et indique que des œufs ont été déposés et que des larves sont écloses (NYSDEC, 2013). Le retrait du barrage hydroélectrique d'Hogansburg sur la rivière Saint-Régis a ouvert un habitat potentiel de plus de 30 kilomètres et libéré la population captive en amont du réservoir (McKenna et *coll.*, 2015).

Entre 1993 et 2020, le New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC), en collaboration avec l'United States Fish and Wildlife Service (USFWS), a introduit environ 175 000 (0 à 14 047 individus par année) esturgeons jaunes dans le réseau du lac Ontario. Les gamètes destinés à ces efforts sont prélevés dans le fleuve Saint-Laurent (en aval du barrage hydroélectrique Moses-Saunders depuis 1996). Les lieux d'ensemencement s'étendent de la rivière Genesee vers l'est, jusqu'aux affluents du lac Saint-François. Les travaux de recherche sur l'esturgeon ensemencé dans le cours inférieur de la rivière Genesee ont documenté un niveau élevé de survie et une bonne croissance, ce qui donne à penser que ces types d'habitats conviennent très bien à l'esturgeon et que l'ensemencement promet d'accroître considérablement l'abondance de l'esturgeon (Dittman et Zollweg, 2006). Les populations reproductrices fondées sur des poissons ensemencés se développeront dans la rivière Genesee, de même que dans la rivière Oswego, au cours des quelques prochaines années (Chalupnicki et *coll.*, 2011). Des chercheurs de l'Université Cornell ont capturé des individus sauvages issus des cohortes de 2011, 2012 et 2014 dans le lac Oneida (Jackson et *coll.*, 2017). On soupçonne que la fraie a aussi lieu dans le réseau des rivières Oneida – Seneca – Oswego à Fulton, à la décharge Cayuga et au barrage Caughdenoy. Deux frayères construites dans le Montezuma National Wildlife Refuge ont attiré des adultes reproducteurs en 2016.

Des relevés ciblés des esturgeons jaunes dans la rivière Trent ont eu lieu chaque année à l'automne (de 2016 à 2018), mais seuls deux individus ont été observés jusqu'à maintenant. Un émetteur acoustique a été implanté avec succès sur un esturgeon jaune en 2017; le même individu a été détecté de nouveau durant le relevé du printemps 2018, encore dans la rivière Trent. Lorsque les données du récepteur fixe seront téléchargées, d'autres détails sur les déplacements saisonniers de ce poisson pourraient être révélés.

Des travaux de recherche continueront d'évaluer les hauts-fonds de fraie de l'esturgeon jaune pour déterminer les concentrations d'adultes, le dépôt d'œufs et l'émergence d'alevins. La surveillance des prises d'esturgeon et de la structure selon l'âge de la population au moyen des programmes d'évaluation des communautés de poissons des organismes fournira un indice de l'état des populations dans la partie orientale du lac Ontario et du recrutement dans celui-ci. Des relevés ciblés de l'esturgeon dans le cours inférieur de la rivière Niagara s'imposent pour surveiller cette population. Les efforts entrepris par des organismes en matière d'ensemencement de l'esturgeon semblent remporter beaucoup de succès et la surveillance des effets de celui-ci devrait se poursuivre. Comme l'esturgeon atteint sa maturité sexuelle à un âge avancé, il peut falloir une décennie ou davantage pour observer des réponses aux efforts de rétablissement.

La population d'esturgeons jaunes dans le lac Ontario et le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent continue d'être bien inférieure aux niveaux historiques. On trouve des populations autosuffisantes dans 2 (cours inférieur de la Niagara et cours supérieur du Saint-Laurent) des 15 affluents dont on estime qu'ils abritaient des populations historiques d'esturgeons jaunes dans ce réseau. L'amélioration constatée dans le cadre de l'évaluation de la tendance sur 10 ans repose sur les programmes d'ensemencement et l'amélioration de la connectivité des rivières. Les données n'étaient pas suffisantes pour établir l'état à long terme.

Liens

- Benthos – La dégradation du benthos et les changements dans la communauté des macro-invertébrés ont probablement un effet sur la croissance de l'esturgeon jaune et son utilisation de l'habitat.
- Connectivité des habitats aquatiques – la perte de connectivité aquatique a contribué au déclin de l'esturgeon jaune.
- Incidences des espèces aquatiques envahissantes, taux d'envahissement par les espèces aquatiques non indigènes et moules dreissenidées – Les changements de l'écosystème attribuables aux fortes densités

d'espèces envahissantes, notamment des moules dreissenidées et du gobie à taches noires, de même qu'à l'épidémie de botulisme de type E, que l'on présume liée à la présence de ces espèces et qui a causé des épisodes de mortalité massive d'esturgeon jaune au cours de plusieurs années depuis 2001, représentent une préoccupation supplémentaire.

- Grande lamproie marine – Des pratiques exemplaires de gestion devraient être utilisées pour le contrôle des populations de grandes lamproies marines dans les affluents où des esturgeons jaunes d'âge 0 pourraient être présents (O'Connor et *al.*, 2017; Pratt et *al.*, 2020). Le taux de blessures infligées par les grandes lamproies marines et les répercussions potentielles pour les esturgeons jaunes juvéniles et adultes devraient continuer de faire l'objet d'un suivi (Dobiesz et *al.*, 2018; Briggs et *al.*, 2021).
- Température de l'eau de surface et quantités de précipitations – il importe de poursuivre les recherches quant aux répercussions à l'échelle du bassin hydrographique et des tendances climatiques sur l'habitat disponible pour tous les stades de vie. Les prévisions issues de modèles climatiques mondiaux semblent indiquer que le nombre d'habitats de l'esturgeon jaune diminuera dans le futur, car la température de l'eau approche les valeurs de tolérance thermique de 28 à 30 °C (Lyons et Stewart, 2014).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont libres d'accès.	Non			

Limites des données

Il s'agit d'un sous-indicateur relativement coûteux qui exige une coordination entre des organismes fédéraux, d'État, tribaux et provinciaux. Les programmes d'ensemencement devraient durer entre 20 et 25 ans afin d'assurer un niveau de diversité génétique suffisant au sein de la population donneuse (Welsh et *coll.*, 2010). Pour obtenir des mesures précises de l'abondance des adultes, des activités d'évaluation par marquage-recapture doivent être réalisées sur au moins sept ans (la limite supérieure de l'intervalle de temps entre deux périodes de fraie des femelles) pour que les femelles aient l'occasion d'être capturées au cours de relevés subséquents. Les variations de la périodicité de la fraie chez l'esturgeon jaune et les effets du débit des cours d'eau sur la reproduction pourraient agir sur les résultats annuels et compliquer l'interprétation des tendances à long terme. Il faudra une meilleure surveillance pour déterminer la situation actuelle des populations d'esturgeons jaunes des Grands Lacs, particulièrement au stade juvénile (âge 0 à 15). Des recherches considérables sont nécessaires pour continuer à déterminer les préférences en matière d'habitat et l'emplacement des esturgeons jaunes de ce groupe d'âge.

Renseignements supplémentaires

L'esturgeon jaune est considéré comme une espèce importante dans les buts et objectifs de la Commission des pêcheries des Grands Lacs pour chacun des Grands Lacs. Un plan de rétablissement de l'esturgeon jaune cible le lac Supérieur, et de nombreux États des Grands Lacs ont adopté des plans de rétablissement ou de réhabilitation de l'esturgeon jaune qui exigent d'augmenter le nombre d'individus au-delà des niveaux actuels.

La communauté ichtyologique « mésotrophe » des eaux fraîches est associée à des eaux plus productives près des rives. Il y a des communautés mésotrophes, et des communautés oligotrophes et eutrophes, à des degrés divers dans les cinq Grands Lacs; le lac Érié constitue surtout un habitat mésotrophe. L'esturgeon jaune, espèce emblématique, est le poisson des Grands Lacs le plus grand et le plus longévif. Il s'agit aussi d'un indicateur de la connectivité des affluents. Ayant évolué parallèlement au reste de la communauté ichtyologique et de l'écosystème naturel des Grands Lacs, l'esturgeon jaune et d'autres espèces indigènes représentent la biodiversité naturelle des lacs. Ces espèces ont été soumises à un éventail complet d'effets environnementaux résultant des perturbations d'anthropiques des Grands Lacs, dont la perte d'habitat, et la pollution par l'apport d'éléments nutritifs et de polluants toxiques persistants. Bien que les activités de rétablissement, comme l'ensemencement, puissent compliquer l'interprétation de leur situation, la réussite de ces espèces indique que les buts de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) sont en voie d'être atteints.

La recherche et le développement sont nécessaires pour déterminer des moyens de permettre à l'esturgeon jaune de contourner les obstacles artificiels sur les cours d'eau tout en bloquant les espèces indésirables. De plus, des difficultés considérables d'ordre juridique, logistique et financier doivent être surmontées afin de restaurer l'habitat de fraie et d'alevinage dans les affluents et les voies interlacustres des Grands Lacs. Il faudra une meilleure surveillance pour déterminer la situation actuelle des populations d'esturgeons jaunes des Grands Lacs, particulièrement au stade juvénile.

À mesure que les programmes et techniques de surveillance sont perfectionnés, la capacité de détecter l'esturgeon jaune augmente probablement, ce qui rend difficile de déterminer si les changements qui ont été observés résultent de l'augmentation des populations ou rendent compte d'une surveillance plus efficace. L'intégration et la poursuite de programmes de surveillance normalisés à long terme aideront à évaluer efficacement l'état des stocks de l'esturgeon jaune dans chaque lac à l'avenir.

Remerciements

Auteurs

Justin Chiotti, USFWS, Alpena Fish and Wildlife Conservation Office, Alpena, MI 49707
Jessica Collier, USFWS, Green Bay Fish and Wildlife Conservation Office, New Franken, WI 54229
Chris Davis, MRNFO, Unité de gestion des ressources des Grands Lacs supérieurs – Lac Huron, Owen Sound (ON) N4K 2Z1
Rich Drouin, MRNFO, Unité de gestion du lac Érié, London (ON) N6E 1L3
Robert Elliott, USFWS, Green Bay Fish and Wildlife Conservation Office, New Franken, WI 54229
Dimitry Gorsky, Lower Great Lakes Fish and Wildlife Conservation Office, Basom, NY 14013
Henry Quinlan, USFWS, Ashland Fish and Wildlife Conservation Office, Ashland, WI 54806
Josh Schloesser, USFWS, Ashland Fish and Wildlife Conservation Office, Ashland, WI 54806

Contributeurs

Ed Baker, MDNR, Marquette Fisheries Research Station
Andrew Briggs, MDNR, Lake St. Clair Fish Research Station
Dawn Dittman, USGS, Great Lakes Science Center
Brad Eggold, WDNR, Great Lakes District
Neal Godby, MDNR, Northern Lake Huron Management Unit
Darryl Hondorp, USGS, Great Lakes Science Center
Gregory Kronisch, USFWS, Lower Great Lakes Fish and Wildlife Conservation Office
Christopher Legard, New York State Department of Environmental Conservation, Region 9
Jason Lorenz, Gun Lake Tribe, Environmental Department
Alastair Mathers, MRNFO, Unité de gestion du lac Ontario
Lisa O'Connor, Pêches et Océans Canada, Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
Thomas Pratt, Pêches et Océans Canada, Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
Lexi Sumner, Anishinabek/Ontario Fisheries Resource Centre
Helen Takade-Heumacher, USFWS, Northeast Fishery Center
John Sweka, USFWS, Northeast Fishery Center

Sources d'information

Auer, N.A. (éd.). 2003. A Lake Sturgeon rehabilitation plan for Lake Superior. Publications diverses de la Commission des pêcheries des Grands Lacs. 2003-02.

Baker, E. A. 2006. Lake Sturgeon Distribution and Status in Michigan, 1996-2005. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Technical Report 2006-4, Ann Arbor.

Baldwin, N.S., R.W. Saalfeld, M.A. Ross et H.J. Buettner. 1979. Commercial fish production in the Great Lakes 1867-1977. Great Lakes Fishery Commission Technical Report 3.

Barth, C.C., Burnett, D., McDougall, C.A., et Nelson, P.A. 2018. Information in support of the 2017 COSEWIC assessment and status report on the Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in Canada. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3166: vi + 115 p.

Bauman, J., A. Moerke, R. Greil, B. Gerig, E. Baker, et J. Chiotti. 2011. Population status and demographics of Lake

Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the St. Mary's River 2000-2007. Journal of Great Lakes Research 7 (Suppl. 2):47-53.

Biesinger, Z., D. Gorsky, G.R. Jacobs, J.A. Sweka, M.A.H. Webb et M. Talbott. 2014. Population Assessment of Lake Sturgeon in the Lower Niagara River. *Dans* 2013 Annual report, Bureau of Fisheries Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee. Section 25. NY State Dept. Environ. Conserv., Albany, NY, USA.

Briggs, A.S., J.M. Hessenauer, M.V. Thomas, B.E. Utrup, et T.C. Wills. 2020. Trends and effects of a recreational Lake Sturgeon fishery in the St. Clair System. *North American Journal of Fisheries Management* 40:752-761.

Briggs, A.S., J.A. Chiotti, J.C. Boase, J.M. Hennenauer, T.C. Wills. 2021. Incidence of lamprey marks of Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens* Rafinesque, 1817) in the St. Clair – Detroit River System: Implications for Sea Lamprey (Petromyzon marinus Linnaeus, 1758) effects. *Journal of Applied Ichthyology* 37:677-686.

Broadway, K., D. Caroffino, D. Clapp, R. Claramunt, K. Donner, R. Elliott, S. Hansen, S. Lenart, et J. Smith. 2019. Status of inshore and benthivore fish communities in 2016. In The state of Lake Michigan in 2016. Edited by C.P. Madenjian [online]. Accessible en ligne : http://www.glfc.org/pubs/SpecialPubs/Sp19_01.pdf [consulté le 8 juin 2019].

Caroffino, D.C., T.M. Sutton, R.F. Elliott et M.C. Donofrio. 2007. Abundance and mortality of early life stages of Lake Sturgeon in the Peshtigo River, Wisconsin. 68th Midwest Fish and Wildlife Conference, Madison, WI. 9-12 décembre 2007.

Caswell, N. M., D.L. Peterson, B.A. Manny et G.W. Kennedy. 2004. Spawning by Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the Detroit River. Journal of Applied Ichthyology. 20, 1-6.

Chalupnicki, M.A., D.E. Dittman et D.M. Carlson. 2011. Distribution of Lake Sturgeon in New York: 11 Years of Restoration Management. American Midland Naturalist 165:364–371.

Clapp, D.F., R.F. Elliott, S.J. Lenart et R.M. Claramunt. 2012. Inshore and benthivore fish communities. In The state of Lake Michigan in 2011. Sous la direction de D.B. Bunnell. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 12-01.

Colborne, S.F., D.W. Hondorp, C.M. Holbrook, M.R. Lowe, J.C. Boase, J.A. Chiotti, T.C. Wills, E.F. Roseman, et C.C. Krueger. 2019. Sequence analysis and acoustic tracking of individual lake sturgeon identify multiple patterns of river-lake habitat use. *Ecosphere* 10(12):1-18.

Daugherty, D. J., T.M. Sutton et R.F. Elliott. 2008. Suitability modeling of Lake Sturgeon habitat in five northern Lake Michigan tributaries: implications for population rehabilitation. Restoration Ecology. doi : 10.1111/j.1526-100X.2008.00368.

DeHaan, P., S. Libants, R.F. Elliott et K.T. Scribner. 2006. Genetic population structure of remnant Lake Sturgeon populations in the upper Great Lakes basin. Transactions of the American Fisheries Society. 135:1478-1492.

Dittman, D.E. et E. Zollweg. 2006. Assessment of habitat use by experimentally stocked juvenile Lake Sturgeon. Final report submitted to USEPA Great Lakes National Program Office by USGS Tunison Lab. Aquat. Sci., Cortland, NY. Interagency agreements DW-14-947993-01-0 & DW-14-947991-01-0 [online]. Internet : https://www.fws.gov/midwest/sturgeon/documents/ddittman-genesee_sturgeon_03-05_final.pdf [consulté le 7 août 2018].

Dobiesz, N.E., J.R. Bence, T. Sutton, M. Ebener, T.C. Pratt, L.M. O'Connor et T.B. Steeves. 2018. Evaluation of sea lamprey-associated mortality sources on a generalized lake sturgeon population in the Great Lakes. *J. of Great Lakes Research*. 44(2):319-329.

Ecclestone, A., T.J. Haxton, T.C. Pratt, C.C. Wilson, et T. Whillans. 2020. Seasonal use of two unregulated Lake Superior tributaries by lake sturgeon. Journal of Great Lakes Research 46:1369-1381.

Eggold, B., M. Baumgartner, S. Fajfer, M. Holtgren, E. Baker, R. Elliott, et M. Holleback. 2012. Lake sturgeon rehabilitation using streamside rearing facilities. Proj. No. 2005.671. Rapport final du Great Lakes Fishery Trust [en ligne]. Accessible en ligne à : https://www.glft.org/documents/671-glft_final_-_proj_2005-671-pdf.

Elliott, R.F. 2008. Status and trends in Lake Sturgeon. *Dans* The state of Lake Michigan in 2005. Sous la direction de D.F. Clapp et W. Horns [en ligne]. Internet : http://www.glfc.org/pubs/SpecialPubs/Sp08_2.pdf [consulté le 29 novembre 2012].

Elliott R.F. et B.J. Gunderman. 2008. Assessment of remnant Lake Sturgeon populations in the Green Bay basin, 2002-2006. Final report to the Great Lakes Fishery Trust. Proj. No. 2001-113. U.S. Fish and Wild. Serv., Green Bay Fish. Res. Off, New Franken, Wisconsin.

Fischer, J. L., J. J. Pritt, E. F. Roseman, C. G. Prichard, J. M. Craig, G. W. Kennedy, et B. A. Manny. 2018. Lake Sturgeon, Lake Whitefish, and Walleye egg deposition patterns with response to fish spawning substrate restoration in the St. Clair – Detroit River System. Transactions of the American Fisheries Society 147:79-93.

Friday, M. J. 2004. Population characteristics of Black Sturgeon River lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*). Upper Great Lakes Management Unit, Lake Superior Technical Report, p. 2004-01.

Friday, M.J., et M.E. Chase. 2005. Biology and management of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the Kaministiquia River. Ontario Ministry of Natural Resources

Harris, B.S., Ruetz III, C.R., Wieten, A.C., Altenritter, M.E. et Smith, K.M. 2017. Characteristics of lake sturgeon *Acipenser fulvescens* Rafinesque, 1817 in a tributary of Lake Michigan, USA: status of the Muskegon River population. *Journal of Applied Ichthyology* 33(3):338-346.

Haxton, T., Whelan, G. et Bruch, R. 2014. Historical biomass and sustainable harvest of Great Lakes lake sturgeon (*Acipenser fulvescens* Rafinesque, 1817). *Journal of Applied Ichthyology*. 30(6):1371-1378.

Hay-Chmielewski, E.M. et G.E. Whelan. 1997. Lake Sturgeon rehabilitation strategy. Michigan Department of Natural Resources Fisheries Division: Special Report Number 18, Ann Arbor, MI.

Hayes, D.B. et Caroffino, D.C. (éd.). 2012. Michigan's lake sturgeon rehabilitation strategy. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 62, Lansing.

Holey, M.E., E.A. Baker, T.F. Thuemler et R.F. Elliott. 2000. Research and assessment needs to restore Lake Sturgeon in the Great Lakes: results of a workshop sponsored by the Great Lakes Fishery Trust. Lansing, MI.

Hondorp, D., D. Bennion, E. Roseman, C. Holbrook, J. Boase, J. Chiotti, M. Thomas, T. Wills, R. Drouin, S. Kessel, et C. Krueger. 2017. Use of navigation channels by lake sturgeon: Does channelization increase vulnerability of fish to ship strikes? PLoS ONE 12(7): e0179791

Jackson, J.R., T.E. Brooking et A.J. VanDeValk. 2017. Status of Lake Sturgeon in Oneida Lake. New York Chapter of the American Fisheries Society 2017 Annual Meeting, Buffalo, NY.

Kessel, S. T., D. W. Hondorp, C. M. Holbrook, J. C. Boase, J. A. Chiotti, M. V. Thomas, T. C. Wills, E. F. Roseman, R. Drouin, et C. C. Krueger. 2018. Divergent migration within lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) populations: Multiple distinct patterns exist across and unrestricted migration corridor. Journal of Animal Ecology 87:259-273.

Klindt R. M. et D. J. Gordon. 2014. Lake Sturgeon Tagging Study 2013. In 2013 Annual report, Bureau of Fisheries Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee. Section 18. NY State Dept. Environ. Conserv., Albany, NY, USA.

Lacho, C.D., Burnett, D.C., Hrenchuk, C.L. Nelson, P.A., Parker, C.M., et Barth, C.C. 2021. Renseignements à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement de l'esturgeon jaune, *Acipenser fulvescens* (populations de l'ouest de la baie d'Hudson, de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson, et des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/033. vi + 125 p.

Lawrence D.A., Elliott R.F., Donofrio M.C., et P. S. Forsythe. 2020. Larval lake sturgeon production and drift behaviour in the Menominee and Oconto Rivers, Wisconsin. Ecology of Freshwater Fish. 2020;00:1–17. https://doi.org/10.1111/eff.12549.

LRBOI (Little River Band of Ottawa Indians). 2016. Final Report of Lake Sturgeon Research and Reclamation Activities: 2015. Little River Band of Ottawa Indians Report 2015-1, Manistee, MI.
LRBOI (Little River Band of Ottawa Indians). 2020. Final Report of Lake Sturgeon Research and Reclamation Activities: 2019. Little River Band of Ottawa Indians Report 2019-1, Manistee, MI.

Lyons, J. et J.S. Stewart. 2014. Predicted effects of future climate warming on thermal habitat suitability for Lake

Sturgeon (*Acipenser fulvescens*, Rafinesque, 1817) in rivers in Wisconsin, USA. *Journal of Applied Ichthyology* 30:1508-1513.

Manny, B.A. et G.W. Kennedy. 2002. Known Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) spawning habitat in the channel between Lakes Huron and Erie in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Applied Ichthyology* 18:486-490.

McKenna, J.E., Jr., K. Hanak, K. DeVilbiss, A. David, et J.H. Johnson. 2015. Dam removal, connectivity, and aquatic resources in the St. Regis River watershed, New York: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2015–5116, 15 p., http://dx.doi.org/10.3133/sir20155116.

Neuenhoff, R.D, Withers J.L., Davis L.A., Markley N.D., Dowell S., Bartron M.L., Gorsky D. et Sweka, J.A. 2018. Discovery of an undocumented Lake Sturgeon spawning site in the headwaters of the Niagara River. Journal of Fish and Wildlife Management 9(1): 266-273; e1944-687X. doi: 10.3996/102017-JFWM-087.

New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC). 2013. Lake Sturgeon Spawning Beds Habitat Improvement Project: 2012 Monitoring Activities at the Iroquois Dam and Results. Final Report November 2013. Report to the New York Power Authority and the Technical Advisory Council for St. Lawrence–FDR Power Project: FERC NO. 2000 Prepared by: NYSDEC-St. Lawrence Habitat Management Project 1003 County Route 39, Chase Mills, NY 13621.

O'Connor, L.M., R. Aikens, A. Bowen, S. Chong, D.G. Fielder, et N. Godby. 2017. Population dynamics of the St. Marys River Fish Community 1975-2017. Accessible en ligne à : http://www.glfc.org/pubs/lake_committees/huron/St%20Marys%20FCS%20Report%202017.pdf [consulté le 9 mars 2021].

O'Connor, L.M., T.C. Pratt, T.B. Steeves, B. Stephens, M. Boogard et C. Kaye. 2017. *In situ* assessment of lampricide toxicity to age-0 lake sturgeon. *Journal of Great Lakes Research* 43(1):189-198.

Partridge, C.G. 2021. 2021 Gun Lake Tribe Sturgeon Report. Annis Water Resources Institute, Grand Valley State University, Muskegon, MI, USA. August 2021.

Pratt, T.C, W.M. Gardner, J. Pearce, S. Greenwood et S.C. Chong. 2014. Identification of a robust Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens* Rafinesque, 1917) population in Goulais Bay, Lake Superior. *Journal of Applied Ichthyology* 30(6). Août 2014.

Pratt, T.C., Gorman, O.T., Mattes, W.P., Myers, J.T., Quinlan, H.R., Schreiner, D.R., Seider, M.J., Sitar, S.P., Yule, D.L., et P.M. Yurista, P.M. 2016. The State of Lake Superior in 2011. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 16_01.

Pratt, T.C., B.J. Morrison, H.R. Quinlan, R,F, Elliott, S.A. Grunder, J.A. Chiotti, et B.A. Young. 2020. Implications of the sea lamprey control program for lake sturgeon conservation and rehabilitation efforts, Journal of Great Lakes Research, https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.06.014.

Roseman, E.F., E. Adams, R.L. DeBruyne, J. Gostiaux, H. Harrington, K. Kapuscinski, A. Moerke, et C. Olds. 2020. Lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) spawn in the St. Marys River Rapids, Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 46(5):1479-1484.

Schneeberger, P.J., R.F. Elliott, J.L. Jonas et S. Hart. 2005. Benthivores. In The state of Lake Michigan in 2000. Sous la direction de M.E. Holey et T.N. Trudeau. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 05-01, pp. 25-32.

Schloesser, J.T. et H.R. Quinlan. 2019. Population status and demographics of Lake Sturgeon in the Bad and White Rivers, Wisconsin. Journal of Fish and Wildlife. *Management* 10:442-457.

Schloesser, J.T. 2020. Sampling and reporting protocols for the Lake Sturgeon Index Survey for Lake Superior. Lake Superior Technical Committee, Lake Sturgeon Work Group.

Scribner, K.T., T.O. Brenden, R.F. Elliott, M. Donofrio, K. Bott, J. Kanefsy, J.J. Homola, I.Tsehaye, J.R. Bence, E. Baker, et N. Auer. In Review. Compositions of lake sturgeon mixtures in Lake Michigan: hierarchical spatial heterogeneity and evidence of improving recruitment in Wisconsin spawning populations. *Can. J. Fish.*

Smith, K. 2014. Assessment of Age-O Lake Sturgeon in the Muskegon River, Michigan. Michigan Department of Natural Resources.

Tucker, S.R., C.J. Houghton, B.S. Harris, R.F. Elliott, M.C. Donofrio, et P.S. Forsythe. 2021. Reproductive status of a remnant Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) population: Spawning and larval drift in the Lower Fox River, Wisconsin. River Research and Applications. 1-14.

Welsh, A., T. Hill, H. Quinlan, C. Robinson, B. May. 2008. Genetic assessment of Lake Sturgeon population structure in the Laurentian Great Lakes. *North American Journal of Fisheries Management* Vol. 28 : 572-591.

Welsh, A.B., R.F. Elliott, K.T. Scribner, H.R. Quinlan, E.A. Baker, B.T. Eggold, J.M. Holtgren, C.C. Krueger et B. May. 2010. Genetic guidelines for the stocking of Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the Great Lakes basin. *Great Lakes Fish. Comm. Misc. Publ.* 2010-01

Welsh, A., M.R. Baerwald, M. Friday, et B. May. 2015. The effect of multiple spawning events on cohort genetic diversity of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the Kaministiquia River. *Environ. Biol. Fish.* 98:755-762.

Wisconsin Department of Natural Resources (WDNR). 2019. Wisconsin's Sturgeon Management Plan. Administrative Report No. 90, Bureau of Fisheries Management, WDNR. Octobre 2019.

Withers, J.L., D. Einhouse, M. Clancy, L. Davis, R. Neuenhoff, et J. Sweka. 2019. Integrating Acoustic Telemetry into a Mark-Recapture Model to Improve Catchability Parameters and Abundance Estimates of Lake Sturgeon in Eastern Lake Erie. *North American Journal of Fisheries Management* 39(5):913-920.

Zollweg, E.C., R.F. Elliott, T.D. Hill, H.R. Quinlan, E. Trometer et J.W. Weisser (éd.). 2003. Great Lakes Lake Sturgeon Coordination Meeting. In Proceedings of the December 11-12, 2002 Workshop, Sault Ste. Marie, MI.

Liste des tableaux

Tableau 1. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Supérieur, 2022.

Tableau 2. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Michigan, 2022.

Tableau 3. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Huron, 2022.

Tableau 4. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Érié, 2022.

Tableau 5. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 2022.

Liste des figures

Figure 1. Prise historique d'esturgeons jaunes dans chacun des Grands Lacs.

Source : Baldwin et *al.*, 1979

Figure 2. Répartition historique de l'esturgeon jaune.

Source : Zollweg et *coll.*, 2003

Figure 3. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Supérieur, en 2022. Les définitions des états de la population sont les suivantes : disparu (l'espèce n'est plus présente); existant (l'espèce est présente et elle survit; l'état de la reproduction naturelle peut ou non être connu); réintroduit (ensemencement de l'espèce dans un réseau dont la population a disparu); augmentation (ensemencement de l'espèce dans un réseau dont la population est existante); inconnu (l'état de la population est inconnu). Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Supérieur, Commission des pêcheries des Grands Lacs

Figure 4. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Michigan, en 2022. Veuillez consulter la figure 3 pour les définitions des états de la population. Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Michigan, Commission des pêcheries des Grands Lacs

Figure 5. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Huron, en 2022. Veuillez consulter la figure 3 pour les définitions des états de la population. Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Huron, Commission des pêcheries des Grands Lacs

Figure 6. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Érié, en 2022. Veuillez consulter la figure 3 pour les définitions des états de la population. Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Érié, Commission des pêcheries des Grands Lacs

Figure 7. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Ontario, la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent, en 2022. Veuillez consulter la figure 3 pour les définitions des états de la population. Source : New York Lake Sturgeon Working Group et Tim Haxton, MRNFO

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2022 Rapport

N° carte	Population/rivière	État
1	Rivière Pigeon	Disparu
2	Rivière Kaminsitiquia	Existant
3	Rivière Wolf	Disparu
4	Rivière Black Sturgeon	Existant
5	Rivière Nipigon	Existant
6	Rivière Gravel	Disparu
7	Rivière Prairie	Disparu
8	Rivière Pic	Existant
9	Rivière White	Existant
10	Rivière Michipicoten	Existant
11	Rivière Batchawana	Existant
12	Rivière Chippewa	Disparu
13	Rivière Goulais	Existant
14	Rivière Tahquamenon	Disparu
15	Rivière Sturgeon	Existant
16	Rivière Ontonagon	Disparu-Réintroduit
17	Rivière Montreal	Disparu
18	Rivière Bad	Existant
19a	Cours inférieur de la rivière St. Louis	Disparu-Réintroduit-Existant
19b	Cours supérieur de la rivière St. Louis	Disparu-Réintroduit

Tableau 1. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Supérieur, en 2022.

N° carte	Population/rivière	État
1a	Rivière Menominee (en aval du dernier barrage)	Existant
1b	Rivière Menominee (en aval du barrage Grand Rapids)	Existant
1c	Rivière Menominee (en aval du barrage White Rapids)	Existant
1d	Rivière Pike	Existant
1e	Rivière Menominee (en aval de Sturgeon Falls)	Disparu-Réintroduit
2	Rivière Cedar	Inconnu-Réintroduit
3	Rivière Escanaba	Disparu
4	Rivière Whitefish	Disparu-Réintroduit
5	Rivière Sturgeon	Disparu
6	Rivière Manistique	Existant
7	Lac Indian	Existant
8	Rivière Millecoquins	Inconnu
9	Ruisseau Bear	Inconnu
10	Rivière Boardman	Inconnu
11a	Rivière Manistee (en aval du barrage)	Existant-Augmentation
11b	Rivière Manistee River (en amont du dernier barrage)	Inconnu
12	Rivière Père Marquette	Inconnu
13	Haut-fond Ludington	Inconnu
14	Rivière White	Inconnu
15	Rivière Muskegon	Existant
16	Rivière Grand	Existant
17	Rivière Kalamazoo	Existant-Augmentation
18	Haut-fond St. Joseph	Inconnu
19a	Rivière St. Joseph	Existant
19b	Rivière St. Joseph (en amont des barrages)	Inconnu
20	Complexe de récifs de Chicago	Disparu
21	Rivière Root	Disparu
22	Rivière Milwaukee	Disparu-Réintroduit
23	Ruisseau Barr	Disparu
24	Rivière Sheboygan	Disparu
25	Rivière Manitowoc	Disparu
26	Ruisseaux Twin est et ouest	Disparu
27	Rivière Kewaunee	Disparu-Réintroduit
28	Hauts-fonds du secteur de la baie Sturgeon	Disparu
29a	Rivière Fox River (en aval du dernier barrage)	Existant
29b	Rivière Fox River (en amont du dernier barrage)	Inconnu
30a	Cours inférieur de la rivière Winnebago et cours supérieur de la rivière Fox	Existant-Augmentation
30b	Cours inférieur de la rivière Winnebago - rivière Wolf	Existant
30c	Rivière Wolf - en amont du barrage Shawano	Disparu-Réintroduit
31	Rivière Oconto	Existant
32	Rivière Peshtigo	Existant

Tableau 2. Population d'esturgeons jaunes dans le lac Michigan, en 2022

N° carte	Population/rivière	État
1	Rivière Sainte-Marie	Existant
2	Rivière Root	Disparu
3	Rivière Garden	Existant
4	Rivière Echo	Existant
5	Rivière Thessalon	Existant
6a	Rivière Mississaugi (chenal nord)	Existant
6b	Rivière Mississagi (population de la rivière)	Existant
7	Rivière Blind	Disparu
8	Rivière Serpent	Disparu
9	Rivière Spanish	Existant
10	Rivière French	Existant
11	Rivière Key	Inconnu
12	Rivière Magnetawan	Existant
13	Rivière Naiscoot	Existant
14	Rivière Seguin	Existant
15	Rivière Moon	Existant
16	Rivière Go Home	Disparu
17	Rivière Musquash	Inconnu
18	Rivière Severn	Existant
19	Rivière Sturgeon	Disparu
20	Rivière Nottawasaga	Existant
21	Rivière Manitou	Inconnu
22	Rivière Sauble	Inconnu
23	Rivière Saugeen	Inconnu
24	Rivière AuSable	Disparu
25	Pointe Blue	Inconnu
26	Baie Saginaw	Existant
27a	Rivière Saginaw	Disparu-Réintroduit-Existant
27b	Rivière Tittabawassee	Disparu-Réintroduit
27c	Rivière Flint	Disparu-Réintroduit
27d	Rivière Shiawassee	Disparu-Réintroduit
27e	Rivière Cass	Disparu-Réintroduit
28	Rivière Rifle	Inconnu
29	Rivière Au Grès	Inconnu
30	Rivière AuSable	Existant
31	Rivière Thunder Bay	Disparu
32	Lac Otsego	Existant-Réintroduit
33	Rivière Ocqueoc	Inconnu
34a	Rivière Cheboygan	Existant
34b	Lac Black	Existant-Augmentation
34c	Rivière Black	Existant-Augmentation
34d	Lac Mullett	Existant-Augmentation
34e	Lac Burt	Existant-Augmentation
35	Rivière Carp	Existant
36	Baie Munuscong	Existant

Tableau 3. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Huron, en 2022

N° carte	Population/rivière	État
1	Cours supérieur de la rivière Niagara/port de Buffalo	Existant
2	Bassin est	Existant
3	Ruisseau Cattaraugus	Disparu
4	Littoral du ruisseau Walnut, PA	Inconnu
5	Littoral de Conneaut, OH	Disparu
6	Rivière Cuyahoga	Disparu
7	Rivière Sandusky	Disparu
8	Rivière Portage	Inconnu
9	Rivière Maumee	Disparu-Réintroduit
10	Rivière Raisin	Disparu
11	Rivière Huron	Disparu
12	Rivière Detroit	Existant
13	Lac Sainte-Claire	Existant
14	Cours inférieur de la rivière Sainte-Claire	Existant
15	Cours supérieur de la rivière Sainte-Claire	Existant
16	Littoral de l'île Pelée	Inconnu
17	Hauts-fonds de la pointe Pelée	Inconnu
18	Port de Rondeau	Inconnu
19	Ruisseau Clear	Inconnu
20	Baie Long Point	Inconnu

Tableau 4. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Érié, en 2022

N° carte	Population/rivière	État
1	Rivière Don	Disparu
2	Rivière Ganaraska	Disparu
3	Rivière Trent	Existant
4	Rivière Salmon	Disparu
5	Rivière Napanee	Disparu
6	Haut-fond de l'île Amherst	Inconnu
7	Rivière Black	Existant
8	Rivière Oswego	Disparu-Réintroduit
9a	Lac Oneida	Disparu-Réintroduit
9b	Lac Cayuga	Disparu-Réintroduit
10	Rivière Genesee	Disparu-Réintroduit
11	Cours inférieur de la rivière Niagara	Existant
12	Fleuve Saint-Laurent – Mille-Îles	Existant
13a	Embouchure de la rivière Oswegatchie	Inconnu
13b	Rivière Oswegatchie	Existant-Augmentation
14	Lac Black	Existant-Augmentation
15	Fleuve Saint-Laurent – Lac Saint-Laurent	Existant
16	Fleuve Saint-Laurent – Lac Saint-François	Existant-Augmentation
17	Rivière Grasse	Existant
18	Rivière Raquette	Existant-Augmentation
19a	Rivière Saint-Régis	Existant
19b	Rivière Saint-Régis – en amont du barrage Hogansburg	Disparu-Réintroduit
20	Rivière Salmon	Disparu
21	Embouchure de la rivière des Outaouais - lac des Deux-Montagnes	Existant
22a	Rivière des Outaouais - lac Dollard-des-Ormeaux	Existant
22b	Rivière des Outaouais - lac Deschênes	Existant
22c	Rivière des Outaouais - lac des Chats	Existant
22d	Rivière des Outaouais - lac du Rocher Fendu	Existant
22e	Rivière des Outaouais - lac Coulonge	Existant
22f	Rivière des Outaouais - cours inférieur du lac aux Allumettes	Existant
22g	Rivière des Outaouais - cours inférieur du lac aux Allumettes	Existant
22h	Rivière des Outaouais – lac Holden	Existant
22i	Rivière des Outaouais - lac La Cave	Existant
23	Fleuve Saint-Laurent - lac Saint-Louis, à la limite des eaux douces (en aval de la ville de Québec)	Existant
24	Lac Champlain	Existant

Tableau 5. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, en 2022.

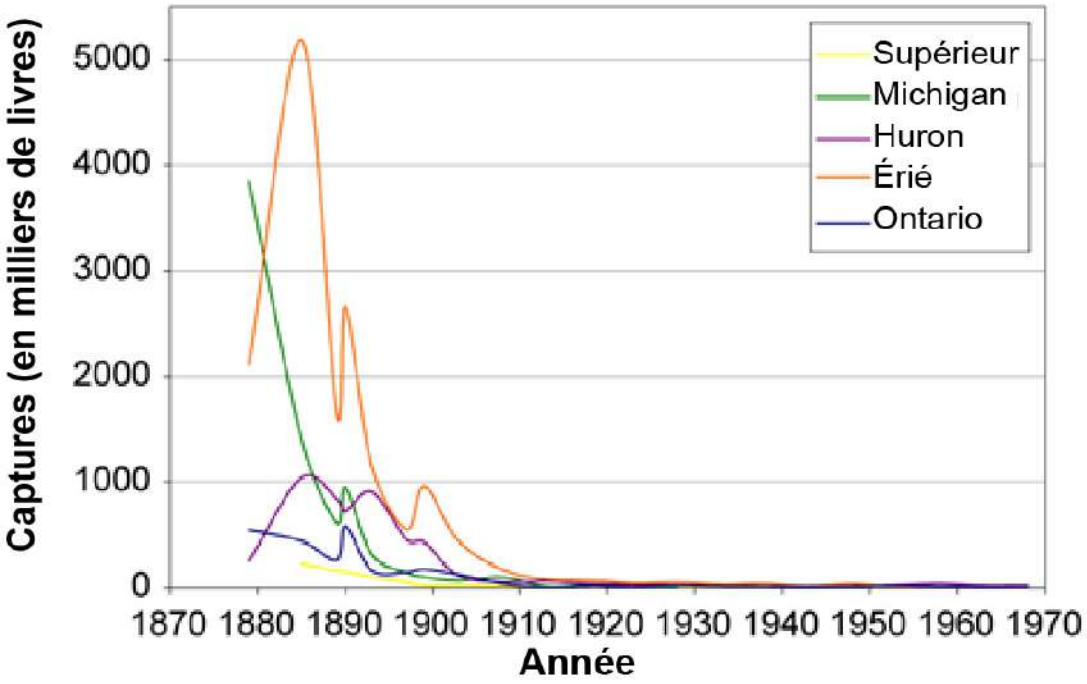


Figure 1. Captures historiques d'esturgeons jaunes dans chacun des Grands Lacs. Source : Baldwin et *al.*, 1979

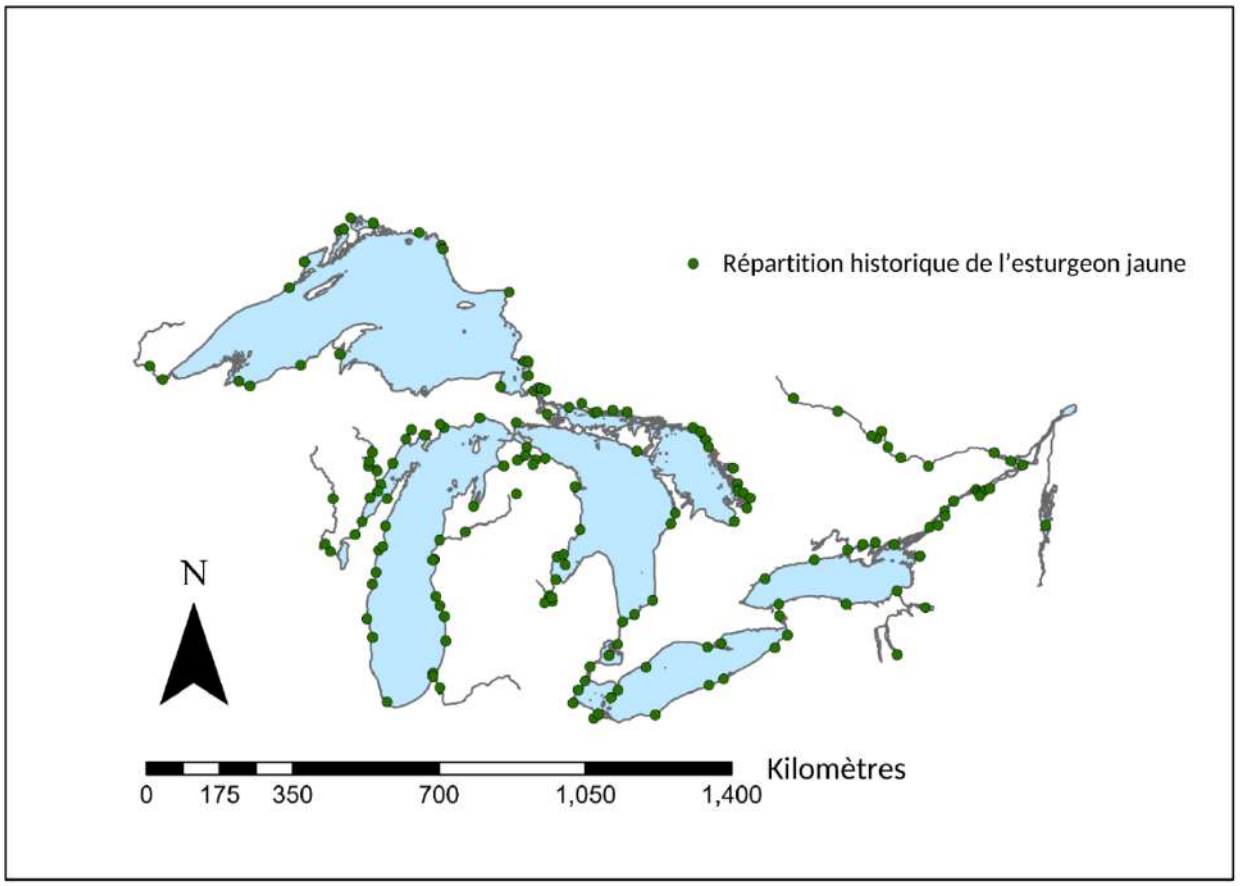


Figure 2. Répartition historique de l'esturgeon jaune dans les Grands Lacs. *Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune*, Commission des pêcheries des Grands Lacs

Situation de l'Esturgeon Jaune

Lac Supérieur

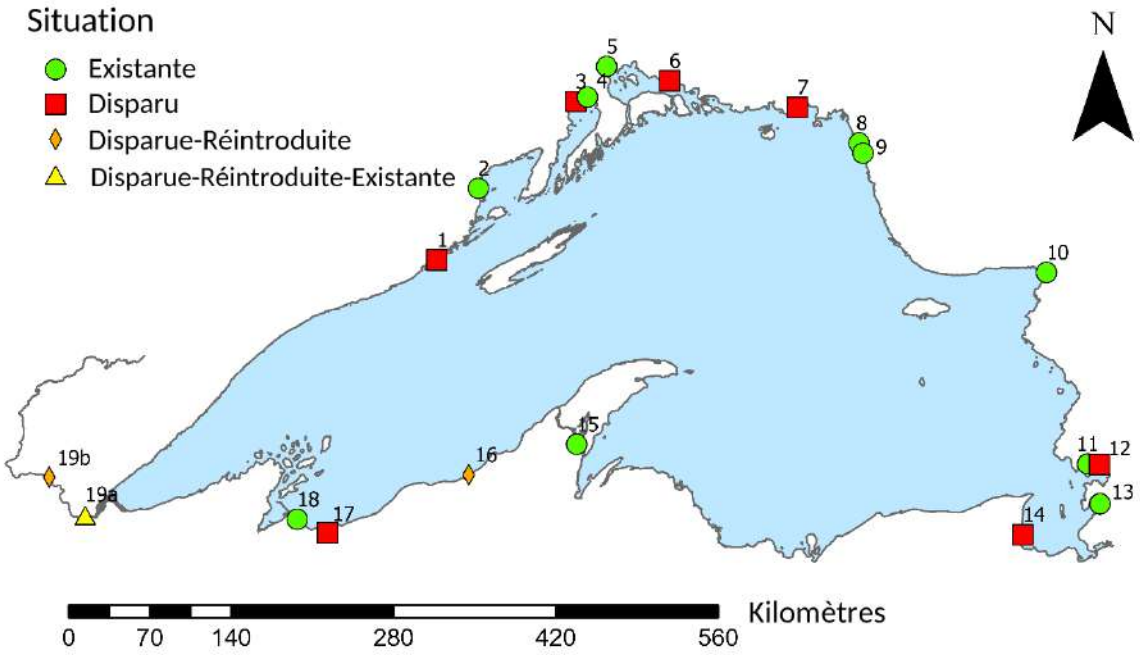


Figure 3. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Supérieur, 2022. Les définitions de l'état de population sont : disparu (l'espèce n'est plus présente); existant (l'espèce est présente et elle survit; l'état de la reproduction naturelle peut ou non être connu); réintroduit (ensemencement de l'espèce dans un réseau dont la population a disparu); augmentation (ensemencement de l'espèce dans un réseau dont la population est existante); inconnu (l'état de la population est inconnu). Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Supérieur, Commission des pêcheries des Grands Lacs.

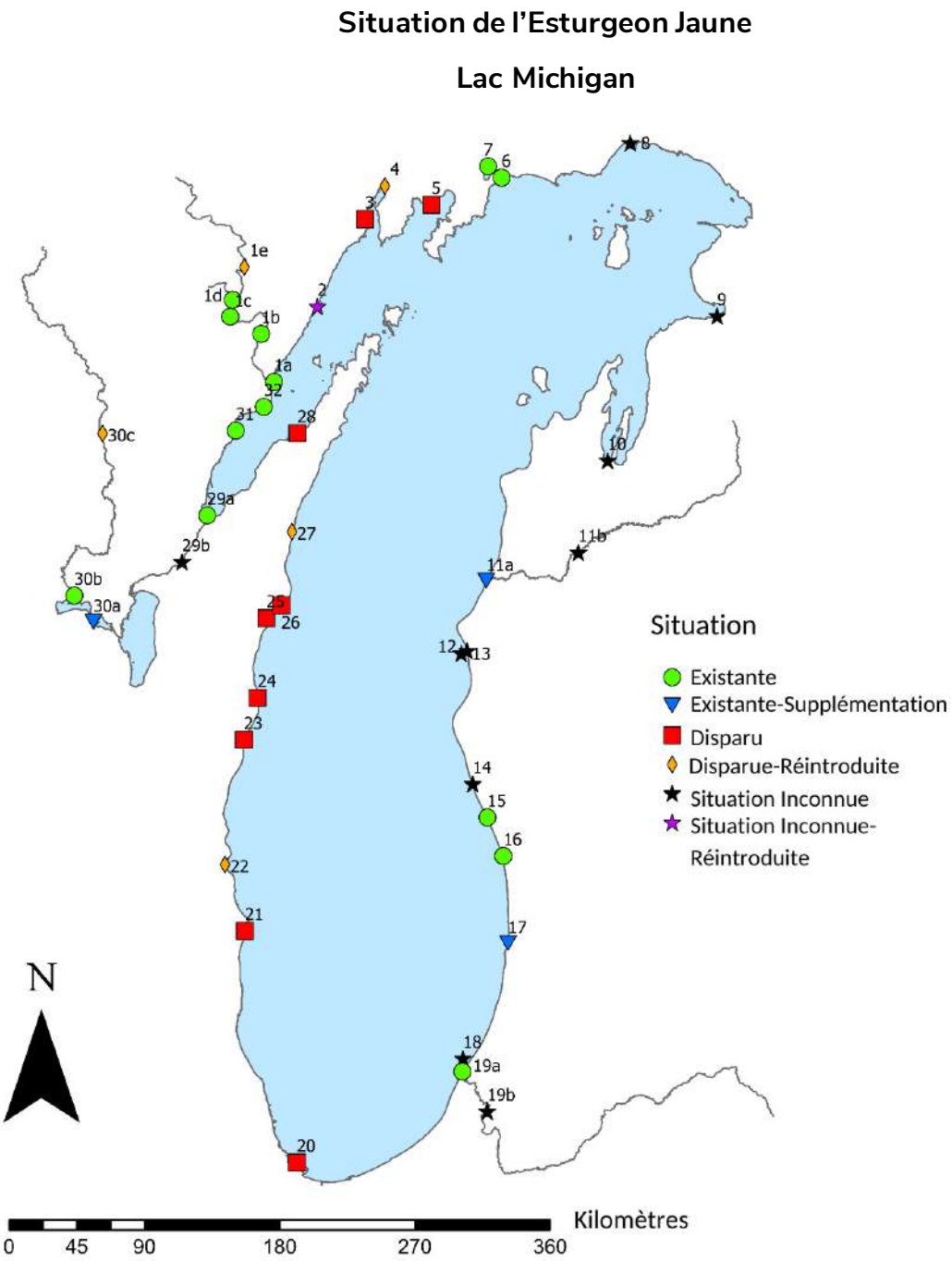


Figure 4. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Michigan, en 2022. Veuillez consulter la figure 3 pour les définitions des états de la population. Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Michigan, Commission des pêcheries des Grands Lacs

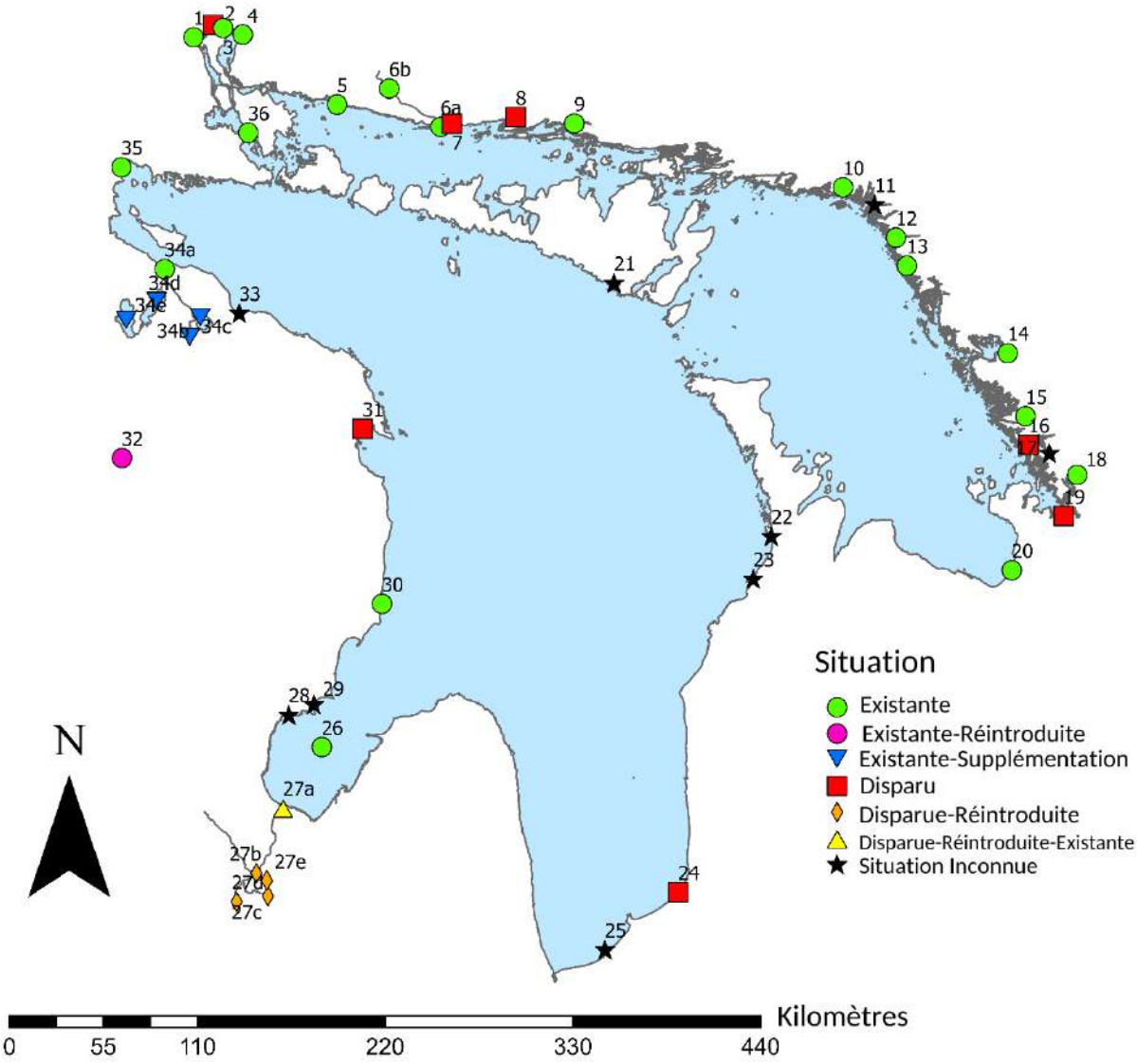


Figure 5. État de la population d'esturgeon jaune dans le lac Huron, en 2022. Veuillez consulter la figure 3 pour les définitions des états de la population. Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Huron, Commission des pêcheries des Grands Lacs

Situation de l'Esturgeon Jaune

Lac Érié

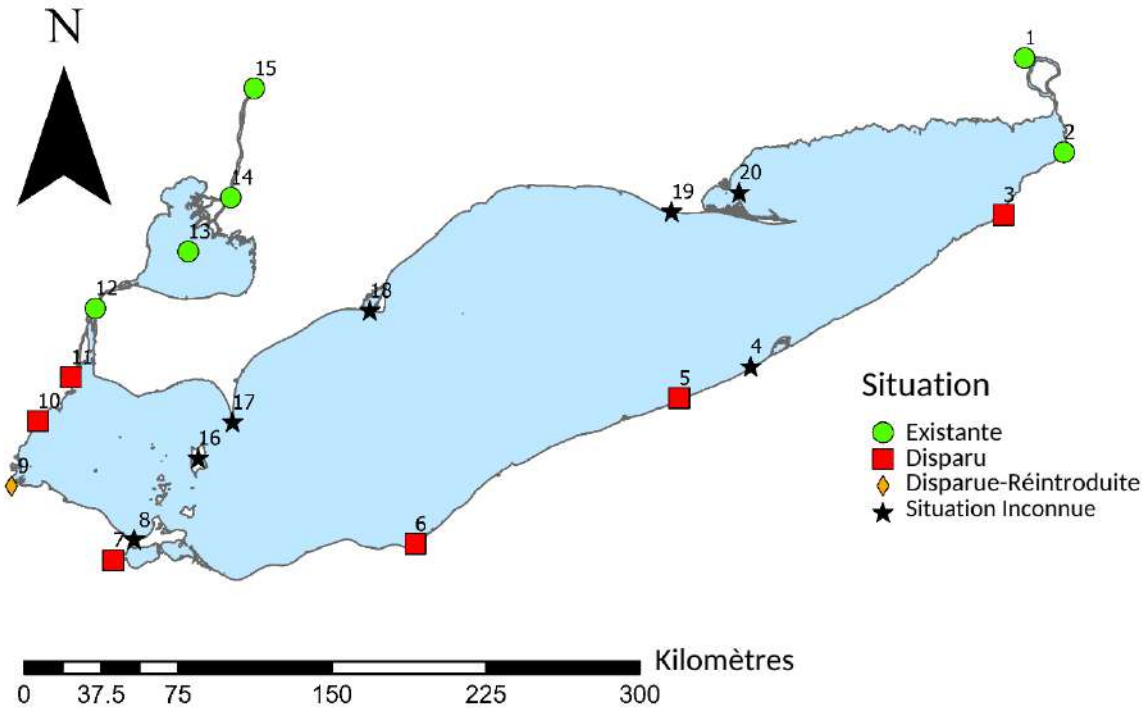


Figure 6. État de la population d'esturgeon jaune dans le lac Érié, en 2022. Veuillez consulter la figure 3 pour les définitions des états de la population. Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Érié, Commission des pêcheries des Grands Lacs

Situation de l'Esturgeon Jaune

Lac Ontario et le Fleuve Saint-Laurent

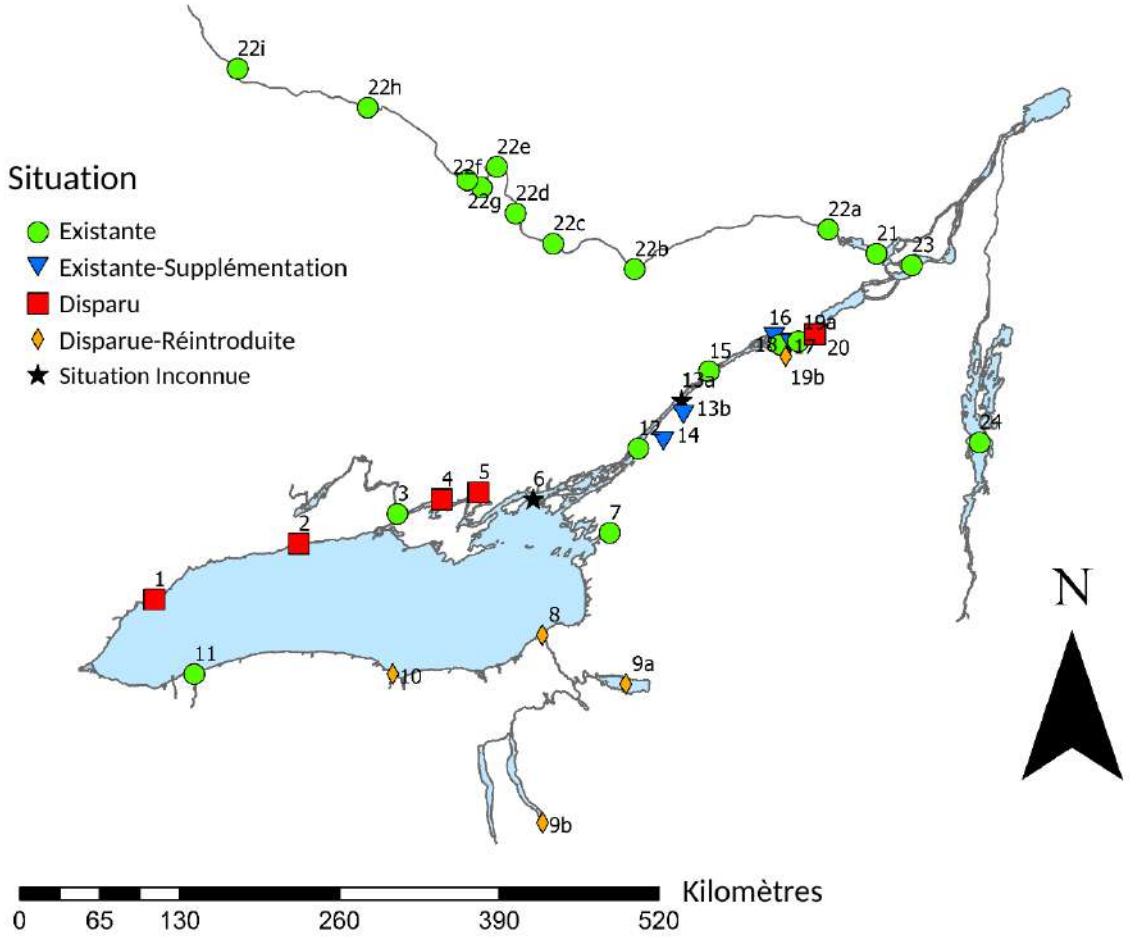


Figure 7. État de la population d'esturgeons jaunes dans le lac Ontario, la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent, en 2022. Veuillez consulter la figure 3 pour les définitions des états de la population. *Source :* New York Lake Sturgeon Working Group et Tim Haxton, MRNFO

Sous-indicateur : Diversité des poissons proies indigènes

Évaluation globale

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2020) : Indéterminée

Tendance à long terme (1973-2020) : Indéterminée

Justification : L'état de la diversité des poissons-proies des Grands Lacs demeure « passable », mais, séparément, l'état des lacs varie de « bon » dans le lac Supérieur, à « passable » dans les quatre autres lacs (tableau 1). Le lac Supérieur est le seul lac où la diversité des poissons-proies et le pourcentage d'espèces indigènes était jugé « bon ». L'état des poissons-proies du lac Érié s'est amélioré au cours du présent cycle de présentation de rapports, puisque le pourcentage de poissons-proies indigènes a augmenté à « passable » (tableau 1). Pour la première fois de cette analyse, la diversité de la communauté de poissons-proies du lac Ontario s'est améliorée à « bon », mais comme le pourcentage de poissons-proies indigènes est demeuré « médiocre », l'état global est « passable » (tableau 1).

La tendance à long terme est « indéterminée » parce que la tendance de six des 10 paramètres possibles (deux par lac) a été jugée comme « inchangée » et trois comme « s'améliore », tandis que celle d'un dernier paramètre a été considérée comme « se détériore » (tableau 2). Les tendances sur 10 ans étaient variées elles aussi et les mesures ont donné lieu à une caractérisation globale « indéterminée » (tableau 2).

Les tendances relatives à la biomasse des poissons-proies ne sont pas précisément classées dans cet indicateur. Cependant, ces tendances ont en général diminué ou sont demeurées faibles, parce que l'oligotrophisation se poursuit dans les principaux habitats des lacs sauf dans le bassin occidental du lac Érié, et que les populations de prédateurs indigènes et issus de l'ensemencement ont naturellement réduit les populations de poissons-proies. Les communautés de poissons-proies sont soumises à l'évolution des conditions de l'écosystème, y compris de la productivité, à la fluctuation des populations de prédateurs, au climat et aux espèces exotiques. Ces facteurs évoluent généralement dans des directions similaires, à l'échelle de la région. Cependant, étant donné que les lacs sont uniques en ce qui concerne leurs concentrations de nutriments, leur morphométrie, leur hydrologie et leurs communautés de poissons, la communauté de poissons-proies de chaque lac réagit différemment aux facteurs de l'écosystème (figure 1).

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans (2011-2019) : Inchangée

Tendance à long terme (1978-2019) : Inchangée

Justification : proportion d'espèces indigènes

La communauté de poissons-proies du lac Supérieur est classée comme « bonne », les paramètres Proportion d'espèces indigènes et Diversité étant jugés « bons ». Le lac Supérieur est le moins altéré par l'activité humaine de tous

les Grands Lacs et les mesures de sa communauté de poissons-proies reflètent son meilleur état. Les espèces indigènes sont les plus abondantes de la communauté diversifiée de poissons-proies, comme l'indiquent la biomasse de poissons-proies mesurée et l'indice de diversité de Shannon (tableaux 1 et 2, figure 1). Le pourcentage de la biomasse de la communauté de poissons composée d'espèces indigènes est en moyenne supérieur à 80 % à long terme et est de 82 % pour les neuf dernières années (2011-2019). Même si les paramètres relatifs aux poissons-proies du lac Supérieur sont « indéterminés », les gestionnaires des pêches sont préoccupés par la diminution des populations d'espèces de corégoninés comme le cisco de fumage (*Coregonus hoyi*), le cisco de lac (*Coregonus artedi*) et le cisco kiyi (*Coregonus kiyi*) qui représentent une bonne partie des pêches commerciales et sont la proie du touladi (*Salvelinus namaycush*). Les données de 2020 sur les poissons-proies du lac Supérieur sont incomplètes parce que les mesures de prudence liées à la pandémie de COVID-19 ont empêché le prélèvement d'échantillons et, par conséquent, les indices sur la communauté de poissons pour cette année-là n'ont pas été calculés.

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1973-2020) : Inchangée

Justification : L'état de la communauté de poissons-proies du lac Michigan est considéré comme « passable », la valeur du pourcentage d'espèces indigènes étant « bonne » et la diversité, « passable », ce qui est identique à l'état rapporté en 2019. Lorsque les tendances des 10 dernières années ont été examinées, les tendances de l'indice de diversité et du pourcentage d'espèces indigènes se sont améliorées depuis la dernière évaluation, passant de « se détériore » à « inchangée » et de « inchangée » à « s'améliore », respectivement (tableau 2), ce qui a à son tour a amélioré la tendance globale sur 10 ans, la faisant passer à « inchangée ». Bien que la diversité des poissons-proies « s'améliore » à plus long terme, la variation du pourcentage d'espèces indigènes donne quand même lieu à une tendance à long terme « inchangée » (tableau 2).

Lac Huron

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1976-2020) : Indéterminée

Justification : L'état de la communauté de poissons du lac Huron est classé comme « passable », la proportion d'espèces indigènes étant jugée comme « bonne » et la diversité, comme « passable » (tableau 1). Sur la période de 10 ans, les paramètres n'ont pas changé. Cependant, à long terme, le pourcentage d'espèces indigènes s'est « amélioré » tandis que la diversité s'est « détériorée », d'où une tendance globale « indéterminée » (tableau 2). La tendance à la baisse de la diversité dans le lac Huron est causée principalement par le remplacement des gaspareaux non indigènes (*Alosa pseudoharengus*) et des éperlans arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), des années 1970 à l'année 2000, par une communauté constituée surtout par une seule espèce indigène, le cisco de fumage. Comme il n'y a eu aucune observation régulière à long terme des poissons-proies dans la rivière Sainte-Marie, on n'a pu établir de comparaison.

Lac Érié

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2011-2020) : Se détériore

Tendance à long terme (1990-2020) : Inchangée

Justification : L'état de la communauté de poissons-proies du lac Érié est considéré comme « passable », car le pourcentage des espèces indigènes et la diversité sont jugés « passables » (tableau 1). Ce changement a été constaté depuis la précédente période visée par un rapport où le pourcentage d'espèces indigènes a descendu dans la catégorie « médiocre ». Les espèces indigènes représentent habituellement moins de 50 % de la communauté des poissons-proies du lac Érié et même si la proportion d'espèces indigènes a fluctué au fil du temps, on n'a pu dégager de tendance dans une direction ou une autre (figure 1, tableau 2). Les valeurs de diversité des poisons-proies du lac Érié sont parmi les plus élevées des Grands Lacs, mais elles ont diminué légèrement au cours des 10 dernières années (figure 1, tableau 2). La majeure partie des variations dans les deux paramètres découle de la variabilité annuelle ou de diminutions dans les ménés émeraudes (*Notropis atherinoides*), les perchaudes (*Perca flavescens*), les queues à tache noire (*Notropis hudsonius*) et les omiscos (*Percopsis omiscomaycus*). Les classifications utilisées pour le lac Érié sont fondées sur les tendances des évaluations panlacustres et peuvent ne pas refléter avec exactitude l'état ou les tendances des populations de poissons-proies à l'échelle régionale. Les relevés sur les poissons-proies du lac Érié sont présentés sous forme de densité plutôt que de biomasse, ce qui peut entraîner une plus grande variabilité dans les paramètres utilisés dans ce rapport. Comme il n'y a eu aucune observation régulière à long terme des poissons-proies dans les rivières Sainte-Claire et Détroit, on n'a pu établir de comparaison.

Lac Ontario

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1978-2020) : Inchangée

Justification : L'état relatif au pourcentage d'espèces indigènes du lac Ontario était « médiocre », mais l'indice de diversité était « bon », d'où l'état global résultant « passable » (tableau 1). L'indice de diversité et la proportion d'espèces indigènes « s'améliorent » depuis les 10 dernières années (tableau 2). Ces augmentations récentes ont causé un déplacement de la tendance à long terme de ces indicateurs de « se détériore » à « inchangée ». La diversité des poissons-proies du lac Ontario est la plus faible des Grands Lacs parce que le gaspareau continue d'être le plus abondant de l'assemblage. Cependant, puisque l'abondance du gaspareau a récemment diminué et que le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) et le chabot de profondeur (*Myoxocephalus thompsonii*) demeurent abondants, la diversité de la communauté s'est améliorée. La proportion accrue de chabot de profondeur a également fait en sorte que la tendance de la proportion d'espèces indigènes « s'améliore ». Des préoccupations relatives aux diminutions de l'abondance du gaspareau ont entraîné des réductions dans l'ensemencement par le poisson de pêche sportive. Les données sur les poissons-proies de 2020 sont incomplètes (la prudence imposée par la pandémie de COVID-19 a empêché la collecte de données); par conséquent, les indices relatifs à la communauté pour cette année n'ont pas été calculés. Comme il n'y a eu aucune observation régulière à long terme des poissons-proies dans le cours inférieur de la rivière Niagara ni dans le fleuve Saint-Laurent, on n'a pu établir de comparaison.

Définitions des états évalués

Bon : Le pourcentage moyen en biomasse (ou en densité) de poissons-proies indigènes dans les prises totales de poissons-proies est égal ou supérieur à 75 %, et la valeur de l'indice de la diversité est égale ou supérieure à 75 % de la valeur maximale de l'indice de la diversité, observée dans la série chronologique.

Passable : Le pourcentage moyen en biomasse (ou en densité) de poissons-proies indigènes dans les prises totales de poissons-proies est égal ou supérieur à 25 %, et la valeur de l'indice de la diversité est supérieure ou égale à 25 % de la valeur maximale de l'indice de la diversité, observée dans la série chronologique.

Médiocre : Le pourcentage moyen en biomasse (ou en densité) de poissons-proies indigènes dans les prises totales de poissons-proies est inférieur à 25 %, et la valeur de l'indice de la diversité est inférieure à 25 % de la valeur maximale de l'indice de la diversité, observée dans la série chronologique.

Indéterminé : Les données sont insuffisantes pour évaluer les mesures.

Si le résultat n'est pas le même pour les deux paramètres (pourcentage moyen en biomasse de poissons-proies et indice de la diversité), l'état du lac sera, par prudence, considéré comme correspondant au moins bon des deux résultats. Par exemple, si le résultat est « bon » pour le pourcentage de poissons-proies indigènes et qu'il est « passable » pour la diversité, l'état du lac sera considéré comme « passable ».

Définitions des tendances évaluées

Les tendances sur 10 ans et à long terme sont déterminées à l'aide de modèles linéaires qui tiennent compte d'observations annuelles. Si les tendances sont significatives, qu'elles soient positives ou négatives, avec une valeur *P* égale ou inférieure à 0,10, la tendance est rapportée; autrement, la tendance est considérée comme inchangée. Si la tendance des deux mesures diffère, la tendance globale sera, par prudence, considérée comme correspondant à la « moindre » des deux (p. ex. si, dans un cas, la tendance s'améliore, et que, dans l'autre, elle est inchangée, la tendance globale sera inchangée). Si les tendances sont opposées (p. ex., s'améliore et **se** détériore), la tendance globale sera indéterminée.

S'améliore : Les pentes en fonction de l'année pour les deux paramètres sont positives ($P \leq 0{,}10$).

Inchangée : Ni l'une ni l'autre des pentes n'est significative, en deçà d'une valeur p de 0,10.

Se détériore : La pente en fonction du temps n'est pas significative, et l'une est positive OU les deux pentes ne sont pas significatives ($P < 0{,}10$).

Indéterminée : Si les données ne sont pas suffisantes ou si les tendances sont opposées (p. ex., « s'améliore » et « se détériore »).

Objectifs ou cibles

Les comités de chaque lac ont créé des objectifs relatifs à la communauté de poissons qui indiquent la manière dont les pêches dans les Grands Lacs sont gérées conformément au Plan stratégique mixte (Commission des pêcheries des Grands Lacs, 1981). La plupart de ces objectifs ne précisent aucune cible numérique ni aucun critère pour ce qui est des poissons-proies. En général, les objectifs visent plutôt « à maintenir la diversité des poissons-proies » ou « à maintenir et à rétablir les espèces indigènes de poissons-fourrages » et, souvent, tentent d'obtenir un équilibre entre

les poissons-proies (ou poissons-fourrages) et la production primaire ou la demande des prédateurs. Les objectifs relatifs à la communauté de poissons qui concernent les poissons-proies sont énumérés ci-dessous.

Lac Supérieur : But relatif à la communauté ichtyologique – « *Restaurer et maintenir une communauté ichtyologique diversifiée, saine et autorégulatrice, dominée par les espèces indigènes et qui favorise l'exploitation durable de la ressource halieutique* ». Autre note des principaux auteurs : « *La préservation des espèces indigènes est de la plus haute importance.* » (Horns et *al.*, 2003)

Lac Michigan : Objectif ayant trait aux planctophages – « *Maintenir la diversité des espèces planctophages (proies) aux niveaux de population qui correspondent à la production primaire et aux exigences des prédateurs. On s'attend à ce que la biomasse des planctophages dans l'ensemble du lac soit de 0,5 à 0,8 milliard de kilogrammes.* » (Eshenroder et *al.*, 1995)

Lac Huron : Objectif en ce qui concerne les proies – « *Maintenir la diversité des espèces-proies aux niveaux de population qui correspondent à la production primaire et aux exigences des prédateurs. L'accent est mis sur la diversité des espèces et l'autorégulation de la communauté ichtyologique.* » (DesJardine et *al.*, 1995)

Lac Érié : Objectif relatif au poisson-fourrage – « *Maintenir une communauté diversifiée et abondante de poissons-proies, capable de suffire aux prédateurs des eaux chaudes, tièdes et froides, et qui contribue au fonctionnement de l'écosystème et à l'utilisation durable par l'humain. Le Comité du lac Érié reconnaît qu'il ne peut directement gérer les populations de poissons-proies, même si elles sont essentielles pour alimenter les pêches dans le bassin du lac Érié. Le Comité du lac Érié valorise surtout les espèces indigènes de poissons-proies, mais reconnaît que les espèces naturalisées de poissons-proies peuvent représenter une partie importante de la communauté de poissons-proies, de l'alimentation des prédateurs et des pêches ciblées. Indicateur de l'état : les populations de poissons-proies satisfont aux conditions des prédateurs et aux taux de croissance proches de la moyenne à long terme* » (Francis et *al.*, 2020).

Lac Ontario : Objectif ayant trait à la zone pélagique au large des rives – « *Accroître la diversité des poissons-proies; maintenir et restaurer la diversité de la communauté des poissons-proies comprenant le gaspareau, le cisco de lac, l'éperlan arc-en-ciel, le méné émeraude et l'épinoche à trois épines (Gasterosteus aculeatus). Les indicateurs de l'état et de la tendance sont 1) le maintien ou l'augmentation des populations et de la diversité des espèces de la communauté des poissons-proies pélagiques, y compris des espèces introduites (gaspareau, éperlan arc-en-ciel) et de certaines espèces de poissons-proies indigènes (épinoche à trois épines, méné émeraude et cisco); et 2) l'augmentation de la population reproductrice de ciscos de lac dans la baie de Quinte, le havre Hamilton et la baie Chaumont.* » (Stewart et *al.*, 2017). Dans l'introduction, on indique également ceci : *Le Comité du lac Ontario poursuivra les activités des programmes visant à protéger et à rétablir les espèces indigènes, en particulier le cisco de lac (Coregonus artedi), le ménomini rond (Prosopium cylindraceum), le chabot de profondeur et les corégoninés de profondeur* », comme le cisco de fumage.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur permet d'évaluer l'état et la tendance des communautés de poissons-proies des Grands Lacs en fonction de leur diversité et du pourcentage de la communauté composé d'espèces indigènes, qui sont des éléments communs relevés dans les objectifs relatifs à la communauté de poissons de chaque lac. Les indices de l'abondance des poissons-proies sont également présentés comme contexte sur l'état des écosystèmes des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème

Les objectifs pour l'écosystème en matière de poissons-proies varient d'un lac à l'autre, mais à l'échelle du lac, ils visent généralement à maintenir diverses communautés de poissons-proies, qui alimentent les populations de prédateurs, sont en équilibre avec la productivité primaire et, dans de nombreux cas, favorisent les poissons-proies indigènes (Desjardine et *al.*, 1995; Eshenroder et *al.*, 1995; Francis et *al.*, 2020; Horns et *al.*, 2003; Stewart et *al.*, 2017). Les résultats de ce sous-indicateur renseignent également sur l'élément « poissons-fourrages » du Plan stratégique mixte pour la gestion des pêches des Grands Lacs (*Joint strategic plan for management of Great Lakes fisheries*), révisé, 10 juin 1997, publié par la Commission des pêcheries des Grands Lacs, 2007. En outre, ce sous-indicateur soutient l'annexe 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL), car elle envisage d'établir l'objectif relatif aux substances (cibles du phosphore) en illustrant comme les concentrations de phosphore influent sur les « exigences en matière de productivité des pêches » (États-Unis et Canada, 2012).

Mesure

L'état et les tendances relatifs aux poissons-proies reposent sur la diversité et le pourcentage d'espèces indigènes de la communauté. La diversité de la communauté est représentée par l'indice de diversité de Shannon et l'état relatif à une période est quantifié par rapport à la valeur maximale de la diversité observée dans la série chronologique. Malheureusement, les valeurs théoriques ou même celles des paramètres ou des seuils d'une communauté de poissons-proies qu'on considère largement comme « bonnes », « passables » ou « médiocres » n'existent pas. Classer l'état des communautés de poissons-proies est subjectif et est influencé par le point de vue d'une personne sur les différents services écosystémiques que les communautés de prédateurs fournissent. Par exemple, même si les communautés de poissons-proies des lacs Érié et Ontario présentent souvent une faible valeur pour la diversité des poissons-proies et le pourcentage d'espèces indigènes, ces communautés de poissons-proies alimentent les plus importantes pêches sportives et commerciales du bassin, fournissant des services d'approvisionnement et écosystémiques culturels à la région et à la nation. Nous reconnaissons que les paramètres choisis pour caractériser l'état des poissons-proies sont imparfaits et incomplets, mais ils constituent un point de départ à partir duquel on peut comprendre les différences observées d'un lac à un autre et les tendances temporelles de l'état d'un lac.

Les valeurs d'abondance des poissons-proies sont également présentées dans le rapport, comme contexte, mais ne sont pas un paramètre évalué dans le présent rapport, car les mesures de réduction du phosphore et l'augmentation de l'abondance des prédateurs réduisent naturellement l'abondance des poissons-proies. Conformément au transfert d'énergie des réseaux trophiques des lacs, la biomasse des poissons-proies est négativement corrélée à la concentration de nutriments et à l'abondance de poissons piscivores dans le lac (Carpenter et *al.*, 2001; Downing et Plante, 1993). Dans les Grands Lacs, la gestion des ressources a, dans la plupart des régions, réussi à réduire la concentration de phosphore sous les cibles (Dove et Chapra, 2015) et à rétablir des populations de poissons piscivores, tous deux rendant inutile l'abondance des poissons-proies comme paramètre évalué.

Les données utilisées pour déterminer ces mesures proviennent de relevés au chalut de fond. Ces relevés ont généralement été effectués annuellement et de façon régulière, par prélèvements d'échantillons dans un grand nombre d'habitats et captures des poissons-proies les plus abondants. Les mesures de la diversité et le pourcentage de poissons indigènes sont fondés sur les indices de la biomasse (kilogrammes par hectare) provenant des prises au chalut de fond, sauf dans le cas du lac Érié pour lequel les données sont représentées en indices de densité (nombre par hectare). Les données proviennent de l'USGS Great Lakes Science Center (GLSC), du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, du New York State Department of Environmental Conservation, de l'Ohio

Department of Natural Resources Division of Wildlife et de la Pennsylvania Fish and Boat Commission. Pour les lacs Supérieur, Huron, Michigan et Ontario, les données sont gérées par l'USGS GLSC. Pour le lac Érié, les données sont gérées et fournies par des organismes d'État, fédéraux et provinciaux distincts. Toutes les données sont fournies à l'échelle panlacustre, sauf dans le cas du lac Érié, pour lequel elles sont fournies à l'échelle des bassins et combinées selon la superficie proportionnelle de chacun des trois bassins du lac. Aucune donnée d'observation régulière annuelle ou à long terme n'a été recueillie pour les habitats des voies interlacustres.

Conditions écologiques

Lac Supérieur – État : Bon, tendance sur 10 ans : Inchangée

Les espèces indigènes sont les plus abondantes de la communauté relativement diversifiée de poissons-proies du lac Supérieur (figure 1). L'éperlan arc-en-ciel est la seule espèce non indigène qui contribue considérablement aux captures par chalut de fond au lac Supérieur (Vinson et *al*., 2020). Les fluctuations dans les paramètres des poissons-proies du lac Supérieur sont principalement causées par les fluctuations dans les populations de corégoninés (cisco de fumage, cisco de lac et cisco kiyi), d'éperlans arc-en-ciel et de touladis. Les touladis sont des prédateurs voraces de ces espèces de poissons-proies. Ces espèces de corégoninés ont une longue durée de vie; ils peuvent vivre jusqu'à 25 ans et leur survie jusqu'à l'âge 1 présente une grande variabilité annuelle, qu'on appelle la force de la classe d'âge (Vinson et *al*., 2020). Cette variabilité de la force de la classe d'âge mène à des fluctuations dans la biomasse globale des poissons-proies qui peuvent être facilement observées dans l'ensemble de la série chronologique (figure 2). La diminution de la biomasse pendant les 20 dernières années découle de la survie faible et variable des corégoninés d'âge 1 et l'on pense qu'elle serait liée surtout aux changements climatiques et à la diminution de la couverture de glace, ce qui mène à des printemps et à des étés plus chauds, mais le mécanisme précis réduisant la survie n'a pas été élucidé.

Lac Michigan – État : Passable, tendance sur 10 ans : Se détériore

Conformément aux rapports précédents, l'état des poissons-proies du lac Michigan est « passable » (tableau 1). Même si les résultats de chacun des paramètres sont identiques à ceux du rapport sur l'état des Grands Lacs de 2019 (indice de diversité = « passable »; pourcentage d'espèces indigènes = « bon »), nous constatons qu'en raison des restrictions dues à la pandémie de COVID-19, il est possible que certains biais aient pu être introduits étant donné le nombre réduit de transects ayant fait l'objet d'un échantillonnage en 2020 (3 sur 7). L'indice de la diversité était de 0,69 en 2020, le deuxième plus faible enregistré (figure 1). Si les données de 2020 étaient exclues de l'indice de la diversité, l'état global actuel (seulement d'après les données de 2018 et de 2019) pour les poissons-proies du lac Michigan serait « bon ». De même, une proportion élevée d'espèces indigènes de 98 % a été enregistrée en 2020. Cependant, cette valeur estimative concorde généralement avec une proportion élevée d'espèces indigènes prélevées par chalut de fond dans les cinq années précédentes (moyenne pour 2015 à 2019 = 81 %). De plus, une comparaison des tendances sur 10 ans de chaque paramètre dans le rapport de 2019 semble indiquer que les conditions s'améliorent dans le lac Michigan; l'indice de diversité a changé, passant de « se détériore » à « inchangé », et la proportion d'espèces indigènes qui maintenant « s'améliore », entraînant une variation de l'état de la tendance générale sur 10 ans, passant de « se détériore » à « inchangée » (tableau 2, figure 1). Les résultats à la baisse pourraient être partiellement contraires aux objectifs relatifs à la communauté de poissons énoncés pour le lac Michigan de maintenir la biomasse des poissons-proies (Eshenroder et *al*., 1995). D'après le relevé d'automne par chalut de fond, la biomasse des poissons-proies demeure à des valeurs historiques basses (figure 2) et, depuis 2015, elle est surtout composée de ciscos de fumage, une espèce indigène. Cela constitue un changement marqué de la composition de la biomasse des

poissons-proies, puisqu'entre 2011 et 2014, le gaspareau était le plus abondant des espèces de poissons-proies toutes les années sauf une. La diminution de la biomasse des gaspareaux par rapport à celle d'autres espèces depuis le milieu des années 2010 pourrait être attribuable à des fluctuations de la capturabilité par chalut de fond (Tingley et *al*., 2021). Outre, la régulation descendante des populations de gaspareaux et les réductions de la capturabilité de certaines espèces (p. ex., gaspareau et cisco de fumage), les diminutions de la charge et de la teneur en nutriments, les changements climatiques et la prolifération des moules de la famille des Dreissenidés pourraient contribuer à la tendance à la baisse à long terme de la biomasse estimée dans le lac Michigan (Dove et Chapra, 2015; Rowe et *al*., 2017; Warner et Lesht, 2015).

Lac Huron – État : Passable, tendance sur 10 ans : Inchangée

La communauté des poissons-proies du lac Huron a connu une transformation marquée depuis la fin des années 1970. Dans les années 1970, le gaspareau et l'éperlan arc-en-ciel non indigène étaient les plus abondants de la communauté des poissons-proies (Riley et Adams, 2010). Les diminutions observées chez ces espèces non indigènes et le rétablissement panlacustre du cisco de fumage (un corégonidé indigène) pendant les années 1980 ont entraîné une augmentation constante de la proportion dans la communauté composée d'espèces indigènes (figure 1). La biomasse des poissons-proies dans le lac Huron a commencé à diminuer de façon constante dans le milieu des années 1990 et a atteint un minimum historique en 2008 (figure 2). Comme la biomasse des poissons-proies a diminué, la proportion d'espèces indigènes dans la communauté a diminué, au début, mais a rapidement augmenté avec le déclin des populations de gaspareaux au début des années 2000. La perte de gaspareaux dans la communauté des poissons-proies a été attribuée à des facteurs physiques comme les hivers froids, une diminution des substances minérales nutritives, la prolifération des moules de la famille des Dreissenidés et la prédation par le touladi et le saumon du Pacifique issus de reproduction naturelle (Collingsworth et *al*., 2014; Dunlop et Riley, 2013; Kao et *al*., 2016). La biomasse des poissons-proies au cours de la dernière décennie est demeurée proche des valeurs minimales historiques et la communauté est surtout constituée de ciscos de fumage indigènes qui, pendant les années 2018 à 2020, représentaient plus de 85 % de la biomasse des poissons-proies prélevés par chaluts de fond. Par conséquent, les valeurs de la diversité des espèces occupaient (en 2019 et en 2020) la troisième et la quatrième place la plus faible observée dans la série chronologique, et les quatre indices de diversité les plus bas (2014, 2015, 2019, 2020) ont tous été obtenus dans les cinq dernières années (figure 1).

Lac Érié – État : Passable, tendance sur 10 ans : Se détériore

La communauté des poissons-proies du lac Érié a considérablement fluctué au cours des 10 dernières années (figure 1). Le pourcentage d'espèces indigènes a varié et l'indice de diversité a diminué, à une diminution des captures de ménés émeraudes, de perchaudes, de queues à tache noire et d'omiscos (Groupe de travail sur le poisson-fourrage, 2021). Dans la série chronologique en question, ces espèces indigènes ont le plus diminué dans le bassin central (Groupe de travail sur le poisson-fourrage, 2021). La diversité est généralement élevée, la deuxième plus élevée des Grands Lacs après le lac Supérieur. Cependant, cette valeur a diminué légèrement au cours des 10 dernières années (figure 1, tableau 2). Comme le succès de reproduction évalué du doré jaune a été supérieur à la moyenne pendant la dernière décennie, l'abondance des prédateurs qui est actuellement élevée dans le lac Érié pourrait en partie expliquer certaines des tendances observées chez les poissons-proies du lac Érié (Groupe de travail sur le poisson-fourrage, 2021).

Lac Ontario – État : Passable, tendance sur 10 ans : Inchangée

La dynamique de la communauté des poissons-proies et sa biomasse totale dans le lac Ontario continuent de fluctuer avec le temps (figures 1 et 2). Le gaspareau a depuis longtemps été l'espèce la plus abondante de la communauté des poissons-proies (> 90 % en biomasse), ce qui explique les faibles valeurs de diversité et de

pourcentage d'espèces indigènes. La réduction à long terme de la biomasse du gaspareau évolue de la même façon que les tendances de la concentration de phosphore au printemps (Dove et Chapra, 2015; Weidel et *al*., 2020), même si le recrutement variable et décroissant du gaspareau semble lié à la diminution des nutriments et à la variation du climat (O'Gorman et Stewart, 1999). Les valeurs des deux paramètres, soit la diversité et le pourcentage d'espèces indigènes, augmentent (tableau 1), à mesure que la proportion de gaspareau a diminué et que les populations de chabot de profondeur et de gobie à taches noires composent la majeure partie de la communauté (Weidel et *al*., 2020). Les diminutions de la biomasse de gaspareau depuis 2013 sont dues à une reproduction inférieure à la moyenne (printemps et hivers froids), à des concentrations de nutriments plus faibles et à une abondance accrue du saumon chinook issu de la reproduction naturelle, qui est un prédateur vorace du gaspareau (Bishop et *al*., 2020; Murry et *al*., 2010; Weidel et *al*., 2020). Depuis 2016, les gestionnaires des pêches ont réduit les nombres de poissons d'ensemencement pour tenter de maintenir un équilibre entre les prédateurs et les proies disponibles (Comité du lac Ontario de la Commission des pêcheries des Grands Lacs, 2016). Les organismes de gestion du lac Ontario continuent d'ensemencer le lac par du cisco de fumage issu de gamètes et de géniteurs du Michigan en vue de diversifier la communauté pélagique des poissons-proies indigènes. Malgré les nombres relativement faibles de cisco de fumage introduits par ensemencement, ces poissons ont été enregistrés dans le lac lors des relevés au chalut de fond à grande ouverture verticale (Weidel et *al*., 2020)

Liens

Les communautés de poissons-proies sont soumises aux effets de la production primaire et des invertébrés ainsi que des espèces de niveaux trophiques supérieurs, y compris les piscivores issus de l'ensemencement ou d'une reproduction naturelle et les prédateurs aviaires. Les phénomènes physiques qui sont influencés par le climat et l'utilisation des terres, comme la température et la clarté de l'eau, la géomorphologie et la qualité de la frayère influent à leur tour sur la composition et l'abondance de la communauté des poissons-proies en modifiant ses comportements, sa dynamique de croissance et le succès de la reproduction.

- Les apports de nutriments et les nutriments recyclés à l'interne sont le principal moteur de la productivité primaire des Grands Lacs et, par conséquent, ils sont également l'élément principal dont dépend la biomasse des poissons-proies. La concentration de nutriments est souvent le facteur déterminant de la quantité de poissons-proies dont un lac peut assurer la subsistance, tandis que le climat, l'habitat, l'introduction d'espèces et les prédateurs déterminent quelles espèces composent la communauté. Le climat influe également sur la productivité à certaines concentrations de nutriments en faisant varier, dans les lacs, le volume ou la profondeur des couches d'eau de surface où la température est élevée (Rowe et *al*., 2017; Warner et Lesht, 2015).
- Le zooplancton est la principale nourriture des poissons-proies pélagiques tandis que les invertébrés benthiques sont la principale nourriture des poissons-proies benthiques et démersaux.
- Les *Diporeia* sont un genre d'amphipodes indigènes d'eau profonde qui étaient autrefois une importante source de nourriture pour les poissons-proies des Grands Lacs. En tant que détritivores, les espèces de ce genre se nourrissent de matières organiques fraîchement déposées comme les diatomées, reliant ces sources d'énergie aux poissons-proies (Nalepa et *al*., 2006).
- Les moules de la famille des Dreissénidés constituent une source de nourriture pour certains poissons-proies comme le gobie à taches noires et jouent également un rôle pour accroître la clarté de l'eau, ce qui peut modifier le comportement des poissons-proies et augmenter l'intensité des interactions prédateur-proie (O'Gorman et *al*., 2000).

- Le touladi, le doré jaune (*Stizostedion vitreum*) et les autres piscivores des Grands Lacs sont les principaux facteurs déterminant la biomasse et la composition des communautés de poissons-proies.
- Les changements climatiques influent sur la température de l'eau, la couverture de glace et d'autres aspects de l'hydrodynamique des Grands Lacs, qui influencent tous fortement les poissons-proies.
- La température de l'eau module l'énergie, le comportement ainsi que la disponibilité de l'habitat et de la nourriture des poissons-proies qui, à leur tour, influencent l'abondance des poissons-proies et la dynamique de la communauté.
- La couverture de glace influence la qualité de l'incubation des œufs des poissons dotés d'habitat d'hivernage pour leurs œufs et leurs larves.
- Les niveaux d'eau influent sur la disponibilité des habitats sublittoraux qui à son tour peut affecter les habitats de fraie et d'alevinage des poissons-proies.

Évaluation de la qualité des données

L'évaluation de la qualité des données ci-dessous repose sur le jugement d'expert consensuel des principaux auteurs et auteurs collaborateurs.

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou la qualité a été assurée par un organisme reconnu.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.		X		
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.			X	
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.		X		
Les données utilisées dans l'évaluation sont ouvertes et libres d'accès.	Oui*	Pour consulter les données : https://www.sciencebase.gov/catalog/item/57e185c8e4b0908250033a54 https://www.sciencebase.gov/catalog/item/58e2940fe4b09da67996a821		

* Les données de l'USGS sur les poissons-proies de tous les lacs sont accessibles par des liens. Cependant, ce ne sont pas toujours les plus récentes. Certaines données sur les poissons-proies du lac Érié, qui proviennent d'organismes étatiques et provinciaux, sont offertes sur demande, mais l'élaboration d'un processus ouvert est en cours pour permettre l'accès aux données.

Limites des données

L'évaluation de ce sous-indicateur à l'aide de données de relevés au chalut de fond de tout le bassin contribue à maintenir une uniformité dans nos comparaisons, mais des différences dans les relevés au chalut peuvent influer sur nos résultats. Les plans de relevé des poissons-proies diffèrent parce que chacun des cinq lacs est distinct sur le plan de la superficie, de la bathymétrie, du type de substrat, de l'habitat propice au relevé par chalut, des communautés de poissons, de l'historique des relevés et des besoins en matière de gestion de l'information. Par exemple, à chacun des cinq Grands Lacs, les relevés au chalut de fond diffèrent en ce qui concerne le moment dans la saison où ils sont effectués (avril à octobre), l'effort annuel (0,8 à 18 chaluts par 1 000 km^2 de superficie lacustre), les types de chaluts de fond et les statistiques rapportées (biomasse par opposition à densité; lac entier par opposition à bassin). Les différences entre les relevés n'invalident pas nécessairement les résultats présentés dans ce rapport, mais il peut être important d'en tenir compte dans l'interprétation des résultats.

Des séries chronologiques de données de relevés au chalut de fond ont depuis longtemps été utilisées pour déduire les fluctuations relatives d'un poisson-proie avec le temps, dans un lac, mais elles peuvent ne pas réussir à prendre toutes les espèces dans une proportion égale à leur abondance dans l'environnement. Les espèces pélagiques peuvent être sous-estimées par un relevé au chalut de fond par rapport au chalut démersal ou aux espèces benthiques (Yule et *al*., 2008). Par exemple, dans le lac Supérieur, des relevés acoustiques ont permis d'estimer une biomasse beaucoup plus importante des ciscos pélagiques kiyi et de lac que les relevés au chalut de fond ne l'avaient estimée pour la même année (Yule et *al*., 2013). De même, dans le lac Ontario, les observations par relevés acoustiques et relevés au chalut pélagique semblent indiquer que les ciscos de lacs pourraient constituer une plus grande partie de la communauté ichtyologique que les relevés au chalut de fond l'avaient indiquée (Holden et *al*., 2017; Weidel et *al*., 2017). L'évaluation de l'abondance du gaspareau par rapport à d'autres poissons peut également être biaisée par le type de chalut utilisé dans les relevés ou par le moment de la saison où le relevé est réalisé. Dans le lac Michigan, les biomasses de gaspareau relevées par chalut de fond à l'automne sont habituellement plus faibles que ne l'indiquent les estimations des relevés acoustiques en septembre de la même année (Bunnell et *al*., 2017; Warner et *al*., 2017), et, dans le lac Ontario, la biomasse de gaspareau est beaucoup plus grande dans les relevés effectués au printemps que dans ceux effectués à l'automne (Weidel et *al*., 2017). Il sera essentiel de consacrer des efforts pour comprendre les biais possibles des relevés afin d'améliorer les comparaisons interbassins des poissons-proies comme celles présentées dans ce rapport.

Remerciements

Auteurs

Brian C. Weidel, USGS, Great Lakes Science Center, Lake Ontario Biological Station

Auteurs collaborateurs

Ann Marie Gorman, Eric Wiemer, John Deller, Ohio Department of Natural Resources
James Markham, Michael Connerton, New York Department of Environmental Conservation
Chelsea May, Jeremy Holden, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario
Edward F. Roseman, Darryl Hondorp, Stephen Riley, David B. Bunnell, Dave Warner et Charles P. Madenjian, USGS, Great Lakes Science Center, Ann Arbor
Mark Vinson, Dan Yule, Owen Gorman, USGS, Great Lakes Science Center, Lake Superior Biological Station
Michael Hosack, Pennsylvania Fish and Boat Commission

Organismes collaborateurs

U.S. Geological Survey Great Lakes Science Center
Ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario
New York State Department of Environmental Conservation
Ohio Department of Natural Resources, Division of Wildlife
Pennsylvania Fish and Boat Commission

Sources d'information

Bishop, D., Prindle, S.E., Johnson, J.H., 2020. 2019 Salmon River wild young-of-year Chinook salmon seining program, in: NYSDEC (Ed.), NYSDEC 2019 Annual Report, Bureau of Fisheries Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee. Albany, NY.

Bunnell, D.B., Madenjian, C.P., Desorcie, T.J., Kostich, M.J., Armenio, P.M., Adams, J.V., 2017. Status and trends of prey fish populations in Lake Michigan, 2016 (Compiled reports to the Great Lakes Fishery Commission of the annual USGS bottom trawl and acoustics surveys). Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI.

Carpenter, S.R., Cole, J.J., Hodgson, J.R., Kitchell, J.F., Pace, M.L., Bade, D., Cottingham, K.L., Essington, T.E., houser, J., Schindler, D.W., 2001. Trophic cascades, nutrients and lake productivity: whole-lake experiments. Ecol. Monogr. 71, 163–186.

Collingsworth, P.D., Bunnell, D.B., Madenjian, C.P., Riley, S.C., 2014. Comparative Recruitment Dynamics of Alewife and Bloater in Lakes Michigan and Huron. Trans. Am. Fish. Soc. 143, 294–309. https://doi.org/10.1080/00028487.2013.833986

Desjardine, R., Gorenflo, T., Payne, N., Schrouder, J., 1995. Fish-community objectives for Lake Huron. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 95-1 38.

Dove, A., Chapra, S.C., 2015. Long-term trends of nutrients and trophic response variables for the Great Lakes: Great Lakes nutrient trends. Limnol. Oceanogr. 60, 696–721. https://doi.org/10.1002/lno.10055

Downing, J.A., Plante, C., 1993. Production of fish populations in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50, 110–120. https://doi.org/10.1139/f93-013

Dunlop, E.S., Riley, S.C., 2013. The contribution of cold winter temperatures to the 2003 alewife population collapse in Lake Huron. J. Gt. Lakes Res. 39, 682–689. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2013.08.001

Eshenroder, R.L., Holey, M.E., Gorenflo, T., Clark, R.D. Jr., 1995. Fish-community objectives for Lake Michigan (Publication spéciale 95-3).

Forage Task Group, 2021. Report of the Lake Erie Forage Task Group. Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI.

Francis, J., Hartman, T., Kuhn, K., Locke, B., Robinson, J., 2020. Fish Community Objectives for the Lake Erie Basin 19.

Great Lakes Fishery Commission, 1981. A joint strategic plan for management of Great Lakes fisheries.

Great Lakes Fishery Commission, 2007. A joint strategic plan for management of Great Lakes fisheries (révisé, 10 juin 1997).

Great Lakes Fishery Commission Lake Ontario Committee, 2016. Lake Ontario fisery agencies adjust lakewide predator stocking to promote Alewife population recovery [Document WWW]. URL : http://www.glfc.org/pubs/pressrel/2016%20-%20LOC%20stocking%20release.pdf

Holden, J.P., Connerton, M.J., Weidel, B.C., 2017a. Acoustic assessment of pelagic planktivores, 2016 (2016 Annual Report, Bureau of Fisheries Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee).

Horns, W., Bronte, C.R., Busiahn, T., Ebener, M.P., Eshenroder, R.L., Gorenflo, T., Kmiecik, N., Mattes, W.P., Peck, J., Petzold, M., Schreiner, D.R., 2003. Fish-community objectives for Lake Superior (No. Special Publication 03-01). Great Lakes Fishery Commission.

Kao, Y.-C., Adlerstein, S.A., Rutherford, E.S., 2016. Assessment of Top-Down and Bottom-Up Controls on the Collapse of Alewives (Alosa pseudoharengus) in Lake Huron. Ecosystems. https://doi.org/10.1007/s10021-016-9969-y

Nalepa, T.F., Fanslow, D.L., Foley III, A.J., Lang, G.A., Eadie, B.J., Quigley, M.A., 2006. Continued disappearance of the benthic amphipod *Diporeia* spp. in Lake Michigan: is there evidence for food limitation? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63, 872–890. https://doi.org/10.1139/f05-262

O'Gorman, R., Elrod, J.H., Owens, R.W., Schneider, C.P., Eckert, T.H., Lantry, B.F., 2000. Shifts in depth distributions of alewives, rainbow smelt, and age-2 lake trout in southern Lake Ontario following establishment of dreissenids. Trans. Am. Fish. Soc. 129, 1096–1106.

O'Gorman, R., Stewart, T., 1999. Ascent, dominance, and decline of the alewife in the Great Lakes: Food web interactions and management strategies, in: Great Lakes Policy and Management: A Binational Perspective. p. 489–513.

Rowe, M.D., Anderson, E.J., Vanderploeg, H.A., Pothoven, S.A., Elgin, A.K., Wang, J., Yousef, F., 2017. Influence of invasive quagga mussels, phosphorus loads, and climate on spatial and temporal patterns of productivity in Lake Michigan: A biophysical modeling study: Lake Michigan productivity model. Limnol. Oceanogr. 62, 2629–2649. https://doi.org/10.1002/lno.10595

Stewart, T.J., Todd, A., Lapan, S., 2017. Fish community objectives for Lake Ontario (Great Lakes Fisheries Commission Special Publication). Ann Arbor, MI.

États-Unis, Canada, 2012. Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (nº 1094).

Warner, D.M., Claramunt, R.M., Hanson, D., DeSorcie, T.J., O'Brien, T.P., Armenio, P.M., Ogilvie, L., Donner, K., 2017. Status of pleagic prey fishes in Lake Michigan, 2016 (Compiled reports to the Great Lakes Fishery Commission of the annual USGS bottom trawl and acoustics surveys). Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI.

Warner, D.M., Lesht, B.M., 2015. Relative importance of phosphorus, invasive mussels and climate for patterns in chlorophyll a and primary production in Lakes Michigan and Huron. Freshw. Biol. 60, 1029–1043. https://doi.org/10.1111/fwb.12569

Weidel, B.C., O'Malley, B.P., Connerton, M.J., Holden, J.P., Osborne, C., 2020. Bottom trawl assessment of Lake Ontario prey fishes, in: NYSDEC (Ed.), NYSDEC 2019 Annual Report, Bureau of Fisheries Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee. Albany, NY, p. 12.1-12.25.

Weidel, B.C., Walsh, M.G., Connerton, M.J., Holden, J.P., 2017. Trawl-based assessment of Lake Ontario pelagic prey fishes including Alewife and Rainbow Smelt (2016 Annual Report, Bureau of Fisheries Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee).

Yule, D.L., Adams, J.V., Hrabik, T.R., Vinson, M.R., Woiak, Z., Ahrenstorff, T.D., 2013. Use of classification trees to apportion single echo detections to species: Application to the pelagic fish community of Lake Superior. Fish. Res. 140, 123–132. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.12.012

Yule, D.L., Adams, J.V., Stockwell, J.D., Gorman, O.T., 2008. Factors Affecting Bottom Trawl Catches: Implications for Monitoring the Fishes of Lake Superior. North Am. J. Fish. Manag. 28, p. 109–122. https://doi.org/10.1577/M06-289.1

Liste des tableaux

Tableau 1. État des communautés de poissons-proies des Grands Lacs pour la période actuelle (2018-2020) et la période antérieure (2015-2019), compte tenu du pourcentage d'espèces indigènes et de l'indice de la diversité de Shannon. Pour que l'état soit considéré comme « bon », le pourcentage d'espèces indigènes doit être égal ou supérieur à 75 %; pour qu'il soit considéré comme « passable », le pourcentage doit être supérieur à 25 %; et pour qu'il soit considéré comme « médiocre », le pourcentage doit être inférieur à 25 %. Pour que l'état soit considéré comme « bon » selon l'indice de diversité, la moyenne de l'indicateur pour la période visée doit être égale ou supérieure à 75 % de la valeur maximale observée dans la série chronologique. De même, l'état « médiocre » représente les valeurs moyennes de la période visée qui sont inférieures à 25 % de la valeur maximale de l'indice observé. Si les valeurs diffèrent, nous en faisons la moyenne (un état bon et un état médiocre donnent un état passable) ou si elles sont plus étroitement liées, nous choisissons, par prudence, la valeur la plus faible pour l'état global (un état passable et un état médiocre donnent un état médiocre). Comme il n'existe aucune valeur de 2020 pour les lacs Ontario et Supérieur, car la prudence imposée par la pandémie de COVID-19 nous a empêchés de faire des échantillonnages, la période visée ici est celle de 2018-2019.

Tableau 2. Évaluation des tendances des communautés de poissons-proies des Grands Lacs, selon l'indice de la diversité et le pourcentage d'espèces indigènes dans la communauté. La valeur de l'état des lacs a été considérée comme changeante (« s'améliore » ou « se détériore »), compte tenu de la pente (temps) d'un modèle linéaire dont la valeur de p était inférieure à 0,1. Un astérisque indique que les données de 2020 sont absentes pour les lacs Ontario et Supérieur, car la prudence imposée par la pandémie de COVID-19 nous a empêchés de faire des échantillonnages. Par conséquent, la tendance « sur 10 ans » a été établie à l'aide des données de 2011 à 2019.

Liste des figures

Figure 1. Valeurs de l'indice de la diversité de Shannon et proportion d'espèces indigènes dans les communautés de poissons-proies des Grands Lacs.

Source : Les données proviennent principalement des relevés au chalut de fond effectués par des organismes fédéraux et étatiques des États-Unis et des organismes provinciaux du Canada. Il n'existe aucune valeur de 2020 pour les lacs Ontario et Supérieur, car la prudence imposée par la pandémie de COVID-19 nous a empêché de faire des échantillonnages.

Figure 2. Tendances de la biomasse et de la densité des poissons-proies, d'après les relevés annuels au chalut de fond. Remarque : les échelles sont différentes.

Source : Les données proviennent principalement des relevés au chalut de fond effectués par des organismes fédéraux et étatiques des États-Unis et des organismes provinciaux du Canada. Il n'existe aucune valeur de 2020

pour les lacs Ontario et Supérieur, car la prudence imposée par la pandémie de COVID-19 nous a empêché de faire des échantillonnages.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Lac	Pourcentage d'espèces indigènes				Indice de la diversité				État
	actuel	antérieur	max.	État	actuel	antérieur	max.	État	global
Supérieur	75 %	78 %	96 %	Bon	1,7	1,9	2,2	Bon	Bon
Michigan	78 %	85 %	98 %	Bon	1,2	1,2	1,7	Passable	Passable
Huron	77 %	70 %	90 %	Bon	0,8	0,8	1,6	Passable	Passable
Érié	28 %	10 %	67 %	Passable	1,4	1,4	2,1	Passable	Passable
Ontario	11 %	5 %	15 %	Médiocre	0,7	0,4	0,8	Bon	Passable

Tableau 1. État des communautés de poissons-proies des Grands Lacs pour la période actuelle (2018-2020) et la période antérieure (2015-2019), compte tenu du pourcentage d'espèces indigènes et de l'indice de la diversité de Shannon. Pour que l'état soit considéré comme « bon », le pourcentage d'espèces indigènes doit être égal ou supérieur à 75 %; pour qu'il soit considéré comme « passable », le pourcentage doit être supérieur à 25 %; et pour qu'il soit considéré comme « médiocre », le pourcentage doit être inférieur à 25 %. Pour que l'état soit considéré comme « bon » selon l'indice de diversité, la moyenne de l'indicateur pour la période visée doit être égale ou supérieure à 75 % de la valeur maximale observée dans la série chronologique. De même, l'état « médiocre » représente les valeurs moyennes de la période visée qui sont inférieures à 25 % de la valeur maximale de l'indice observé. Si les valeurs diffèrent, nous en faisons la moyenne (un état bon et un état médiocre donnent un état passable) ou si elles sont plus étroitement liées, nous choisissons, par prudence, la valeur la plus faible pour l'état global (un état passable et un état médiocre donnent un état médiocre). Comme il n'existe aucune valeur de 2020 pour les lacs Ontario et Supérieur, car la prudence imposée par la pandémie de COVID-19 nous a empêchés de faire des échantillonnages, la période visée ici est celle de 2018-2019.

Lac	Mesure	Série chronologique complète		10 dernières années	
		Années	Tendance	Années	Tendance
Supérieur	Indice de la diversité	1978-2019	S'améliore	2011-2019	Inchangée
	Pourcentage d'esp. indigènes	1978-2019	Inchangée	2011-2019	Inchangée
Michigan	Indice de la diversité	1973-2020	S'améliore	2011-2020	Inchangée
	Pourcentage d'esp. indigènes	1973-2020	Inchangée	2011-2020	S'améliore
Huron	Indice de la diversité	1976-2020	Se détériore	2011-2020	Inchangée
	Pourcentage d'esp. indigènes	1976-2020	S'améliore	2011-2020	Inchangée
Érié	Indice de la diversité	1990-2020	Inchangée	2011-2020	Se détériore
	Pourcentage d'esp. indigènes	1990-2020	Inchangée	2011-2020	Inchangée
Ontario	Indice de la diversité	1978-2019	Inchangée	2011-2019	S'améliore
	Pourcentage d'esp. indigènes	1978-2019	Inchangée	2011-2019	S'améliore

Tableau 2. Évaluation des tendances des communautés de poissons-proies des Grands Lacs, selon l'indice de la diversité et le pourcentage d'espèces indigènes dans la communauté. La valeur de l'état des lacs a été considérée comme changeante (« s'améliore » ou « se détériore »), compte tenu de la pente (temps) d'un modèle linéaire dont la valeur de p était inférieure à 0,1. Un astérisque indique que les données de 2020 sont absentes pour les lacs Ontario et Supérieur, car la prudence imposée par la pandémie de COVID-19 nous a empêchés de faire des échantillonnages. Par conséquent, la tendance « sur 10 ans » a été établie à l'aide des données de 2011 à 2019.

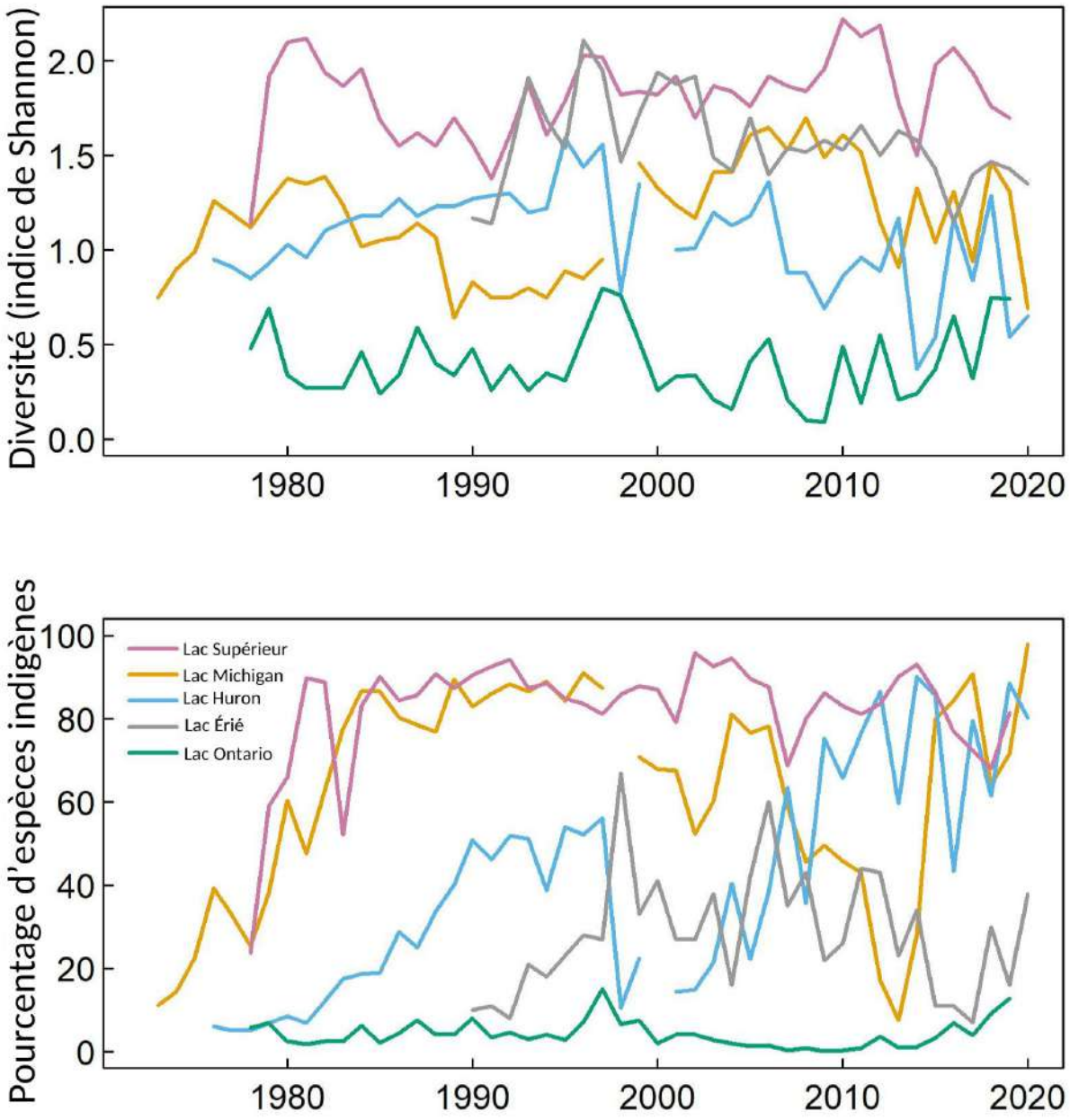


Figure 1. Valeurs de l'indice de la diversité de Shannon et proportion d'espèces indigènes dans les communautés de poissons-proies des Grands Lacs. Source : Les données proviennent principalement des relevés au chalut de fond effectués par des organismes fédéraux et étatiques des États-Unis et des organismes provinciaux du Canada. Il n'existe aucune valeur de 2020 pour les lacs Ontario et Supérieur, car la prudence imposée par la pandémie de COVID-19 nous a empêché de faire des échantillonnages.

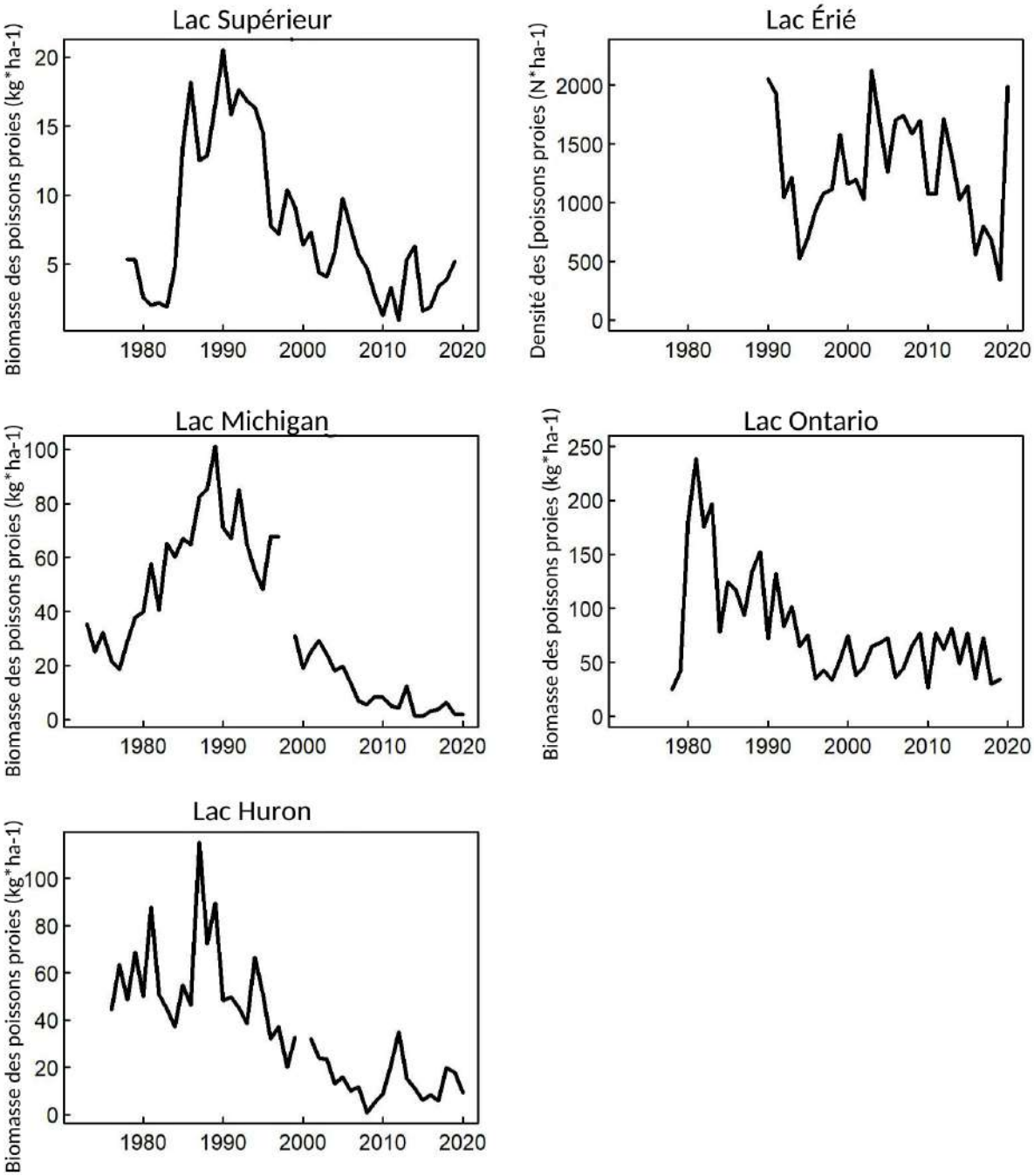


Figure 2. Tendances de la biomasse et de la densité des poissons-proies, d'après les relevés annuels au chalut de fond. Remarque : les échelles sont différentes. Source : Les données proviennent principalement des relevés au chalut de fond effectués par des organismes fédéraux et étatiques des États-Unis et des organismes provinciaux du Canada. Il n'existe aucune valeur de 2020 pour les lacs Ontario et Supérieur, car la prudence imposée par la pandémie de COVID-19 nous a empêché de faire des échantillonnages.

Sous-indicateur : Touladi

Évaluation globale

État : Passable

Tendances : S'améliore

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1975-2020) : S'améliore

Justification : La reproduction naturelle soutenue et répandue n'est présente que dans les lacs Supérieur et Huron, est minime dans les lacs Michigan et Ontario, et absente dans le lac Érié. L'ensemencement continu, la réglementation de la récolte et la lutte contre la lamproie marine sont nécessaires pour assurer le rétablissement continu du touladi. La consommation élevée de gaspareaux par le touladi et l'oligotrophisation ont fait diminuer la population de gaspareaux à son plus bas niveau, notamment dans les lacs Michigan et Huron. Cette diminution pourrait aider à réduire le goulot d'étranglement hypothétique subi par le touladi, goulot causé par la carence en thiamine, et réduire la prédation exercée par les gaspareaux sur les alevins de touladi. Ces deux facteurs sont en effet perçus comme étant causés par le gaspareau, et leur réduction pourrait donc expliquer l'augmentation du recrutement de touladis sauvages. Le touladi, qui se nourrit de façon opportuniste, consomme maintenant des gobies à taches noires, espèce constituant un apport d'énergie et de nutriments se trouvant en forte densité près des rives, ce qui a probablement augmenté le taux de survie des recrues (à la fois des individus introduits par ensemencement et des individus sauvages). La densité réduite de gaspareaux force les gestionnaires à réduire l'ensemencement de touladis pour préserver la base alimentaire résiduelle d'autres prédateurs qui alimentent la pêche sportive.

Les définitions des états et des tendances évalués se trouvent à la suite de la section de l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1975-2020) : S'améliore

Justification : Depuis les années 1970, l'abondance des touladis sauvages a augmenté de façon importante dans le lac Supérieur et demeure stable actuellement. Depuis 2010, l'abondance des poissons sauvages a augmenté de 20 %. La reproduction naturelle des populations du littoral (touladi maigre) et du large (siscowet) est répandue et soutient presque toutes les populations dans l'ensemble du réseau. La plupart des programmes d'ensemencement ont été abandonnés, car les cibles de rétablissement ont été atteintes et les poissons sauvages représentent plus de 90 % des touladis à l'échelle du lac. Dans les eaux du sud-ouest, l'ensemencement a cessé à cause de la pêche commerciale excessive. La mortalité attribuable à la lamproie marine continue d'être la principale cause de mortalité, mais elle demeure sous les cibles dans la plupart des secteurs. Dans les populations les plus abondantes, on a observé des baisses de croissance et de recrutement dépendantes de la densité, mais les populations de l'ensemble

du lac sont en santé. La plupart des organismes sont déterminés à poursuivre les activités de rétablissement et de conservation.

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1998-2020) : S'améliore

Justification : Les poissons sauvages sont toujours observés dans les pêches et les relevés de pêche indépendants, mais à des niveaux faibles et surtout dans la partie sud du lac où la mortalité est faible et les stocks d'adultes sont plus importants. La mortalité due à la pêche et à la prédation par la lamproie de mer demeure élevée dans la partie nord. Les principales préoccupations résident dans la volonté des organismes de gestion de la pêche de maintenir le cap sur la réintégration plutôt que de se préoccuper des pêcheurs à la ligne du grand public qui préfèrent les salmonidés non indigènes aux touladis, alors que la base alimentaire diminue, ainsi que dans le besoin de soutenir l'extraction par la pêche.

Lac Huron

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1977-2020) : S'améliore

Justification : Sauf au lac Supérieur, c'est au lac Huron que le rétablissement du touladi est le plus marqué. L'abondance du touladi sauvage continue de croître, tandis que le recrutement pour la pêche et l'abondance générale des touladis d'élevage continue de diminuer.

Lac Érié

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1992-2020) : S'améliore

Justification : Les taux d'ensemencement au cours de la dernière décennie, combinés à l'accent mis sur l'introduction de lignées moins vulnérables aux attaques de la lamproie marine et à la mortalité due à cette dernière (lignée de la rivière Seneca et du lac Champlain), ont fait accroître les stocks d'adultes à des niveaux proches ou supérieurs aux cibles décrites dans le plan de rétablissement. Le stock d'adultes comprend invariablement plus de dix groupes d'âge. On a ensemencé tous les bassins du lac par le touladi. La prédation par la lamproie marine continue d'être un problème, et on n'observe aucun taux de reproduction naturelle. La mortalité due à la pêche est faible, malgré l'intensification des activités des pêcheurs à la ligne ces dernières années. Tous les organismes restent déterminés à poursuivre les activités de rétablissement et de conservation grâce au plan de rétablissement.

Lac Ontario

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1983-2020) : S'améliore

Justification : L'abondance des adultes est conforme aux valeurs prévues d'après les antécédents d'ensemencement et d'évaluation, les conditions de reproduction naturelle s'améliorent et le nombre de recrues sauvages a augmenté, mais demeure faible.

Définitions des états évalués

Bon : L'abondance relative, la récolte ou l'abondance absolue atteint au moins les niveaux cibles. Les poissons sauvages représentent au moins 50 % de la population, et cette proportion continue d'augmenter. Le stock de reproducteurs est composé de nombreuses classes d'âge au-delà du stade de la pleine maturité de la cohorte.

Passable : L'abondance relative, la récolte ou l'abondance absolue est inférieure aux niveaux cibles. Les poissons sauvages représentent de 15 à 49 % de la population. Le stock de reproducteurs est composé de quelques classes d'âge au-delà du stade de la pleine maturité de la cohorte.

Médiocre : L'abondance relative, la récolte ou l'abondance absolue est en déclin ou est inférieure aux niveaux cibles. Les poissons sauvages représentent moins de 15 % de la population. Le stock de reproducteurs est composé d'un petit nombre de classes d'âge au-delà du stade de la pleine maturité de la cohorte, ou n'en compte aucune.

Indéterminé : Aucune donnée n'est accessible ou les données sont insuffisantes pour permettre l'évaluation de l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées

S'améliore : L'abondance relative ou absolue des touladis sauvages, des adultes sauvages et des adultes d'écloserie augmente, et la composition par âge des adultes s'élargit.

Inchangée : L'abondance relative ou absolue des touladis sauvages, des adultes sauvages et des adultes d'écloserie est stable, et la composition par âge des adultes ne s'élargit pas.

Se détériore : L'abondance relative ou absolue des touladis sauvages, des adultes sauvages et des adultes d'écloserie est à la baisse, et la composition par âge des adultes s'effondre.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas de tendance générale claire, ou on ne dispose pas de données pour faire état d'une tendance.

Adulte = poisson, sauvage ou introduit par ensemencement, qui est sexuellement mature.

Objectifs ou cibles

Le programme de rétablissement du touladi a pour buts, établis en fonction des objectifs relatifs aux communautés de poissons et rédigés par la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL), d'obtenir des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement et qui alimentent la pêche. Des mesures quantitatives appropriées de l'abondance, du rendement ou de la biomasse devraient être établies comme valeurs de référence pour les populations autosuffisantes de touladis dans les habitats d'eau froide des Grands Lacs. Les cibles du présent sous-indicateur sont fondées sur les valeurs fournies dans les plans de rétablissement du touladi de la CPGL pour chacun des lacs et/ou chacune des valeurs obtenues par l'analyse de l'éventail et de la répartition des mesures susmentionnées par rapport aux conditions des écosystèmes.

Lac Supérieur

Atteindre et maintenir des populations autosuffisantes génétiquement diversifiées de touladis qui sont semblables à celles qui se trouvaient dans le lac avant 1940, le touladi maigre étant prédominant dans les eaux littorales, le siscowet étant prédominant dans les eaux du large et le saumon rose étant commun dans les eaux orientales et autour de l'Isle Royale.

Lac Michigan

Dans les zones de rétablissement ciblées, rétablir des populations de touladis génétiquement diversifiées, composées principalement de poissons sauvages capables de soutenir les pêches (Bronte et *al.*, 2008).

Objectif 1 – Accroître la diversité génétique : accroître la diversité génétique du touladi en introduisant des morphotypes adaptés à la survie et à la reproduction en eaux profondes, tout en continuant l'ensemencement au moyen d'une variété de morphotypes adaptés aux eaux peu profondes.

Objectif 2 – Accroître l'abondance globale : d'ici 2014, augmenter la densité de la population de touladis dans les zones de rétablissement ciblées pour atteindre les niveaux observés dans d'autres secteurs des Grands Lacs où le recrutement de poissons sauvages dans la population d'adultes a lieu. Pour atteindre cet objectif, les captures par unité d'effort (CPUE) dans le cadre des évaluations printanières devraient constamment dépasser 25 touladis/1 000 pieds de filet maillant (mailles de 2,5-6,0 pouces).

Objectif 3 – Accroître l'abondance des adultes : d'ici 2020, augmenter la densité des touladis reproducteurs dans les zones de rétablissement ciblées par rapport à celle observée dans d'autres secteurs des Grands Lacs où le recrutement de poissons sauvages dans la population d'adultes a lieu. Pour atteindre cet objectif, les CPUE dans le cadre des évaluations automnales devraient constamment dépasser 50 touladis/1 000 pieds de filet maillant (mailles de 4,5-6,0).

Objectif 4 – Détecter les œufs viables : d'ici 2021, détecter une densité minimale de 500 œufs viables/m^2 (œufs avec une concentration de thiamine de > 4 nmol/g) dans les zones de rétablissement ciblées qui ont été ensemencées avant 2008. Ce jalon devrait être atteint d'ici 2025 dans les zones nouvellement ensemencées.

Objectif 5 – Constituer des populations de reproducteurs : d'ici 2024, les populations de reproducteurs dans les zones de rétablissement ciblées qui ont été ensemencées avant 2008 devraient être composées d'au moins 25 % de femelles et d'au moins 10 classes d'âge de plus de 7 ans. Ces jalons devraient être atteints d'ici 2032 dans les zones ensemencées après 2008.

Objectif 6 – Observer le recrutement des poissons sauvages : le recrutement constant de touladis sauvages dans les zones de rétablissement ciblées devrait se faire comme suit : d'ici 2022, détecter des poissons d'un an lors des relevés au chalut de fond; d'ici 2025, détecter des poissons de 3 ans lors des évaluations printanières au filet maillant; d'ici 2028, détecter des subadultes lors des évaluations au filet maillant.

Objectif 7 – Achever le rétablissement : d'ici 2037, au moins 75 % des touladis dans les zones de rétablissement ciblées devraient être âgés de 10 ans ou moins et d'être d'origine sauvage.

Des cibles intermédiaires ont été établies par le Comité du lac Michigan dans leur plan stratégique (Dexter et *al.*, 2011) d'après les recommandations formulées dans Bronte et *al.* (2008). Les voici.

1. Augmenter le nombre moyen de captures par unité d'effort (CPUE) à plus de 25 touladis/1 000 pieds de filet maillant à maillage progressif (2,5 à 6,0 pouces) laissé en place toute la nuit puis levé, dans le cadre de l'évaluation des stocks printaniers, conformément à l'évaluation à l'échelle du lac réalisée dans les zones MM-3 et WM-5 et au récif de Julian d'ici 2019. Une nouvelle évaluation est en cours.

2. Augmenter l'abondance des adultes à un nombre minimal de captures par unité d'effort de 50 poissons/1000 pi de filet maillant à grandes mailles (4,5 à 6,0 po) tendu sur des récifs qui servent de frayères aux poissons, dans les zones MM-3 et WM-5 et au récif de Julian d'ici 2019.

3. Dans la mesure du possible, réaliser d'importants progrès pour atteindre les jalons qui sont de faire en sorte que les populations reproductrices soient constituées d'au moins 25 % de femelles et d'au moins 10 groupes d'âge plus âgés que l'âge 7 dans les premières aires prioritaires ensemencées avant 2007. Il faudra atteindre ces jalons d'ici 2032 dans les aires ensemencées après 2008.

4. Détecter une densité minimale de 500 œufs viables/m^2 (œufs dont la concentration en thiamine est supérieure à 4 nmol/g) dans les premières aires prioritaires ensemencées. Il faudra atteindre ce jalon d'ici 2025 dans les aires nouvellement ensemencées.

Lac Huron

Rétablir des populations autosuffisantes de touladis capables de produire de 1,4 à 1,8 million de kilogrammes d'ici 2020 (DesJardine, et *al.*, 1995; Ebener, 1998; OMNR, 1996).

Lac Érié

Rétablir de nouveau une population de touladis génétiquement diversifiée et autosuffisante dans le bassin est, qui assure une dominance écologique au sein de la communauté vivant en eaux froides et qui produit un surplus exploitable. Objectif provisoire – en guise de démonstration de la faisabilité, d'ici 2030, établir une population de touladis dans le bassin est, qui produit des individus d'un an à un niveau mesurable.

Objectif 1 – Accroître l'abondance globale du touladi : d'ici 2022, atteindre dans toutes les administrations un objectif moyen de CPUE de 8 poissons (toutes classes d'âge confondues) par 152,4 m de filet maillant (38-152 mm) mouillé durant la nuit en été. Il s'agit de l'abondance minimale recommandée par Selgeby et *al.* (1995) pour une reproduction naturelle réussie dans les Grands Lacs.

Objectif 2 – Maintenir l'abondance du stock de reproducteurs : d'ici 2024, atteindre une abondance des adultes (5 ans et plus) égale à 25 % (2 poissons/remontée) des CPUE totales établies à l'objectif 1. La population d'adultes devrait être composée d'au moins 25 % de femelles de plus de 4 500 g et d'au moins 10 classes d'âge. Cette cible de CPUE est fondée sur les valeurs maximales de CPUE d'adultes dans les eaux new-yorkaises du lac Érié durant les années 1990. Les CPUE de touladis reproducteurs sur les récifs devraient être beaucoup plus élevées, car les poissons adultes y sont regroupés.

Objectif 3 – Maximiser le potentiel reproductif : d'ici 2024, détecter des densités minimales d'œufs de 25 à 500 œufs par mètre carré dans au moins 4 frayères convenables et de 1 000 œufs par mètre carré dans au moins 2 sites de haute qualité.

Objectif 4 – Démontrer que le recrutement naturel est possible : d'ici 2030 et par la suite, atteindre et maintenir un apport constant et mesurable de touladis d'un an sauvages (Markham et *al.*, 2008).

Lac Ontario

Rétablir une population autosuffisante de touladis dans le lac Ontario. (Lantry et *al.*, 2014)

Objectif 1 – Accroître l'abondance des touladis introduits par ensemencement à un niveau permettant une reproduction naturelle importante (défini par le nombre de captures de femelles matures de plus de 4 000 g supérieur à 15 poissons et à 8 poissons par kilomètre de filet maillant mouillé pendant 24 heures dans le cadre d'une évaluation uniformisée réalisée en eaux états-uniennes et canadiennes, respectivement).

Objectif 2 – Acroître les populations de touladis sauvages dans divers groupes (augmentation mesurable des prises de juvéniles et d'adultes sauvages dans le cadre des évaluations; les valeurs doivent dépasser celles observées de 1994 à 2011).

Stratégie de gestion 1 : Chaque année, introduire par ensemencement 800 000 équivalents jeunes de l'année au printemps dans les eaux états-uniennes et 500 000 jeunes de l'année au printemps chaque année dans les eaux canadiennes.

Stratégie de gestion 2 : Réduire au minimum l'ensemencement et la mortalité chez les juvéniles en optimisant le stade, la taille et l'état à l'ensemencement; les méthodes d'ensemencement; les sites d'ensemencement (mesures – États-Unis : taux de capture ajusté de poissons d'âge 2 par 500 000 touladis introduits par ensemencement supérieur à 200 poissons par relevé uniformisé; Canada : taux de capture ajusté de poissons d'âge 3 par filet maillant mouillé dans le cadre d'un relevé uniformisé par 500 000 touladis introduits par ensemencement supérieur à 1,5 poisson par filet maillant mouillé dans le cadre d'un relevé uniformisé).

Stratégie de gestion 3 : Maintenir un taux élevé de survie des poissons âgés en contrôlant la lamproie marine et en adoptant des mesures pour diminuer la mortalité par pêche : assurer un taux de survie annuel des poissons adultes de plus de 60 %; maintenir le taux de blessure par la lamproie marine dans les relevés automnaux au filet maillant à moins de 2 blessures A1 par 100 touladis mesurant plus de 432 mm en longueur totale; maintenir la récolte annuelle à moins de 10 000 poissons dans les eaux états-uniennes et à moins de 5 000 poissons dans les eaux canadiennes).

Stratégie de gestion 4 : Mettre l'accent sur les lignées d'ensemencement qui présentent la meilleure combinaison de faible mortalité après l'ensemencement, de faible mortalité des juvéniles et de faible mortalité des adultes.

Stratégie de gestion 5 : Mettre l'accent sur les lignées d'ensemencement qui produisent avec succès un niveau mesurable de recrues sauvages.

Stratégie de gestion 6 : Protéger les poissons d'origine sauvage.

Stratégie de gestion 7 : Poursuivre les efforts pour rétablir les populations de proies indigènes du touladi.

Le touladi est une espèce importante qui soutient la pêche récréative et, lorsque cela est permis, la pêche commerciale. Ainsi, les valeurs de référence touchant la récolte ou le rendement des populations autosuffisantes ont probablement été établies en vue de maximiser la production annuelle. Par conséquent, les valeurs de référence touchant la récolte ou le rendement de ces populations peuvent servir de valeurs de référence touchant la production.

Raison d'être du sous-indicateur

- Estimer l'abondance relative des touladis tant introduits par ensemencement que sauvages (issus de la reproduction naturelle).
- Mesurer la réussite du rétablissement par les taux de capture de touladis sauvages.
- Définir les mesures de réglementation de la pêche ainsi que la prédation par la grande lamproie marine, en déterminant la structure par âge et l'abondance des touladis matures.
- Inférer la structure de base de la communauté des prédateurs en eaux froides et la santé générale de l'écosystème.

Objectif pour l'écosystème

Maintenir un écosystème productif, stable et équilibré, qui abrite des populations autosuffisantes de touladis, importante espèce prédatrice de niveau trophique supérieur dans les régions d'eaux froides des Grands Lacs.

Maintenir les populations autosuffisantes par la reproduction naturelle, plutôt que par l'ajout de touladis introduits par ensemencement.

Le présent sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Le programme de rétablissement du touladi a pour objectif des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement et permettent d'atteindre les rendements de pêche visés. Ces rendements sont proches des niveaux de récolte historiques du touladi ou des niveaux ajustés pour tenir compte des prédateurs introduits naturalisés, comme les saumons du Pacifique. Les cibles, pour la plupart axées sur les rendements de pêche souhaités, sont fixées dans les objectifs visant les communautés ichtyologiques par les comités des lacs de la Commission des pêcheries des Grands Lacs (Horns et *al.*, 2003; Eshenroder et *al.*, 1999; DesJardine et *al.*, 1995; Ryan et *al.*, 2003; Stewart et *al.*, 1999) et sont revues périodiquement. Ces cibles sont de 1,8 million de kg (4 millions de livres) dans le lac Supérieur, de 1,1 million de kg (2,5 millions de livres) dans le lac Michigan, de 0,9 million de kg (2 millions de livres) dans le lac Huron et de 50 000 kg (0,1 million de livres) dans le lac Érié. Il n'y a aucun objectif de rendement particulier pour le lac Ontario, mais l'objectif de population est de 0,5 à 1 million de poissons adultes produisant 100 000 jeunes touladis de l'année par reproduction naturelle. L'état souhaité est que le touladi devienne le principal prédateur de niveau trophique supérieur dans le lac Supérieur et qu'il partage ce rôle avec d'autres prédateurs indigènes et exotiques établis dans les lacs Michigan, Huron, Érié et Ontario.

Mesure

Le présent sous-indicateur mesurera l'abondance absolue, l'abondance relative, la récolte et l'autosuffisance par le biais de la reproduction naturelle du touladi (individus sauvages et individus introduits par ensemencement) dans les habitats d'eaux froides des Grands Lacs.

Pour chaque lac, on présentera un graphique sur des paramètres du touladi, notamment sur l'abondance relative globale en affichant l'abondance du touladi sauvage sur l'axe des y, et l'année, sur l'axe des x. La méthode d'échantillonnage pour chaque mesure devrait être uniformisée au moins à l'intérieur de chaque lac et, si possible, d'un lac à l'autre.

État de l'écosystème

Les tendances de l'abondance relative des touladis maigres d'ensemencement dans les lacs Huron, Michigan, Érié et Ontario et de celle des touladis maigres sauvages dans les lacs Supérieur et Huron sont présentées à la figure 1. Des cibles sont établies pour la plupart des populations de touladis maigres parce qu'on les considère comme biologiquement importantes pour l'augmentation de la probabilité de reproduction naturelle dans les lacs Huron, Michigan, Érié et Ontario et le maintien des populations sauvages dans le lac Supérieur. Les valeurs cibles sont mesurées et exprimées en tant qu'abondance relative de l'intégralité ou d'une partie de la population dans les relevés au filet maillant menés par plusieurs organismes et uniformisés dans l'ensemble des lacs. Ces mesures sont

supérieures aux objectifs de récolte, qui sont plus difficiles à évaluer et représentent des états souhaités dont la durabilité ne peut pas être facilement analysée. L'abondance des touladis a augmenté radicalement dans tous les Grands Lacs après la mise en œuvre des mesures de lutte contre la lamproie marine, du programme d'ensemencement et de la réglementation des prises de touladis. L'atteinte des objectifs en matière de population et, à terme, le maintien de populations autosuffisantes se reproduisant naturellement varient selon les lacs. Les taux d'ensemencement en touladis des lacs Michigan et Ontario par le touladi ont été réduits en raison des préoccupations suscitées par la prédation exercée sur les gaspareaux, dont les populations sont en déclin; ces réductions pourraient altérer le potentiel de rétablissement. Au lac Huron, l'effondrement de la population de gaspareaux en 2003 a mené à un ralentissement important de la croissance des touladis et à une altération de leur condition corporelle (He et Bence, 2007; He et *al*., 2008; Riley et *al*., 2008), mais le déclin n'a pas continué. La croissance et la condition corporelle des touladis se sont stabilisées une fois en bonne santé, car les touladis adultes se sont mis à manger des gobies à taches noires à la place (He et *al*., 2015, 2016; Happel et *al*., 2018).

Depuis le dernier rapport, on observe une recrudescence du recrutement d'individus sauvages dans les lacs Michigan, Huron et Ontario et le nombre de lamproies marines a diminué pour atteindre le taux cible à l'échelle du bassin. Un recrutement modeste, mais soutenu s'est poursuivi dans le sud du lac Michigan, où les densités de population sont stables, mais inférieures aux cibles. Les stocks de reproducteurs semblent adéquats dans la plupart des zones, à l'exception du nord du lac Michigan, où la mortalité est élevée dû à la prédation par la lamproie marine et à la pêche. Dans les lacs Érié et Ontario, la situation et les tendances sont les mêmes qu'en 2019 et, dans le lac Ontario, les taux de reproduction naturelle sont restés élevés de 2017 à 2020. L'abondance des touladis dans le lac Supérieur s'est légèrement améliorée depuis le dernier rapport. Dans la partie sud du lac Huron, l'abondance totale du touladi a diminué (He, 2019; Lenart et *al*., 2020), bien que les organismes de gestion ne s'entendent pas sur l'importance relative des variations dans le recrutement et la mortalité contribuant à la diminution apparente.

Les états souhaités sont des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement, sans apports d'alevins d'écloserie ou du moins très peu, qui soutiennent une pêche durable et dont les individus jouent le rôle de grand prédateur. La taille des populations et les rendements durables qui en résultent seront vraisemblablement inférieurs dans la plupart des lacs à ce qu'ils ont été par le passé puisque ce niveau trophique supérieur est maintenant également occupé par des prédateurs non indigènes naturalisés qui contribuent au succès d'un secteur halieutique d'une valeur de plusieurs milliards de dollars.

Contexte

Par le passé, le touladi était le principal salmonidé prédateur dans la plupart des Grands Lacs. La surpêche et la prédation par la lamproie marine, espèce non indigène, et d'autres facteurs (dans une moindre mesure) ont décimé les populations de touladis maigres du littoral et les populations de siscowets des profondeurs, mais de nombreuses populations ont survécu dans le lac Supérieur de même que quelques populations de touladis maigres dans le lac Huron (Lawrie et Rahrer, 1972; Berst et Spangler, 1972; Wells et McLain, 1972; Hartman, 1972; Christie, 1972). Les activités de rétablissement (l'ensemencement), la réglementation des pêches et la lutte contre la lamproie marine sont en cours depuis le début des années 1960 (Hansen et *al*., 1995; Eshenroder et *al*., 1995; Holey et *al*., 1995; Cornelius et *al*., 1995; Elrod et *al*., 1995). Le touladi a besoin d'eaux froides bien oxygénées et de substrats rocheux près du rivage et au large pour frayer à l'automne. Il s'agit d'un omnivore opportuniste qui peut consommer diverses proies, allant du plancton aux poissons. Bien qu'il y ait eu une certaine perte d'habitat physique dans les Grands Lacs, surtout dans le lac Ontario, on considère généralement qu'elle ne constitue pas un obstacle important au rétablissement ailleurs dans les Grands Lacs.

État du touladi

Lac Supérieur

Les populations de touladis maigres sauvages se sont remises de l'effondrement des années 1950 grâce à un programme de rétablissement rigoureux faisant appel à l'élimination de la lamproie marine, à l'ensemencement en alevins d'élevage et à la réglementation de la pêche (Hansen et *al.*, 1995; Bronte et *al.*, 2003). Le rétablissement a débuté par la constitution de grandes populations de touladis d'élevage, qui ont été remplacées par des poissons sauvages (Hansen et *al.*, 1995; Wilberg et *al.*, 2003). Les touladis sauvages ont commencé à prédominer dans les années 1980 dans les eaux du Michigan, puis dans celles du Wisconsin et enfin dans celles du Minnesota. Au cours de la même période, les populations du centre et de l'ouest de l'Ontario se sont également rétablies et sont maintenant constituées de touladis sauvages en santé qui se reproduisent naturellement. Dans les eaux du Michigan, l'abondance et le recrutement dans la plupart des populations de touladis atteignent presque les plus hauts niveaux historiques enregistrés, et certains signes indiquent des baisses de croissance dépendantes de la densité (Wilberg et *al.*, 2003; Richards et *al.*, 2004; Sitar et *al.*, 2010). Le dernier progrès en matière de rétablissement a été la cessation de la plupart des activités d'ensemencement des eaux du Minnesota. Bien que les populations de touladis soient en santé dans la plupart des zones, l'état de certaines populations reste préoccupant à cause de la surpêche. On n'a observé aucun rétablissement (ou très peu) dans la région de la baie Whitefish, dans le sud-est du lac Supérieur, et ce, à cause de la pêche commerciale excessive, d'où le report de l'ensemencement en touladis dans cette zone. Dans les eaux de l'est du Wisconsin et de l'ouest du Michigan, les stocks de touladis rétablis subissent une surpêche. Pour tenir compte de ce problème et renverser cette tendance, des restrictions sur les prises ont été mises en place.

Le siscowet, un morphotype occupant des eaux profondes, est la forme la plus abondante du touladi dans le lac Supérieur; il se remet des faibles niveaux enregistrés dans les années 1940 (Bronte et Sitar, 2008; Ebener et *al.*, 2010). Les taux de capture récents étaient faibles, mais l'intérêt nouveau de l'industrie pour l'extraction de l'acide gras oméga-3 de ce poisson pourrait faire accroître la demande. Les taux de blessure causée par la lamproie marine chez le siscowet sont élevés, bien que la mortalité ne soit peut-être pas plus élevée que celle observée chez le touladi maigre (Moody et *al.*, 2010). Tout comme le touladi maigre, la population de siscowets est très élevée et connaît des baisses d'abondance dépendantes de la densité.

Les effectifs du touladi sauvage et maigre ont diminué ces dernières années, mais ils restent stables et comparables à ceux de la période visée par le précédent *État des Grands Lacs* et on observe une tendance à la hausse depuis les années 1970. La réglementation réduit la mortalité liée à la pêche dans la plupart des zones du lac Supérieur. Bien que la lutte contre la lamproie marine se poursuive, les taux de blessure chez le touladi dépassent les niveaux cibles dans certaines zones depuis 1995 (Pratt et *al.*, 2016), mais la situation est maîtrisée depuis peu. À court terme, on s'attend à d'autres déclins des effectifs du touladi dans certaines zones par suite des baisses de croissance et de recrutement dépendantes de la densité, mais les populations globales du lac Supérieur sont stables.

Lac Michigan

L'ensemencement se poursuit dans toutes les administrations, mais le Wisconsin l'a récemment réduit dans ses eaux littorales en réponse aux préoccupations des pêcheurs à la ligne concernant la prédation excessive exercée sur le gaspareau par le touladi. La densité des touladis mesurée dans les relevés printaniers reste sous la cible dans la plupart des zones et dans l'ensemble du lac. Un plus grand nombre de poissons sauvages, surtout dans les aires sud, ont été pris au cours des 10 dernières années des relevés de l'évaluation (Lake Trout Task Group, 2018) que dans le passé, ce qui indique que la reproduction naturelle a augmenté, mais demeure faible. Toutefois, certaines zones (eaux de l'Illinois, de l'Indiana et du sud du Wisconsin) où la plupart des individus sont vieux et dont les densités élevées approchent les niveaux cibles montrent certains signes de reproduction naturelle soutenue (Hanson et *al.*, 2012; Lake Trout Task Group, 2018). La mortalité par pêche est élevée dans le nord du lac Michigan, mais la mortalité causée par

la lamproie marine a diminué ces dernières années. Les niveaux soutenus de mortalité excessive ont entraîné une très faible biomasse du stock de reproducteurs dans la réserve nord. L'augmentation de l'ensemencement dans le nord a entraîné une hausse des densités globales, mais les densités de poissons matures demeurent plus faibles que recherchées. Le touladi semble capable de s'adapter aux changements de ses sources de nourriture; en effet, il remplace le gaspareau en déclin par le gobie à taches noires, plus abondant. Des pressions sont actuellement exercées par les pêcheurs à la ligne pour maintenir ou augmenter le nombre de saumons quinnats (chinooks) introduits par ensemencement, ce qui a entraîné une diminution du nombre de touladis introduits par ensemencement.

Les recommandations visant la progression du rétablissement incluent la réduction de la mortalité des touladis adultes causée par la pêche et la lamproie, l'utilisation de poissons d'élevage principalement dans les zones de refuge, le rétablissement d'une source de nourriture constituée de corégonidés indigènes et la modification des objectifs établis pour les communautés ichtyologiques afin de mettre l'accent sur les caractéristiques démographiques souhaitées plutôt que sur les taux de capture.

Lac Huron

L'augmentation du recrutement de touladis sauvages et la diminution de la survie des poissons d'élevage après leur lâcher au cours des 10 dernières années ont mené à la décision de cesser l'ensemencement dans les eaux canadiennes du bassin principal et dans les eaux états-uniennes du sud du lac Huron, et de réduire l'ensemencement de 50 % dans les eaux états-uniennes du nord du lac Huron. La biomasse des adultes a augmenté rapidement au cours des années 1990, a atteint un sommet en 2007 et n'a pas connu de déclin important à l'échelle du lac avant 2014. Le recrutement global a diminué depuis le début des années 2000, la hausse du recrutement de touladis sauvages n'ayant pas entièrement compensé le déclin de la survie des poissons d'élevage d'un an, même si la mortalité totale a été maîtrisée bien en dessous de la cible de 40 % (He et *al*., 2015; 2020).

Dans le bassin principal du lac Huron, la mortalité causée par la lamproie marine chez le touladi a considérablement diminué à la fin des années 1990 et au début des années 2000, et demeure faible depuis. Les taux de blessure par la lamproie ont diminué au cours des cinq dernières années dans le chenal North et la baie Georgienne, et les taux récents approchent les niveaux cibles dans les deux bassins.

On note un recrutement de touladis sauvages dans l'ensemble du lac depuis 2004, à la suite de l'effondrement de la population de gaspareaux (Riley et *al*., 2007; He et *al*., 2012, 2013; Johnson et *al*., 2015).. On pense que le gaspareau a des effets négatifs sur la reproduction du touladi en causant le syndrome de carence en thiamine et en étant prédateur des œufs et des alevins (Fitzsimons et *al*., 2010). Le recrutement de la cohorte de touladis sauvages de 2010 a atteint un nouveau pic d'abondance, bien que le recrutement global de touladis sauvages n'ait pas compensé le déclin de recrutement de poissons d'élevage (He, 2019; Lenart et *al*., 2020). Selon les relevés, l'abondance relative des adultes sauvages a continué d'augmenter depuis 2010 et représente maintenant près de 50 % des captures pour l'évaluation et des prises de pêcheurs. Dans les eaux canadiennes du bassin principal et du chenal North, la proportion de touladis sauvages dépasse maintenant 75 % de tous les poissons échantillonnés. La proportion de touladis sauvages dans la baie Georgienne demeure plus faible, soit de 20 % à 30 %.

Lac Érié

Les efforts ciblés visant le rétablissement des populations de touladis dans le lac Érié ont commencé en 1982. Malgré un bon taux de recrutement des poissons d'ensemencement, la survie de ces derniers jusqu'à l'âge adulte a été médiocre à cause de la prédation excessive par la lamproie marine. Le plan initial de rétablissement du touladi adopté en 1985 (Lake Trout Task Group, 1985) prévoyait une hausse des cibles d'ensemencement annuelles, la lutte contre la lamproie marine et l'uniformisation des programmes d'évaluation pour le suivi de la population. Le touladi a rapidement réagi à l'augmentation de l'ensemencement et à la mise en œuvre des mesures de lutte contre la lamproie marine et, en 1990, la population ainsi constituée était grande. Les progrès ont toutefois été de courte durée. En effet,

on a dû réduire l'ensemencement en 1996 parce qu'on craignait une pénurie de poissons-proies (Einhouse et *al.*, 1999). De plus, au même moment, les mesures de lutte contre la lamproie marine sont devenues moins strictes (Sullivan et *al.*, 2003). L'abondance des touladis adultes a rapidement chuté, pour s'établir aux faibles niveaux des années 2000.

L'abondance globale du touladi dans le lac Érié a augmenté par suite de l'adoption d'un plan de rétablissement révisé (Markham et *al.*, 2008), dans lequel on ramenait l'ensemencement à son taux initial. Depuis peu, tous les bassins du lac, y compris le bassin ouest, sont ensemencés, principalement au moyen de deux lignées qui semblent être les plus résistantes aux attaques de lamproies marines (lignées de la rivière Seneca et du lac Champlain). Le recrutement de poissons introduits par ensemencement a diminué depuis 2012, mais l'abondance des adultes (âge 5+) a augmenté et a atteint les cibles établies dans le plan de rétablissement ou s'en approche. La population d'adultes comprend invariablement plus de dix groupes d'âge et l'abondance des touladis d'âge 10 et plus vieux augmente. La lamproie marine continue d'être un problème important, et l'abondance des adultes demeure bien supérieure aux cibles malgré des traitements réguliers au lampricide. Par conséquent, la lamproie est toujours une cause de la réduction de la population de touladis adultes. Il restera difficile d'atteindre les objectifs de rétablissement du touladi si l'abondance et les taux de blessure par la lamproie restent supérieurs aux niveaux cibles. La reproduction naturelle du touladi n'a pas encore été observée à des niveaux importants détectables dans le lac Érié. La mortalité des poissons demeure faible malgré une augmentation récente de l'activité des pêcheurs à la ligne. Un projet de télémétrie acoustique lancé en 2016 visait à déterminer les lieux et l'habitat utilisés par le touladi dans le lac Érié durant la fraye afin de mieux comprendre les facteurs limitatifs de la reproduction naturelle. Ce projet a permis de répertorier certaines zones et des habitats précis qui sont fréquentés par les touladis en fraie et orientera la prochaine étape des activités de rétablissement.

Lac Ontario

Avant 1996, le touladi faisait l'objet d'un suivi dans le cadre d'un programme binational ciblé de pêche au filet à l'échelle du lac qui s'est poursuivi dans les eaux américaines. Depuis 1996, dans les eaux canadiennes, les cibles relatives au touladi ont été évaluées en fonction des prises dans le bassin de Kingston seulement. Dans les eaux états-uniennes, l'abondance des touladis d'écloserie adultes était assez élevée de 1986 à 1998, mais a baissé de plus de 30 % en 1999 sous l'effet du faible taux d'ensemencement et du faible taux de survie des poissons d'élevage d'un an observés depuis le début des années 1990 (Elrod et *al.*, 1995; Lantry et *al.*, 2020). L'abondance des adultes est restée relativement stable de 1999 à 2004, mais a diminué de nouveau de 54 % en 2005, vraisemblablement à cause du mauvais recrutement et de la mortalité accrue due à la prédation par la lamproie marine. L'intensification de la lutte contre la lamproie marine et les diminutions subséquentes des blessures causées au touladi de 2008 et 2019 ont mené à un rétablissement marqué du nombre de touladis adultes qui, de 2010 à 2014, a atteint des niveaux semblables à ceux observés de 1999 à 2004. Les abondances ultérieures ont eu tendance à diminuer de 2015 à 2017, en partie à cause du taux d'ensemencement dans les eaux états-uniennes, qui était d'environ 66 % inférieur à la normale en 2010 et nul en 2012. L'abondance s'est accrue à nouveau en 2018, revenant aux taux semblables à ceux de 2014 et est demeurée la même jusqu'en 2020 (Lantry et *al.*, 2020). Dans le bassin Kingston, l'abondance du touladi a suivi une tendance à la baisse similaire au début des années 1990, et on observe depuis 2005 un rétablissement des stocks. L'abondance dans le bassin Kingston est stable depuis 2013, bien qu'elle demeure beaucoup plus faible que dans les années 1990, ce qui laisse supposer un changement de la capacité de l'écosystème à soutenir le touladi depuis l'apparition des moules de la famille des Dressenidés.

Bien que l'abondance des adultes ait atteint un sommet en 1986, et que des données probantes de reproduction naturelle aient été recueillies à partir de 1986, l'apparition de touladis issus du recrutement naturel dans les relevés s'est produite après que l'abondance des femelles adultes de grande taille eut dépassé les niveaux cibles en 1992 (Lantry et *al.*, 2018). Malgré les prises annuelles largement répandues de petits nombres de recrues sauvages

de 1993 à 2020, l'incapacité d'obtenir des stocks autosuffisants a été imputée à plusieurs facteurs : la population abondante de gaspareaux dans le lac Ontario, qui peuvent se nourrir d'alevins de touladis et entraîner une carence en thiamine chez les adultes et dans les œufs; à l'absence d'autres espèces de poissons-proies convenant au touladi dans les eaux profondes; à la colonisation des récifs de fraye par une espèce envahissante, le gobie à taches noires (Fitzsimons et *al.*, 2003; Lantry et *al.*, 2003; Schneider et *al.*, 1997; Walsh et *al.*, 2015) et les moules de la famille des Dressenidés (Furgal et *al.*, 2019). Les prévisions récentes de rétablissements fructueux sont améliorées en raison de plusieurs changements : le rétablissement du stock d'adultes après l'effondrement de 2005-2007; la réapparition du chabot de profondeur, dont les effectifs ont augmenté régulièrement de 2002 à 2019 (Lantry et *al.*, 2007; Weidel et *al.*, 2019); l'application de mesures internationales visant à rétablir les ciscos, dont le cisco de fumage; et l'ajout du gobie à taches noires dans l'alimentation du touladi (Dietrich et *al.*, 2006; Rush et *al.*, 2012). Des indices d'amélioration des conditions pour la reproduction naturelle ont été confirmés au cours de la période de 2014 à 2017, où la contribution des touladis sauvages s'est élevée à 17 % (11 % à 31 %), les prises de touladis sauvages d'âge 1 et d'âge 2 ayant fortement augmenté pour atteindre un niveau presque 10 fois supérieur à la moyenne des années 1994-2013 de 2 % (2 % à 8 %) (Lantry et *al.*, 2020). Un petit nombre de jeunes touladis sauvages de l'année a également été observé lors de relevés au chalut dans le bassin Kingston au cours de cette période.

Même si les tendances actuelles sont encourageantes, il y a de quoi être préoccupé. Les taux élevés de touladis sauvages observés de 2014 à 2017 n'ont pas persisté jusqu'en 2018-2020. Le potentiel de diversification de l'alimentation des touladis avec l'introduction de gobies à taches noires et la diminution de l'abondance des gaspareaux à l'échelle du lac (Weidel et *al.*, 2019) ne s'est pas pleinement réalisé, car l'alimentation des adultes est toujours composée surtout de gaspareaux (Narwocki et *al.*, 2020). La dégradation des frayères semble se poursuivre, car des études récentes visant les habitats antérieurs au récif de l'île Stony ont fait la preuve du potentiel des débris de coquilles des moules de la famille des Dreissenidés à remplir complètement les interstices de l'habitat (Furgal et *al.*, 2019). En outre, les réductions relatives à l'ensemencement destinées à réduire l'abondance des prédateurs et leurs incidences sur les stocks de gaspareaux en décroissance ont entraîné la diminution de la cible d'ensemencement en touladis, la faisant passer de 1 250 000 (dans chaque pays, Canada et É.-U.) à 500 000 en 1993, à 400 000 pour 2017 et à 320 000 pour 2020. Certains des projets de recherche en cours ou proposés visant à éliminer les obstacles comprennent le recours à la télémétrie acoustique pour décrire la fréquentation de l'habitat et les concentrations de reproducteurs, à la caractérisation des frayères à l'échelle du bassin et à petite échelle, à l'étude du potentiel de remise en état des frayères, à l'évaluation de la survie des œufs et des larves, et à des études en cours et rétrospective de la santé des touladis sur le plan de la reproduction.

Liens

Voici les liens avec d'autres sous-indicateurs :

- Lamproie marine – L'ensemencement avec des touladis et la constitution de stocks de reproducteurs sont impossibles sans des efforts soutenus de lutte contre la lamproie marine.
- Populations et communautés de poissons-proies – L'oligotrophisation rend les communautés zooplanctoniques plus propices aux corégonidés indigènes et à leur rétablissement que le gaspareau non indigène qui, depuis les années 1960, est une source de nourriture pour les prédateurs salmonidés.
- *Diporeia* – Le touladi compte parmi les espèces de poissons énergétiquement associées aux *Diporeia*; les jeunes touladis se nourrissent directement de *Diporeia*, alors que les juvéniles consomment des chabots, qui eux se nourrissent abondamment de *Diporeia*.

Ce sous-indicateur est directement lié aux autres sous-indicateurs de la catégorie Réseau trophique.

On note aussi des liens entre le rétablissement des populations de touladis dans les Grands Lacs et la lamproie marine, les poissons-proies et les espèces non indigènes. L'ensemencement en touladis et la constitution de stocks de reproducteurs seraient impossibles sans des efforts soutenus de lutte contre la lamproie marine ainsi qu'une réglementation des pêches. Bien que les effectifs du gaspareau aient diminué, cette espèce non indigène a encore une incidence sur le recrutement des touladis sauvages puisqu'elle se nourrit des alevins. Le gaspareau, qui est une proie du touladi, contient aussi des teneurs élevées en thiaminase qui, croit-on, réduisent la viabilité des œufs et la survie des alevins. L'absence de corégonidés indigènes pélagiques et benthopélagiques (corégones), dont la perte est due à la surpêche, à la dégradation de l'habitat et aux espèces exotiques envahissantes, nuit aussi au rétablissement du touladi. En effet, ces espèces disparues amenaient la production benthique et pélagique du large vers le milieu littoral et le touladi, dont elles étaient les proies. Les changements climatiques devraient étendre l'habitat thermique des poissons dans la colonne d'eau, avec une stratification thermique élargie et une couverture de glace réduite (Collingsworth et al., 2017). Les effets sur le touladi, qui vit dans un habitat froid, est benthopélagique du point de vue de son comportement alimentaire et s'est révélé plus tolérant à la chaleur qu'on ne le pensait auparavant (Sellers et al., 1998), sont incertains. Cependant, l'absence d'une couverture de glace persistante pendant la période d'incubation des œufs fera en sorte d'augmenter le nombre de frayères dans les eaux littorales peu profondes qui ne conviendront pas à la reproduction naturelle.

Savoir écologique traditionnel, science participative et autres ensembles de connaissances

Absents pour le moment, mais on tente actuellement de les évaluer, plus particulièrement en Ontario.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou on ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source de données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données employées dans l'évaluation sont ouvertes et libres d'accès	Non			

Limites des données

Le présent sous-indicateur est le plus utile pour évaluer la santé de l'écosystème dans les portions oligotrophes extracôtières du lac Supérieur, où les espèces indigènes de tous les niveaux trophiques sont les plus abondantes de la communauté de poissons. Comme le sous-indicateur ne concerne qu'une seule espèce, il ne permet pas d'évaluer de façon fiable la santé de l'écosystème dans les autres portions du lac ou dans les autres Grands Lacs. De plus, comme la surpêche et la prédation par la lamproie marine réduisent facilement l'abondance du touladi, il est essentiel d'imposer des limites de récolte qui favorisent une utilisation durable et de mettre en œuvre de meilleures mesures de lutte contre la lamproie marine si le touladi doit être utilisé comme indicateur de la santé des écosystèmes. Les évaluations annuelles des stocks par divers organismes dans les eaux états-uniennes sont indépendantes des pêches et mesurent les changements de l'abondance relative, la taille et la structure par âge, la survie et l'étendue de la reproduction naturelle, mais ne fournissent pas d'indices directs sur les objectifs de rendement. Les activités d'évaluation dans les eaux canadiennes ne sont pas aussi complètes sur le plan spatial et temporel ou sont fondées sur l'échantillonnage des prises des pêches commerciales, qui pourraient être moins fiables que les évaluations en eaux américaines. À eux seuls, les objectifs de rendement peuvent être inadéquats pour évaluer la santé de l'écosystème, car ils peuvent varier considérablement selon les quotas imposés, les préférences des groupes d'utilisateurs, la structure de la communauté et la productivité du système.

Information supplémentaire

L'autosuffisance des populations de touladis est mesurée dans le cadre de programmes d'évaluation panlacustre menés annuellement dans chaque lac. La prédominance historique du touladi dans les eaux oligotrophes de tous les Grands Lacs fournit une bonne base pour l'évaluation de la santé de l'écosystème à l'échelle d'un bassin. Le maintien ou le rétablissement des niveaux historiques de l'abondance relative, de la biomasse ou de la production de populations de touladis autosuffisantes dans toute leur aire de répartition indigène du bassin des Grands Lacs contribuera à assurer la prédominance de l'espèce dans l'écosystème ainsi que le maintien d'une communauté aquatique souhaitable et équilibrée dans les milieux d'eaux froides oligotrophes.

La communauté ichtyologique oligotrophe est associée aux eaux froides, claires et moins productives du large. On trouve des communautés oligotrophes, de même que des communautés mésotrophes et eutrophes, à des degrés divers dans les cinq Grands Lacs, dont le lac Supérieur et, depuis plus récemment, dans la plus grande partie des lacs Huron et Michigan, dont l'habitat oligotrophe est prédominant.

Le touladi est le principal prédateur indigène dans les eaux profondes extracôtières de tous les Grands Lacs. Il a été choisi comme indicateur parce qu'il joue un rôle vital dans les communautés ichtyologiques d'origine dans les différents habitats, qu'il a de la valeur pour l'écosystème et les pêches, et qu'il est l'espèce cible des activités de gestion des pêches et de rétablissement. Le touladi subit tous les autres effets environnementaux découlant de l'impact d'activités humaines dans les Grands Lacs, dont la perte d'habitat et la pollution causée par les nutriments et les substances toxiques. Bien que les activités de rétablissement, comme l'ensemencement, puissent compliquer l'interprétation de l'état des espèces indigènes, la réussite des mesures touchant cette espèce indique que les buts de l'AQEGL sont en voie d'être atteints.

Les rapports devraient être produits tous les cinq ans, ce qui convient mieux étant donné la fréquence des changements réels de l'état des populations d'une espèce de grande longévité. Des systèmes de surveillance sont en place, mais, dans la plupart des lacs, il n'existe pas de lien direct entre les mesures et les objectifs déclarés en matière de prises. Les objectifs en matière de population visant le touladi doivent être redéfinis sous forme de valeurs de référence dans les unités mesurées par les activités de surveillance, car ils sont pertinents du point de vue des

caractéristiques démographiques nécessaires au rétablissement et sont intégrés aux guides et aux plans de rétablissement. Les séries chronologiques présentées sont fondées sur des objectifs en matière de population importants, qui peuvent être mesurés à l'aide des activités d'évaluation en cours.

Les objectifs pour les lacs Supérieur et Huron sont la récolte basée sur les rendements historiques ou les états de récolte souhaités. Ils sont dissociés des états de population « cibles » (CPUE, composition par âge) et des données de relevés indépendants des pêches ou des résultats de modèles démographiques qui permettent de mieux suivre les progrès du rétablissement vers les objectifs souhaités. Ce manque de rétroaction rend les évaluations difficiles. Les niveaux de récolte seuls sont dictés par divers facteurs qui ne sont pas nécessairement liés à l'abondance ou à la tendance de la population.

Remerciements

Auteurs

Charles R. Bronte, S. Dale Hanson, U.S. Fish and Wildlife Service, New Franken (Wisconsin).
Chris Davis, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, Owen Sound (Ontario).
Ji X. He, Michigan Department of Natural Resources, Alpena (Michigan).
Jeremy Holden, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, Glenora (Ontario).
Brian F. Lantry, U.S. Geological Survey, Oswego (New York).
James L. Markham, New York Department of Environmental Conservation, Dunkirk (New York).
Shawn P. Sitar, Michigan Department of Natural Resources, Marquette (Michigan).

Sources d'information

Berst, A.H. et G.R. Spangler. 1972. Lake Huron: effects of exploitation, introductions, and eutrophication on the salmonid community. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 29:877-887.

Bronte, C.R., M.P. Ebener, D.R. Schreiner, D.S. DeVault, M.M. Petzold, D.A. Jensen, C. Richards et S.J. Lozano. 2003. Fish community change in Lake Superior, 1970–2000. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 60:1552–1574.

Bronte, C.R., J. Jonas, M.E. Holey, R.L. Eshenroder, M.L. Toneys, P. McKee, B. Breidert, R.M. Claramunt, M.P. Ebener, C.C. Krueger, G. Wright, R. et Hess, 2003. Possible impediments to lake trout restoration in Lake Michigan. Lake Trout Task Group, Report to the Lake Michigan Committee, Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, Michigan.

Bronte, C.R., M.E. Holey C.P. Madenjian, J.L. Jonas, R.M. Claramunt, P.C. McKee, M.L. Toneys, M.P. Ebener, B. Breidert, G.W. Fleischer, R. Hess, A.W. Martell Jr. et E.J. Olsen, 2007. Relative abundance, site fidelity, and survival of adult lake trout in Lake Michigan from 1999-2001: implications for future restoration strategies. North American Journal of Fisheries Management 27:137–155.

Bronte, C.R., C.C. Krueger, M.E. Holey, M.L. Toneys, R.L. Eshenroder et J.L Jonas,. 2008. A guide for the rehabilitation of lake trout in Lake Michigan. Great Lakes Fishery Commission, Misc. Publ. 2008-01, Ann Arbor, Michigan.

Bronte, C.R. et S.P. Sitar. 2008. Harvest and relative abundance of siscowet lake trout in Michigan waters of Lake Superior, 1929-61. Transactions of the American Fisheries Society 137: 916-926.

Christie, W.J. 1972. Lake Ontario: effects of exploitation, introductions, and eutrophication on the salmonid community. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 29:913-929.

Collingsworth, P.D., Bunnell, D.B., Murray, M.W., Kao, Y.C., Feiner, Z.S., Claramunt, R.M., Lofgren, B.M., Höök, T.O. et Ludsin, S.A., 2017. Climate change as a long-term stressor for the fisheries of the Laurentian Great Lakes of North America. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, *27*(2), p. 363-391.

Cornelius, F.C., K.M. Muth et R. Kenyon. 1995. Lake trout rehabilitation in Lake Erie: a case history. Journal of Great Lakes Research 21 (Supplement 1): 65-82.

Dexter, Jr., Eggold, B.T., Gorenflo, T.K., Horns, W.H., Robillard, S.R., et S.T. Shipman. 2011. A Fisheries Management Implementation Strategy for the Rehabilitation of Lake Trout in Lake Michigan. Lake Michigan Committee Report, Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Dietrich, J.P., B.J. Morrison et J.A. Hoyle. 2006. Alternative ecological pathways in the eastern Lake Ontario food web: round goby in the diet of lake trout. Journal of Great Lakes Research 32: 395-400.

DesJardine, R.L., T.K. Gorenflo, R.N. Payne et J.D. Schrouder. 1995. Fish-community objectives for Lake Huron. Great Lakes Fishery Commission. Special Publication 95-01.

Ebener, M. P. 1998. A lake trout rehabilitation guide for Lake Huron. Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, Michigan.

Ebener, M.P., S.P. Sitar, W.P. Mattes, T.R. Hrabik et M.T. Mata. 2010. Offshore fish community: siscowet. Pages 97-100 *in* O.T. Gorman, M.P. Ebener, and M.R. Vinson, editors. The state of Lake Superior in 2005. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 10-01. Ann Arbor, Michigan.

Einhouse, D.W., M.T. Bur, F. C. Cornelius, R. Kenyon, C.P. Madenjian, P.S. Rand, K. L. Sztramko et L.D. Witzel. 1999. Consumption of rainbow smelt by walleye and salmonine fishes in eastern Lake Erie. *In* M. Munawar, T. Edsall et I. F. Munawar, editors, State of Lake Erie: past, present, and future. Ecovision World Monograph Series. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. pp. 291-303.

Elrod, J.H., R. O'Gorman, C.P. Schneider, T.H. Eckert, T. Schaner, J.N. Bowlby et L.P. Schleen. 1995. Lake trout rehabilitation in Lake Ontario. Journal of Great Lakes Research 21(1):83-107.

Eshenroder, R.L., M.E. Holey, T.K. Gorenflo et R.D. Clark, 1999. Fish-community objectives for Lake Michigan Great Lakes Fishery Commission Spec. Pub. 95-3. 56 p.

Eshenroder, R.L., R.N. Payne, J.E. Johnson, C. Bowen II et M.P. Ebener. 1995. Lake Trout Rehabilitation in Lake Huron. Journal of Great Lakes Research 21 (Supplement 1): 108-127.

Fitzsimons, J., B. Lantry et R. O'Gorman. 2003. A review of lake trout (*Salvelinus namaycush*) restoration in Lake Ontario from an early life history perspective. Pages 493-516 *in* M. Munawar, editor, State of Lake Ontario (SOLO)—past, present, and future. Ecovision World Monograph Series, Goodword Books, New Delhi.

Fitzsimons, J. D., S. Brown, L. Brown, D. Honeyfield, J. He, et J. E. Johnson. 2010. Increase in lake trout reproduction in Lake Huron following the collapse of alewife: relief from thiamine deficiency or larval predation? *Aquatic Ecosystem Health and Management* 13(1):73–84.

Francis, J., T. Hartman, K. Kuhn, B. Locke, et J. Robinson. 2020. Fish-community objectives for Lake Erie. Special Publication 2020-01, Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Furgal, S.L., B.F. Lantry, B.C. Weidel, J.M. Farrell, D. Gorsky, et Z. Biesinger. 2019. Lake trout spawning and habitat assessment at Stony Island Reef. Section 5, *in* Rapport annuel 2018 de la NYSDEC, unité du lac Ontario et unité du fleuve Saint-Laurent du Bureau of Fisheries, présenté au comité du lac Ontario de la Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Hansen, M.J., J.W. Peck, R.G. Schorfhaar, J.H. Selgeby, D.R. Schreiner, S.T. Schram, B.L. Swanson, W.R. MacCallum, M.K. Burnham-Curtis, G.L. Curtis, J.W. Heinrich et R.J. Young. 1995. Lake trout (*Salvelinus namaycush*) populations in Lake Superior and their restoration in 1959-1993. *Journal of Great Lakes Research* 21 (Supplement 1):152-175

Hansen, Michael J., ed. A lake trout restoration plan for Lake Superior. Great Lakes Fishery Commission, 1996.

Happel, A., J. L. Jonas, P. R. McKenna, J. Rinchard, J. X. He, et S. J. Czesny. 2018. Spatial variability of lake trout diets in Lakes Huron and Michigan revealed by stomach content and fatty acid profiles. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 75(1):95-105.

Hartman, W.L. 1972. Lake Erie: effects of exploitation, environmental changes, and new species on the fishery resources. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 29:899-912.

He J. X. 2019. Regions and Sub-regions of Lake Trout in the Main Basin of Lake Huron. Journal of Aquatic Research and Marine Sciences 2019: 97-105.

He, J.X et J.R. Bence. 2007. Modeling annual growth variation using a hierarchical Bayesian approach and the von Bertalanffy growth function, with application to lake trout in southern Lake Huron. Transactions of the American Fisheries Society 136: 318-330.

He, J. X., J.R., Bence, J.E. Johnson, D. Clapp et M.P. Ebener. 2008. Modeling variation in mass-length relations and condition indices of lake trout and Chinook salmon in Lake Huron: a hierarchical Bayesian approach. Transactions of the American Fisheries Society 137: 801-817.

He, J.X., M.P. Ebener, S.C. Riley, A. Cottrill, A. Kowalski, S. Koproski, L. Mohr et J. E. Johnson. 2012. Sea lamprey wounds, juvenile survival, adult abundance, and natural recruitment — Lake trout in the main basin of Lake Huron, 1973-2010. North American Journal of Fisheries Management: 32:402-412.

He, J.X., M.P. Ebener, S.C. Riley, A. Cottrill et S. Koproski. 2013. Status of Lake Trout. In The state of Lake Huron in 2010. Edited by S.C. Riley. Great Lakes Fisheries Commission Spec. Pub. 13-01, pp. 36-42.

He, J. X., J. R. Bence, C. P. Madenjian, S. A. Pothoven, N. E. Dobiesz, D. G. Fielder, J. E. Johnson, M. P. Ebener, A. R. Cottrill, L. C. Mohr, et S. R. Koproski. 2015. Coupling age-structured stock assessment and fish bioenergetics models: a system of time-varying models for quantifying piscivory patterns during the rapid trophic shift in the main basin of Lake Huron. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72(1):7-23.

He, J. X., J. R. Bence, E. F. Roseman, D. G. Fielder, et M. P. Ebener. 2016. Using time-varying asymptotic length and body condition of top piscivores to indicate ecosystem regime shift in the main basin of Lake Huron: a Bayesian hierarchical modeling approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73(7):1092–1103.

He, J. X., J. R. Bence, C. P. Madenjian, et R. Claramunt. 2020. Dynamics of lake trout production in the main basin of Lake Huron. *ICES Journal of Marine Science* 77(3):975-987.

Holey, M.E., R.W. Rybicki, G.W. Eck, E.H. Brown, Jr., J.E. Marsden, D.S. Lavis, M.L. Toneys, T.N. Trudeau et R.M. Horrall, 1995. Progress toward lake trout restoration in Lake Michigan. Journal of Great Lakes Research 21 (Supplement 1): 128-151.

Horns, W.H., C.R. Bronte, T.R. Busiahn, M.P. Ebener, R.L. Eshenroder, T. Gorenflo, N. Kmiecik, W. Mattes, J.W. Peck, M. Petzold et D.R. Schreiner. 2003. Fish-community objectives for Lake Superior. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 03-01.

Janssen, J., D.J. Jude, T.A. Edsall, R.W. Paddock, N. Wattrus, M. Toneys et P. McKee. 2006. Evidence of lake trout reproduction at Lake Michigan's mid-lake reef complex. Journal of Great Lakes Research 32(4): 749-763.

Johnson, J. E., J. X. He, et D. G. Fielder. 2015. Rehabilitation stocking of walleyes and lake trout: restoration of reproducing stocks in Michigan waters of Lake Huron. *North American Journal of Aquaculture* 77(3):396-408.

Lake Michigan Lake Trout Working Group. 2018. 2017 Lake Michigan Lake Trout Working Group Report. Lake Michigan Committee. March 2018.

Lake Trout Task Group. 1985. A strategic plan for the rehabilitation of lake trout in eastern Lake Erie. Report to the Great Lakes Fishery Commission, Lake Erie Committee, Ann Arbor, Michigan, USA.

Lantry, B.F., R. O'Gorman, M.G. Walsh, J.M. Casselman, J.A. Hoyle, M.J. Keir et J.R. Lantry. 2007. Reappearance of deepwater sculpin in Lake Ontario: resurgence or last gasp of a doomed population. Journal of Great Lakes Research 33(Suppl. 1):34-35.

Lantry, B.F., T. Schaner, J. Fitzsimons, J.A. Hoyle, R. O'Gorman, R. Owens et P. Sullivan. 2003. The offshore benthic fish community. Pages 59-73 in B. J. Morrison and S. R. LaPan, editors, The state of Lake Ontario in 2003. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 07-01, Ann Arbor, Michigan.

Lantry, B.F., J.R. Lantry et M.J. Connerton. 2018. Lake trout rehabilitation in Lake Ontario, 2017. Section 5 *in* Rapport annuel de la NYDEC présenté au comité du lac Ontario de la Commission des pêcheries des Grands Lacs, mars 2018.

Lantry, B.F., S.L Furgal, B.C. Weidel, M.J. Connerton, D. Gorsky, et C.A. Osborne. 2020. Lake trout rehabilitation in Lake Ontario, 2019. Section 5, *in* Rapport annuel 2019 de la NYSDEC, unité du lac Ontario et unité du fleuve Saint-Laurent du Bureau of Fisheries, présenté au comité du lac Ontario de la Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Lantry, J., Schaner, T., et Copeland T. 2014. A management strategy for the restoration of lake trout in Lake Ontario. 2014 Update. Disponible en ligne à : http://www.glfc.org/lakecom/loc/lochome.php.

Lenart, S. J., C. Davis, J. X., He, A. Cottrill, S. C. Riley, S. R. Koproski, et P. Ripple. 2020. Status of Lake Trout in Lake Huron in 2018. *In* The state of Lake Huron in 2018. Edited by S. C. Riley and M.P. Ebener. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 2020-01, p. 77-91.

Lawrie, A.H. et J.F. Rahrer. 1972. Lake Superior: effects of exploitation and introduction on the salmonid community. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 29:765-776.

Markham, J.L., A. Cook, T. MacDougall, L. Witzel, K. Kayle, M. Murray, M. Fodale, B. Trometer, F. Neave, J. Fitzsimons, J. Francis et M. Stapanian, 2008. A strategic plan for the rehabilitation of lake trout in Lake Erie, 2008-2020. Great Lakes Fishery Commission Misc. Publ. 2008-02.

Moody, E.K., B.C. Weidel, T.D. Ahrenstorff, W.P. Mattes et J.F. Kitchell. 2010. Evaluating the growth potential of sea lampreys (*Petromyzon marinus*) feeding on siscowet lake trout (*Salvelinus namaycush*) in Lake Superior. Journal of Great Lakes Research 37: 343-348.

Nawrocki, B.M, B.W. Metcalfe, J.P. Holden, B.F. Lantry et T.B. Johnson. 2020. Spatial and temporal variability in lake trout diets in Lake Ontario as revealed by stomach contents and stable isotopes. *Journal of Great Lake Research*. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.08.004

OMNR. 1996. Lake Trout rehabilitation plan for Lake Huron (Canadian jurisdiction). Ontario Ministry of Natural Resources, Lake Huron Management Unit, Report 02-96.

Pratt T. C., O. T. Gorman, W. P. Mattes, J. T. Myers, H. R. Quinlan, D. R. Schreiner, M. J. Seider, S. P. Sitar, D. L. Yule et P. M. Yurista. 2016. The State of Lake Superior in 2011. Great Lakes Fishery Commission, Special Publi-cation 16-01, Ann Arbor, Michigan.

Richards, J.M., M.J. Hansen, C.R. Bronte et S.P. Sitar. 2004. Recruitment dynamics of the 1971-1991 year classes of

lake trout in Michigan waters of Lake Superior. North American Journal of Fisheries Management 24: 475-489.

Riley, S.C., E.F. Roseman, S.J. Nichols, T.P. O'Brien, C.S. Kiley et J.S. Schaeffer. 2008. Deepwater demesal fish community collapse in Lake Huron. Transactions of the American Fisheries Society 137: 1879-1890.

Riley, S.C., J.X. He, J.E. Johnson, T.P. O'Brien et J.S. Schaeffer. 2007. Evidence of widespread natural reproduction by lake trout *Salvelinus namaycush* in the Michigan waters of Lake Huron. Journal of Great Lakes Research 33: 917-921.

Rush, S.A., G. Paterson, T.B. Johnson, K.G. Drouillard, G.D. Haffner, C.E. Hebert, M.T. Arts, D.J. McGoldrick, S.M. Backus, B.F. Lantry, J.R. Lantry, T. Schaner, A.T. Fisk, 2012. Long-term impacts of invasive species on a native top predator in a large lake system. Freshwater Biology 57: 2342–2355. doi:10.1111/fwb.12014.

Ryan, P. A., R. Knight, R. MacGregor, G. Towns, R. Hoopes et W. Culligan. "Fish-community goals and objectives for Lake Erie." Special Publication, Great Lakes Fishery Commission 3 (2003): 56.

Schneider, C.P., T. Schaner, S. Orsatti, S. Lary et D. Busch. 1997. A Management strategy for Lake Ontario lake trout. Report to the Lake Ontario Committee, Great Lakes Fishery Commission.

Sellers, T.J., Parker, B.R., Schindler, D.W. et Tonn, W.M. 1998. Pelagic distribution of lake trout (Salvelinus namaycush) in small Canadian Shield lakes with respect to temperature, dissolved oxygen, and light. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 55(1):170–179.

Sitar, S.P., S.C. Chong, M.P. Ebener, T.N. Halpern, W.P. Mattes, M.J. Seider et M.J. Symbal. 2010. Nearshore fish community: lake trout. Pages 49-57 in O.T. Gorman, M.P. Ebener, and M.R. Vinson, editors. The state of Lake Superior in 2005. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 10-01. Ann Arbor, Michigan.

Stewart, T.J., R.E. Lange, S.D. Orsatti, C.P. Schneider, A. Mathers, and M.E. Daniels. Fish community objectives for Lake Ontario. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 99-01.

Stewart, Thomas J., R. E. Lange, S. D. Orsatti, C. P. Schneider, A. Mathers et M. E. Daniels. Fish community objectives for Lake Ontario. Ann Arbor 1001, no. 48105 (1999): 28.

Sullivan, W.P., G.C. Christie, F.C. Cornelius, M.F. Fodale, D.A. Johnson, J.F. Koonce, G.L. Larson, R. B. McDonald, K.M. Mullett, C.K. Murray et P.A. Ryan. 2003. The sea lamprey in Lake Erie: a case history. *Journal of Great Lakes Research* 29 (Supplement 1):615-636.

Walsh, M.G. et M.J. Connerton. 2015. Status of alewife in the U.S. waters of Lake Ontario, 2014. In NYDEC Annual Report to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee, March, 2011.

Weidel, B.C., M.G. Walsh et M.J. Connerton. 2015. Section 12 *In* Status of sculpins and round goby in the U.S. waters of Lake Ontario, 2014. Section 12 *In* NYDEC Annual Report to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee, March, 2011.

Weidel, B. C., O'Malley, B. P., Connerton, M. J., Holden, J.P., et C.A. Osborne. 2020. Bottom trawl assessment of Lake Ontario prey fishes, *in* Rapport annuel 2019 de la NYSDEC, unité du lac Ontario et unité du fleuve Saint-Laurent du Bureau of Fisheries, présenté au comité du lac Ontario de la Commission des pêcheries des Grands Lacs., Section 12, p. 1-25, http://www.dec.ny.gov/outdoor/27068.html, [consulté le 1er juin 2020].

Wells, L. et A.L. McLain. Lake Michigan: effects of exploitation, introductions, and eutrophication on the salmonid community. *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada* 29:889-898.

Wilberg, M.J., M.J. Hansen et C.R. Bronte. 2003. Historic and modern abundance of wild lean lake trout in Michigan waters of Lake Superior: implications for restoration goals. *North American Journal of Fisheries Management* 23:100–108.

Liste des figures

Figure 1. Abondance relative des touladis introduits par ensemencement (et des poissons sauvages, s'il y a lieu) dans les Grands Lacs de 1975 à 2020. En raison de la pandémie de COVID-19, un grand nombre de relevés n'ont pu être réalisés en 2020. Les mesures et le cadre temporels dont il est fait état varient d'un lac à l'autre, comme le montrent les échelles verticales et horizontales, et les comparaisons entre les lacs peuvent être trompeuses. Les tendances globales au fil du temps donnent de l'information sur l'abondance relative pour la totalité ou une partie de la population. Aucune cible n'a été précisée pour les lacs Supérieur et Huron.

Source : Les données proviennent des évaluations biologiques effectuées en collaboration par des organismes étatiques, fédéraux, tribaux et provinciaux, et sont en bonne partie tirées de rapports à comité de lecture ou non qui ont été présentés à la Commission des pêcheries des Grands Lacs, aux comités des lacs, au département de la Conservation de l'environnement de l'État de New York, au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, ainsi qu'au Fish and Wildlife Service et au Geological Survey des États-Unis.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

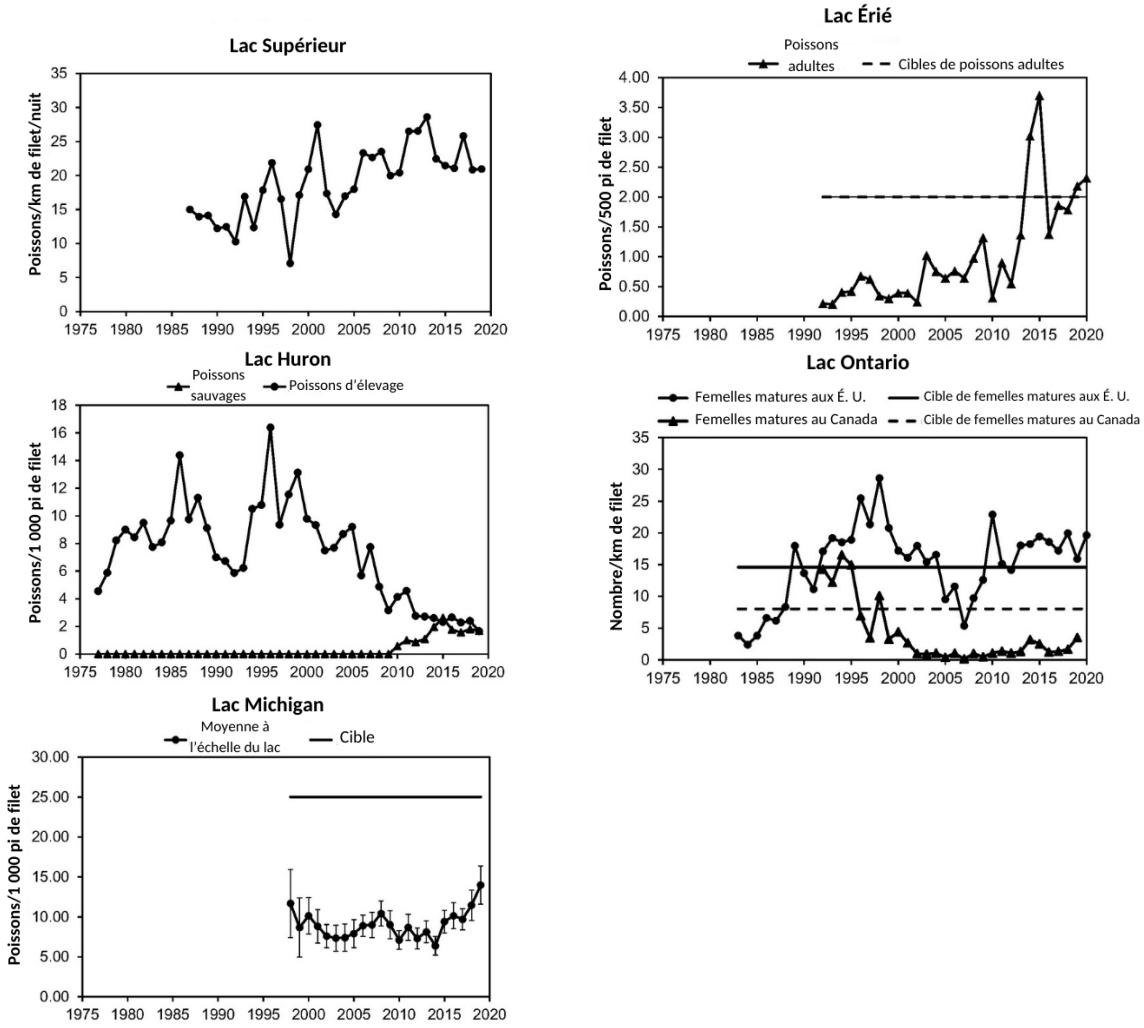


Figure 1. Abondance relative des touladis introduits par ensemencement (et des poissons sauvages, s'il y a lieu) dans les Grands Lacs de 1975 à 2020. En raison de la pandémie de COVID-19, un grand nombre de relevés n'ont pu être réalisés en 2020. Les mesures et le cadre temporel dont il est fait état varient d'un lac à l'autre, comme le montrent les échelles verticales et horizontales, et les comparaisons entre les lacs peuvent être trompeuses. Les tendances globales au fil du temps donnent de l'information sur l'abondance relative pour la totalité ou une partie de la population. Aucune cible n'a été précisée pour les lacs Supérieur et Huron. Source : Les données proviennent des évaluations biologiques effectuées en collaboration par des organismes étatiques, fédéraux, tribaux et provinciaux, et sont en bonne partie tirées de rapports, à comité de lecture ou non, qui ont été présentés à la Commission des pêcheries des Grands Lacs, aux comités des lacs, au département de la Conservation de l'environnement de l'État de New York, au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, ainsi qu'au Fish and Wildlife Service et au Geological Survey des États-Unis.

Sous-indicateur : Doré jaune

Évaluation globale

Situation : Bon

Tendances

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1975-2020) : Inchangée

Justification : Les populations de doré jaune des Grands Lacs sont encore assez variables, mais leur situation était le plus souvent bonne. Dans plusieurs secteurs des Grands Lacs, notamment la baie Black du lac Supérieur, le sud du bassin principal du lac Huron, y compris la baie Saginaw, le lac Érié, la baie Green, au Wisconsin, et la baie de Quinte du lac Ontario, les populations de dorés jaunes demeurent stables ou augmentent grâce à la reproduction naturelle. Par contre, dans d'autres secteurs, comme le chenal du Nord et la baie Georgienne du lac Huron, la situation du doré jaune s'est peu ou pas améliorée en raison des taux d'exploitation élevés et du recrutement irrégulier.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Situation : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1980-2020) : S'améliore

Justification : Les activités d'évaluation des populations de dorés jaunes se sont intensifiées dans certaines parties du lac Supérieur durant la période de déclaration, mais des lacunes subsistent en matière de données. Les relevés indicateurs réalisés dans des secteurs pertinents sur le plan historique, comme la baie Black, la baie et la rivière Nipigon (Ontario) et la rivière St. Louis (Minnesota/Wisconsin), montrent que les populations de dorés jaunes se reproduisent naturellement et qu'elles sont généralement demeurées stables ou ont augmenté au cours de la série chronologique étudiée. On a notamment observé une augmentation de l'abondance relative (baie Black), un recrutement constant et un taux de mortalité relativement faible (baie Black, baie Nipigon et baie Chequamegon). Des efforts ont été déployés à l'échelle du lac pour résoudre les préoccupations liées à la gestion des populations de dorés jaunes, notamment des activités d'ensemencement dans les eaux du Wisconsin, l'imposition de limites de récolte pour la pêche commerciale et récréative et l'amélioration de l'habitat près des rives et de l'habitat de fraie dans les affluents.

Lac Michigan

Situation : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1985-2019) : Inchangée (Les données de 2020 ne sont pas disponibles pour toutes les administrations en raison du manque de personnel.)

Justification : Les populations de dorés jaunes sont très variables dans le lac Michigan, comme le montrent les données sur leur récolte dans la baie Green, où plus de 95 % de la récolte de l'espèce dans le lac Michigan est faite. La récolte estimée de dorés jaunes par les pêcheurs à la ligne dans la partie de la baie Green située au Wisconsin de 2010 à 2019 était supérieure aux niveaux des années 1990 et 2000, alors que la récolte à la ligne dans la partie de la baie Green située au Michigan de 2010 à 2019 était considérablement moins élevée que les niveaux des années 1990 et 2000. Le recrutement du doré jaune est entièrement attribuable à la reproduction naturelle dans le sud de la baie Green, alors qu'il comprend des individus sauvages et des individus issus d'écloseries dans le nord de la baie Green. La pêche au doré jaune dans le bassin principal du lac Michigan est relativement petite, et les individus issus de la reproduction naturelle y contribuent peu.

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)

Situation : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1971-2020) : Inchangée

Justification : Les eaux du lac Huron situées au Michigan restent dominées par le stock de dorés jaunes de la baie Saginaw, qui compte 5,68 millions d'individus d'âge 2+ (au printemps de 2020). Au moins 37 % de ce stock migre généralement dans le bassin principal du lac pendant les mois d'eau libre, ce qui contribue beaucoup aux pêches côtières, y compris probablement à la pêche dans la partie ontarienne du bassin principal du lac. On prévoit une baisse du recrutement en 2021 et peut-être dans les années suivantes en raison de la forte densité actuelle du stock. Les effectifs du stock de dorés jaunes de la baie Saginaw restent au niveau ciblé pour le rétablissement. Une nouveau plan de gestion de la pêche récréative dans la baie Saginaw est en cours d'élaboration, et une nouvelle loi commerciale susceptible de toucher le doré jaune est à l'étude. Dans les eaux ontariennes, la dynamique de la population de dorés jaunes varie selon le bassin : le bassin principal abrite surtout des individus de passage provenant de la baie Saginaw et de l'ouest du lac Érié, tandis que le chenal du Nord et la baie Georgienne abritent des stocks locaux associés aux affluents. Les prises et les taux de prise de la pêche commerciale dans le sud du bassin principal sont stables depuis 10 ans, les taux de prises sont toutefois variables, et les taux de mortalité relativement élevés. Dans le chenal du Nord, les prises commerciales restent relativement faibles mais stables, les taux de capture sont légèrement à la hausse mais variables, et la plupart des stocks subissent une forte mortalité dans les pêches commerciales et récréatives. Dans la baie Georgienne, les prises et taux de prise commerciaux restent faibles, sans changement à long terme, et les stocks subissent une forte mortalité dans les pêches commerciales et récréatives. Un récent rapport technique sur l'état des stocks de doré jaune dans les eaux ontariennes contribuera à l'élaboration en cours d'un plan de gestion de l'espèce dans la partie ontarienne du lac Huron.

Lac Érié (y compris l'écosystème du lac Sainte-Claire et de la rivière Détroit)

Situation : Bon

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1975-2020) : Inchangée

Justification : Durant la série chronologique de plus de 40 ans, les estimations de l'abondance du doré jaune dans le lac Érié ont beaucoup fluctué autour de la moyenne de 53,1 millions d'individus, sans qu'on puisse dégager de tendance significative à l'amélioration ou à la détérioration à long terme (WTG, 2018). Depuis 10 ans, le nombre estimé de dorés jaunes dans le lac Érié a presque triplé, passant de 33,5 millions en 2011 à 95,5 millions en 2020.

Trois fortes classes d'âge de dorés jaunes sont à l'origine de cette hausse : la forte classe d'âge de 2015 a été suivie de niveaux records de reproduction en 2018 et 2019. Au cours de la décennie, les pêches au doré jaune étaient principalement soutenues par la cohorte de 2015 et, dans une moindre mesure, par celles de 2010 et 2014. Les cohortes de 2018 et 2019 devraient continuer de favoriser l'abondance du doré jaune dans le lac Érié et de soutenir des pêches commerciales et récréatives durables pour les années à venir.

Lac Ontario

Situation : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1992-2019) : Indéterminée

Justification : À la suite de la diminution de l'abondance des dorés jaunes juvéniles et adultes enregistrée dans les années 1990, associée à la réduction de la production de jeunes de l'année au milieu des années 1990, la population de dorés jaunes s'est stabilisée dans la baie de Quinte, en Ontario, et dans les eaux de l'est du lac Ontario situées dans l'État de New York. Les cibles de performance établies pour le doré jaune, mentionnées dans le plan de gestion des pêches de la baie de Quinte (2010) et basées sur la période postérieure à l'arrivée des Dreissenidés, sont en voie d'être atteintes ou dépassées. Les récents taux de recrutement de jeunes de l'année devraient assurer le maintien ou l'augmentation de la population pendant plusieurs années.

Définitions des situations évaluées

Le doré jaune est une espèce de grande valeur qui est en général fortement exploitée dans le cadre des pêches récréatives et commerciales (lorsqu'elles sont autorisées). Les valeurs de rendement ou de récolte de référence établies pour les populations autosuffisantes sont présumées être proportionnelles à la production annuelle. En conséquence, les valeurs de rendement ou de récolte de référence établies pour ces populations peuvent être utilisées au lieu de valeurs de production de référence. La situation indiquée est comparée à la période de déclaration de trois ans qui précède, mais il est recommandé d'utiliser une période plus longue qui permettrait de dégager des tendances plus exactes des récoltes au fil du temps.

Bon : Atteint ou dépasse les cibles de récolte durant toutes les années de déclaration (les plus récentes).

Passable : Atteint la cible de récolte durant un an et atteint presque 50 % des cibles pour toutes les années.

Médiocre : N'atteint pas 50 % des cibles de récolte durant toutes les années de déclaration.

Indéterminé : Les données sont inexistantes ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème, ou la cible de récolte n'est pas définie.

Définitions des tendances évaluées

S'améliore : Les estimations des populations de dorés jaunes ont augmenté; les taux de récolte sont en hausse, et le taux de reproduction naturelle a généralement été supérieur à la moyenne durant la période 2011-2020. Les tendances en matière de survie sont positives, et les éclosions ou les occurrences de maladie sont peu fréquentes. À cet égard, les maladies sont souvent liées à la densité : il est donc important de savoir que la grande taille d'une population, qui traduit une situation considérée comme bonne, favorise également la transmission des maladies. Les

taux de croissance s'approchent des moyennes historiques. Un effet de compensation lié à la densité peut toutefois se produire.

Inchangée : Les populations de dorés jaunes n'ont connu aucune augmentation ou diminution notable; les tendances concernant les pêches et les taux de prise demeurent mixtes; la reproduction naturelle n'est pas soutenue sur une base annuelle pour la période 2011-2020. Des changements ont été notés à l'occasion concernant les taux de croissance, de maturité et de fécondité, et/ou des éclosions ou des occurrences de maladie sont observées, mais leur nombre n'est pas excessif.

Se détériore : Les populations de dorés jaunes ont baissé sous les niveaux cibles établis pour le lac ou le plan d'eau; les taux de reproduction, de survie et/ou de croissance ont été nettement inférieurs durant la période 2007-2017; une tendance à la baisse des pêches et des taux de prise est manifeste pour la période 2011-2020. Les taux de maladie ou les concentrations de contaminants pourraient avoir augmenté au cours des dernières années.

Indéterminée : Les paramètres n'indiquent pas de tendance générale claire, ou aucune donnée n'est disponible pour l'établissement d'une tendance.

Objectifs ou cibles

Il faudrait adopter des mesures quantitatives appropriées de l'abondance relative, de la récolte, de la diversité ou de la biomasse comme valeurs de référence pour l'établissement de populations de dorés jaunes autosuffisantes dans chaque lac. La ou les cibles du sous-indicateur pour les poissons-proies peuvent être fondées sur les valeurs précisées dans les buts et les objectifs établis pour les communautés de poissons par la Commission des pêcheries des Grands Lacs, et/ou sur les valeurs souhaitées découlant de l'analyse de l'étendue et de la distribution des mesures mentionnées ci-dessus par rapport aux conditions de l'écosystème. De plus, les lacs Érié et Supérieur sont respectivement visés par un plan de gestion et un plan de restauration portant sur le doré jaune, et ces plans pourraient également permettre l'établissement de cibles.

Lac Supérieur : Maintenir, améliorer et rétablir des populations autosuffisantes de dorés jaunes et leur habitat dans l'aire de répartition historique de l'espèce (buts et objectifs établis pour les communautés de poissons, 2003).

La communauté de poissons du lac Supérieur sera gérée dans le but de maintenir, d'améliorer et de restaurer l'habitat de populations autosuffisantes de dorés jaunes dans les secteurs où des populations de l'espèce se sont maintenues par le passé. Des stratégies de gestion seront mises en œuvre pour tenter d'atteindre des objectifs propres à chaque population et à chaque habitat (plan de restauration, 2001). Les cibles de restauration pour les populations de dorés jaunes peuvent comprendre ce qui suit :

- 7 dorés jaunes d'âge 0 et d'âge 1/heure de pêche électrique/station indicatrice, et représentation de 8 classes d'âge dans les prises effectuées aux fins d'évaluation dans la rivière St. Marys (au Michigan) et la rivière Tahquamenon.
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 1 000 dans la rivière Pigeon.
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 7 000 dans la rivière Bad.
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 1 000 dans la rivière Ste-Marie (Ontario).
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 500 dans la baie Goulais.
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 500-1 000 dans la baie Batchawana.
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 5 000 dans la baie Thunder.

- La population atteint 22 000 individus adultes ou 41 000 individus de plus de 356 mm dans la baie Nipigon.
- Les prises de la pêche indicatrice au filet maillant atteignent 150 kg/km dans la baie Black.

Lac Michigan : Rendement annuel attendu : 0,1-0,2 million de kg (100-200 tonnes métriques) (buts et objectifs établis pour les communautés de poissons, 1995).

Niveaux cibles de récolte durable : 200 000 – 400 000 livres.

Lac Huron : Rétablir et/ou maintenir des populations de dorés jaunes capables de soutenir une récolte annuelle de 0,7 million de kg (buts et objectifs établis pour les communautés de poissons, 1995).

Lac Érié : Gérer les écosystèmes des bassins ouest, centre et est dans le but de permettre des récoltes durables d'espèces de poissons de grande valeur, comme le doré jaune (buts et objectifs établis pour les communautés de poissons, 2020).

Ce travail est réalisé dans le cadre des objectifs explicites ou implicites du plan de gestion du doré jaune du Comité du lac Érié (Kayle et *al.*, 2015). Ces objectifs sont les suivants :

1. Maintenir la biomasse des dorés reproducteurs à plus de 20 % de celle d'une population non pêchée dans la zone visée par le total autorisé des captures (TAC).
2. Maintenir les taux de prise pour la pêche sportive à au moins 0,4 doré par heure-pêcheur.
3. Maintenir la récolte commerciale à au moins 4 millions de livres par année.

De plus, la structure de l'âge et de la taille des poissons devrait être suffisante pour :

- favoriser la migration des dorés jaunes vers le bassin est;
- offrir diverses possibilités de pêche aux pêcheurs à la ligne.

Lac Ontario : Les objectifs établis pour la communauté de poissons du lac Ontario (Stewart et *al.*, 2017) visent le maintien, l'amélioration ou le rétablissement de populations de dorés jaunes locales autosuffisantes, se traduisant par le maintien ou l'augmentation des pêches, des populations et du recrutement de dorés. Des objectifs précis de rendement pour la population de dorés jaunes sont énoncés dans le plan de gestion des pêches de la baie de Quinte (2010). Les objectifs de rendement portant sur le recrutement de jeunes de l'année et l'abondance des juvéniles et des adultes sont en voie d'être atteints ou dépassés.

Raison d'être du sous-indicateur

Cet indicateur vise à mesurer la situation de la population de dorés jaunes et les tendances relatives au recrutement et à l'abondance de la population dans divers habitats des Grands Lacs, et à déduire la situation des communautés de prédateurs des eaux fraîches et la santé de l'écosystème, en particulier dans les zones moyennement productives (mésotrophes) des Grands Lacs, et par leur rôle dans le réseau trophique aquatique.

Objectif pour l'écosystème

Protection, amélioration et restauration d'habitats mésotrophes qui ont été importants par le passé et assurent la survie des stocks naturels du poisson prédateur qui occupe le niveau trophique le plus élevé, soit le doré jaune. Ces

habitats sont nécessaires pour que l'écosystème des Grands Lacs soit stable, équilibré et qu'il fonctionne correctement.

Cet indicateur appuie de façon optimale le travail visant à atteindre le cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesures

Comme le doré jaune est le poisson prédateur qui occupe le niveau trophique le plus élevé dans plusieurs écosystèmes des Grands Lacs, l'abondance des populations et les variations des données démographiques dans les habitats mésotrophes historiques en eau fraîche sont des paramètres importants pour l'évaluation de la santé des Grands Lacs. Des mesures de l'abondance et des mesures biologiques peuvent donc être utilisées pour évaluer la santé des écosystèmes et comprendre les changements qui se produisent au fil du temps. L'examen des variations de ces mesures à court terme (dix années précédentes) et à long terme (sur toute la période couverte par les données disponibles) est utile pour décrire la santé des populations de dorés jaunes des Grands Lacs. Compte tenu des contraintes financières et liées aux relevés qui sont imposées aux organismes de gestion des pêches, les paramètres portant sur la situation et les tendances de ces populations de dorés jaunes à l'échelle régionale (c.-à-d. groupes de fraie ou stocks distincts) peuvent être plus pertinents que les indices panlacustres dans certaines circonstances. De même, bien que les indices annuels fournissent l'information la plus précieuse, les données recueillies de façon intermittente peuvent être utiles. Chaque organisme décide de la fréquence des évaluations en fonction d'un certain nombre de facteurs qui tiennent compte des ressources disponibles (capacité) par rapport à l'état du stock et de la pression sociale et économique sur la ressource.

L'abondance, la biomasse des reproducteurs, le recrutement (c.-à-d. la reproduction naturelle), l'âge/longueur à maturité et la performance de la pêche (effort, taux de prise, rendement) sont des mesures utiles qui permettent de décrire la santé des pêches et de l'écosystème des Grands Lacs. Cependant, en l'absence d'estimations absolues de l'abondance et de la biomasse des reproducteurs pour tous les lacs, les mesures relatives obtenues dans des relevés dépendants des pêches (c.-à-d. la récolte) et indépendants des pêches (c.-à-d. les évaluations de populations) constituent des paramètres adéquats pour la production de rapports sur la santé des populations de dorés jaunes lorsque les estimations démographiques font défaut.

Conditions écologiques

La dominance historique du doré jaune dans les habitats mésotrophes des Grands Lacs fournit une bonne base pour l'évaluation de la santé de l'écosystème à l'échelle du bassin. Le maintien ou le rétablissement des niveaux historiques d'abondance relative, de biomasse ou de production de populations de dorés jaunes autosuffisantes dans toute leur aire de répartition naturelle du bassin des Grands Lacs contribuera à assurer la pérennité de cette espèce dans l'écosystème et le maintien d'une communauté aquatique souhaitable et équilibrée dans les habitats mésotrophes en eau fraîche. Les données historiques peuvent nous renseigner sur la situation et les tendances des populations de dorés jaunes. Les prises commerciales de dorés jaunes dans les Grands Lacs sont consignées depuis la fin des années 1800. Les données sur les prises récréatives et les données des évaluations de l'abondance effectuées au moyen de relevés complètent ces enregistrements dans certaines zones pour les décennies récentes. Les données de la pêche sportive sont particulièrement utiles dans les zones où il n'y a pas de pêche commerciale de l'espèce.

La communauté ichtyologique « mésotrophe » en eau fraîche est associée à des eaux plus productives près des rives et dans des baies. On trouve à des degrés divers des communautés mésotrophes ainsi que des communautés oligotrophes et eutrophes dans les cinq Grands Lacs, plus de la moitié du lac Érié constituant un habitat mésotrophe.

Le doré jaune est le poisson prédateur qui occupe le niveau trophique le plus élevé dans les eaux fraîches situées au large et près des rives des Grands Lacs, et il a été choisi comme indicateur parce qu'il représente une des espèces de poissons d'origine dans ces différents habitats. À titre de prédateur supérieur indigène, le doré jaune équilibre la communauté ichtyologique par des processus descendants, ajoutant de la valeur à l'écosystème et aux pêches, et il est au centre des activités de gestion et de restauration des pêches. Ayant coévolué avec le reste de la communauté ichtyologique et l'écosystème naturel des Grands Lacs, le doré jaune constitue une importante composante de la biodiversité naturelle des lacs. Il a été soumis à l'éventail complet des effets environnementaux résultant des perturbations d'origine anthropique de l'écosystème des Grands Lacs, dont la perte d'habitat, la pollution par les éléments nutritifs, l'exploitation, la dégradation de la qualité de l'eau, les polluants toxiques persistants et les espèces envahissantes. Bien que les activités de rétablissement, comme l'empoissonnement, puissent compliquer l'interprétation de sa situation, la réussite de l'espèce indique que les buts de l'AQEGL sont en voie d'être atteints. Le doré jaune soutient de grandes pêches commerciales et récréatives dans les lacs Érié et Huron; les tendances des récoltes sont par conséquent utiles pour l'évaluation de la santé de l'écosystème de ces lacs. Cependant, dans les lacs Michigan, Ontario et Supérieur, où le doré jaune est confiné aux eaux fraîches moins abondantes, l'information sur les récoltes ne reflète peut-être pas aussi bien la santé de l'écosystème, compte tenu de la répartition spatiale limitée de l'espèce. En raison du peu de données disponibles, il est possible que les tendances en matière de récolte reflètent la santé de l'écosystème uniquement dans certaines zones d'habitat convenable des lacs Michigan, Ontario et Supérieur.

Lac Supérieur

Les populations de dorés jaunes du lac Supérieur sont limitées aux baies peu profondes et aux affluents à faible pente. Les évaluations des populations sont donc effectuées à des échelles appropriées. La baie Thunder (rivière Kaministiquia, Ontario) abrite une population de dorés jaunes petite mais en santé dont le recrutement est constant. Dans la baie Black, les activités d'évaluation indiquent un accroissement de l'abondance relative du doré jaune ainsi qu'un recrutement constant et une faible mortalité. Les travaux de télémétrie acoustique en cours dans la baie Black donnent à penser que les dorés jaunes effectuent divers déplacements, notamment des déplacements prolongés à l'extérieur de la baie. Dans la baie Nipigon et la rivière Nipigon, le doré jaune est peu abondant, mais le travail d'évaluation montre que la densité de la population s'accroît (taux de croissance élevé et faible mortalité). La rivière St. Louis (au Minnesota et au Wisconsin) abrite un des plus grands stocks autosuffisants de dorés jaunes du bassin du lac Supérieur, la taille de cette population étant estimée à 50 000 dorés jaunes adultes (Olson et *al.*, 2018). Les populations de dorés jaunes de la baie Chequamegon, au Wisconsin, sont principalement composées d'individus issus d'écloseries, et les relevés indiquent de faibles niveaux de mortalité. Comme les évaluations par relevés sont limitées, il est difficile de déterminer si les cibles démographiques ont été atteintes dans les autres secteurs du lac pendant la période de déclaration.

Lac Michigan

Les tendances démographiques du doré jaune dans le lac Michigan sont en grande partie déterminées par les populations dans la baie Green, au Wisconsin et au Michigan, où plus de 95 % de la récolte de l'espèce dans l'ensemble du lac est faite. Un fort gradient de productivité nord-sud dans la baie Green donne lieu à des tendances contrastées en matière d'abondance et de récolte du doré jaune. Par exemple, les estimations des prises de dorés jaunes par les pêcheurs à la ligne dans la partie de la baie Green située au Wisconsin au cours des années 2010

étaient les plus élevées depuis le début des relevés en 1986, alors que les prises dans les eaux de la baie Green situées au Michigan dans cette décennie étaient les plus faibles enregistrées. Le recrutement du doré jaune est entièrement attribuable à la reproduction naturelle dans le sud de la baie Green, alors qu'il comprend des individus sauvages et des individus issus d'écloseries dans le nord de la baie Green. Les évaluations des jeunes de l'année dans les eaux de la baie Green situées au Wisconsin montrent une production supérieure à la moyenne dans la plupart des années 2010 (Hogler et Surendonk, 2019), mais les estimations (fondées sur les données de prises par âge) de l'abondance des individus d'un an dans la Petite baie de Noc, le principal habitat des dorés jaunes dans le nord de la baie Green, montrent des classes d'âge relativement faibles durant les années 2010, malgré les importants apports d'individus provenant d'écloseries (Zorn, 2015; Zorn et *al.*, en préparation). Les densités toujours faibles de zooplancton disponible pour les larves de doré jaune dans la Petite baie de Noc et la Grande baie de Noc laissent croire que la disponibilité des proies pourrait limiter la taille des classes d'âge du doré jaune (Zorn et *al.*, 2020). Les récents niveaux d'eau élevés du lac Michigan pourraient favoriser les populations de doré jaune dans la baie Green. En effet, les niveaux d'eau élevés créent davantage d'habitats de fraie et d'alevinage (zones de végétation émergente et submergée) le long des rives, ce qui peut profiter aux poissons-proies côtiers et augmenter la survie et le recrutement des jeunes dorés jaunes de l'année. Le doré jaune est très rare dans les eaux du bassin principal du lac Michigan situées au Wisconsin, où il n'y a pas eu de reproduction naturelle ni d'ensemencement de l'espèce depuis 2007. De même, les estimations des prises de doré jaune par les pêcheurs à la ligne dans les eaux du bassin principal du lac situées au Michigan sont restées faibles par rapport aux années 1990, se chiffrant à moins de 1 000 individus par année dans huit des onze années de la période 2010-2020.

Lac Huron

Les tendances concernant le doré jaune dans le lac Huron dépendent en grande partie de la situation et des tendances du stock de la baie Saginaw, qui constitue la plus grande population du lac Huron et l'une des plus grandes de tous les Grands Lacs. On pense que la dynamique du rétablissement de ce stock est principalement attribuable à l'effondrement de la population de gaspareaux, une espèce envahissante (Fielder et *al.*, 2007). La population de gaspareaux du lac Huron a considérablement diminué en 2003. Après 17 ans de faible abondance, il semble maintenant que les forces à l'origine de ce déclin perdurent et que la résurgence de la population soit de plus en plus improbable. Toutefois, si le gaspareau redevenait abondant, on s'attendrait à ce que le stock de dorés jaunes de la baie Saginaw diminue au point où de l'ensemencement serait probablement nécessaire pour le maintenir. Des changements dans les espèces envahissantes existantes ou de nouvelles invasions demeurent la plus grande menace pour l'état du stock de la baie Saginaw et probablement de tous les dorés jaunes du lac Huron. La reproduction du doré jaune semble rester dépendante de la fraie dans des affluents, mais un projet de restauration du récif Coreyon dans la baie Saginaw achevé en 2019 est en cours d'évaluation pour déterminer son efficacité à diversifier les sources de recrutement. Au printemps de 2020, deux barrages ont cédé sur la rivière Tittabawassee (que l'on croit être l'affluent où se reproduit le plus grand nombre d'individus de la population), et on ignore comment cela influera sur la reproduction de l'espèce dans les prochaines années.

Sur le plan spatial, les populations ontariennes de dorés jaunes du lac Huron sont étendues et diversifiées. Le stock mélangé dans la portion sud du bassin principal, constitué d'individus des populations de la baie Saginaw et de l'ouest du lac Érié, soutient des pêches commerciales annuelles de l'ordre de 100 000 kg. Les stocks répartis dans tout le chenal du Nord et la baie Georgienne sont caractérisés par une situation et des tendances variables (UGLMU, 2019) : quelques stocks montrent des signes d'amélioration du recrutement, mais la plupart ont de faibles effectifs et subissent une forte mortalité. Les dorés jaunes font l'objet de pêches récréatives, commerciales et autochtones. L'étendue exacte du mélange d'individus de différentes sources est difficile à évaluer, de sorte qu'il est difficile de déterminer l'incidence de l'exploitation sur les stocks locaux. Les relevés par pêche au filet fournissent des données sur les tendances des stocks reproducteurs locaux dans certains affluents utilisés pour la fraie. L'intensification des

efforts déployés pour marquer les groupes de fraie (UGLMU 2019a) a renseigné sur leur domaine vital et sur le mélange des stocks dans les eaux littorales et les eaux du large, mais il faut poursuivre les travaux.

Dans l'ensemble, la tendance à l'échelle du lac semble inchangée; dans le chenal du Nord et en particulier dans la baie Georgienne, les populations sont toujours très faibles. La situation globale de la pêche et de la population de dorés jaunes du lac Huron doit être considérée comme bonne dans les eaux de l'État du Michigan compte tenu du rétablissement du stock de la baie Saginaw, mais dans les eaux ontariennes, à l'exception du sud du bassin principal, on souhaite voir s'accroître les populations actuellement très faibles. De façon générale, le rendement de toutes les sources n'a pas tout à fait atteint la moyenne historique ni l'objectif de 0,7 million de kilogrammes (kg) par année établi pour la communauté de poissons, mais pourrait commencer à s'en approcher dans certaines parties du lac.

Lac Érié

Depuis 2013, le total autorisé des captures (TAC, ou quota de pêche international) établi annuellement pour le bassin ouest et le bassin central du lac Érié a continuellement augmenté (il n'y a pas de TAC pour le bassin est), ce qui a donné lieu à une augmentation des prises sportives et commerciales de dorés jaunes. Depuis 2011, les prises commerciales dépassent chaque année l'objectif de gestion de 4 millions de livres mentionné dans le plan de gestion du doré jaune 2015-2019 (Kayle et *al.*, 2015), qui a été prolongé jusqu'en 2024. En 2021, la biomasse du stock de reproducteurs était estimée à 70,7 millions de kg, soit bien plus que les 11,8 millions de kg du point de référence limite de 20 % de la biomasse des reproducteurs non pêchés (WTG, 2021). Dans l'ensemble du lac Érié, l'effort annuel de pêche sportive reste inférieur à la moyenne à long terme de près de 5 millions d'heures-pêcheurs, mais la tendance est à la hausse depuis 2011. Les taux de prise de la pêche sportive ont généralement augmenté, avec des fluctuations, depuis 2011, atteignant un record de 0,81 doré/heure-pêcheur en 2018 et en 2019, soit près du double de la moyenne à long terme de 0,45 doré/heure-pêcheur. L'effort de pêche commerciale au filet maillant dans l'ensemble du lac a connu une tendance à la hausse de 2011 à 2016, puis a légèrement diminué et s'est établi à un niveau juste en dessous de la moyenne à long terme de 18 600 kilomètres de filets maillants de 2018 à 2020. Les taux de prise commerciale à l'échelle du lac ont diminué de 2011 à 2015, puis sont remontés à des niveaux s'approchant du record de 250,4 dorés/km de filet maillant observé en 2006. Les taux de prise commerciale à l'échelle du lac de 2017 à 2020 ont dépassé la moyenne à long terme de 125,9 dorés/km de filet maillant (WTG, 2021).

Jusqu'en 2015, la pêche au doré jaune dans le lac Érié dépendait en grande partie des cohortes de 2003 et de 2007 et, dans une moindre mesure, de celles de 2010 et de 2011. L'âge moyen des dorés jaunes pris par les pêcheurs sportifs et commerciaux dans l'ensemble du lac a continué d'augmenter jusqu'en 2015, lorsque l'âge moyen a culminé à six ans pour la pêche commerciale et à sept ans pour la pêche sportive. Une forte reproduction en 2015, en 2018 et en 2019 et le recrutement qui s'en est suivi ont modifié à la baisse la structure d'âge des prises ces dernières années. En 2020, les individus d'âge 2 (cohorte de 2018), d'âge 3 (cohorte de 2017) et d'âge 5 (cohorte de 2015) étaient prédominants dans les pêches commerciales et sportives, et l'âge moyen des prises a diminué à quatre ans. Dans la pêche indicatrice au chalut Ohio-Ontario dans le bassin ouest du lac, le taux de prise de la cohorte de 2019 était le deuxième plus élevée jamais enregistré (derrière 2018), et cette classe d'âge devrait continuer à contribuer aux pêches dans les prochaines années. Ensemble, ces classes d'âge fortes récentes ont fait grimper les estimations de l'abondance, ce qui a mené à une augmentation du total autorisé des captures (TAC) annuel pour les pêches commerciales et récréatives dans le lac (WTG 2021), lequel est établi selon les recommandations de la stratégie de pêche au doré jaune du Lake Erie Committee.

Les stocks de dorés jaunes du bassin est restent difficiles à évaluer de manière indépendante, car la migration des dorés jaunes du bassin ouest et du bassin central brouille les tendances des stocks du bassin est lorsqu'on utilise

des méthodes d'évaluation classiques (Kayle et *al.*, 2015). Pour résoudre ce problème, la recherche se poursuit sur la variabilité des taux de migration entre les bassins du lac Érié. Dans le bassin est, l'effort de pêche a plus que doublé depuis 2011 pour atteindre 674 000 heures-pêcheurs en 2020, un sommet de la série chronologique. De même, les taux de prise dans la pêche sportive ont triplé de 2011 à 2019; ils ont baissé en 2020, mais restent plus de 1,5 fois supérieurs à la moyenne à long terme de 0,27 doré/heure-pêcheur. Les taux de prise commerciale dans l'est du lac sont à des niveaux records ou presque et restent bien supérieurs à la moyenne à long terme de 76,1 dorés/km de filet maillant. Comme dans les pêches des bassins ouest et central, les individus d'âge 5 (cohorte de 2015) ont beaucoup contribué à la pêche dans le bassin est en 2020 (WTG, 2021). À l'instar des autres régions du lac qui connaissent un fort recrutement, l'âge moyen du doré jaune dans les pêches sportive et commerciale a diminué, passant de huit ans à cinq et quatre ans, respectivement.

Lac Ontario

C'est dans le secteur nord-est du lac Ontario que se trouvent la plupart des habitats en eau chaude et en eau fraîche. Le secteur renferme des cours d'eau dont l'eau est chaude, de nombreuses échancrures et des rivages de nature complexe. Ces milieux sont les plus susceptibles de fournir des habitats de fraie, de croissance et d'alimentation appropriées pour le doré jaune. C'est aussi dans le secteur nord-est du lac Ontario que les pêches et la population de dorés jaunes sont les plus importantes et que les efforts d'évaluation sont concentrés. La baie de Quinte renferme la plus grande étendue d'habitats de fraie et de croissance pour le doré jaune dans le lac Ontario. Les dorés fraient dans les quatre principaux cours d'eau et le long de la rive de la baie de Quinte. Des études de marquage-recapture et de télémétrie acoustique indiquent que les jeunes dorés (de moins de 4 ou 5 ans) demeurent dans la baie de Quinte durant toute l'année, alors que les dorés plus gros et plus vieux migrent vers l'est du lac Ontario pour les mois d'été. Des activités annuelles de chalutage de fond (août) réalisées dans la baie de Quinte fournissent un indice à long terme de l'abondance des jeunes de l'année. Des activités annuelles de pêche au filet maillant réalisées l'été dans la baie de Quinte et dans l'est du lac Ontario (eaux ontariennes et de l'État de New York) permettent d'établir d'excellentes tendances à long terme concernant l'abondance des dorés jaunes juvéniles et adultes. Les prises de l'est du lac Ontario comprennent probablement à la fois des poissons ayant migré de la baie de Quinte et des dorés produits dans d'autres échancrures, cours d'eau ou zones littorales situés à proximité. Les prises annuelles moyennes de la pêche récréative au doré jaune se sont chiffrées à environ 48 000 livres (39 463 kg) durant la décennie 2010-2019 (les données ne sont pas disponibles pour toutes les années). Au cours de la même période, les prises annuelles d'une petite pêche commerciale de l'espèce (quota annuel total de moins de 50 000 lb ou 22 680 kg) se sont chiffrées en moyenne à environ 26 000 lb (11 793 kg).

Il existe de petites populations locales de dorés jaunes dans d'autres zones du lac Ontario. Certaines échancrures renferment des populations autosuffisantes qui sont petites, mais en santé (p. ex. la baie Wellers, le lac West), tandis que d'autres dont l'habitat est dégradé ont constamment besoin d'activités de rétablissement (p. ex. le havre Hamilton), dont l'empoissonnement en dorés jaunes. L'empoissonnement effectué pour rétablir les populations de dorés jaunes dans des eaux qu'elles ont déjà occupées diversifie la structure trophique de la communauté ichtyologique et améliore la pêche récréative.

Liens

De nombreux facteurs biotiques (p. ex. l'abondance de poissons-proies) et abiotiques (p. ex. la couverture de glace annuelle) ont une incidence sur les populations de dorés jaunes des Grands Lacs.

Habitat et espèces

- Connectivité des habitats aquatiques

Un obstacle possible au maintien de la santé des populations de dorés jaunes des Grands Lacs est le manque de connectivité entre les frayères en milieu lotique et l'habitat des juvéniles. Ce manque de connectivité résulte souvent de la modification du paysage par les humains (p. ex. la construction de barrages).

- Diversité du phytoplancton, du zooplancton et des poissons-proies indigènes

Le phytoplancton, le zooplancton et les poissons-proies forment ensemble la base du réseau trophique de chaque Grand Lac. En conséquence, tout changement à la dynamique de leurs populations (p. ex. l'abondance saisonnière) et à leur démographie (p. ex. les conditions) peut avoir une incidence sur des poissons prédateurs comme le doré jaune (aux stades larvaire, juvénile et adulte), qui dépendent de ces sources pour s'alimenter.

Éléments nutritifs et algues

- Éléments nutritifs dans les lacs
- Efflorescences algales nuisibles

La charge en éléments nutritifs (p. ex. le ruissellement de phosphore) et ses répercussions, comme les efflorescences algales nuisibles, peuvent affecter le doré jaune dans certains des Grands Lacs. Ainsi, les efflorescences algales nuisibles qui se produisent dans le lac Érié altèrent le milieu où s'alimentent les dorés jaunes et créent des zones pauvres en oxygène dissous que les poissons doivent traverser pour trouver des milieux propices.

Espèces envahissantes

- Impact des espèces aquatiques envahissantes
- Moules de la famille des Dreissenidés
- Lamproie marine

Les dorés jaunes des Grands Lacs sont affectés par des espèces aquatiques envahissantes et par les changements que ces espèces provoquent. Par exemple, l'établissement de moules de la famille des Dreissenidés a modifié le cycle des éléments nutritifs et la qualité de l'eau, ce qui s'est répercuté sur l'abondance du phytoplancton, du zooplancton et des poissons-proies. De la même manière, la lamproie marine reste un prédateur pour les gros poissons comme le doré jaune, malgré l'efficacité d'un programme de lutte administré par la Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques

- Température des eaux de surface
- Couverture de glace

Le changement climatique mondial entraînera vraisemblablement une augmentation de la température de l'eau et une diminution de la couverture de glace des Grands Lacs, ce qui modifiera la quantité d'habitat thermique privilégié par les poissons d'eau froide comme le doré et fera en sorte que la fraie se produira plus tôt et dans des conditions sous-optimales.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	LO, LE, LM	LH, LS,		
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	LE	LO, LS	LH	LM
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.*	LO	LH, LE, LS, LM		
Les données utilisées dans l'évaluation sont librement accessibles.	Oui	Voir à la section Sources d'information plus bas une liste des personnes à contacter pour demander des données.		

* Remarque : La pandémie de COVID-19 a nui à la collecte de données dans le bassin des Grands Lacs en 2020, ce qui peut ajouter à l'incertitude.

Limites des données

La surpêche peut réduire considérablement l'abondance des dorés jaunes. Des restrictions en matière de récolte visant à promouvoir une utilisation durable de la ressource doivent être imposées si l'on veut que l'espèce serve d'indicateur de la santé de l'écosystème. Le sous-indicateur « doré jaune » ne permet pas de diagnostiquer de manière fiable les causes de la dégradation de la santé d'un écosystème. Des valeurs de référence cibles n'ont pas été établies pour tous les objectifs de gestion des Grands Lacs. L'utilisation du rendement (particulièrement en termes de tonnes métriques récoltées) comme valeur de référence cible est problématique, car le rendement annuel n'est pas le paramètre le plus couramment évalué pour tous les Grands Lacs. Ainsi, les composantes des pêches au doré jaune de chaque lac ne sont pas toutes évaluées annuellement ou sur une base régulière (p. ex. la pêche récréative dans le bassin est du lac Ontario, la pêche récréative dans les eaux ontariennes du lac Érié), ce qui fait que le rendement peut être moins utile comme indicateur que les relevés indépendants de la pêche qui sont menés à long terme. Pour le lac Huron, l'Ontario manque d'estimations concernant la récolte récréative de dorés jaunes, ce qui empêche de faire une évaluation complète de cette source d'extraction et de comparer les données. Le Michigan et l'Ontario utilisent régulièrement des filets de maillage variable pour procéder à des évaluations, mais les données de l'Ontario comprennent les évaluations faites au printemps, alors que celles du Michigan se limitent aux évaluations faites à l'automne. En raison de contraintes spatiales, l'Ontario ne peut évaluer régulièrement toutes les populations sources, qui proviennent de nombreux cours d'eau de la baie Georgienne et du chenal du Nord, tandis que pour l'essentiel, le Michigan n'a que la baie de Saginaw à surveiller. L'Ontario et le Michigan collaborent à une

évaluation périodique de la rivière Ste-Marie, qui se trouve à cheval sur la frontière, et utilisent des engins identiques pour pouvoir mettre en commun les données et effectuer une analyse pour l'ensemble de la rivière. Malgré certaines différences concernant les évaluations, les paramètres démographiques issus des données de l'Ontario et du Michigan sont comparables (p. ex. les taux de mortalité). Dans la baie Green, l'évaluation indépendante de la pêche des populations de dorés jaunes du Wisconsin est réalisée au printemps et à l'automne par pêche électrique en bateau, tandis le Michigan effectue un relevé expérimental au filet maillant à l'automne. Les deux relevés permettent de calculer des indices comparables de la taille et de la structure des populations à long terme.

Renseignements supplémentaires

Les rendements halieutiques (figure 1) sont des indicateurs appropriés de la santé du doré jaune, mais seulement dans un sens général. Pour la pêche récréative, nous avons estimé le rendement en multipliant le nombre de poissons capturés par la taille moyenne estimée de ces poissons et en extrapolant le poids estimé des poissons capturés au nombre total de prises. Pour toutes les zones étudiées, on manque d'évaluations dépendantes de la pêche (c.-à-d. l'effort et la récolte) et d'évaluations indépendantes de la pêche (c.-à-d. les relevés de populations normalisés) pour certains stocks de dorés jaunes et pour certaines années. De plus, les unités de mesure ne sont pas uniformisées pour tous les types de pêche (c.-à-d. que le poids est l'unité de mesure de la pêche commerciale, alors que le nombre de poissons est généralement l'unité de mesure de la pêche récréative), ce qui signifie que des conversions supplémentaires qui réduisent l'exactitude des données sont nécessaires. Enfin, il faut faire une distinction entre les valeurs « zéro » et les données « manquantes » dans tous les cas. Les tendances des rendements halieutiques dans le temps (blocs d'années) sont donc probablement de meilleurs indicateurs que les valeurs absolues enregistrées au cours d'une année donnée, à supposer que les biais pouvant être introduits soient relativement constants au fil du temps.

Plusieurs organismes ont produit, ou sont en voie de produire, des estimations des populations de nombreux poissons des Grands Lacs. Les estimations des populations de dorés jaunes dans certaines zones (c.-à-d. les lacs Érié et Huron) permettraient probablement de mieux évaluer la santé des populations que les estimations des prises. Les futurs efforts devraient donc être concentrés sur cet aspect, dans la mesure du possible.

Remerciements

La collecte de données a été financée par les organismes de gestion des pêches et soutenue par le programme Federal Aid in Sport Fish Restoration (organismes des États-Unis), des fonds du Compte à des fins particulières de l'Ontario et des fonds de l'Accord Canada-Ontario.

Auteurs :

Richard Drouin, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario (MRNFO), corédacteur
Todd Wills, Département des Richesses naturelles du Michigan (DRNM), corédacteur

Collaborateurs :

Lac Supérieur : Eric Berglund, ministère du Développement du Nord, des Mines, des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario (MDNMRNFO), eric.berglund@ontario.ca
Lac Supérieur : Cory Goldsworthy, MNDNR, cory.goldsworthy@state.mn.us
Lac Supérieur : Dray Carl, WIDNR, Dray.Carl@wisconsin.gov
Lac Michigan : Steve Hogler, Wisconsin Department of Natural Resources, steven.hogler@wisconsin.gov

Lac Michigan : Troy Zorn, Michigan Department of Natural Resources (MDNR), zornt@michigan.gov
Lac Huron : Arunas Liskauskas, MDNMRNFO, arunas.liskauskas@ontario.ca
Lac Huron : David Fielder, MDNR, fielderd@michigan.gov
Lac Érié : Matt Faust, ODNR, matthew.faust@dnr.ohio.gov
Lac Érié : Stephen Marklevitz, MDNMRNFO, stephen.marklevitz@ontario.ca
Lac Ontario : Erin Brown, MDNMRNFO, erin.brown@ontario.ca
Lac Ontario : Jessica Goretzke, New York Department of Environmental Conservation, jessica.goretke@dec.state.ny.us

Sources d'information

Fielder, D. G., J. S. Schaeffer et M. V. Thomas. 2007. Environmental and ecological conditions surrounding the production of large year classes of Walleye (*Sander vitreus*) in Saginaw Bay, Lake Huron. Journal of Great Lakes Research. 33 (Supplement 1):118-132.

Francis, J., Hartman J., Kuhn, K., Locke, B., et Robinson, J. 2020 [online]. Fish community objectives for the Lake Erie basin. Available from www.glfc.org/pubs/FisheryMgmtDocs/Fmd20-01.pdf.

Kayle, K., K. Oldenburg, C. Murray, J. Francis et J. Markham. 2015. Lake Erie Walleye Management Plan 2015-2019, Commission des pêcheries des Grands Lacs,

http://www.glfc.org/pubs/lake_committees/erie/LEC_docs/position_statements/Walleye_managment_plan.pdf.

WTG. 2021. Report for 2020 by the Lake Erie Walleye Task Group. Commission des pêcheries des Grands Lacs, http://www.glfc.org/pubs/lake_committees/erie/WTG_docs/annual_reports/WTG_report_2021.pdf.

Les données sur les prises et l'évaluation des populations proviennent des sources suivantes :

Lac Supérieur : Eric Berglund, MRNFO, eric.berglund@ontario.ca

Lac Michigan : Steve Hogler, Wisconsin Department of Natural Resources, steven.hogler@wisconsin.gov

Lac Michigan : Troy Zorn, MDNR, zornt@michigan.gov

Lac Michigan : Brian Breidart, Indiana Department of Natural Resources, BBreidert@dnr.IN.gov

Lac Huron : Arunas Liskauskas, MRNFO, arunas.liskauskas@ontario.ca

Lac Huron : David Fielder, MDNR, fielderd@michigan.gov

Lac Érié : Stephen Marklevitz, MRNFO, stephen.marklevitz@ontario.ca

Lac Érié : Matt Faust, ODNR, matthew.faust@dnr.ohio.gov

Lac Ontario : Erin Brown, MRNFO, erin.brown@ontario.ca

Lac Ontario : Jessica Goretzke, New York Department of Environmental Conservation, jessica.goretke@dec.state.ny.us

Corridor Huron-Érié : Megan Belore, MRNFO, megan.belore@ontario.ca

Liste des figures

Figure 1. Prises de dorés jaunes, en tonnes métriques, selon le type de pêche (tribale, récréative et commerciale) dans les cinq Grands Lacs, 1975-2020. Les objectifs établis pour les communautés de poissons et le doré jaune sont les suivants : lac Supérieur, maintenir, améliorer ou restaurer des populations autosuffisantes dans leur aire de répartition historique; lac Michigan, maintenir des stocks autosuffisants, les prises annuelles prévues devraient se chiffrer à 100-200 tonnes métriques; lac Huron, rétablir ou maintenir le doré jaune comme prédateur d'eau fraîche dominant dans son aire de répartition historique, populations capables de soutenir une récolte de 700 tonnes métriques; lac Érié, maintenir des populations qui soutiennent des pêches commerciales et récréatives durables; lac Ontario, maintenir, améliorer ou restaurer des populations locales autosuffisantes.

Sources : Michigan Department of Natural Resources, Minnesota Department of Natural Resources, New York State Department of Environmental Conservation, ministère du Développement du Nord, des Mines, des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, Ohio Department of Natural Resources, Pennsylvania Fish and Boat Commission, Wisconsin Department of Natural Resources.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

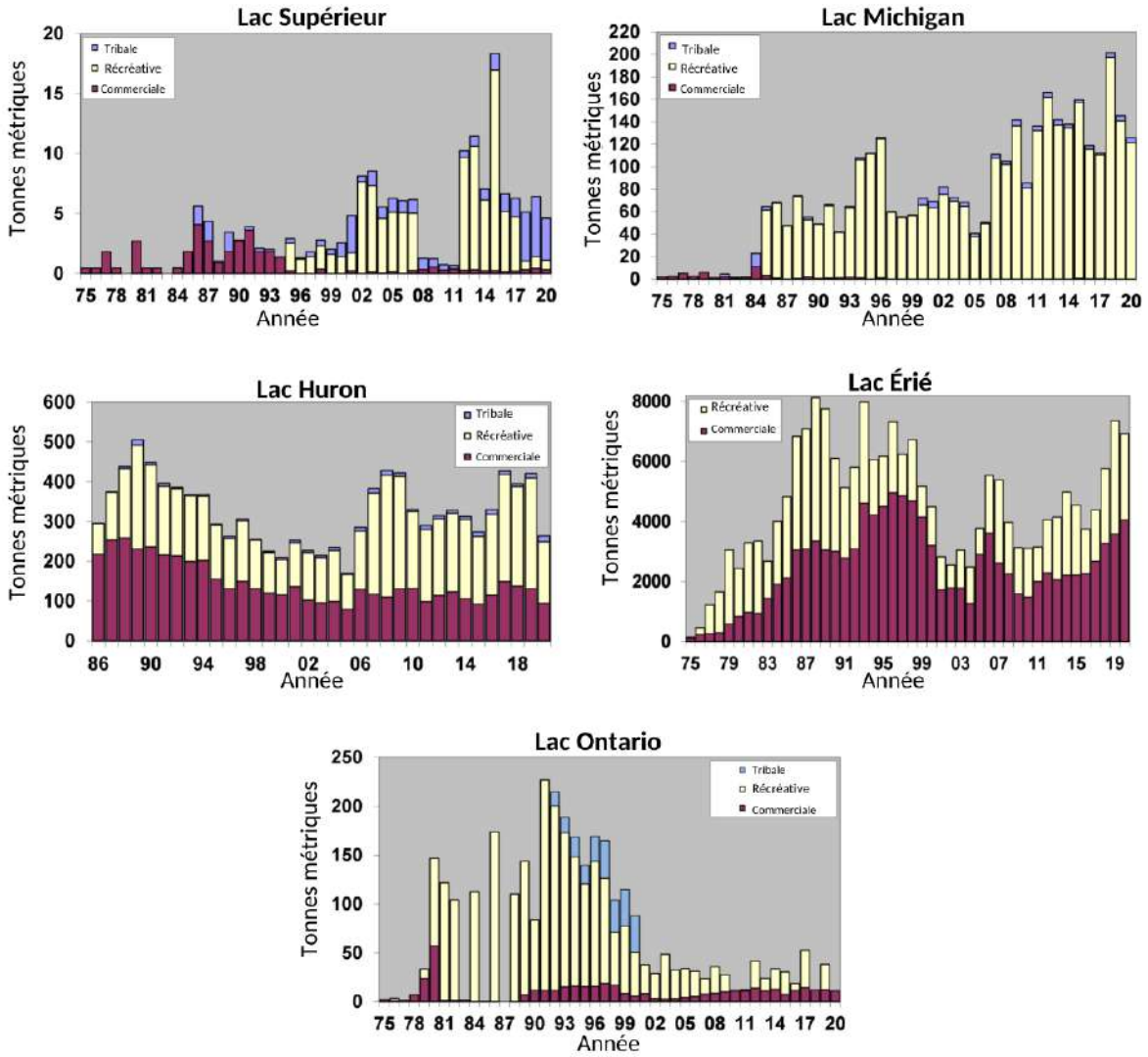


Figure 1. Prises de dorés jaunes, en tonnes métriques, selon le type de pêche (tribale, récréative et commerciale) dans les cinq Grands Lacs, 1975-2020. Les objectifs établis pour les communautés de poissons et le doré jaune sont les suivants : lac Supérieur, maintenir, améliorer ou restaurer des populations autosuffisantes dans leur aire de répartition historique; lac Michigan, maintenir des stocks autosuffisants, les prises annuelles prévues devraient se chiffrer à 100-200 tonnes métriques; lac Huron, rétablir ou maintenir le doré jaune comme prédateur d'eau fraîche dominant dans son aire de répartition historique, populations capables de soutenir une récolte de 700 tonnes métriques; lac Érié, maintenir des populations qui soutiennent des pêches commerciales et récréatives durables; lac Ontario, maintenir, améliorer ou restaurer des populations locales autosuffisantes. Sources : Michigan Department of Natural Resources, Minnesota Department of Natural Resources, New York State Department of Environmental Conservation, ministère du Développement du Nord, des Mines, des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, Ohio Department of Natural Resources, Pennsylvania Fish and Boat Commission, Wisconsin Department of Natural Resources.

Sous-indicateur : Éléments nutritifs dans les lacs

Évaluation globale

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1970-2019) : Se détériore

Justification : Le phosphore demeure l'élément nutritif qui limite la croissance dans les Grands Lacs. Par le passé, ses concentrations étaient élevées dans plusieurs lacs. À l'heure actuelle, l'excès de phosphore pose problème surtout dans quelques zones littorales et certaines parties du lac Érié. Dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, les concentrations de phosphore total dans les eaux du large sont actuellement inférieures aux objectifs. D'ailleurs, elles pourraient même être trop faibles, limitant du coup la productivité des lacs (production de phytoplancton, de zooplancton et de poissons). Dans le lac Érié, les objectifs sont souvent dépassés. Le lac Supérieur est le seul des Grands Lacs où les objectifs fixés pour les eaux du large sont atteints et où les conditions sont acceptables. À certains endroits, les symptômes de l'enrichissement en éléments nutritifs persistent dans les zones littorales.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1970-2019) : Inchangée

Justification : Les objectifs ont été constamment atteints, et les concentrations de phosphore total au large sont semblables aux valeurs historiques, ce qui indique des conditions acceptables.

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1983-2019) : Se détériore

Justification : Les concentrations de phosphore au large sont inférieures aux objectifs et se sont stabilisées, sans signe de rétablissement. Comme les faibles concentrations de phosphore peuvent nuire à la productivité du lac, on évalue les conditions nutritives comme passables et la tendance à long terme comme se détériorant. Dans certaines zones littorales, les niveaux élevés de phosphore observés pourraient stimuler la croissance d'algues nuisibles. Les données pour la baie Green indiquent des conditions eutrophes.

Lac Huron

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1970-2019) : Se détériore

Justification : Les concentrations de phosphore dans les eaux du large ont baissé à des valeurs bien inférieures aux objectifs et ne montrent aucun signe de rétablissement. Si l'on compare avec le réseau trophique historique, les concentrations pourraient être trop faibles pour maintenir un niveau sain de productivité lacustre. Pour cette raison, on évalue les conditions nutritives comme passables et la tendance à long terme comme se détériorant. Dans certaines zones littorales, les concentrations élevées d'éléments nutritifs peuvent contribuer à la croissance d'algues nuisibles.

Lac Érié

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1970-2019) : Inchangée

Justification : Les objectifs pour le phosphore total continuent d'être dépassés. Bien que les valeurs élevées soient observées le plus souvent dans le bassin occidental, certaines années des valeurs dépassant les objectifs sont observées dans les trois bassins du lac Érié. Des algues nocives prolifèrent dans le bassin occidental et certaines parties du bassin central, et celles-ci sont accompagnées d'une résurgence d'algues benthiques nuisibles dans le bassin oriental. Bien qu'il y ait une certaine indication que la tendance à long terme du phosphore total se soit améliorée, certaines années, les conditions sont semblables à celles observées dans les années 1970. En raison de conditions très variables, l'analyse statistique indique qu'aucune tendance ne s'est dégagée à long terme ou au cours des 10 dernières années.

Lac Ontario

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1970-2017) : Se détériore

Justification : Les concentrations de phosphore dans les eaux du large ont diminué à des valeurs qui pourraient s'approcher des concentrations insuffisantes pour soutenir une saine productivité du lac, d'après le réseau trophique historique, et ne montrent aucun signe de rétablissement. En raison de la persistance des faibles concentrations de phosphore, on évalue les conditions nutritives comme passables et la tendance à long terme comme se détériorant. Certaines zones littorales sont affligées par des proliférations récurrentes d'algues nuisibles, lesquelles sont éventuellement alimentées par des rejets locaux de phosphore ou par le cycle des éléments nutritifs dans le lac.

Définitions relatives à l'évaluation de la situation

Les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux littorales et en eaux libres sont prises en compte dans l'évaluation de l'état nutritionnel.

Bon : Les mesures indiquent que les concentrations d'éléments nutritifs respectent les objectifs écosystémiques, qu'elles ne sont ni trop élevées ni trop faibles et qu'elles devraient être jugées acceptables.

Passable : Les mesures indiquent que les concentrations d'éléments nutritifs respectent les objectifs écosystémiques, mais celles-ci présentent des conditions minimalement acceptables et pourraient avoir une incidence sur le réseau trophique.

Médiocre : *Les mesures indiquent que les concentrations d'éléments nutritifs sont trop élevées et que, par le fait même, elles ne présentent pas les conditions minimalement acceptables et pourraient stimuler une prolifération excessive d'algues potentiellement toxiques.*

Indéterminé : *Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.*

Définitions relatives à l'évaluation de la tendance

Les concentrations dans les eaux libres ont une importance capitale puisqu'elles décrivent chaque lac dans son ensemble et qu'elles sont suffisamment à l'abri des variations qui surviennent à proximité du littoral pour permettre le dégagement de tendances dans le temps. Si les données le permettent, les tendances à proximité des zones littorales peuvent être prises en compte.

S'améliore : *Les concentrations d'éléments nutritifs tendent à s'approcher des objectifs écosystémiques, ce qui entraîne une amélioration des conditions.*

Inchangée : *Aucun changement au niveau des concentrations d'éléments nutritifs.*

Se détériore : *Les concentrations d'éléments nutritifs tendent à s'éloigner des objectifs écosystémiques, ce qui entraîne une détérioration des conditions.*

Indéterminée : Les données sont insuffisantes pour déterminer une tendance.

Les objectifs liés à l'écosystème des lacs relativement aux concentrations d'éléments nutritifs présents dans les lacs sont énoncés dans l'annexe 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (plus spécifiquement les objectifs 5 et 6 sur l'écosystème des lacs).

Critères d'effet et/ou objectifs

Les objectifs provisoires relatifs aux substances, définis à l'annexe 4, qui s'appliquent au phosphore total (printanier), aux concentrations connexes de chlorophylle a (estivale) et à l'état trophique des eaux libres de chaque lac, sont présentés au tableau 1. Les objectifs se rapportant aux concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux du large représentent les conditions attendues lorsque les cibles relatives à la charge d'éléments nutritifs dans les affluents sont atteintes. Les objectifs liés aux concentrations de phosphore total dans les eaux libres et les objectifs liés à la charge en phosphore sont provisoires, et ils sont mis à jour et révisés, au besoin.

Pour le moment, il n'y a aucun critère d'effet pour l'azote, mais le rapport entre l'azote total (N) et le phosphore (P) fait l'objet d'une évaluation. Lorsque les concentrations d'azote sont faibles par rapport aux concentrations de phosphore, il peut y avoir une prolifération d'algues bleues nuisibles. Ainsi, le maintien des conditions printanières au-dessus d'un rapport N:P de 7,2 (aussi désigné rapport de Redfield) offre une certaine protection contre les proliférations d'algues nuisibles.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à :

- évaluer les concentrations d'éléments nutritifs dans les Grands Lacs;

- évaluer les progrès réalisés à l'égard de l'atteinte de l'objectif général nº 6 de l'AQEGL, des objectifs relatifs à l'écosystème du lac, et les objectifs relatifs aux substances concernant les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux des Grands Lacs;
- inférer les progrès réalisés dans l'atteinte des cibles relatives aux allocations et aux apports en éléments nutritifs;
- appuyer l'évaluation de l'état trophique et des dynamiques des réseaux trophiques dans les Grands Lacs;
- appuyer l'évaluation de l'état des eaux à proximité des rives pour le Cadre de gestion des eaux littorales.

Objectif écosystémique

L'objectif général nº 6 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 énonce que les eaux des Grands Lacs devraient être « exemptes d'éléments nutritifs qui pénètrent dans l'eau directement ou indirectement en conséquence de l'activité humaine, en des quantités propices à la formation d'algues et de cyanobactéries nuisant à la santé de l'écosystème aquatique, ou de l'utilisation humaine de l'écosystème. »

L'annexe 4 du Protocole de 2012 sur l'AQEGL comprend des objectifs associés aux écosystèmes lacustres. Ces objectifs visent : à maintenir l'état oligotrophe, une biomasse relative d'algues et des espèces d'algues favorisant la santé des écosystèmes aquatiques, dans les eaux libres des lacs Supérieur, Michigan, Huron et Ontario (objectif nº 5 lié à l'écosystème des lacs). Ces objectifs visent également à maintenir des conditions mésotrophes dans les eaux libres des bassins occidental et central du lac Érié, ainsi que des conditions oligotrophes dans le bassin oriental du lac Érié (objectif nº 6 lié à l'écosystème des lacs).

De plus, les objectifs provisoires relatifs aux substances pour les concentrations de phosphore total dans les eaux libres sont aussi définis dans l'annexe 4, pour chacun des Grands Lacs. Ces objectifs provisoires sont présentés au tableau 1. Ils englobent les objectifs relatifs aux concentrations printanières de phosphore total et aux concentrations estivales de chlorophylle-a. Les états connexes relatifs aux concentrations d'éléments nutritifs qui correspondent aux concentrations visées sont également présentés. Aucun objectif n'est défini pour les concentrations d'éléments nutritifs en zone littorale.

À l'heure actuelle, il n'existe pas d'objectif écosystémique pour l'azote. Pour faciliter l'atteinte des objectifs liés à l'écosystème des lacs, l'annexe 4 comporte l'exigence d'établir des objectifs relatifs aux substances concernant d'autres éléments nutritifs, au besoin, afin de maîtriser la croissance des algues nuisibles et toxiques. Comme mesure provisoire, et comme il en est question dans Dove et Chapra (2015), le rapport de Redfield de 7,2 mgN/mgP est utilisé comme repère pour évaluer les quantités d'azote; lorsque ce rapport est dépassé, les lacs tendent à être limités en phosphore, et lorsqu'il n'est pas atteint, les lacs tendent à manquer d'azote. Or, le manque d'azote est propice à la croissance de cyanobactéries nocives. L'objectif consisterait donc à maintenir un rapport N:P bien plus élevé.

Mesure

Ce sous-indicateur rend compte du phosphore total (PT) et d'autres éléments nutritifs dans les eaux des Grands Lacs. À ce chapitre, l'état des Grands Lacs est déterminé à l'aide de données recueillies par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et la Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA), et des données recueillies dans d'autres stations en zone littorale, qui n'est pas bien surveillée par les organismes fédéraux, sont maintenus incluses dans l'analyse. La détermination de l'état actuel d'un lac s'appuie sur la quantité totale de phosphore présente dans les échantillons recueillis au printemps (de la fin mars jusqu'en mai) ou pendant

la saison estivale (généralement en juillet et août, avec la collecte de quelques données en septembre) et tient compte des données captées dans toutes les stations disponibles. Afin de fournir un portrait clair des changements interannuels, seules les données obtenues aux stations extracôtières au printemps par ECCC et l'USEPA sont utilisées pour établir les tendances récentes et à long terme (voir Dove et Chapra, 2015).

État de l'écosystème

État actuel

Les plus récentes concentrations de phosphore total dans les Grands Lacs sont illustrées à la figure 1. Les données de PT obtenues dans le cadre de programme de surveillance des eaux littorales sont incluses pour la première fois dans la figure. Les données extracôtières comprennent des échantillons de surface recueillis lors de croisières printanières du Programme de surveillance des Grands Lacs d'ECCC aux lacs Supérieur (2019), Ontario (2018), Huron (2017) et Érié (2019), ainsi que dans la baie Georgienne, en plus des données recueillies par l'USEPA aux printemps 2018 et 2019 dans tous les Grands Lacs (à l'exception de la baie Georgienne que l'USEPA n'échantillonne pas). Les données pour le lac Sainte-Claire ont été recueillies lors d'une campagne menée conjointement par le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (MEPNPO) et ECCC au début de juin 2017. Les données pour la baie Green ont été recueillies par NewWater à la fin de mai 2017. Le MEPNPO a également fourni des données qu'il a obtenues au printemps en zone littorale dans les lacs Supérieur et Ontario en 2015, ainsi que dans les lacs Huron (y compris la baie Georgienne) et Érié en 2019, dans le cadre de son programme d'indicateurs des Grands Lacs. Le US Geological Survey a fourni des données de son National Coastal Condition Assessment for the Great Lakes and their connecting channels pour la période 2014-2016, la plupart des données ayant été recueillies en 2015.

Les objectifs provisoires de l'AQEGL pour le phosphore total (tableau 1) ne sont pas dépassés au large de tous les Grands Lacs, à l'exception du lac Érié. Dans le lac Érié, les objectifs ont récemment été dépassés dans environ 50 % des stations des bassins central et oriental, et dans presque toutes les stations du bassin occidental, comme le montrent les figures 5, 6 et 7. Un taux élevé de phosphore total peut stimuler la prolifération d'algues, et les proliférations dans le bassin occidental du lac Érié, en particulier, ont récemment montré une toxicité potentiellement nocive. De plus, les proliférations du bassin occidental peuvent jouer un rôle dans le développement, la gravité et/ou l'étendue des conditions hypoxiques dans le bassin central. Pour ces raisons, les conditions sont jugées médiocres dans le lac Érié.

Contrairement aux concentrations élevées d'éléments nutritifs observées dans le lac Érié, les données indiquent que les concentrations de phosphore total dans les zones extracôtières des lacs Supérieur, Huron, Michigan et Ontario sont inférieures aux objectifs et qu'elles pourraient être insuffisantes pour maintenir les communautés planctoniques en santé, au large des côtes, si l'on se fie au réseau trophique historique. Dans certains cas, les concentrations de phosphore sont inférieures à la moitié des objectifs. Dans tous les cas sauf le lac Supérieur, les concentrations ces dernières décennies sont beaucoup plus faibles que les valeurs historiques. Pour ces raisons, l'état du lac Supérieur est considéré comme bon, et celui des autres lacs est considéré comme passable. Bien que les régions extracôtières soient pauvres en éléments nutritifs, des concentrations élevées de ces derniers sont observées dans certaines régions littorales de tous les lacs. En particulier, les concentrations semblent être relativement élevées dans la baie Green, la partie sud de la baie Saginaw, une partie du lac Sainte-Claire, le bassin ouest du lac Érié, la rive sud de la partie centrale du lac Érié, et les régions littorales des rives nord-ouest et sud du lac Ontario (figure 1). Des efforts locaux peuvent être nécessaires dans ces endroits pour réduire ou diminuer les sources et ainsi réduire la pression exercée par les concentrations élevées d'éléments nutritifs sur l'environnement côtier.

Tendances temporelles

Les tendances à long terme du phosphore total sont présentées dans les figures 2 à 8. L'analyse statistique des données indique des tendances à la baisse à long terme pour tous les lacs. En ce qui concerne le lac Supérieur, le déclin n'est observé que pour l'ensemble de données à très long terme (1970 – 2019) d'ECCC, et ce changement se produit à un rythme très lent. Dans les lacs Michigan, Huron, Ontario et dans la baie Georgienne, les tendances à long terme montrent des baisses importantes, les baisses les plus marquées ayant été observées depuis le milieu et la fin des années 1990. En raison des faibles valeurs actuelles et de la variabilité interannuelle importante, il est difficile de dégager des tendances significatives sur dix ans dans les Grands Lacs. De tous les Grands Lacs, c'est dans le lac Érié que l'on observe la plus grande variabilité spatiale et interannuelle. La figure 5 illustre les concentrations de phosphore total dans le bassin central du lac : elles étaient élevées dans les années 1970 (de l'ordre de 18 µg P/L) et plus faibles dans les années 2000 (environ 12 µg P/L). La variabilité des données masque les tendances récentes dans tous les bassins, de sorte que les conditions dans le lac Érié sont considérées comme inchangées pour la plus récente période de dix ans.

Les tendances des concentrations printanières d'azote sont représentées ici par les nitrates (NO_3). Les deux organismes fédéraux possèdent d'excellentes données publiques à long terme sur les nitrates, et les nitrates représentent plus de 95 % de l'azote oxydé total dans les Grands Lacs. Contrairement au phosphore, les concentrations de nitrates ont augmenté à long terme. Les concentrations de nitrates sont les plus faibles dans le lac Érié (le plus productif des lacs), où cet élément nutritif est absorbé par les algues, le phytoplancton et d'autres organismes qui en sont friands. Certaines données laissent croire que la croissance de certaines espèces d'algues peut être alimentée par l'azote, mais en général, on pense qu'un taux élevé de nitrate protège mieux contre les proliférations d'algues bleu-vert, car ces algues ont un avantage concurrentiel dans leur capacité à utiliser l'azote atmosphérique lorsque l'azote est présent en faibles concentrations dans l'eau. Comme les nitrates ont augmenté avec le temps et que le phosphore a diminué, c'est donc le phosphore, et non l'azote, qui est de plus en plus rare dans les Grands Lacs (Dove et Chapra, 2015). Ainsi, la gestion des éléments nutritifs est donc, à juste titre, axée sur la lutte contre le phosphore. À l'heure actuelle, tous les lacs ont un apport limité en phosphore, mais les Grands Lacs d'amont sont les plus touchés par ce phénomène. L'objectif écosystémique de maintenir des rapports supérieurs au rapport de Redfield de 7,2 est actuellement atteint dans tous les lacs, le lac Érié étant le plus à risque (figure 9).

Apports inférés en éléments nutritifs

Les objectifs actuels de l'AQEGL en matière d'éléments nutritifs pour les régions extracôtières des Grands Lacs représentent les conditions qui devraient prévaloir lorsque les objectifs en matière d'apport en éléments nutritifs dans les affluents auront été atteints. Aucune donnée récente sur les apports en phosphore dans les Grands Lacs n'est disponible, sauf pour le lac Érié. Le manque d'informations adéquates pour calculer directement les apports en éléments nutritifs demeure une lacune de taille qu'il faut combler dans une grande partie du bassin des Grands Lacs. En outre, on observe de plus en plus de signes de déséquilibre algal dans les lacs, c'est-à-dire que les conditions eutrophiques (riches en éléments nutritifs) près des rives peuvent persister (ou réapparaître) malgré de faibles concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux du large. Ainsi, les objectifs actuels peuvent ne pas suffire à protéger toutes les zones des lacs. La surveillance insuffisante des apports en éléments nutritifs, particulièrement dans les Grands Lacs d'amont, jumelée à une compréhension incomplète de l'évolution de la dynamique des éléments nutritifs dans le lac, fait que les modèles antérieurs sur lesquels on s'appuie pour comprendre les bilans nutritifs sont insuffisants pour la gestion actuelle et future des éléments nutritifs.

Les objectifs relatifs aux substances portant sur les concentrations de phosphore total dans les eaux libres, et les cibles relatives aux apports de phosphore total dans les Grands Lacs, sont mis à jour et révisés selon les besoins. Des cibles en matière d'apport en éléments nutritifs ont récemment été adoptées pour le lac Érié. Ces cibles exigent

une réduction de 40 % des apports annuels de phosphore total dans les bassins occidental et central du lac Érié, ainsi qu'une réduction de 40 % des apports printaniers de phosphore total et de phosphore réactif soluble provenant d'affluents prioritaires. Ces cibles visent à réduire les apports et à atténuer les problèmes causés par un excès de phosphore dans le lac Érié. Toutefois, dans les autres Grands Lacs, les concentrations de phosphore dans les eaux du large pourraient être beaucoup trop inférieures aux objectifs, alors que certaines zones littorales pourraient recevoir une quantité excessive de phosphore et ainsi subir les effets néfastes d'un enrichissement en éléments nutritifs et d'une prolifération excessive d'algues. Cette dichotomie « abondance et famine » exigera une approche différente pour la gestion des éléments nutritifs. Entre-temps, les organismes environnementaux sont confrontés au défi que représente la gestion efficace des sources d'éléments nutritifs dans les bassins hydrographiques.

État trophique des lacs

L'état trophique d'un lac décrit sa situation sur le plan nutritionnel ou de la croissance. Les concentrations de phosphore, les variables de réponse de la chlorophylle-*a* (un indicateur de la quantité d'algues et de phytoplancton dans un échantillon) et la profondeur du disque de Secchi (un indicateur de la clarté de l'eau) sont employées collectivement pour déterminer l'état trophique d'un milieu. Les objectifs varient d'un lac à l'autre, et dans le cas du lac Érié, les objectifs varient selon les bassins. Collectivement, les données indiquent que les eaux libres des lacs Supérieur, Michigan et Huron sont dans un état ultraoligotrophe (c.-à-d., faible teneur en éléments nutritifs, sous l'objectif d'oligotrophie). Elles indiquent également que le lac Ontario est dans un état oligotrophe (c.-à-d., faible en éléments nutritifs et sous l'objectif), et que l'état du lac Érié va d'eutrophe (riche en éléments nutritifs et supérieur à l'objectif) dans le bassin ouest à mésotrophe dans le bassin central (supérieur à l'objectif), en passant par un état oligotrophe dans le bassin est (inférieur à l'objectif). Ainsi, les régions du large des Grands Lacs présentent une déficience en éléments nutritifs, à l'exception du lac Érié qui renferme par endroits des concentrations élevées d'éléments nutritifs.

Liens

- Benthos – les concentrations d'éléments nutritifs influent sur l'abondance et la composition de la communauté benthique
- *Cladophora* – des quantités élevées d'éléments nutritifs dans la zone littorale favorisent la prolifération d'algues benthiques nuisibles
- Moules de la famille des Dreissenidés – les Dreissenidés influent sur le cycle du phosphore, ce qui peut modifier les concentrations de cet élément dans le lac, le rapport de ces dernières avec les apports en phosphore, et contribuer à la croissance de *Cladophora*
- Proliférations d'algues nocives – les concentrations d'éléments nutritifs influent sur le développement, le moment et la gravité des proliférations d'algues nocives
- Phytoplancton (eau libre) – les concentrations d'éléments nutritifs influent sur l'abondance et la composition de la communauté de phytoplancton
- Qualité de l'eau des affluents – les concentrations d'éléments nutritifs dans les affluents jouent sur les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux des Grands Lacs
- Zooplancton – les concentrations d'éléments nutritifs influent sur l'abondance et la composition de la communauté de zooplancton par le biais du réseau trophique

- Le traitement des eaux usées peut réduire l'apport d'éléments nutritifs dans les lacs
- Changement climatique – l'augmentation de la température des lacs pourrait accélérer la croissance du plancton et des algues. Là où les éléments nutritifs sont abondants (p. ex. régions littorales), des charges supplémentaires peuvent exacerber les dégradations à des températures de l'eau plus élevées.
- Quantité de précipitations – une augmentation des événements météorologiques extrêmes pourrait entraîner d'importants apports d'eaux riches en éléments nutritifs, ce qui pourrait alimenter les proliférations d'algues près des côtes

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et dans les limites acceptables pour le présent rapport.	X			

Les données utilisées dans l'évaluation sont librement accessibles.	Oui	Voici où trouver les données : ECCC : https://open.canada.ca/data/fr/dataset/cfdafa0c-a644-47cc-ad54-460304facf2e USEPA : https://cdx.epa.gov/ NCCA : https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/data-national-aquatic-resource-surveys

Limites des données

Les registres fédéraux de surveillance du phosphore total à long terme présentés ici comprennent des ensembles de données de grande qualité et exhaustifs sur le plan spatial. Les données sont assujetties à un contrôle de la qualité, et les laboratoires sont soumis à des comparaisons et à des tests rigoureux. Des comparaisons interinstitutions sur le terrain ont été effectuées, et d'autres études sont en cours. D'autres données sur le phosphore en zone littorale recueillies par des organismes provinciaux, d'États ou autres sont maintenant incluses; il s'agit d'ensembles de données de haute qualité, et certains d'entre eux, mais pas tous, ont fait l'objet d'essais de comparabilité.

Comme il existe un registre de bonne qualité pour les concentrations de nitrates mesurées par les organismes fédéraux américains et canadiens, et que les nitrates peuvent servir à eux seuls à estimer l'azote biodisponible dans les Grands Lacs, on a remplacé l'azote total par les nitrates (Dove et Chapra, 2015). Toutefois, l'EPA des États-Unis mesure l'azote total depuis 2014. Grâce à des calculs, le Canada dispose de données sur l'azote total depuis 1983 pour le lac Ontario, 1989 pour les lacs Supérieur et Huron, et 1994 pour le lac Érié.

Renseignements supplémentaires

Une surveillance continue de la qualité de l'eau à l'échelle du bassin des Grands Lacs est nécessaire pour assurer une gestion éclairée des éléments nutritifs, suivre les progrès, et mettre à jour l'information sur l'état et les tendances. Des efforts continus sont aussi nécessaires pour maintenir et améliorer les programmes de surveillance sur lesquels le présent sous-indicateur est fondé.

La gestion des éléments nutritifs excessifs est primordiale dans bon nombre de secteurs littoraux des Grands Lacs, en particulier dans le lac Érié. La surveillance de la réaction du lac à l'apport d'éléments nutritifs aidera à déterminer si les cibles en matière d'apport d'éléments nutritifs entraînent l'amélioration de la situation. Une surveillance supplémentaire et/ou l'amélioration de la coordination de la surveillance et de l'intégration peuvent être justifiées pour améliorer notre capacité de détecter des changements significatifs dans un système aussi dynamique. Pour les autres Grands Lacs, des modifications des cibles de charge en éléments nutritifs sont ou seront étudiées par les responsables de l'annexe 4 de l'AQEGL. Une meilleure compréhension de la dynamique des éléments nutritifs dans les Grands Lacs est nécessaire afin d'améliorer la base d'information à partir de laquelle les décisions critiques en matière de gestion des éléments nutritifs sont prises.

Sans effort concerté pour améliorer la surveillance des apports dans le bassin, l'intégration des renseignements sur les apports d'éléments nutritifs à ce sous-indicateur sera difficile. Des travaux importants visant à coordonner, à recueillir et à gérer les données ont été lancés pour le lac Érié, mais aucun effort de ce type n'est déployé à l'échelle des autres Grands Lacs.

Remerciements

Auteurs

Alice Dove, scientifique spécialiste de l'environnement, Surveillance de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada.
Eric Osantowski, spécialiste des sciences physiques, Great Lakes Remediation and Restoration Branch, Great Lakes National Program Office, USEPA

Contributeurs

E.T. Howell, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario.
N. Benoit, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario.
Ngan Diep, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario.
Sarah Bartlett, NewWater (Green Bay Metropolitan Sewerage District).
Matthew Pawlowski, Great Lakes National Program Office, U.S. Environmental Protection Agency.

Sources d'information

Dove, A., et Chapra, S.C. 2015. Long-term trends of nutrients and trophic response variables for the Great Lakes. Limnology and Oceanography. 60(2): 696-721. http://dx.doi.org/10.1002/lno.10055.
U.S. Environmental Protection Agency. 2021. National Coastal Condition Assessment: A Collaborative Survey of the Nation's Estuarine and Great Lakes Nearshore Waters. EPA 841-R-21-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-coastal-condition-assessment-2015-report.

Liste des tableaux

Tableau 1. Objectifs provisoires relatifs aux substances pour les concentrations printanières de phosphore total et les concentrations estivales de chlorophylle a, et état trophique connexe.

Liste des figures

Figure 1. Répartition spatiale du phosphore total (µg/L) dans les Grands Lacs. Les stations d'échantillonnage sont indiquées par des points noirs.

Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada, Environmental Protection Agency des États-Unis, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et NewWater (Green Bay Metropolitan Sewerage District). Les données pour les eaux du large ont été recueillies de 2017 à 2019, tandis que les données pour les eaux littorales couvrent également d'autres années, comme le décrit la section État actuel.

Figure 2. Tendances fédérales (É.-U. et Canada) à long terme pour le phosphore total printanier (avril–mai) au large dans les Grands Lacs (µg/L). L'objectif provisoire de 5 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées.

Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

Figure 3. Tendances fédérales (É.-U.) à long terme pour le phosphore total printanier (avril–mai) dans le lac Michigan (µg/L). L'objectif provisoire de 7 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées.

Source des données : Environmental Protection Agency des États-Unis.

Figure 4. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans les eaux du large du lac Huron (µg/L). L'objectif provisoire de 5 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Les données relatives à la baie Georgienne ne sont pas illustrées, mais les tendances dans le temps correspondent étroitement à celles du lac Huron.

Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

Figure 5. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans les eaux du large du bassin central du lac Érié (µg/L). L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées.

Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

Figure 6. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans le bassin oriental du lac Érié (µg/L). L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Remarquer la différence d'échelle pour le lac Érié.

Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

Figure 7. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans le bassin occidental du lac Érié (µg/L). L'objectif provisoire de 15 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées.

Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

Figure 8. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans le lac Ontario (µg/L). L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées.

Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

Figure 9. Tendances des rapports de NO_3 moyens : PT printanier en eau libre pour les Grands Lacs. Le rapport de Redfield de 7,2 mgN/mgP est surimposé comme estimation du niveau au-dessus duquel les lacs tendraient à manquer de phosphore. La limitation du phosphore est bénéfique, parce que la limitation de l'azote favoriserait les algues bleu-vert potentiellement toxiques (cyanobactéries). D'après Dove et Chapra (2015).

Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Bassin	Phosphore total (µgP/L)	Chlorophylle a (µgChla/L)	État trophique
Lac Supérieur	5	1,3	Oligotrophe
Lac Michigan	7	1,8	Oligotrophe
Lac Huron	5	1,3	Oligotrophe
Ouest du lac Érié	15	3,6	Mésotrophe
Centre du lac Érié	10	2,6	Oligomésotrophe
Est du lac Érié	10	2,6	Oligomésotrophe
Lac Ontario	10	2,6	Oligomésotrophe

Tableau 1. Objectifs provisoires relatifs aux substances pour les concentrations printanières de phosphore total et les concentrations estivales de chlorophylle a, et état trophique connexe.

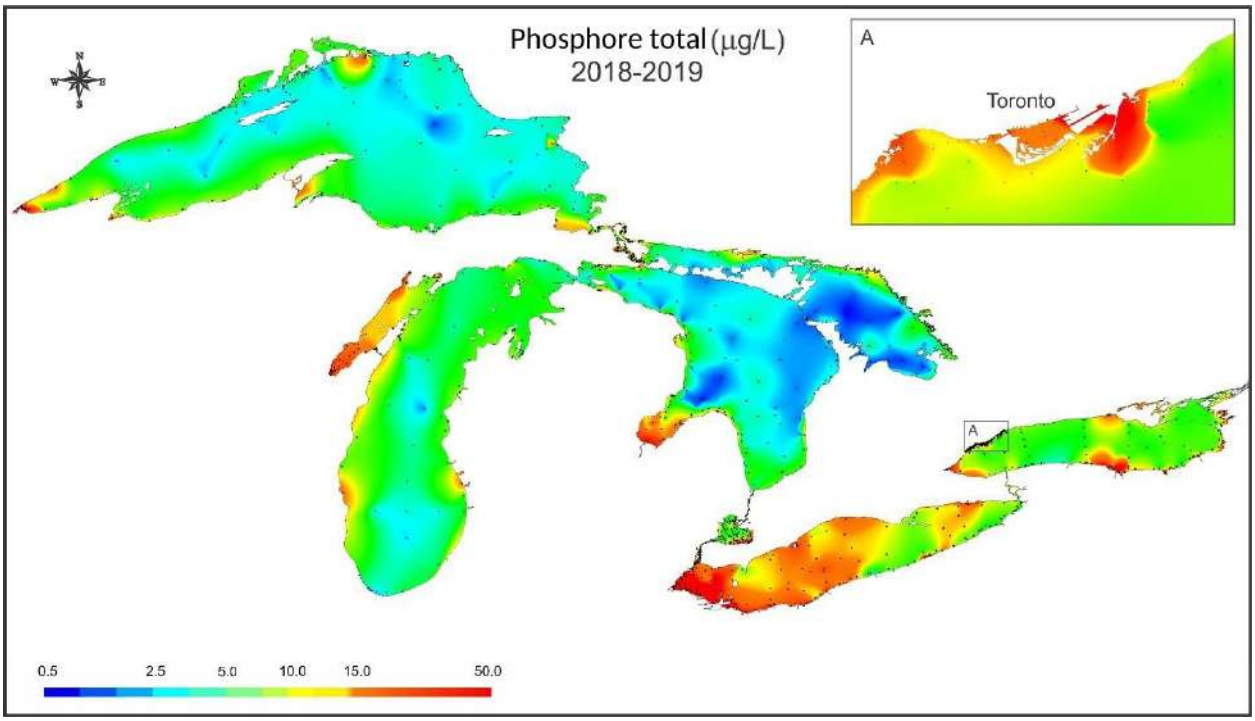


Figure 1. Répartition spatiale du phosphore total (µg/L) dans les Grands Lacs. Les stations d'échantillonnage sont indiquées par des points noirs. Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada, Environmental Protection Agency des États-Unis, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et NewWater (Green Bay Metropolitan Sewerage District). Les données pour les eaux du large ont été recueillies de 2017 à 2019, tandis que les données pour les eaux littorales couvrent également d'autres années, comme le décrit la section État actuel.

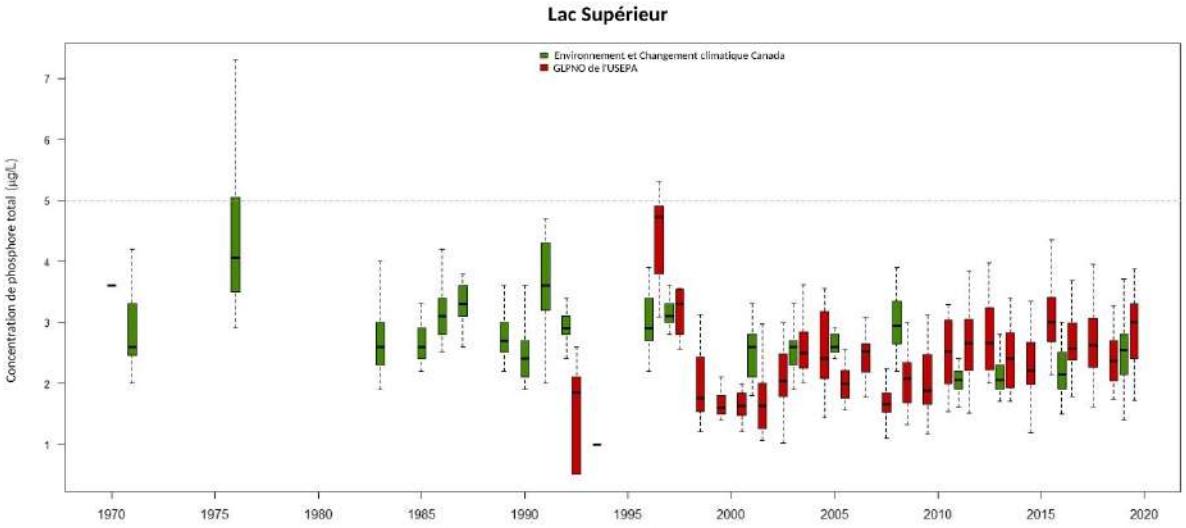


Figure 2. Tendances fédérales (É.-U. et Canada) à long terme pour le phosphore total printanier (avril-mai) au large dans les Grands Lacs (µg/L). L'objectif provisoire de 5 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

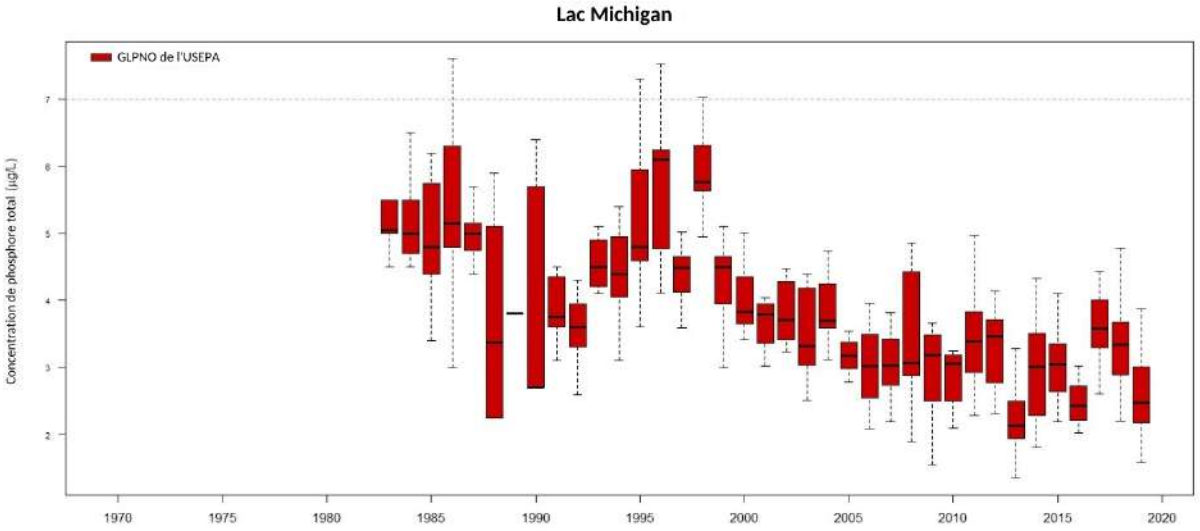


Figure 3. Tendances fédérales (É.-U.) à long terme pour le phosphore total printanier (avril-mai) dans le lac Michigan (µg/L). L'objectif provisoire de 7 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Source des données : Environmental Protection Agency des États-Unis.

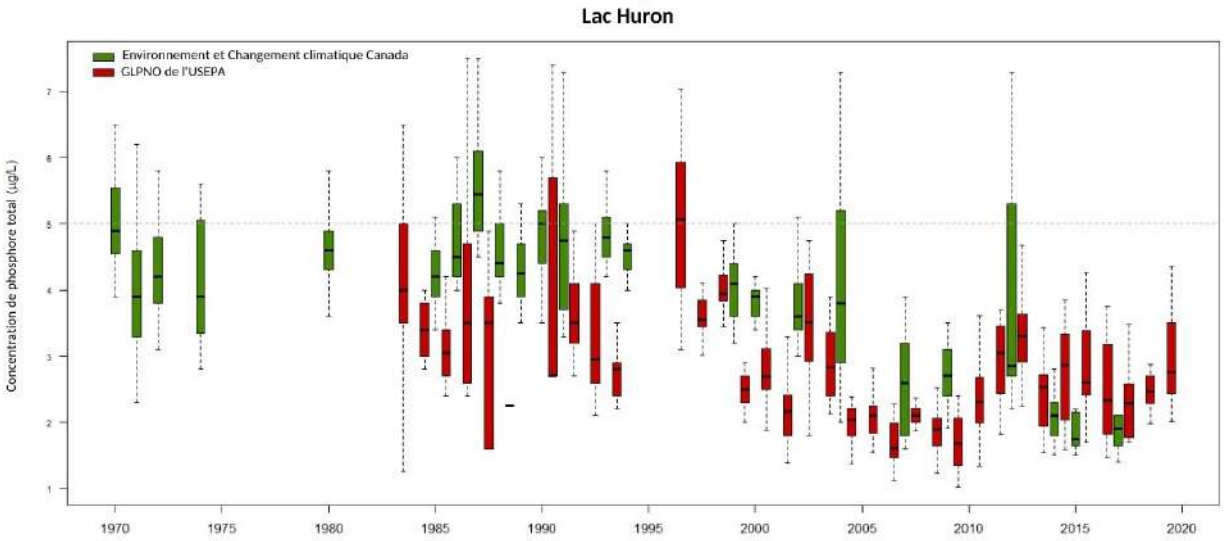


Figure 4. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans les eaux du large du lac Huron (µg/L). L'objectif provisoire de 5 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Les données relatives à la baie Georgienne ne sont pas illustrées, mais les tendances dans le temps correspondent étroitement à celles du lac Huron. Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

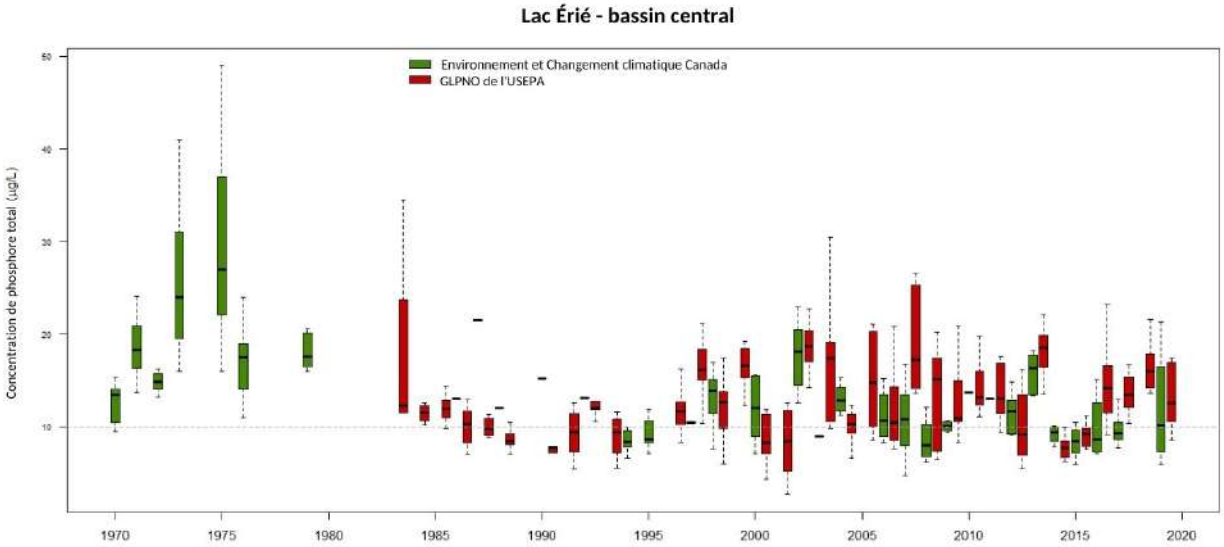


Figure 5. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans les eaux du large du bassin central du lac Érié (µg/L). L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

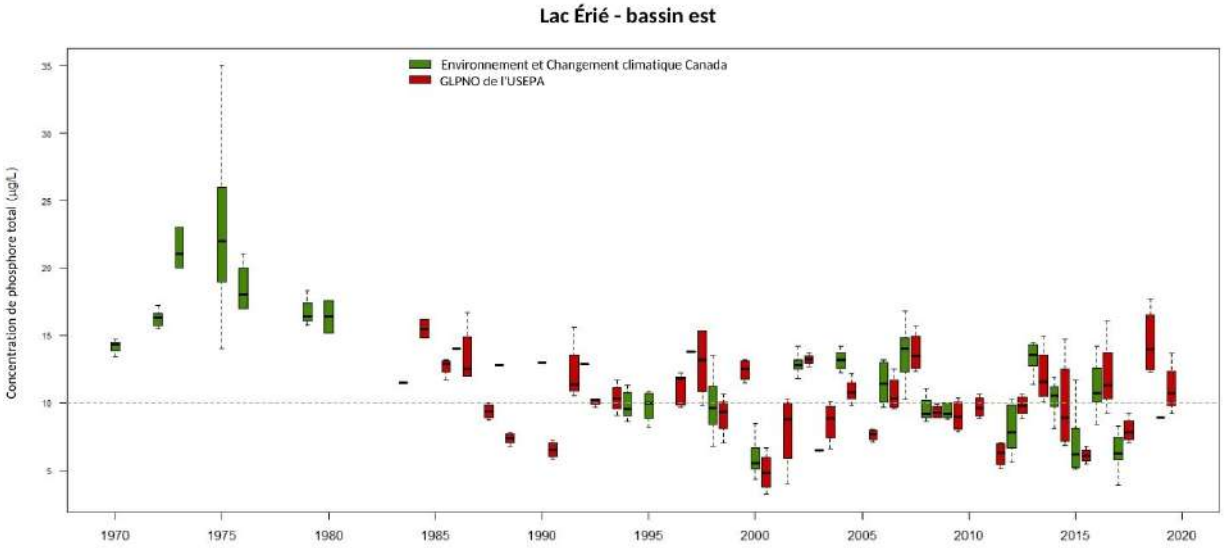


Figure 6. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans le bassin oriental du lac Érié (µg/L). L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

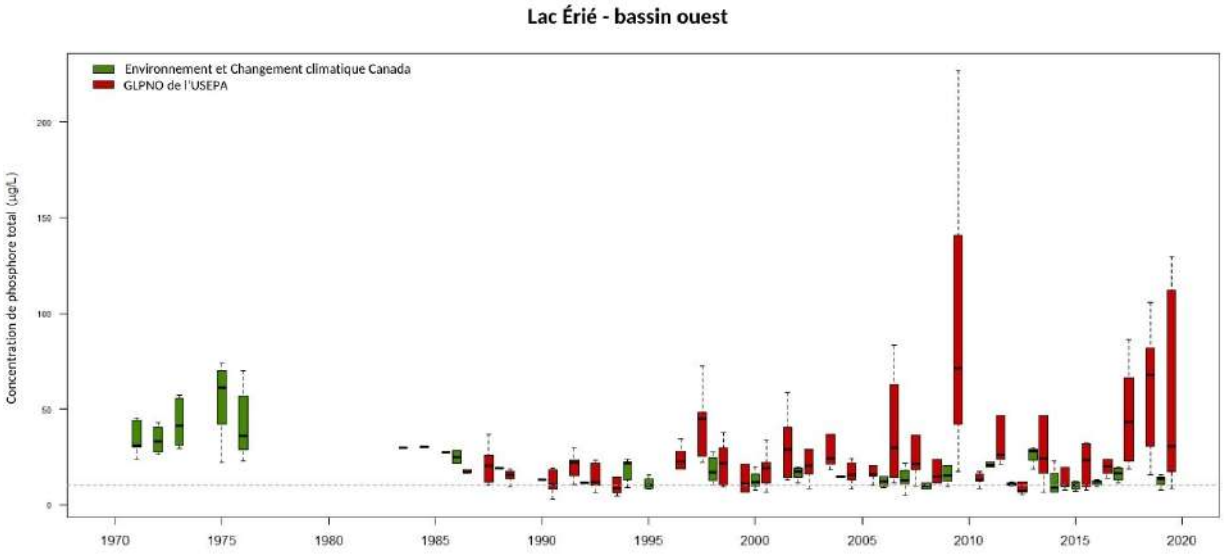


Figure 7. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans le bassin occidental du lac Érié (µg/L). L'objectif provisoire de 15 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

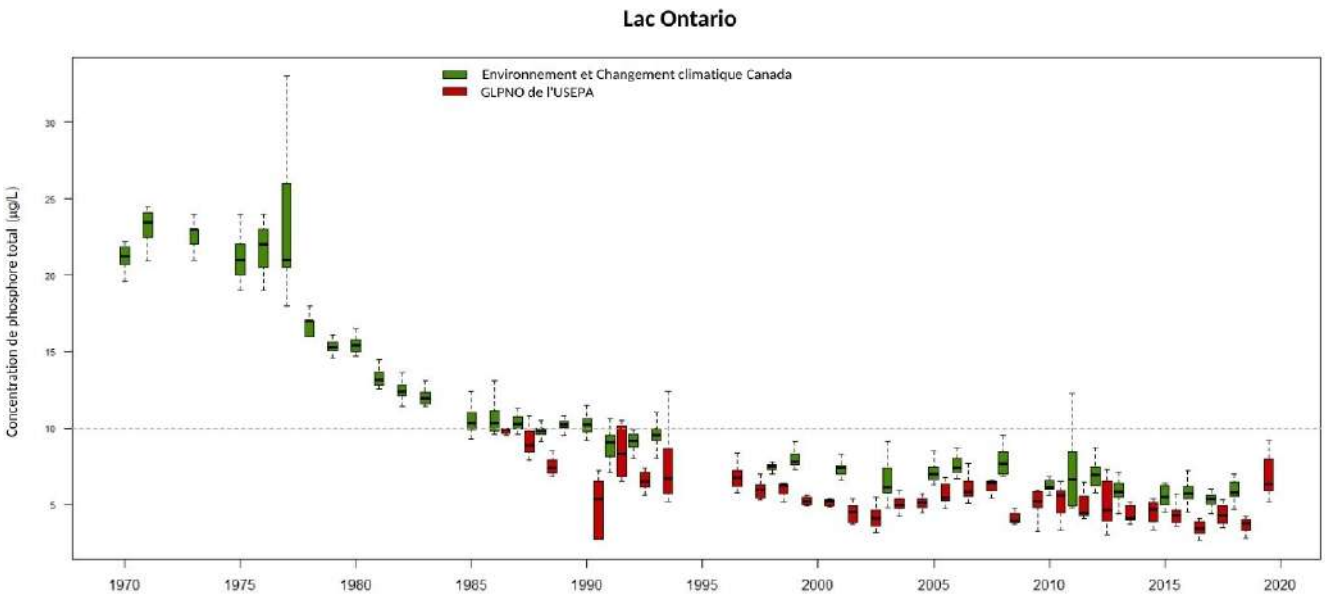


Figure 8. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans le lac Ontario (µg/L). L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

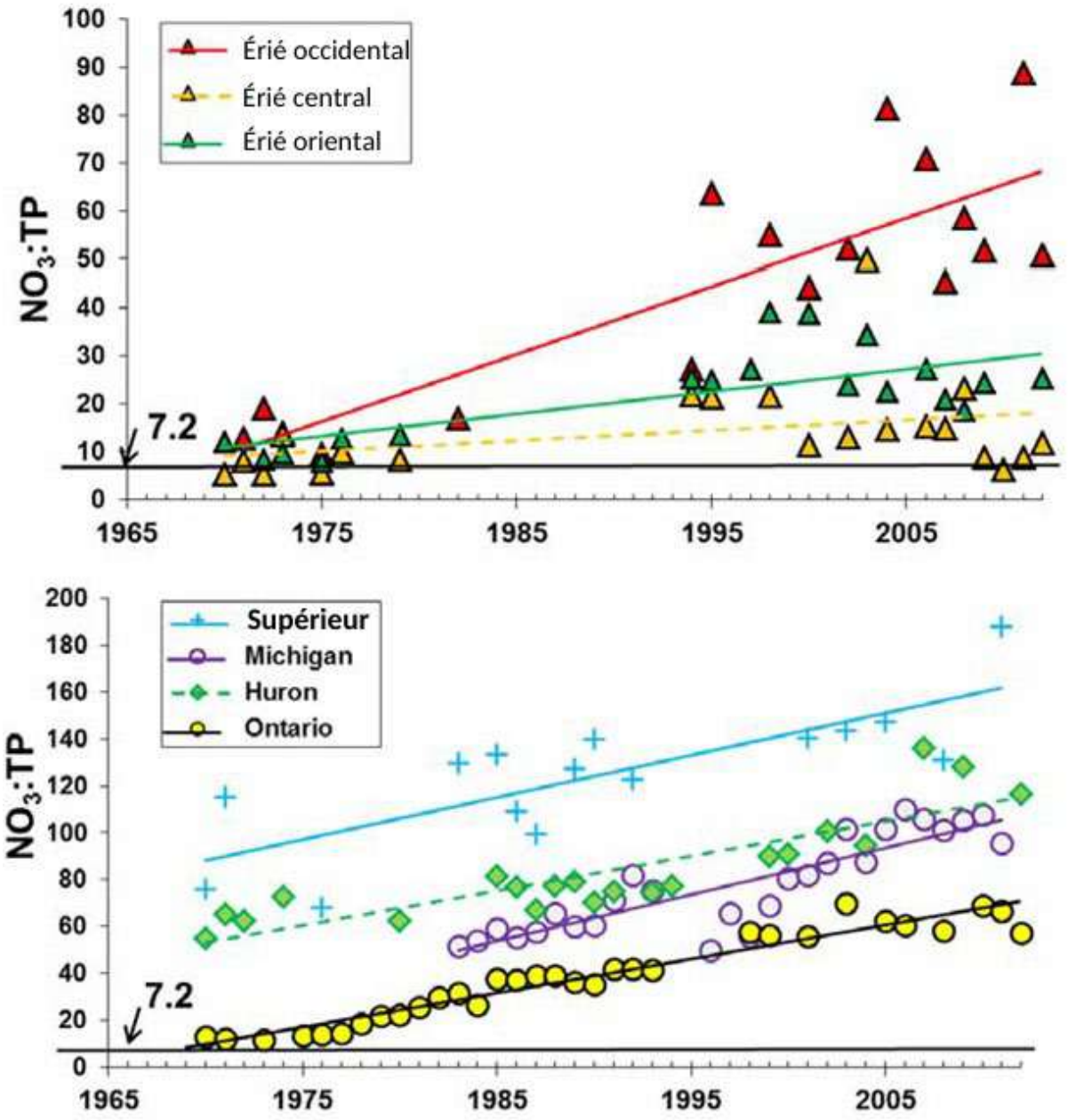


Figure 9. Tendances des rapports de NO_3 moyens : PT printanier en eau libre pour les Grands Lacs. Le rapport de Redfield de 7,2 mgN/mgP est surimposé comme estimation du niveau au-dessus duquel les lacs tendraient à manquer de phosphore. La limitation du phosphore est bénéfique, parce que la limitation de l'azote favoriserait les algues bleu-vert potentiellement toxiques (cyanobactéries). D'après Dove et Chapra (2015). Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

Sous-indicateur : Efflorescences Algal Nuisibles – littoral et baies

Évaluation globale

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans* (d'après le pourcentage de la zone littorale couvert par les proliférations d'algues de 2012 à 2020) : S'améliore

Tendance à long terme : Non évaluée

Justification : Des proliférations d'algues nuisibles constituées de cyanobactéries (PANc) sont régulièrement observées dans le bassin ouest du lac Érié, la baie Green (lac Michigan), la baie Saginaw (lac Huron) et le lac Sainte-Claire. Les proliférations d'algues sont très limitées dans les eaux littorales du lac Ontario, mais il y en a eu notamment dans le port de Hamilton et la baie de Quinte, du côté ontarien. Des PAN épisodiques ont été signalés dans le lac Supérieur au cours de la dernière décennie, en particulier dans le bras ouest du lac et dans le secteur des îles Apostle, mais ces proliférations sont pour la plupart peu fréquentes, de courte durée, de faible superficie et localisées dans la zone littorale (figure 2). Le sous-indicateur utilise des mesures satellitaires des proliférations (voir la section Mesure) qui rendent compte de la superficie annuelle (en pourcentage de couverture) des PANc dans les eaux littorales de chacun des cinq Grands Lacs. Pour le présent rapport, la zone littorale est définie comme les eaux de profondeur ≤ 16 m, seuil fondé sur la recommandation de ≤ 15 m de Binding et *al.* (2015), mais qui a été rajusté à 16 m en raison de la résolution des données bathymétriques disponibles. Des images produites par le radiomètre satellitaire à balayage dans le visible et l'infrarouge (VIIRS : *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite*) est utilisé pour identifier les PANc probables en zone littorale lorsque les conditions y sont favorables (c.-à-d. température de l'eau de surface > 20 °C et concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3; voir Sayers et *al.*, 2016, 2019). Cette mesure n'indique ni la durée d'une PANc ni les concentrations de toxines, mais on a montré qu'elle détecte avec exactitude les PANc et leur étendue dans l'ouest du lac Érié, la baie Saginaw et la baie Green; elle devrait donc détecter de façon fiable les PANc dans les zones littorales de tous les lacs. Le présent rapport ne tient pas compte des zones profondes au large des Grands Lacs parce que l'imagerie satellitaire montre que des proliférations d'algues s'y produisent rarement. Les analyses dont rend compte le rapport portent sur la période de 2012 à 2020 parce que les données VIIRS sur les Grands Lacs ne sont disponibles que pour ces années. Par conséquent, aucune tendance à long terme n'est évaluée dans ce rapport. D'après les données disponibles et l'approche utilisée, des PANc touchent un peu plus de 20 % de la superficie des zones littorales des Grands Lacs, de sorte que l'état est jugé « médiocre » (figure 1). Cette situation est attribuable en grande partie aux proliférations d'algues dans l'ouest du lac Érié, où se trouve une part relativement grande de la superficie totale de la zone littorale des Grands Lacs, et, dans une moindre mesure, à celles dans la baie Green et la baie Saginaw. Toutefois, d'après les données de 2012 à 2020, la superficie couverte par les PANc dans les eaux littorales diminue significativement, de sorte que la tendance sur 10 ans « s'améliore ».

* Remarque : une tendance sur neuf ans est présentée puisque seules les données VIIRS de 2012 à 2020 ont été analysées.

Évaluation de l'état et des tendances lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans* (d'après le pourcentage de la zone littorale couvert par les proliférations d'algues de 2012 à 2020) : Indéterminée

Tendance à long terme : Non évaluée

Justification : Des proliférations d'algues éphémères localisées ont été observées dans plusieurs zones littorales immédiates du lac Supérieur (p. ex. port de Duluth-Superior, autour des îles Apostle depuis 2015, près de Thunder Bay [Ontario] en 2019 et près de Terrace Bay [Ontario] en 2020) depuis le début de la période d'analyse pour le présent rapport (2012) (figure 4). Certaines de ces proliférations, notamment une en 2012, s'étendaient de la zone littorale aux eaux libres du bras ouest du lac Supérieur, près de Duluth; en 2012, des proliférations d'algues ont été détectées dans environ 10 % de la zone littorale du lac. Ces proliférations étaient probablement alimentées par des apports localisés d'éléments nutritifs provenant du bassin versant (Sterner et *al.*, 2020). Toutefois, les concentrations de chlorophylle continuent d'être faibles dans le lac Supérieur, et les proliférations d'algues étaient pour la plupart non toxiques. Les méthodes de télédétection utilisées pour le présent rapport ne permettent pas d'évaluer de nombreuses zones tout près des rives en raison de l'interférence spectrale du milieu terrestre adjacent, ce qui signifie que les superficies des proliférations d'algues présentées ici pourraient être légèrement sous-estimées. Néanmoins, la superficie annuelle moyenne des proliférations d'algues en zone littorale qui sont visibles pour les satellites s'est maintenue à environ 2 % de la zone littorale du lac depuis 2018, ce qui suggère que l'état du lac à cet égard est « bon » (figure 3). Les données VIIRS indiquent également que l'état s'améliore par rapport aux années aberrantes, comme 2012 (figure 3). Par contre, les signalements de proliférations d'algues dans les zones littorales qui n'ont pas pu être évaluées par la méthode actuelle ont augmenté ces dernières années. Bien qu'il soit peu probable que ces proliférations couvrent 5 % ou plus de la zone littorale du lac Supérieur, la tendance sur 10 ans est considérée comme « indéterminée » dans le présent rapport en raison de ces observations.

* *Remarque : une tendance sur neuf ans est présentée puisque seules les données VIIRS de 2012 à 2020 ont été analysées.*

Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans* (d'après le pourcentage de la zone littorale couvert par les proliférations d'algues de 2012 à 2020) : Inchangée

Tendance à long terme : Non évaluée

Justification : Des proliférations de cyanobactéries sont signalées dans de nombreuses embouchures de rivières le long de la rive ouest du lac Michigan et dans des baies eutrophes comme la baie Muskegon et la baie Green (figure 6). Les cartes de fréquence des PANc indiquent que ces dernières sont plus fréquentes à l'extrémité sud de la baie Green, où la rivière Fox se jette dans la baie (figure 7). Les années de fortes proliférations (p. ex. 2012 et 2020), les PANc s'étendent plus au nord le long des rives est ou ouest de la baie Green. Chaque année de 2012 à 2020, il y a eu des proliférations d'algues dans 5 à 20 % de la zone littorale du lac Michigan; elles couvraient en moyenne 10 % de cette zone entre 2018 et 2020. L'état du lac à cet égard a donc été jugé « passable » (figure 5). L'analyse de régression des données de 2012 à 2020 indique que la tendance pour la zone littorale est

« inchangée ». La tendance sur 10 ans reflète en grande partie la situation dans la baie Green, où les proliférations d'algues sont les plus courantes et les plus étendues.

* *Remarque : une tendance sur neuf ans est présentée puisque seules les données VIIRS de 2012 à 2020 ont été analysées.*

Lac Huron

État : Passable

Tendance sur 10 ans* (d'après le pourcentage de la zone littorale couvert par les proliférations d'algues de 2012 à 2020) : Inchangée

Tendance à long terme : Non évaluée

Justification : Le lac Huron est généralement oligotrophe dans toute la zone au large et dans de nombreuses zones littorales, mais des PANc se produisent l'été dans certaines baies, notamment la baie Saginaw (figure 9). De 2012 à 2020, des PANc se sont généralement produites dans 8 à 20 % de la zone littorale du lac, mais elles ont couvert plus de 20 % de la zone littorale en 2014 (figure 8). De 2018 à 2020, les PANc ont couvert en moyenne environ 13 % de la zone littorale, de sorte que l'état du lac Huron à cet égard est jugé « passable », et la tendance est « inchangée » parce qu'il n'y a pas eu de tendance temporelle significative de 2012 à 2020 (figure 8). L'état du lac quant aux PANc reflète en grande partie la situation dans la baie Saginaw, où les proliférations d'algues sont les plus courantes et les plus étendues (figure 10), particulièrement dans le sud-est de la baie. L'évaluation de la tendance des PANc dans la zone littorale concorde avec celle de Wynne et *al.* (2021), qui n'ont observé aucune tendance de la biomasse des cyanobactéries de 2000 à 2019 dans la baie Saginaw.

* *Remarque : une tendance sur neuf ans est présentée puisque seules les données VIIRS de 2012 à 2020 ont été analysées.*

Lac Érié

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans* (d'après le pourcentage de la zone littorale couvert par les proliférations d'algues de 2012 à 2020) : S'améliore

Tendance à long terme : Non évaluée

Justification : Des PANc continuent de se produire dans le lac Érié, particulièrement dans le bassin ouest. Les cartes de fréquence de télédétection des PANc (figure 13) montrent que celles-ci se produisent chaque année le long du littoral de l'Ohio, notamment à l'embouchure de la rivière Maumee (Matson et *al.*, 2020), et s'étendent sur la moitié du littoral du Michigan. Des proliférations se produisent régulièrement dans le bassin central du lac, surtout le long de la rive sud, et occasionnellement dans la zone littorale du bassin est (figure 12). Les PANc ont été particulièrement graves en 2012, lorsqu'elles ont couvert plus de 60 % de la zone littorale du lac, d'après les données de télédétection. Depuis 2012, le pourcentage de couverture a varié de 30 à 55 % de la zone littorale, et de 36 % de 2018 à 2020. La tendance de la superficie des PANc de 2012 à 2020 est à la baisse, de sorte que l'état est jugé « médiocre », et la tendance « s'améliore » (figure 11).

* *Remarque : une tendance sur neuf ans est présentée puisque seules les données VIIRS de 2012 à 2020 ont été analysées.*

Lac Ontario

État : Bon

Tendance sur 10 ans* (d'après le pourcentage de la zone littorale couvert par les proliférations d'algues de 2012 à 2020) : Inchangée

Tendance à long terme : Non évaluée

Justification : Le pourcentage annuel de la zone littorale couvert par les proliférations d'algues de 2012 à 2020, calculé à partir des données satellitaires VIIRS, était toujours très faible puisque peu ou pas de proliférations ont été observées durant ces années. Des proliférations éparses couvrant de faibles superficies en zone littorale sont parfois observées (figures 14 et 15), et des proliférations importantes se produisent au port de Hamilton et dans la baie Quinte, du côté canadien. Bien que les méthodes de télédétection utilisées pour le présent rapport ne peuvent pas détecter les proliférations dans certaines eaux littorales du lac Ontario en raison de l'interférence spectrale du milieu terrestre adjacent (figure 15), ces proliférations ne représenteraient pas plus que 5 % de la zone littorale. De 2018 à 2020, le pourcentage de couverture moyen des proliférations était de 0,03 %, et l'état de la zone littorale est donc jugé « bon ». Aucune tendance n'est discernable dans le pourcentage de couverture de 2012 à 2020, la tendance est donc « inchangée » (figure 14).

* *Remarque : une tendance sur neuf ans est présentée puisque seules les données VIIRS de 2012 à 2020 ont été analysées.*

Définitions de l'évaluation de l'état

Les évaluations de l'état sont fondées sur la superficie moyenne de la zone littorale (≤ 16 m de profondeur) couverte par les proliférations de cyanobactéries nuisibles (PANc) de 2018 à 2020, d'après les données VIIRS. Pour déterminer l'état, les estimations du pourcentage de la zone littorale couvert par les proliférations sont comparées aux seuils suivants :

Bon : < 5 % de la zone littorale évaluée (pourcentage moyen de 2018 à 2020) qui a présenté des conditions de prolifération d'algues.

Passable : 5-20 % de la zone littorale évaluée (pourcentage moyen de 2018 à 2020) qui a présenté des conditions de prolifération d'algues.

Médiocre : > 20 % de la zone littorale évaluée (pourcentage moyen de 2018 à 2020) qui a présenté des conditions de prolifération d'algues.

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Voir la section Mesure pour la description des mesures.

Remarque : Les estimations des superficies couvertes par les proliférations dans chaque lac excluent un petit pourcentage (lacs Érié, Huron et Michigan) et un pourcentage modéré (lacs Supérieur et Ontario) de la zone littorale en raison des limites de la méthode satellitaire dans les eaux peu profondes adjacentes au milieu terrestre. L'état est déterminé en fonction des conditions dans les zones littorales évaluées. Les conditions dans les zones non évaluées sont abordées à la section Conditions écologiques, plus bas.

Définitions de l'évaluation de la tendance

Les tendances ont été évaluées par analyse de régression de la superficie annuelle moyenne couverte par les proliférations d'algues et selon les critères suivants :

S'améliore : baisse significative ($p < 0,05$) de la superficie annuelle moyenne des PAN durant la période en question.

Inchangée : aucune baisse significative ($p > 0,05$) de la superficie annuelle moyenne des PAN durant la période en question.

Se détériore : hausse significative ($p < 0,05$) de la superficie annuelle moyenne des PAN durant la période en question.

Indéterminée : les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour dégager une tendance.

La tendance sur neuf ans est déterminée pour chaque lac à partir des données satellitaires VIIRS de 2012 à 2020.

Objectifs ou cibles

Pour le présent sous-indicateur, l'objectif est de réduire au minimum les occurrences et les superficies des PAN dans chacun des lacs. Cet objectif devrait garantir que la biomasse des cyanobactéries reste à des niveaux qui ne produisent pas de concentrations de toxines qui menacent la santé humaine dans les eaux des Grands Lacs. La méthode utilisée pour estimer l'étendue des proliférations d'algues dans le présent rapport ne fournit pas de données sur la toxicité *in situ*. Des données sur la toxicité seront probablement incluses dans les futurs rapports.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à évaluer le danger que les proliférations d'algues nocives peuvent présenter pour la santé humaine, les animaux de compagnie et d'autres organismes ou écosystèmes.

Objectif pour l'écosystème

L'eau devrait pouvoir être bue ou utilisée à des fins récréatives en toute sécurité et être essentiellement exempte de cyanobactéries ou d'algues nocives toxiques ou trop abondantes qui peuvent nuire à la santé des humains, des animaux ou de l'écosystème ou avoir d'autres effets négatifs importants.

Ce sous-indicateur appuie le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 6 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'éléments nutritifs entrant directement ou indirectement dans les eaux du fait d'une activité humaine dans des quantités favorisant la croissance d'algues et de cyanobactéries qui interfèrent avec la santé de l'écosystème aquatique ou l'utilisation humaine de l'écosystème ».

Mesure

Les proliférations d'algues sont très dynamiques dans le temps et l'espace, ce qui limite considérablement la capacité de l'échantillonnage in situ à rendre compte des conditions dans l'ensemble d'un lac, à relever les zones potentiellement préoccupantes et à documenter les tendances à long terme. Les progrès de la télédétection par satellite ont considérablement amélioré les capacités de surveillance des proliférations d'algues, car ils offrent la couverture spatiale et temporelle (fréquence des mesures répétées) nécessaire à la surveillance synoptique complète des conditions de proliférations dans les Grands Lacs. Plusieurs algorithmes de télédétection sont utilisés pour calculer les concentrations de chlorophylle ou la biomasse des cyanobactéries afin de déterminer la superficie et l'intensité ou la gravité des PAN dans les Grands Lacs, et les données climatologiques tirées de l'imagerie satellite permettent d'interpréter les tendances historiques de caractéristiques à l'échelle du bassin. La science des algorithmes et de la création de produits issus de la télédétection a atteint une maturité telle que plusieurs produits opérationnels de télédétection des proliférations d'algues dans les Grands Lacs sont maintenant disponibles et distribués à la communauté des chercheurs et des gestionnaires des ressources en eau (p. ex. le HABTracker de la NOAA [Stumpf et al., 2016] et l'EOLakeWatch d'ECCC [Binding et al. 2021]). Cette communauté a accès à un grand nombre de capteurs et d'algorithmes, mais nous nous concentrons ici sur les processus de traitement utilisés pour la création des produits de télédétection des proliférations d'algues fournis par le Michigan Tech Research Institute (MTRI). Les approches algorithmiques reposent sur la détection des principales propriétés bio¬ optiques des algues et des cyanobactéries (p. ex. l'absorption, la rétrodiffusion, la fluorescence) dans le spectre électromagnétique à l'aide de modèles d'inversion semi-analytiques mis au point par le MTRI. Le MTRI produit ainsi des estimations annuelles des superficies moyennes et maximales des PANc dans l'ouest du lac Érié, la baie Saginaw et la baie Green. Le MTRI utilise également cette approche pour déterminer la superficie annuelle couverte par les écumes de cyanobactéries de surface dans le bassin ouest du lac Érié.

Pour déterminer la superficie couverte par les PANc dans la baie Green, la baie Saginaw et l'ouest du lac Érié, le MTRI utilise une version modifiée du Color Producing Agent Algorithm (CPA-A). Selon Sayers et al. (2019), il s'agit d'un algorithme bio-optique semi analytique de mesure des concentrations de chlorophylle a qui optimise simultanément les concentrations estimées des trois constituants optiquement actifs (chlorophylle, particules non algales et matière organique dissoute colorée) à l'aide d'un modèle hydro optique établi à partir de mesures in situ détaillées faites dans l'ouest du lac Érié (Shuchman et al., 2006; Shuchman et al., 2013). Pour la détection des PAN, le CPA A est enrichi de relations empiriques entre la chlorophylle a et des variables environnementales (p. ex. la température de surface de l'eau) et est utilisé à l'aide de la relation linéaire observée entre la concentration de chlorophylle a et la concentration du pigment phycocyanine à la surface de l'eau. Dans cette approche, une valeur seuil de 18 mg/m3 de chlorophylle a a servi à classer les pixels comme des PANc d'après une analyse de régression segmentée (Sayers et al. 2016).

Pour le présent rapport, ces méthodes ont été appliquées aux zones littorales des Grands Lacs, lesquelles sont définies comme toutes les zones de profondeur ≤ 16 m, valeur semblable à la profondeur de 15 m utilisée par Binding et al. (2015) pour délimiter la zone littorale de la zone au large dans leur étude de télédétection satellitaire de la clarté de l'eau. Un seuil de 16 m a été utilisé plutôt que le seuil de 15 m de Binding et al. (2015) pour délimiter la zone littorale en raison de la résolution des données bathymétriques utilisées. Les estimations annuelles de la superficie couverte par les proliférations d'algues en zone littorale de 2012 à 2020 ont été obtenues pour chaque lac au moyen du CPA-A du MTRI appliqué aux données satellitaires VIIRS. Pour chaque année, les pixels des images sans nuages obtenues d'avril à octobre ont été traités par le CPA-A. Une prolifération de cyanobactéries était enregistrée si un pixel présentait une concentration de chlorophylle a ≥ 18 mg/m3 et une température de surface ≥ 20 °C dans au moins une image pour la période avril-octobre. Pour chaque année, le pourcentage de la superficie totale de la zone littorale qui a été touché par au moins une prolifération d'algues a été calculé en tant que

mesure d'évaluation. La tendance de cette mesure des proliférations d'algues de 2012 à 2020 a été déterminée pour chaque lac et a fait l'objet d'un test de signification statistique (régression linéaire). Remarque : comme la méthodologie ne comprend pas de relations empiriques permettant de déterminer si une prolifération est nocive ailleurs que dans l'ouest du lac Érié, la baie Green et la baie Saginaw, cette mesure vise à identifier les proliférations de cyanobactéries, peu importe leur composition, qu'elles soient nocives ou non.

Voici les seuils de pourcentage de couverture des PANc en zone littorale choisis pour qualifier l'état du lac à cet égard : < 5 % pour un état « bon », de 5 à 20 % pour un état « passable » et > 20 % pour un état « médiocre ». Ces plages de pourcentages s'appuient sur nos connaissances préalables sur l'étendue des proliférations saisonnières et épisodiques d'après les données satellitaires historiques et les activités passées d'échantillonnage in situ dans les chacun des Grands Lacs.

Conditions écologiques

Contexte

Les proliférations d'algues ou cyanobactéries nocives constituent un problème mondial dans les eaux eutrophes à forte charge en nutriments. On peut distinguer ces proliférations nocives des proliférations d'algues non nocives (c.-à-d. celles qui ne causent qu'une nuisance) par leurs effets sur la qualité de l'eau et le biote connexe, qui sont en général liés à la production de toxines. Les algues de nuisance sont celles dont les effets sur l'écosystème sont généralement associés à l'abondance de leur biomasse et non à la production de toxines. Les proliférations d'algues ou de cyanobactéries nocives ou d'algues de nuisance peuvent avoir des effets négatifs sur les services écosystémiques fournis par les lacs et sur leur apparence ou leur utilisation à des fins récréatives. À la fin des années 1970, avant les travaux d'assainissement des Grands Lacs, les proliférations d'algues constituaient un grave problème dans bon nombre de zones littorales et de zones au large des lacs (p. ex., Watson et *al.*, 2008 et 2009). À cette époque, les risques que présentaient les toxines algales étaient encore peu connus et on se préoccupait surtout de la dégradation esthétique, du goût et des odeurs, des effets sur le réseau trophique, de la souillure des plages, de l'encrassement des prises d'eau et des filets et des incidences économiques. Les travaux d'assainissement à l'échelle des lacs, qui ont été entrepris dans les années 1980, visaient principalement à réduire la charge en nutriments provenant des sources ponctuelles. Ils ont permis d'atténuer de nombreux problèmes de prolifération d'algues, les progrès réalisés étant en grande partie évalués par rapport à des cibles de réduction du phosphore total (PT) et de la chlorophylle a (voir le rapport sur le sous-indicateur des nutriments dans les lacs). Si les proliférations d'algues ou de cyanobactéries nocives ou d'algues de nuisance ont largement les mêmes causes et les mêmes effets, les estimations et analyses présentées dans le présent rapport n'incluent pas les algues de nuisance (p. ex. *Cladophora*). L'analyse du MTRI caractérise le phytoplancton de surface, mais pas les algues nuisibles benthiques.

La plupart des proliférations d'algues dans les Grands Lacs sont observées dans des zones littorales peu profondes (figure 2). Il s'agit des zones qui souffrent le plus des problèmes liés à l'aménagement des rives et de l'apport d'éléments nutritifs, et où le public est généralement plus sensibilisé aux problèmes. La zone littorale étant délimitée à 16 m de profondeur, sa superficie par rapport à celle du lac varie de 1-10 % dans le lac Supérieur à 60-90 % dans le lac Érié. De même, les aires d'influence des facteurs physiques et climatiques (ruissellement, érosion, formation de barres thermiques, remontée et plongée des eaux, courants littoraux et au large, régimes de circulation, apports d'eaux de surface et souterraines, régulation du niveau des lacs, formation de glace, etc.) varient d'un lac à l'autre. Les zones littorales sont donc très dynamiques, et la biomasse et la composition des communautés de phytoplancton varient beaucoup dans le temps et l'espace. En outre, les méthodes utilisées sous-estiment quelque peu les superficies couvertes par les PANc en zone littorale en raison de la contamination spectrale par la

réflectance du milieu terrestre adjacent et par la réflectance benthique tout près des rives. Les lacs Supérieur et Ontario ont présenté une plus grande part de leur zone littorale où les proliférations n'étaient pas observables par satellite, puisque ces lacs ont une zone littorale particulièrement étroite. Pour chaque lac, le rapport présente les superficies des PANc détectées dans les zones littorales visibles par satellite.

État actuel des proliférations d'algues nocives dans les Grands Lacs

Lac Supérieur : Des PAN épisodiques ont été signalés dans le lac Supérieur au cours de la dernière décennie, mais elles sont généralement peu fréquentes, de courte durée, de faible étendue et localisées tout près du rivage. Sterner et *al.* (2020) ont montré que les proliférations d'algues sont associées au réchauffement du lac et à des pluies extrêmes. Une inondation catastrophique survenue en 2012 a entraîné une vaste prolifération qui s'est étendue aux eaux libres du bras ouest du lac Supérieur, près de Duluth. En 2018, une autre prolifération notable près de Duluth s'est étendue de la zone littorale aux eaux libres du lac et n'est donc pas bien représentée dans la figure 3 puisque le présent rapport ne porte que sur les eaux littorales. Des proliférations ont également été observées autour des îles Apostle depuis 2015, à Thunder Bay (Ontario) en 2019 et à Terrace Bay (Ontario) en 2020 (figure 1). Les proliférations dans le lac Supérieur semblent principalement attribuables au changement climatique et aux apports localisés d'éléments nutritifs provenant d'affluents du lac; à ce qu'on sache, les proliférations ne sont pas causées par les éléments nutritifs provenant du lit du lac. L'espèce qui forme le plus souvent des PAN dans le lac Supérieur est la cyanobactérie *Dolichospermum lemmermannii*, une espèce dont on n'a pas montré qu'elle produisait des toxines dans des échantillons d'eau libre du lac Supérieur. À l'île Barker, dans les ports jumeaux de Duluth (MN) et de Superior (WI), un échantillon prélevé lors d'une PAN de courte durée (quelques heures) contenait les cyanotoxines microcystine (8,7 ug/L, juste au-dessus du seuil d'avis de baignade de l'EPA des États-Unis) et saxitoxine (0,022 ug/L, le seuil de détection). Comme l'échantillon contenait deux autres espèces en plus du *Dolichospermum lemmermannii*, il est possible qu'elles aient produit les toxines (Wisconsin DNR, communication personnelle). Les proliférations en zone littorale sont généralement provoquées par le vent et durent des heures. Ces observations sont attestées par des parties prenantes dans la région et par les programmes de surveillance ciblés dans les lacs.

Les paramètres de télédétection des proliférations d'algues offrent l'avantage de permettre une analyse rétrospective et de fournir des mesures objectives des conditions de prolifération dans une bonne partie de la zone littorale, ce que ne permet pas la surveillance in situ des PAN dans les lacs. Il existe cependant certaines limites liées à l'interférence spectrale causée par le milieu terrestre adjacent qui posent des défis pour la mesure par télédétection des paramètres de l'eau tout près des rives et qui nécessitent généralement des corrections pour tenir compte de la réflectance du fond. De plus, les proliférations d'algues dans le lac Supérieur sont habituellement observées sous le seuil de 18 mg/m^3 de chlorophylle qui a été choisi pour des raisons d'uniformité dans tous les Grands Lacs. Par conséquent, les mesures présentées sous-représentent probablement certaines des proliférations de moindre biomasse signalées ces dernières années. Malgré les limites de cette approche dans certaines zones littorales, il est peu probable que les PANc se produisent dans plus de 5 % de la zone littorale du lac, de sorte que l'état du lac à cet égard est jugé « bon ». Compte tenu des limites de l'approche actuelle et de l'augmentation du nombre de proliférations d'algues signalées dans certaines zones littorales, nous avons classé la tendance des PANc dans le lac Supérieur de 2012 à 2020 comme « indéterminée ». Des progrès de la technologie de télédétection et la mise au point de meilleurs algorithmes pour cette région amélioreront notre capacité de surveiller et d'évaluer les proliférations très dynamiques à faible biomasse dans les zones littorales immédiates du lac Supérieur.

Lac Michigan : Dans le lac Michigan, des PANc ont été signalées dans certaines régions côtières et baies eutrophes comme la baie Green (WI) et dans de nombreuses embouchures submergées de rivières le long du rivage ouest du lac. La superficie annuelle moyenne des proliférations d'algues est restée stable ces dernières années, aucune

tendance significative n'ayant été observée de 2012 à 2020 (figure 5). La superficie des proliférations a présenté une grande variabilité saisonnière et interannuelle durant cette période. Le pourcentage de couverture des proliférations était particulièrement faible certaines années (p. ex. 2019) et beaucoup plus élevé dans d'autres années (p. ex. 2020). Les cartes de fréquence des PANc montrent que celles-ci se concentrent à l'extrémité sud de la baie Green, où la rivière Fox se jette dans la baie. Les années de fortes PANc (p. ex. 2012 et 2020), celles-ci s'étendent plus loin au nord, le long des rives est ou ouest (figure 7).

Lac Huron : Le lac Huron présente généralement de faibles concentrations d'éléments nutritifs, mais des PANc se produisent dans certaines zones littorales, particulièrement dans la baie Saginaw et la baie Sturgeon (baie Georgienne). Des proliférations de cyanobactéries ont été signalées au début des années 1980 (Bierman et Dolan, 1981), mais des proliférations toxiques n'ont été signalées qu'après le début des années 2000 (Brittain et *al.*, 2000; Vanderploeg et *al.*, 2001). Depuis 2012, la superficie annuelle des PANc représentait environ 8 à 22 % de la zone littorale, mais l'analyse de régression indique que la tendance à court terme des PAN dans la zone littorale du lac Huron est « inchangée » (figure 8). Dans la baie Saginaw, où les proliférations sont les plus courantes et les plus étendues, des PANc ont été observées le long de la majeure partie du rivage de la baie intérieure, s'étendant le plus souvent juste à l'est de l'embouchure de la rivière Saginaw (figure 10). À l'exception des années où les proliférations sont les plus importantes, des PAN sont rarement observées sur plus de 40 % des images satellites claires prises durant la saison des proliférations d'algues.

Lac Érié : Le lac Érié continue d'être touché par des proliférations de cyanobactéries dans tout son bassin ouest et, moins fréquemment, le long des rives de son bassin central en Ohio et en Pennsylvanie (figure 12). Le lac Sainte-Claire n'a pas été inclus dans l'analyse, mais des PAN dans ce lac sont documentées dans McKay et *al.* (2020). Les cartes de fréquence des PAN (figure 13) indiquent que, de 2012 à 2020, des proliférations se sont produites dans une grande partie du bassin ouest du lac Érié, les eaux proches de la rivière Détroit étant la principale exception. Les proliférations sont principalement observées le long de la rive sud du lac Érié, s'étendant de la baie Maumee à Lakeside Marblehead, et même jusque dans le bassin central du lac les années de prolifération extrême. Les proliférations sont les plus persistantes près de l'embouchure de la rivière Maumee, où on les observe sur plus de 60 % des images satellites claires prises durant la saison des proliférations d'algues. Chaque année depuis 2012, au moins une PANc s'est produite dans 30 % à 60 % de la zone littorale du lac Érié. Toutefois, depuis 2012, la superficie couverte par les proliférations d'algues a significativement diminué à raison de 3 % de la zone littorale par année, de sorte que la tendance sur 10 ans « s'améliore ».

Lac Ontario : Les proliférations d'algues sont très limitées dans les eaux littorales du lac Ontario, mais il y en a eu notamment dans le port de Hamilton et la baie de Quinte, du côté ontarien (McKindles et *al.*, 2020). Le pourcentage annuel de couverture de la zone littorale du lac Ontario par les proliférations d'algues, calculé à partir des données satellitaires VIIRS, était souvent très faible ou nul, c.-à-d. qu'il y a eu peu ou pas de proliférations détectables certaines années. L'état du lac à cet égard est donc jugé « bon », et la tendance de 2012 à 2020 est « inchangée » puisqu'il n'y a eu aucun changement significatif durant cette période (figure 14). Nous reconnaissons que des portions relativement importantes de la zone littorale n'ont pas pu être évaluées dans les parties centrale et orientale du lac, y compris les secteurs susmentionnés où l'on sait que des proliférations se produisent. Toutefois, les proliférations d'algues qui se produisent dans ces secteurs ne représenteraient pas plus de 5 % de la zone littorale si elles pouvaient être détectées par la méthode satellitaire actuelle. Par conséquent, l'évaluation actuelle reflète probablement les conditions récentes. Comme il a été indiqué pour le lac Supérieur, les progrès futurs de la technologie et des méthodes d'analyse permettront d'améliorer les évaluations futures des PANc dans le lac Ontario.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en assure la qualité.		X		
La source des données est connue, fiable et respectée et il est possible de remonter à la source des données.		X		
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.			X	
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables pour ce sous-indicateur.			X	
Les données utilisées pour l'évaluation sont librement accessibles	Oui	https://coastwatch.glerl.noaa.gov/		

Limites des données

Dans les Grands Lacs, les proliférations d'algues nuisibles sont surveillées par diverses méthodes *in situ* et techniques de télédétection. La surveillance *in situ* est généralisée dans le lac Érié, mais elle est rare dans les autres lacs (Michigan, Huron, Supérieur et Ontario), où elle est généralement effectuée à la suite d'observations et de rapports de gestionnaires locaux des ressources ou du public. L'approche de télédétection utilisée pour le présent rapport offre l'avantage d'une couverture spatiale et temporelle beaucoup plus grande que l'échantillonnage classique sur le terrain. Les observations satellitaires des proliférations d'algues sont toutefois limitées par la couverture nuageuse et la résolution spatiale, temporelle et spectrale des capteurs satellites. En outre, les satellites ne détectent généralement que la biomasse des algues en surface : on doit donc interpréter les images en gardant en tête qu'elles ne rendent pas compte de toute la distribution verticale des cellules algales. Bien que l'imagerie satellitaire fournisse une bonne estimation de l'étendue d'une prolifération en surface (concentration élevée de chlorophylle a), elle ne permet pas encore à elle seule de déterminer si les algues qui la composent produisent des toxines ou des composés gustatifs et odorants). Les ressources satellitaires et algorithmes actuels sont quelque peu limités dans leur capacité à détecter les proliférations d'algues dans la zone littorale immédiate en raison de la contamination spectrale par la réflectance du milieu terrestre adjacent et par la réflectance benthique. L'utilisation future d'autres capteurs, qui offrent une meilleure résolution spatiale que le radiomètre VIIRS, notamment le spectromètre imageur à moyenne résolution MERIS de l'Agence spatiale européenne ou l'imageur OLCI (Sentinel Ocean and Land Colour Imager), permettrait de mieux caractériser les proliférations d'algues, mais ces capteurs seraient quand même limités dans les zones tout près des rives des Grands Lacs. L'approche utilisée pour le présent rapport n'a pas été spécifiquement validée pour son utilisation ailleurs que dans la baie Green, la baie Saginaw et l'ouest du lac Érié. Toutefois, les critères utilisés pour détecter les PANc dans ces secteurs sont probablement

valables pour les autres zones littorales évaluées dans le présent rapport. Les futurs rapports pourraient inclure des données *in situ* en plus de données de télédétection pour remédier à ces limites.

Renseignements supplémentaires

Diverses approches d'évaluation ont été élaborées pour évaluer les proliférations d'algues nuisibles dans les Grands Lacs. On en tiendra compte dans les prochains rapports sur ce sous-indicateur afin d'assurer l'uniformité des messages binationaux.

RemerciementsAssessing Data Quality

Andrea Vander Woude, NOAA Great Lakes Environmental Laboratory, Ann Arbor, MI (Andrea.VanderWoude@noaa.gov)
Michael Sayers, Michigan Technological Research Institute, Ann Arbor, MI (mjsayers@mtu.edu)
Karl Bosse, Michigan Technological Research Institute, Ann Arbor, MI (krbosse@mtu.edu)
Caren Binding, Environnement et Changement climatique Canada, Burlington, (Ontario) (Caren.Binding@canada.ca)

Sources d'information

Bierman, V.J., et D.M. Dolan. 1981. Modeling of Phytoplankton-Nutrient Dynamics in baie Saginaw, Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research*, 7(4):409-439.

Binding, C.E., T.A. Greenberg, S.B. Watson, S. Rastin et J. Gould. 2015. Long term water clarity changes in North America's Great Lakes from multi-sensor satellite observations. *Limnol. Oceanogr.* 6: 1976–1995

Binding, C.E., Pizzolato, L., et Zeng, C. 2021. EOLakeWatch; delivering a comprehensive suite of remote sensing algal bloom indices for enhanced monitoring of Canadian eutrophic lakes. *Ecological Indicators*, Volume 121, 106999, https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106999.

Brittain, S.M., J. Wang, L. Babcock-Jackson, W.W. Carmichael, K.L. Rinehart et D.A. Culver. 2000. Isolation and characterization of microcystins, cyclic heptapeptide hepatotoxins from a Lake Erie strain of *Microcystis aeruginosa*. *J. Great Lakes Res.* 26 (3), 241–249.

Matson, P.G., Boyer, G.L., Bridgeman, T.B., Bullerjahn, G.S., Kane, D.D., McKay, R.M., McKindles, K.M., Raymond, H.A., Snyder, B.K., Stumpf, R.P., et Davis, T.W., 2020. Physical drivers facilitating a toxigenic cyanobacterial bloom in a major Great Lakes tributary. *Limnology and oceanography*, 65(12), pp.2866-2882.

McKindles, K., Frenken, T., McKay, R.M.L., et Bullerjahn, G.S., 2020. Binational efforts addressing cyanobacterial harmful algal blooms in the Great Lakes. *Contaminants of the Great Lakes*, pp.109-133.

Sterner, R.W., Reinl, K.L., Lafrancois, B.M., Brovold, S., et Miller, T.R., 2020. A first assessment of cyanobacterial blooms in oligotrophic Lake Superior. *Limnology and Oceanography*, 65(12), pp.2984-2998.

Stumpf, R.P., Wynne, T.T., Baker, D.B., et Fahnenstiel, G.L., 2012. Interannual variability of cyanobacterial blooms in Lake Erie. PloS ONE, 7(8), e42444 doi:10.1371/journal.pone.0042444

Stumpf, R.P., Johnson, L.T., Wynne, T.T., et Baker, D.B. 2016. Forecasting annual cyanobacterial bloom biomass to inform management decisions in Lake Erie, Journal of Great Lakes Research, 42 (6), pp. 1174 - 1183

Vanderploeg, HA, Liebig JR, Carmichael WW, Agy MA, Johengen TH, Fahnenstiel GL et Nalepa TF, 2001, Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58, 1208–1221

Watson, S.B., et Boyer, G.L., Nearshore Areas of the Great Lakes 2009. State of the Lakes Ecosystem Conference 2008 Background Paper. Harmful Algal Blooms (HABs) in the Great Lakes: Current Status and Concerns.

Watson SB, Ridal J, et Boyer, GL, 2008. Taste and odour and cyanobacterial toxins: impairment, prediction, and management in the Great Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65(8): 1779-1796

Watson S.B., Burley, M., Borisko, J., et Lalor, J., 2009. Bay of Quinte Harmful Bloom Programme Phase 1. Bay of Quinte RAP Annual Report http://www.bqrap.ca/publications/documentlibrary/getfile.cfm?id=260

Wynne, T.T., Stumpf, R.P., Litaker, R.W., et Hood, R.R., 2021. Cyanobacterial bloom phenology in Saginaw Bay from MODIS and a comparative look with western Lake Erie. *Harmful Algae*, 103, p.101999.

Liste des figures

Figure 1. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) des Grands Lacs où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle *a* > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques. Les seuils de pourcentage de couverture des proliférations d'algues (5 % et 20 %) pour l'évaluation de l'état sont également présentés sur le graphique de droite.

Figure 2. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle *a* > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans l'ensemble des Grands Lacs en 2012 (image du haut) et 2020 (image du bas). Les zones rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

Figure 3. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) du lac Supérieur où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle *a* > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques. Le seuil de pourcentage de couverture des proliférations d'algues (5 %) qui délimite les états « bon » et « passable » est présenté sur le graphique de droite.

Figure 4. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle *a* > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans le lac Supérieur en 2020, d'après les données satellitaires VIIRS. Les zones rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

Figure 5. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) du lac Michigan où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle *a* > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques. Les seuils de pourcentage de couverture des proliférations d'algues (5 % et 20 %) pour l'évaluation de l'état sont également présentés sur le graphique de droite.

Figure 6. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans le lac Michigan en 2020, d'après les données satellitaires VIIRS. Les zones rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

Figure 7. Cartes de fréquence des proliférations d'algues nuisibles dans la baie Green de 2012 à 2020. Les zones colorées indiquent le pourcentage d'observations satellitaires montrant la présence de ces proliférations, tandis que les zones en noir n'ont pas été évaluées en raison du manque d'images claires ou de l'interférence spectrale du milieu terrestre adjacent.

Figure 8. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) du lac Huron où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques. Les seuils de pourcentage de couverture des proliférations d'algues (5 % et 20 %) pour l'évaluation de l'état sont également présentés sur le graphique de droite.

Figure 9. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans le lac Huron en 2020, d'après les données satellitaires VIIRS. Les zones rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

Figure 10. Cartes de fréquence des proliférations d'algues nuisibles dans la baie Saginaw de 2012 à 2020. Les zones colorées indiquent le pourcentage d'observations satellitaires montrant la présence de ces proliférations, tandis que les zones en noir n'ont pas été évaluées en raison du manque d'images claires ou de l'interférence spectrale du milieu terrestre adjacent.

Figure 11. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) du lac Érié où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques. Les seuils de pourcentage de couverture des proliférations d'algues (5 % et 20 %) pour l'évaluation de l'état sont également présentés sur le graphique de droite.

Figure 12. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans le lac Érié en 2020, d'après les données satellitaires VIIRS. Les zones rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

Figure 13. Cartes de fréquence des proliférations d'algues nuisibles dans le bassin ouest du lac Érié de 2012 à 2020. Les zones colorées indiquent le pourcentage d'observations satellitaires montrant la présence de ces proliférations, tandis que les zones en noir n'ont pas été évaluées en raison du manque d'images claires ou de l'interférence spectrale du milieu terrestre adjacent.

Figure 14. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) du lac Ontario où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques.

Figure 15. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans le lac Ontario en 2020, d'après les données satellitaires VIIRS. Les zones

rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

Dernière mise à jour

Rapport État des Grands Lacs 2022

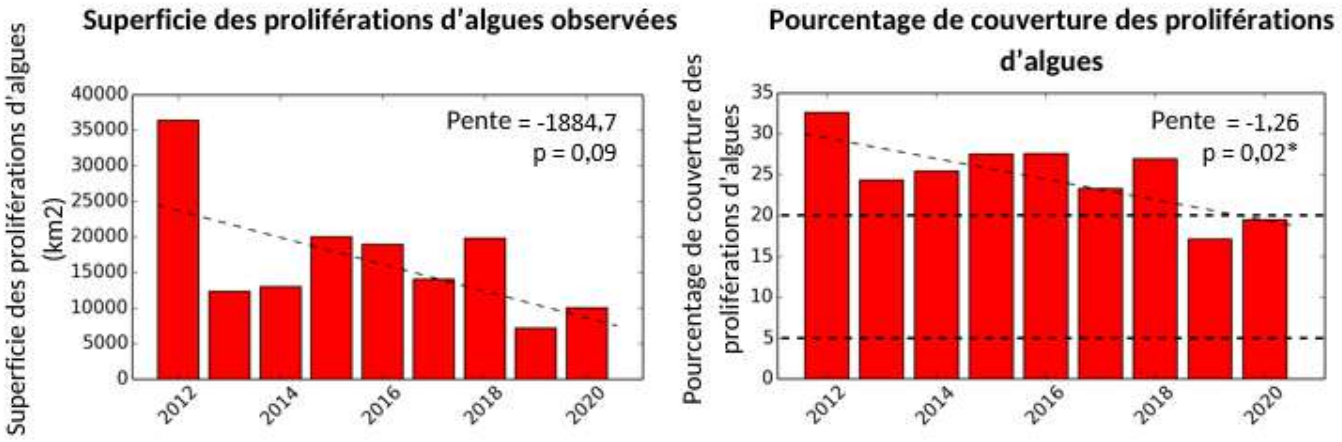
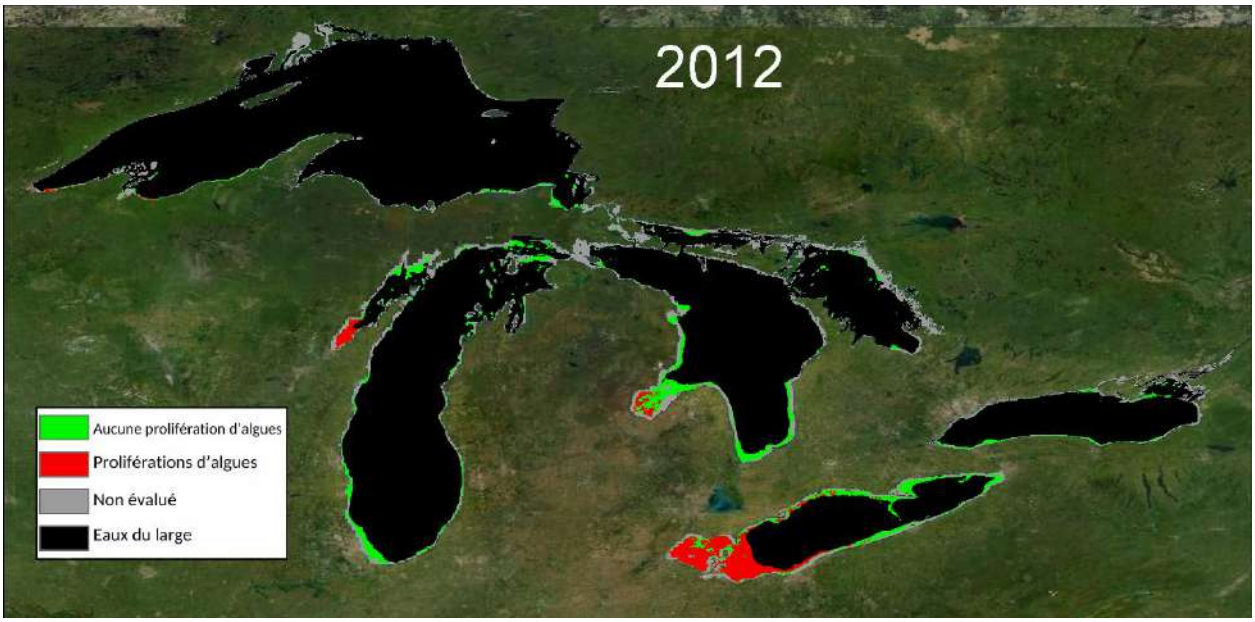


Figure 1. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) des Grands Lacs où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques. Les seuils de pourcentage de couverture des proliférations d'algues (5 % et 20 %) pour l'évaluation de l'état sont également présentés sur le graphique de droite.



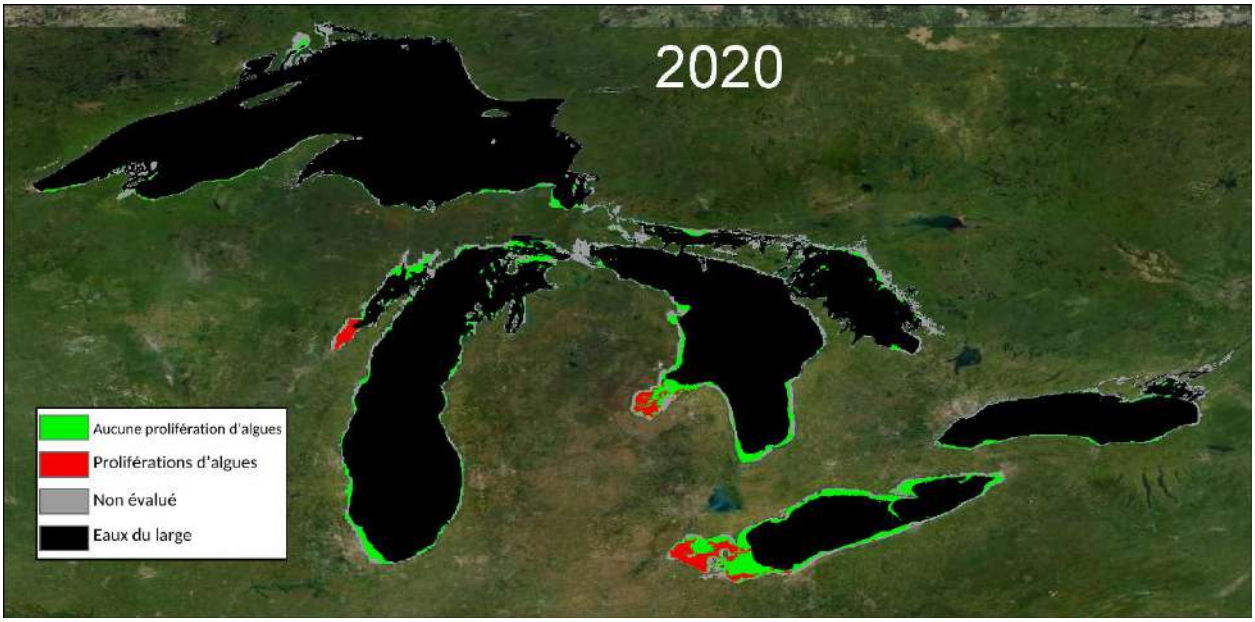


Figure 2. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans l'ensemble des Grands Lacs en 2012 (image du haut) et 2020 (image du bas). Les zones rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

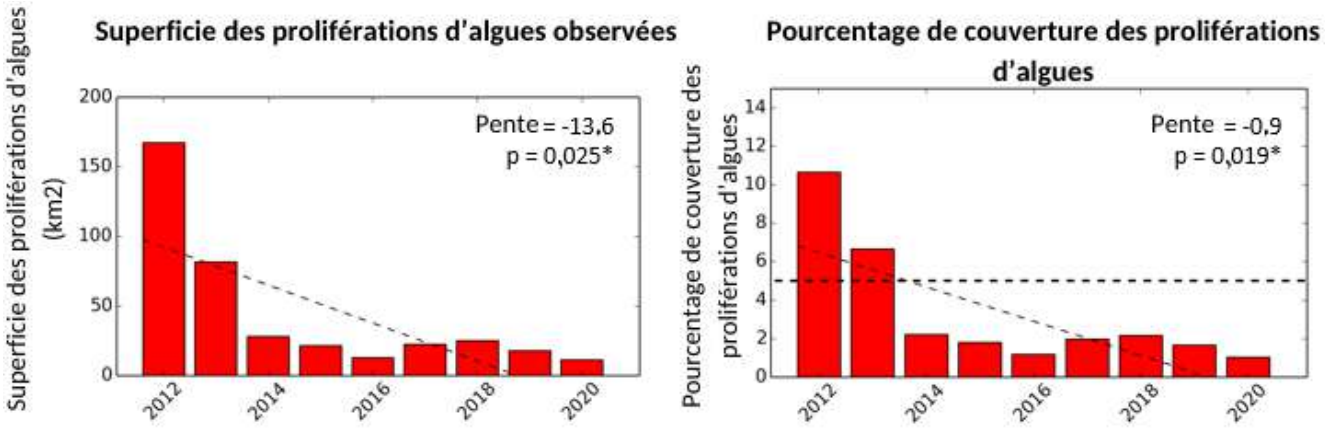


Figure 3. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) du lac Supérieur où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques. Le seuil de pourcentage de couverture des proliférations d'algues (5 %) qui délimite les états « bon » et « passable » est présenté sur le graphique de droite.

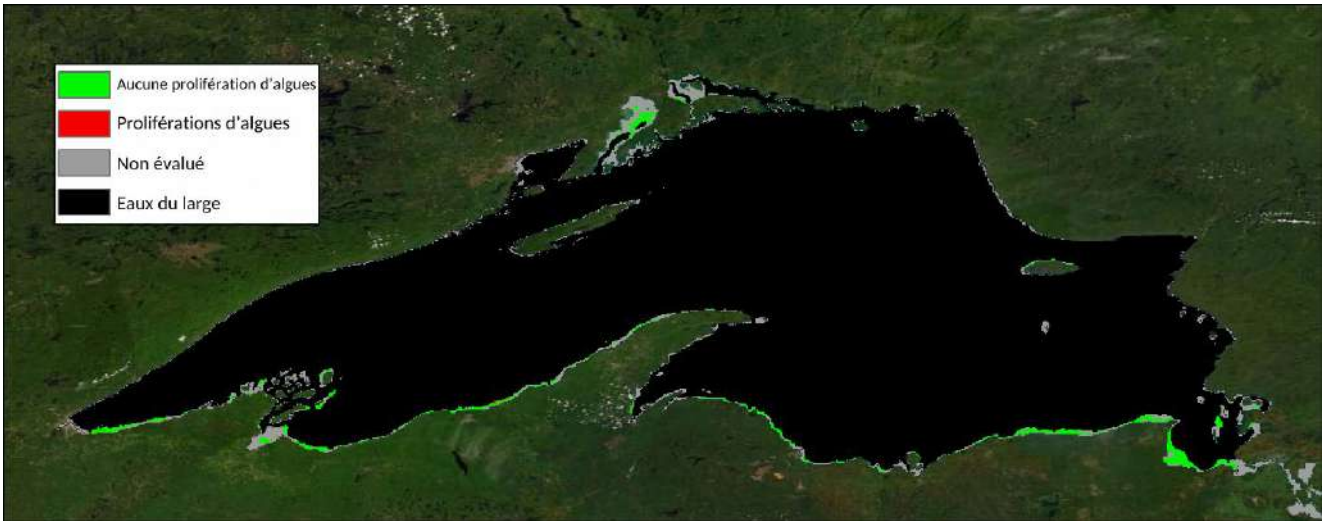


Figure 4. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans le lac Supérieur en 2020, d'après les données satellitaires VIIRS. Les zones rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

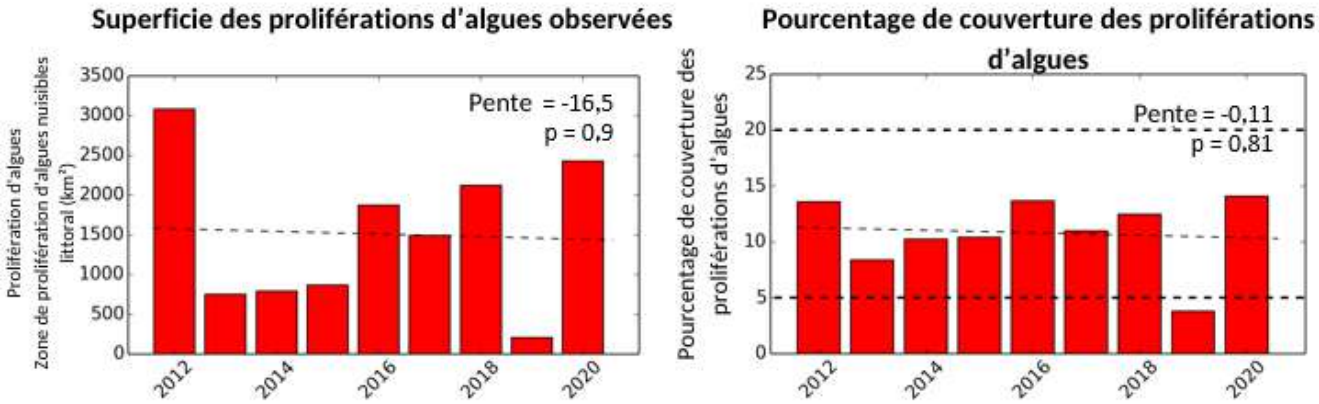


Figure 5. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) du lac Michigan où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques. Les seuils de pourcentage de couverture des proliférations d'algues (5 % et 20 %) pour l'évaluation de l'état sont également présentés sur le graphique de droite.

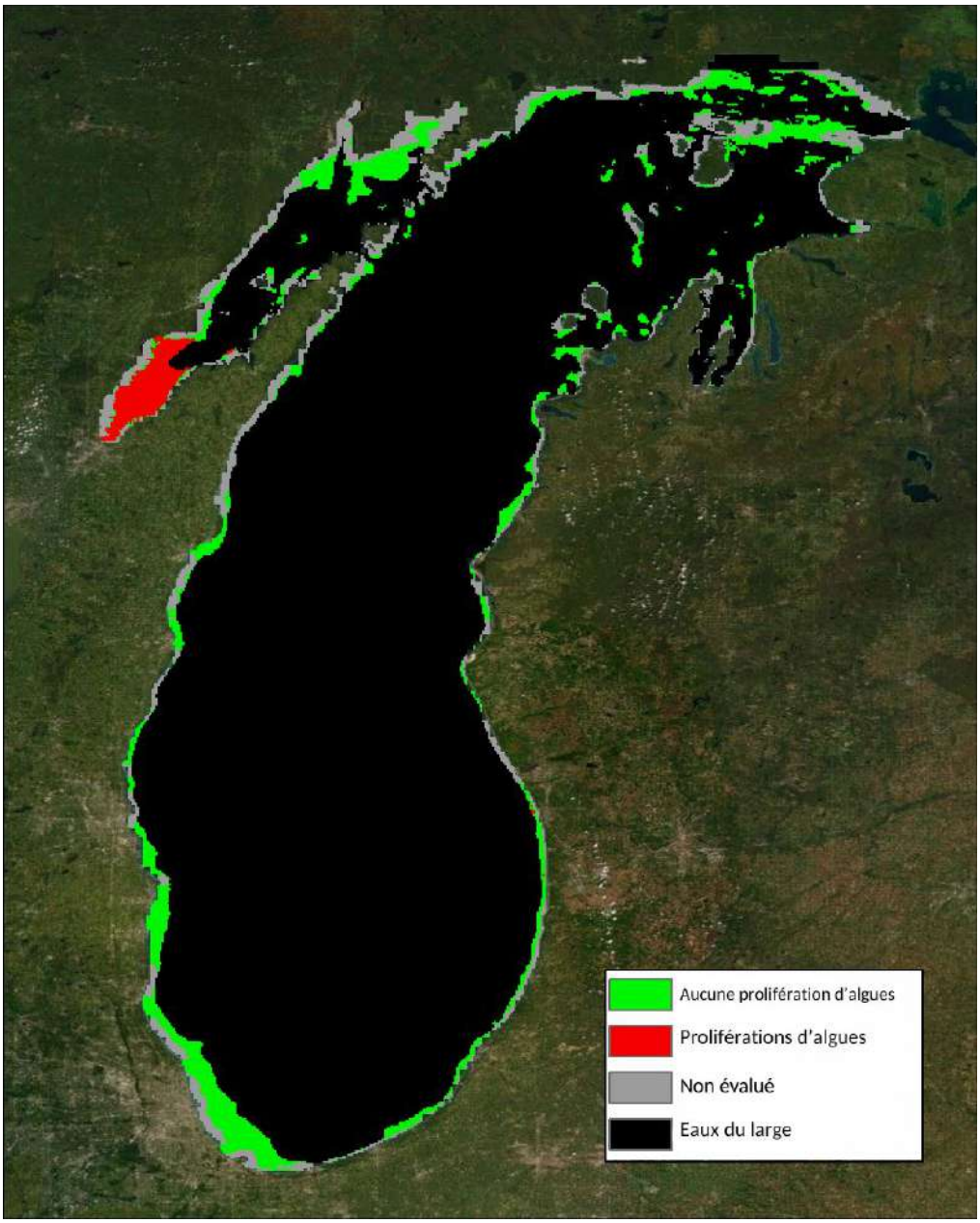


Figure 6. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans le lac Michigan en 2020, d'après les données satellitaires VIIRS. Les zones rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

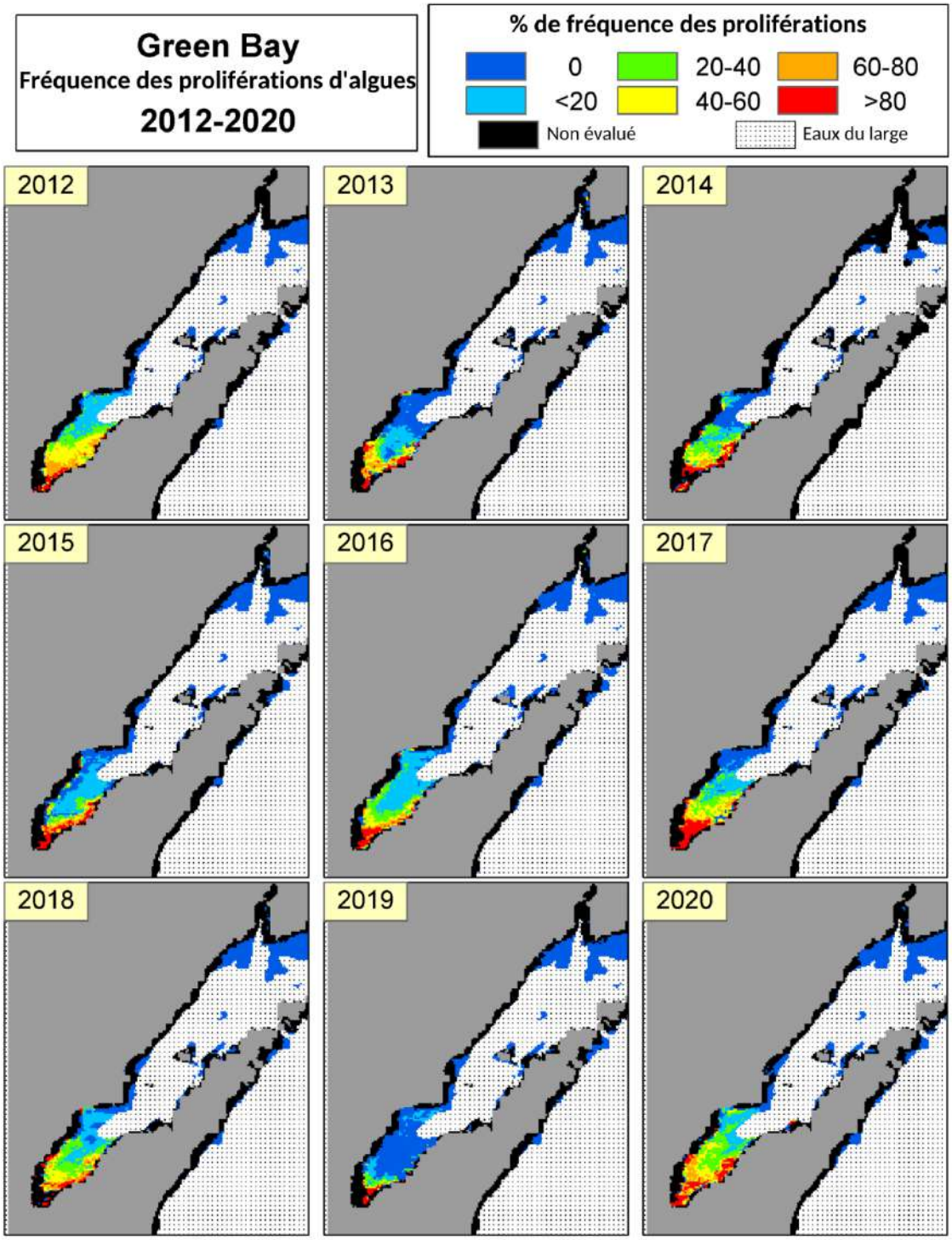


Figure 7. Cartes de fréquence des proliférations d'algues nuisibles dans la baie Green de 2012 à 2020. Les zones colorées indiquent le pourcentage d'observations satellitaires montrant la présence de ces proliférations, tandis que les zones en noir n'ont pas été évaluées en raison du manque d'images claires ou de l'interférence spectrale du milieu terrestre adjacent.

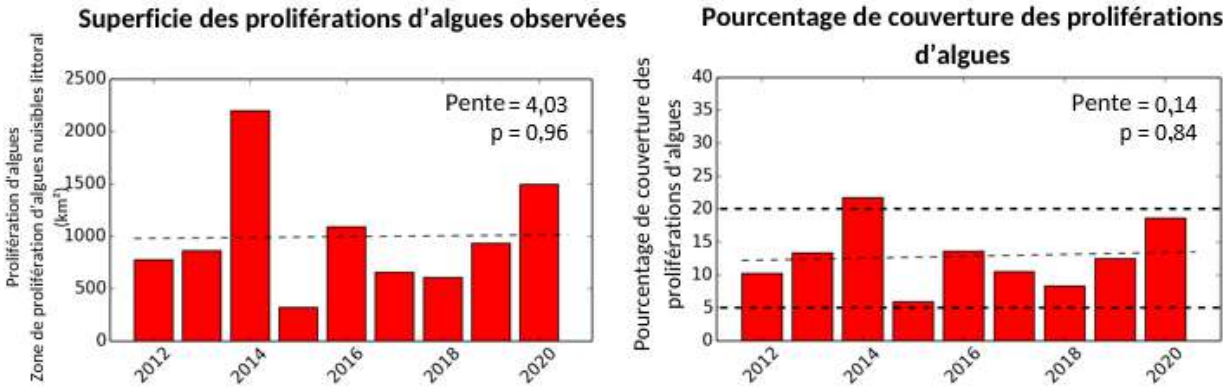


Figure 8. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) du lac Huron où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques. Les seuils de pourcentage de couverture des proliférations d'algues (5 % et 20 %) pour l'évaluation de l'état sont également présentés sur le graphique de droite.

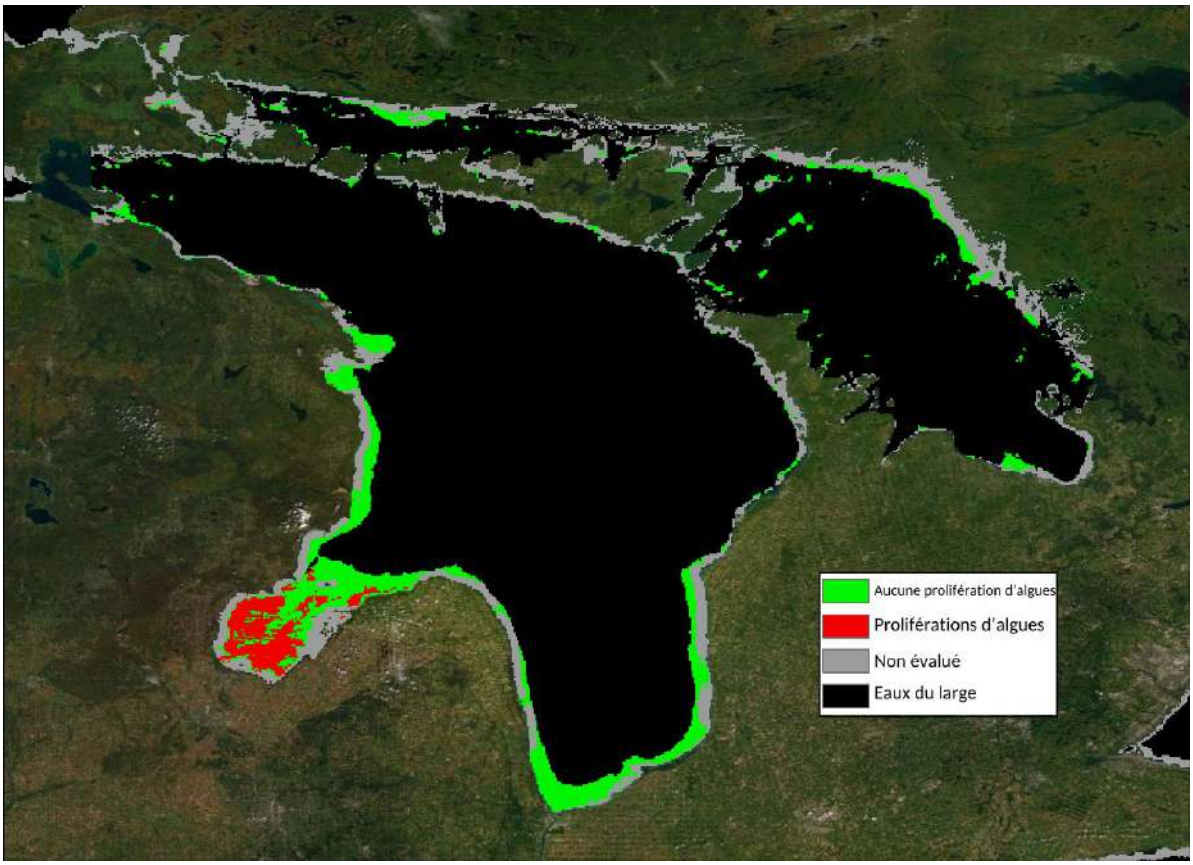


Figure 9. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans le lac Huron en 2020, d'après les données satellitaires VIIRS. Les zones rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

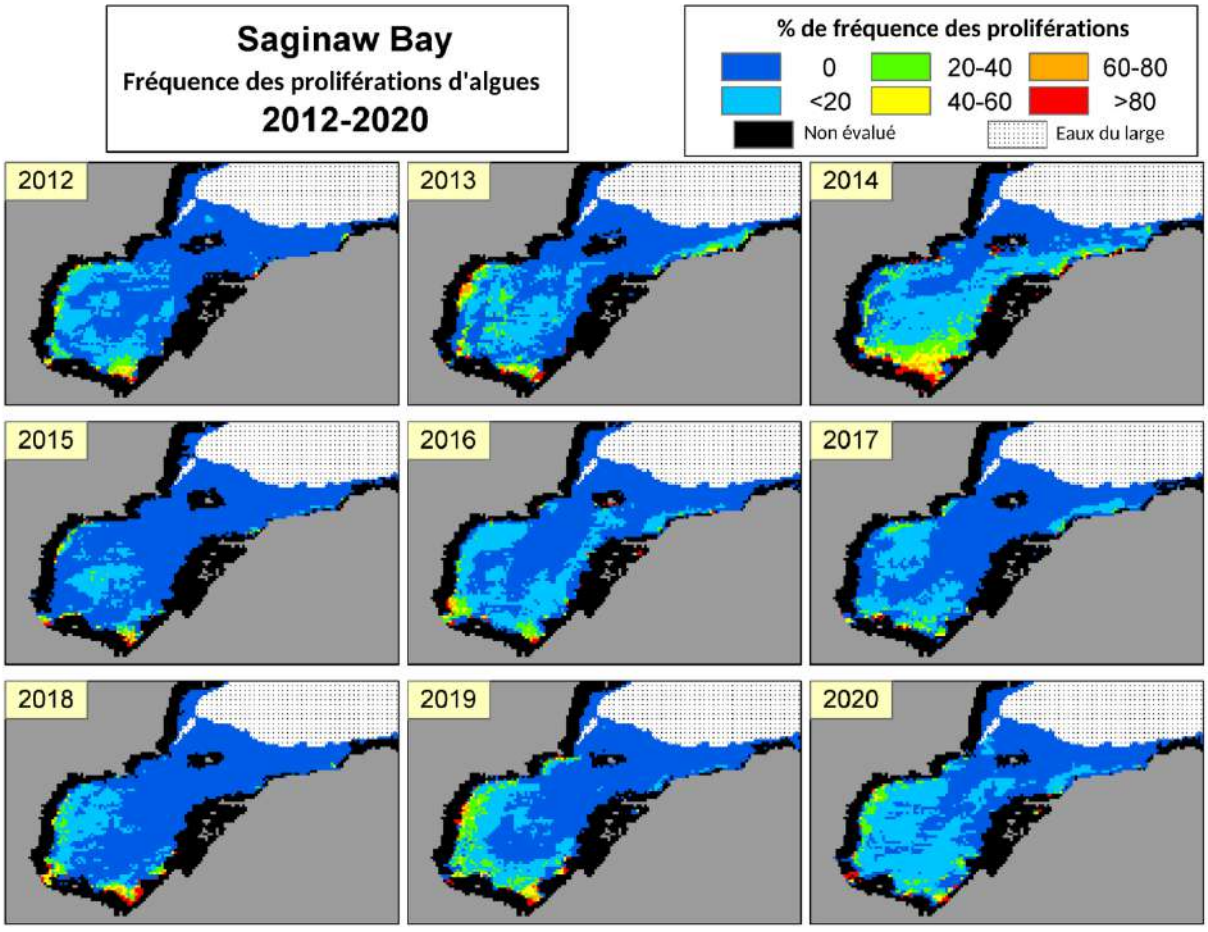


Figure 10. Cartes de fréquence des proliférations d'algues nuisibles dans la baie Saginaw de 2012 à 2020. Les zones colorées indiquent le pourcentage d'observations satellitaires montrant la présence de ces proliférations, tandis que les zones en noir n'ont pas été évaluées en raison du manque d'images claires ou de l'interférence spectrale du milieu terrestre adjacent.

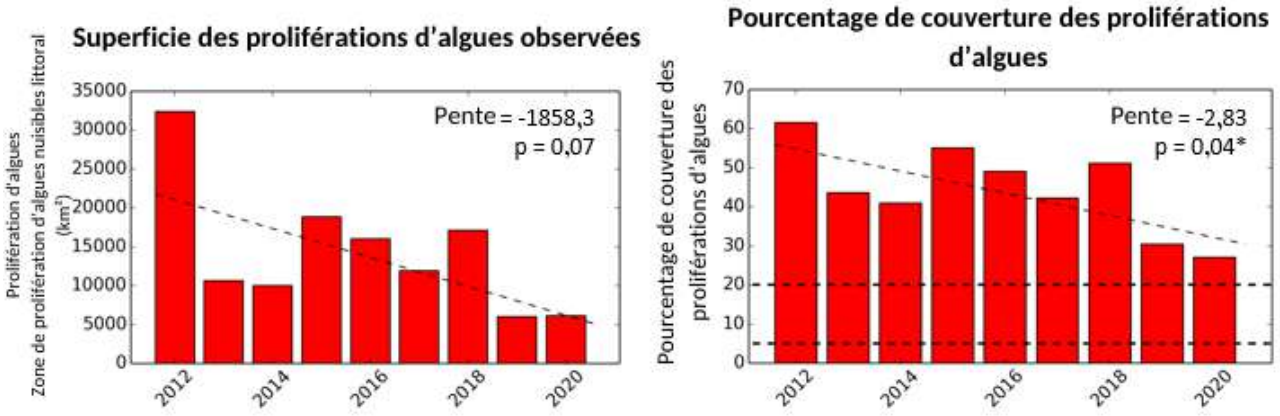


Figure 11. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) du lac Érié où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques. Les seuils de pourcentage de couverture des proliférations d'algues (5 % et 20 %) pour l'évaluation de l'état sont également présentés sur le graphique de droite.

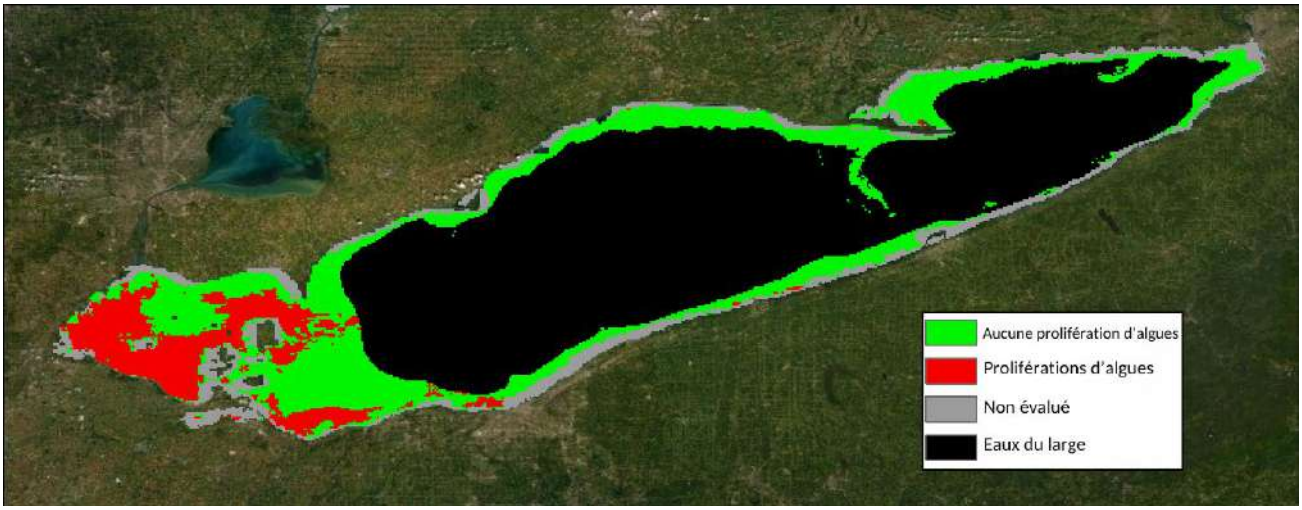


Figure 12. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans le lac Érié en 2020, d'après les données satellitaires VIIRS. Les zones rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

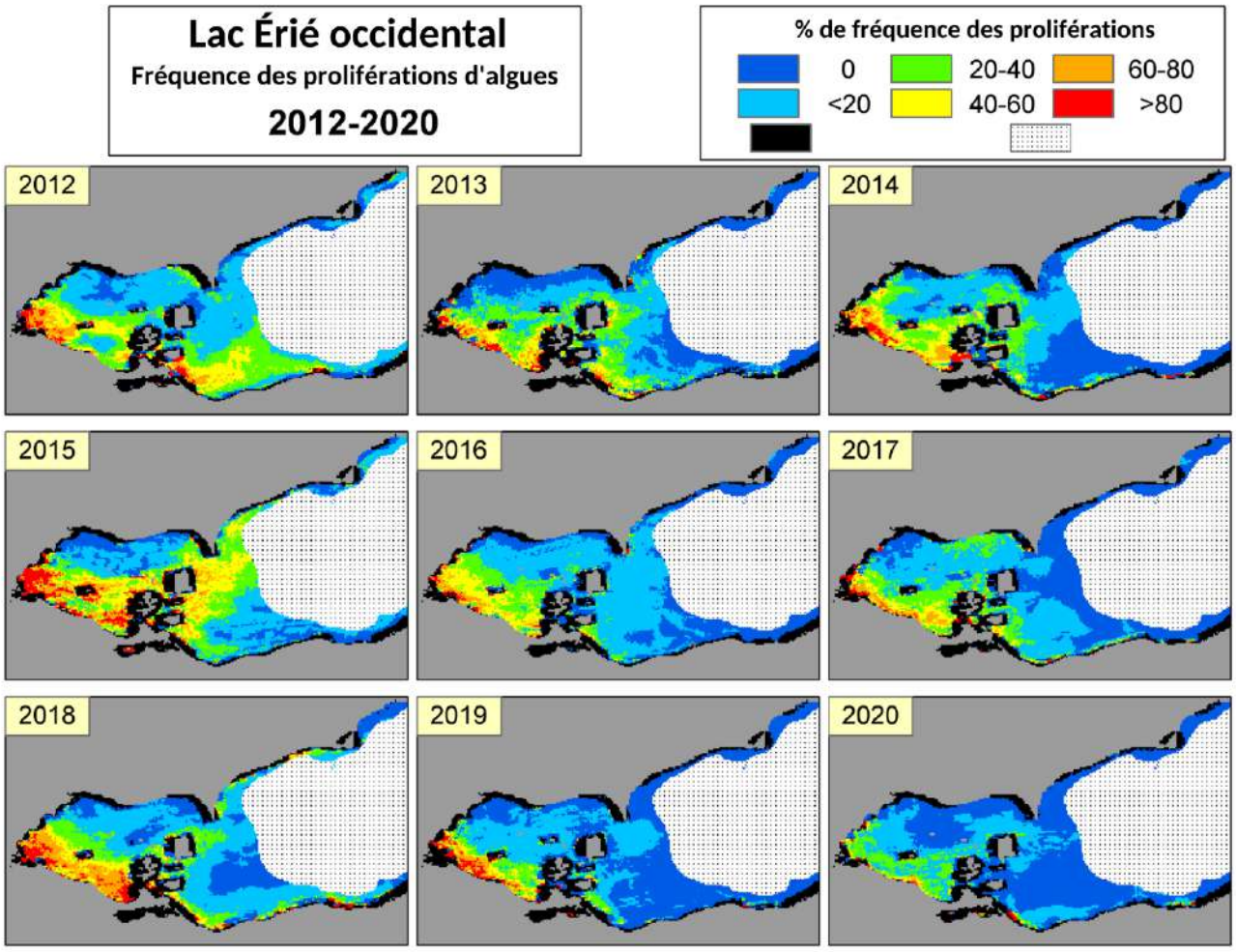


Figure 13. Cartes de fréquence des proliférations d'algues nuisibles dans le bassin ouest du lac Érié de 2012 à 2020. Les zones colorées indiquent le pourcentage d'observations satellitaires montrant la présence de ces proliférations, tandis que les zones en noir n'ont pas été évaluées en raison du manque d'images claires ou de l'interférence spectrale du milieu terrestre adjacent.

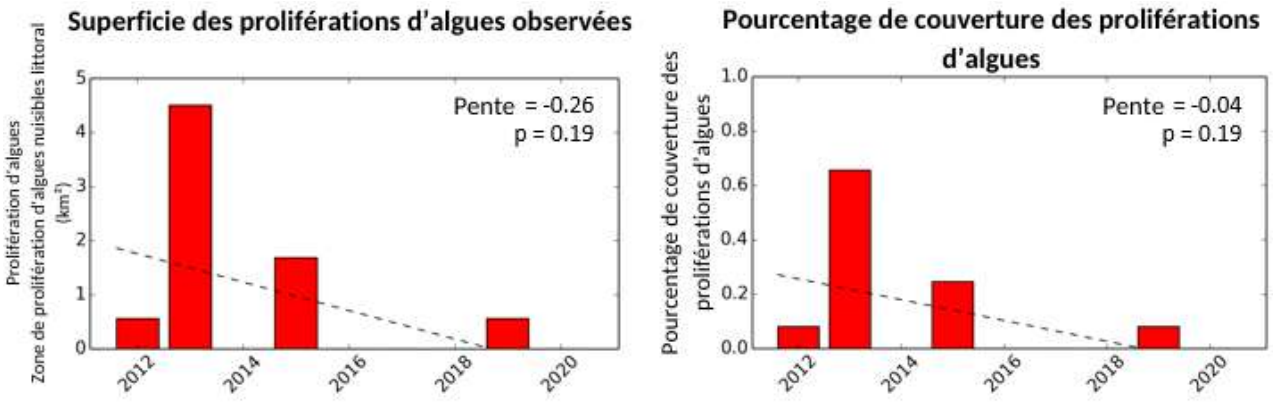


Figure 14. Pourcentage de la zone littorale (zones de profondeur ≤ 16 m) du lac Ontario où au moins une prolifération d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) a été détectée par les données satellitaires VIIRS au cours de la période avril-octobre chaque année de 2012 à 2020. La droite de régression linéaire des moindres carrés ordinaires est tracée sur les deux graphiques.

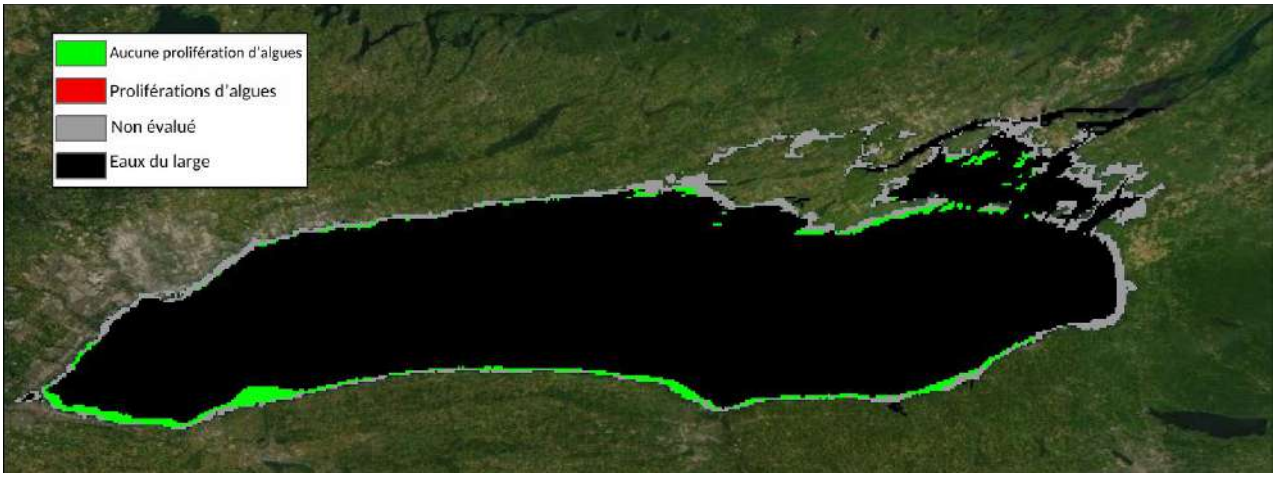


Figure 15. Zones littorales touchées par les proliférations d'algues (concentration de chlorophylle a > 18 mg/m^3 et température de surface > 20 °C) dans le lac Ontario en 2020, d'après les données satellitaires VIIRS. Les zones rouges sont celles où il y a eu une ou plusieurs proliférations, et les zones vertes celles où il n'en a pas eu. Les zones grises n'étaient pas observables par le radiomètre VIIRS.

Sous-indicateur : *Cladophora*

Remarque : Au début du présent rapport, la section sur l'évaluation globale et l'évaluation lac par lac se veut un résumé de l'état et de la tendance des cladophores dans les Grands Lacs. Les définitions et les périodes pour les évaluations de l'état et des tendances sont présentées juste en dessous de la présente section, tout comme les critères sur lesquels ces définitions reposent. Des détails supplémentaires sur les méthodes utilisées pour évaluer les données sont fournis dans la section Mesure. La section Conditions écologiques discute en détail des évaluations de l'état et des tendances et en présente les résultats sous forme graphique, ainsi que le contexte important de ces conclusions.

Évaluation globale

État : Médiocre

Tendances

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme (1995-2020) : Indéterminée

Justification : Les algues du genre *Cladophora* se répartissent largement dans de vastes régions des zones littorales (eaux littorales) des lacs Ontario et Michigan et du bassin oriental du lac Érié. Dans le lac Huron, la nuisance se limite à des emplacements isolés. Il n'y a pas de signes d'encrassement par les algues dans le lac Supérieur. Les tendances dans le temps pour tous les lacs sont difficiles à déterminer à cause du manque de surveillance de portée spatiale et temporelle suffisante pour évaluer les tendances de la répartition ou de la biomasse, ce qui donne lieu à une tendance à long terme « indéterminée ». Des indications empiriques et non scientifiques nous donnent à penser que les niveaux récents de biomasse dans les lacs Érié, Ontario, Huron et Michigan sont comparables à ceux qui ont été observés dans les années 1960 et 1970, lorsque les conditions étaient considérées comme étant problématiques. D'après les mesures effectuées depuis 2004, la biomasse de *Cladophora* demeure inchangée dans le lac Michigan.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (fondée sur des renseignements anecdotiques) : Inchangée

Justification : Les données systématiques récentes ne sont pas disponibles pour le lac Supérieur, mais l'encrassement des rives par *Cladophora* n'a jamais été un problème dans le cas du lac Supérieur. Des niveaux nuisibles de *Cladophora* n'ont pas non plus été observés dans les eaux littorales, probablement en raison de la diminution de la charge en phosphore et de l'absence de moules dreissenidées envahissantes dans le lac Supérieur.

Lac Michigan

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (2004-2020) : Indéterminée

Justification : *Cladophora* croît à des niveaux nuisibles [fixés provisoirement à plus de 50 g de poids sec (p. s.)/m^2] sur de grands secteurs de la zone littorale du lac Michigan. La surveillance à long terme de *Cladophora* a été effectuée à deux sites principaux, soit au large de la plage Atwater (au nord de Milwaukee, au Wisconsin) et dans la baie Good Harbor (dans la région du parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, dans la partie nord-ouest du sud du Michigan). La biomasse maximale de *Cladophora* varie considérablement dans ces deux sites d'une année à une autre. Certaines données indiquent que la biomasse près de la plage Atwater a diminué de 2006 à 2015, mais elle était encore élevée en 2016. La surveillance effectuée depuis n'a pas permis de déterminer avec exactitude les tendances. La biomasse dans la baie Good Harbor était constamment élevée de 2010 à 2017 et était légèrement inférieure de 2018 à 2020. Depuis 2019, un site supplémentaire a été échantillonné au sud de Waukegan, en Illinois. Une biomasse de plus de 50 g de p. s./m^2 a été observée à ce site. Avant 2004, il n'y avait aucun programme officiel de surveillance des cladophores dans le lac Michigan. D'après des rapports qualitatifs antérieurs et des séries chronologiques de l'imagerie satellitaire, la biomasse des cladophores était élevée dans les années 1970; elle avait diminué dans les années 1980 après des baisses des charges et des concentrations de phosphore dans le lac; et elle a augmenté de nouveau à la fin des années 1990, en même temps que l'établissement des moules de la famille des Dreissenidés. Elle est demeurée relativement élevée depuis.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme (2006-2020) : Indéterminée

Justification : La biomasse de *Cladophora* approche des niveaux de nuisance dans des zones localisées qui coïncident avec des points d'apport en éléments nutritifs sur les rives canadiennes du bassin principal du lac Huron. La surveillance sur le terrain, quoique limitée, indique que la biomasse de cladophores est généralement faible et inférieure aux niveaux nuisibles. Néanmoins, l'encrassement du rivage par des mélanges de macroalgues (charophytes et cladophores) et de périphyton (diatomées) est périodique. Aux sites d'échantillonnage établis du côté américain du lac Huron depuis 2018, des niveaux nuisibles de *Cladophora* à l'extérieur de l'embouchure de Thunder Bay ont été enregistrés, mais ces niveaux n'ont pas été enregistrés à Thunder Bay ou à Hammond Bay. *Cladophora* n'est pas présente à des niveaux macroscopiquement visibles dans les eaux littorales de l'est de la baie Georgienne. Il n'a pas non plus été signalé qu'elle encrassait les rives de la baie Georgienne, sauf dans les ports abrités du large.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1995-2020) : Indéterminée

Justification : *Cladophora* demeure largement répartie le long de la majeure partie de la rive nord du bassin oriental du lac Érié, ainsi que sur les hauts-fonds où le substrat est suffisamment dur pour permettre aux cladophores de s'y fixer. La surveillance de quatre ou cinq transects entre Port Dover (Ontario) et Port Colborne (Ontario) depuis 2012 montre que la biomasse est variable d'une année à une autre, mais qu'elle reste égale ou supérieure aux conditions de nuisance à la plupart des sites échantillonnés. Les apports de phosphore tant extracôtiers que locaux sont responsables de cette prolifération élevée. Rien ne permet de penser que les tendances se sont améliorées ou se

sont dégradées de 2007 à 2019 dans le lac Érié, car la variation interannuelle est considérable. Avant le début de la surveillance, en 2012, les évaluations des cladophores dans l'est du lac Érié s'effectuaient de façon ponctuelle de 1995 à 2010 dans le cadre d'activités de suivi exploratoire et de recherche et en réponse aux préoccupations régionales. Des relevés effectués en 1995 et en 2002 sur la rive nord du lac ont révélé que *Cladophora* était abondante et largement répartie sur des substrats durs en eau peu profonde. Des niveaux nuisibles de biomasse ont été mesurés près de l'embouchure de la rivière Grand en 2010. Du côté américain du lac Érié, les sites d'échantillonnage établis depuis 2018 ont enregistré des niveaux nuisibles de *Cladophora* à un site à l'est d'Erie, en Pennsylvanie, mais pas à des sites près de Dunkirk, dans l'État de New York.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme (1998-2020) : Indéterminée

Justification : *Cladophora* est largement répartie dans le lac Ontario. La biomasse dépasse couramment les conditions de nuisance là où un substrat dur domine le fond du lac en zone littorale. Des relevés ponctuels et des études de 2005 à 2013 indiquent des conditions de nuisance à proximité de sources ponctuelles et dans des régions éloignées de toute source connue. Dans les zones littorales des États-Unis, les sites de la partie ouest du lac ont une biomasse maximale supérieure à 50 g de p. s./m^2 dans le cadre des relevés ponctuels et à une station près d'Olcott, dans l'État de New York, qui a été évaluée depuis 2018, mais pas à des sites plus à l'est (figures 1 et 4). La variabilité interannuelle est comparable à celle qui est constatée dans les lacs Érié et Michigan. Le manque de données de surveillance à long terme entrave l'évaluation des tendances.

Définitions de l'évaluation de l'état

Bon : Biomasse maximale observée dans le lac inférieure à 50 g de p. s./m^2.

Passable : Biomasse maximale observée dans le lac supérieure à 50 g, mais inférieure à 75 g de p. s./m^2.

Médiocre : Biomasse maximale dans le lac supérieure à 75 g de p. s./m^2.

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Remarque : Voir la section « Paramètres ou cibles », plus bas, pour la qualification des seuils précisés ci-dessus.

Définitions des tendances évaluées

S'améliore : La biomasse des cladophores dans le lac affiche un changement significatif vers des conditions plus acceptables.

Inchangée : La biomasse des cladophores dans le lac n'affiche aucun changement significatif.

Se détériore : La biomasse des cladophores dans le lac affiche un changement significatif vers des conditions inacceptables.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent aucune tendance globale claire ou les données nécessaires à l'établissement d'une tendance ne sont pas disponibles.

Les périodes des tendances à long terme sont déterminées en fonction des dates des données disponibles.

Paramètres ou cibles

Des études antérieures d'observation et de modélisation menées dans le lac Huron ont permis de constater des réductions substantielles de la quantité de biomasse décrochée du substrat et de l'encrassement des rives par *Cladophora* lorsque la biomasse a été réduite à environ 50 g de p. s./m^2 après l'amélioration des charges locales de phosphore (Canale et Auer, 1982). Bien qu'il n'existe pas encore de seuil définitif pour les conditions « nuisibles », la valeur de 50 g de p. s./m^2 a souvent été utilisée dans ce contexte. Il pourrait toutefois être nécessaire de revoir cette cible, parce que les cladophores atteignent désormais des profondeurs supérieures et ne sont pas confinées à proximité des sources ponctuelles, comme c'était le cas lorsque Canale et Auer ont effectué leurs études sur le lac Huron. Une biomasse plus faible répartie sur de grandes superficies de fond lacustre peut tout de même entraîner l'encrassement des plages, l'obstruction des prises d'eau et d'autres effets négatifs. Par ailleurs, dans les zones où le substrat rocheux est épars, une biomasse de plus de 50 g de p. s./m^2 sur des roches individuelles peut avoir des effets minimes. Des travaux supplémentaires sont nécessaires pour établir si cette cible doit être révisée et si des cibles différentes peuvent être appropriées pour différentes régions.

Raison d'être du sous-indicateur

Le sous-indicateur vise à évaluer la biomasse de *Cladophora* dans les Grands Lacs. Les données peuvent être utilisées pour déduire la disponibilité de *Cladophora* pouvant être transportée vers la rive des lacs par les courants, les vents et les vagues, où elle pourrait encrasser les plages et obstruer les prises d'eau, ainsi que potentiellement contribuer à d'autres effets négatifs sur l'intégrité de l'écosystème, comme le botulisme aviaire, la perte d'habitat et la perturbation du réseau alimentaire.

Objectif écosystémique

Les eaux et les plages devraient être sans danger pour des utilisations récréatives et être libres d'algues nuisibles, qui peuvent exercer un effet préjudiciable sur l'infrastructure d'approvisionnement en eau potable et l'utilisation des plages, présenter une menace pour la santé humaine en abritant des agents pathogènes et contribuer à des conséquences défavorables pour la santé de l'écosystème, notamment le botulisme aviaire et l'hypoxie. Le sous-indicateur appuie de façon optimale le travail mené pour atteindre le sixième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs (AQEGL) de 2012, qui énonce que l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'éléments nutritifs entrant directement ou indirectement dans les eaux du fait d'une activité humaine dans des quantités favorisant la croissance d'algues et de cyanobactéries qui interfèrent avec la santé de l'écosystème aquatique ou l'utilisation humaine de l'écosystème ». Le sous-indicateur s'inscrit également à l'appui du deuxième objectif général de l'Accord, qui prévoit que l'eau des Grands Lacs devrait « permettre la baignade et d'autres activités récréatives sans restriction due à des préoccupations environnementales quant à la qualité ».

Mesure

Le sous-indicateur fait état de la biomasse de cladophores exprimée en grammes de p. s./m^2. Il peut être soutenu que la production de biomasse de *Cladophora* est une mesure plus pertinente que la biomasse (instantanée) de *Cladophora*, puisque la production représente la quantité de matière qui est disponible au bout du compte au cours

de la saison de croissance. Si la biomasse peut refléter la production dans une certaine mesure, les évaluations instantanées de la biomasse reflètent l'équilibre entre les processus de production et de perte (c.-à-d., le décrochement et la respiration). Les taux variables de décrochement attribuables à des facteurs comme la température de l'eau, la disponibilité de la lumière et la contrainte de cisaillement près du fond peuvent donc brouiller la relation entre la biomasse et la production.

Effectué généralement par des plongeurs, l'échantillonnage quantitatif de *Cladophora* est difficile sur le plan logistique et sensible aux méthodes, mais, au bout du compte, plus faisable que les mesures qui intègrent la production de *Cladophora* au fil du temps. La biomasse est habituellement déterminée par la collecte de tous les filaments d'algue d'une superficie définie du lit du lac (souvent en trois échantillons répétés), suivie de l'élimination des organismes non ciblés (invertébrés benthiques) et des débris. L'échantillon nettoyé est séché à un poids constant, puis la masse sèche est déterminée par gravimétrie. Les différences entre les méthodes utilisées par divers organismes et chercheurs peuvent être une source d'incertitude, et les méthodes devraient être normalisées dans la mesure du possible.

Dans le passé, la biomasse de *Cladophora* était déterminée de façon ponctuelle, souvent en réaction à des rapports sur des conditions locales problématiques. De la surveillance à long terme de *Cladophora* s'effectue à l'heure actuelle dans le contexte de programmes de recherche universitaires sur deux sites du lac Michigan (à proximité de Milwaukee et du parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, tous deux au Wisconsin). Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) effectue de la surveillance annuelle des cladophores depuis 2012 à cinq endroits de la partie est du lac Érié et depuis 2017 à trois endroits de la rive nord du lac Ontario. L'U.S. Environmental Protection Agency et l'U.S. Geological Survey (USGS) effectuent une surveillance permanente dans les quatre Grands Lacs d'aval depuis 2018, y compris deux transects dans chaque lac (parties nord et sud du lac Michigan, des sites très différents dans la partie nord du lac Huron et des sites le long des rives sud des lacs Érié et Ontario). Les transects de surveillance sentinelle à long terme ont été choisis par chaque organisme d'échantillonnage de façon à ce qu'ils soient représentatifs des tendances à grande échelle des conditions environnementales, mais aussi à ce qu'ils tiennent compte des influences locales. Par conséquent, les résultats de la surveillance devraient être pris en compte dans le contexte de la disponibilité de la lumière (c.-à-d. la profondeur et la turbidité) et de la proximité des apports du littoral (p. ex. les affluents), entre autres facteurs. Il importe de prêter attention à la direction dominante des courants littoraux, car les conditions en matière d'éléments nutritifs et de lumière peuvent varier sur des échelles spatiales relativement petites (< 2 km), selon que les sites sont en amont ou en aval de tout apport riverain. La variabilité du type de substrat peut également influer sur les résultats de la surveillance étant donné qu'il faut un substrat dur et stable dans l'environnement à énergie intrinsèquement élevée où les cladophores sont abondants.

Plusieurs facteurs peuvent faire en sorte que l'évaluation des tendances à long terme de la biomasse de *Cladophora* prête à confusion : 1) la variation spatiale à petite échelle est élevée, ce qui se traduit par de grands intervalles de confiance pour les mesures de la biomasse à un moment et à un endroit donnés, 2) la variabilité à grande échelle rend difficile la détermination de la mesure dans laquelle un petit nombre de sites peuvent représenter les conditions à l'échelle du lac ou de la région et 3) il y a une variation saisonnière importante de la biomasse, de sorte que les moyennes et pics annuels peuvent être affectés par les dates d'échantillonnage, et les épisodes de décrochement peuvent brouiller la relation entre la biomasse et la productivité saisonnière.

Conditions écologiques

Contexte

Les algues sont naturellement présentes dans les réseaux d'eau douce. Elles sont un élément essentiel du réseau alimentaire en milieu aquatique et des écosystèmes sains. Cependant, une trop grande ou une trop faible quantité d'algues peut donner lieu à des effets négatifs sur la qualité de l'eau, les écosystèmes ou la santé humaine.

Les cladophores sont des algues vertes filamenteuses qui poussent sur des substrats durs dans l'ensemble des Grands Lacs. L'encrassement des rives par de grands tapis en décomposition d'algues filamenteuses (principalement du genre *Cladophora*) pendant les mois d'été était un phénomène habituel dans les Grands Lacs d'aval au milieu du XX^{e} siècle (Taft et Kishler, 1973). Généralement attribuées à une pollution excessive au phosphore, les proliférations provoquaient l'indignation du public et étaient désignées comme un nouveau problème dans le cadre de l'AQEGL de 1978. Les études ciblées menées à la fin des années 1970 concluaient généralement que les réductions de l'apport de phosphore, qui étaient mises en œuvre dans le cadre de l'AQEGL, contribueraient à une réduction de la croissance nuisible des cladophores (Auer et Canale, 1982). D'après un petit nombre de rapports documentés (Canale et Auer, 1982; Painter et Kamaitis, 1987) et non scientifiques (p. ex. Painter et McCabe, 1987), les programmes de réduction du phosphore ont connu un certain succès au chapitre de la réduction de la propagation des cladophores, mais aucune surveillance systématique n'a été effectuée. Au milieu des années 1990, il était de plus en plus fait état de l'encrassement des rives du lac Érié (Howell, 1998). Il en été de même au début des années 2000 pour les lacs Ontario (DeJong, 2000; Malkin et coll., 2008) et Michigan (Bootsma et coll., 2005). Une analyse rétrospective des données de télédétection Landsat de 1975 à 2010 a montré une couverture variable en pourcentage de la végétation aquatique submergée dans les zones d'intérêt des lacs Michigan, Ontario, Érié et Huron jusqu'en 1990, suivie de fortes augmentations du pourcentage de couverture dans les lacs Michigan et Ontario (Brooks et coll., 2015). De 2013 à 2019, il y a eu une variabilité interannuelle, mais aucun changement d'orientation dans le pourcentage de couverture de la végétation aquatique submergée aux sites évalués à l'aide de l'imagerie Landsat (Shuchman et coll., 2021). Le problème est devenu plus compliqué, compte tenu de la résurgence récente du problème des algues littorales dans certaines régions et d'autres changements dans l'écosystème (causés par des espèces envahissantes, dont les moules dreissenidées, ainsi que par les changements climatiques et les changements dans l'utilisation des terres), Higgins et coll. (2008) et Auer et Bootsma (2009) présentent une histoire plus détaillée et réfléchie des cladophores dans les Grands Lacs.

Les effets négatifs de la croissance et de la biomasse excessives de *Cladophora* sur l'économie, l'esthétique et des activités récréatives sont bien documentés et comprennent l'encrassement des plages et des rivages résidentiels, l'obstruction des prises d'eau municipales et industrielles, une esthétique déplaisante et l'accumulation potentielle d'agents pathogènes associée à des tapis d'algues en décomposition le long des rives lacustres (Higgins et coll., 2008; Peller et coll., 2014; Ishii et coll., 2006; Chun et coll., 2017; Whitman et coll., 2003). Les conséquences écologiques de la croissance et de la biomasse excessives des cladophores sont moins bien comprises, mais peuvent être néanmoins importantes. La prolifération des cladophores peut représenter un puits d'éléments nutritifs importants (bien que peut-être temporaire) pendant une grande partie de la saison de croissance (Higgins et coll., 2005). *Cladophora* est généralement considérée comme une mauvaise ressource alimentaire pour les brouteurs (Dodds et Gudder, 1992), bien qu'elle puisse être associée à des épiphytes de meilleure qualité, comme les diatomées qui fournissent de l'énergie aux niveaux trophiques supérieurs par l'entremise des invertébrés et du gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) (Tarsa, 2021). L'accumulation de tapis fixés ou dérivants peut se solder par des conditions hypoxiques transitoires dans les régions littorales peu profondes (Gubelit et Berezina, 2010) et des dépressions plus profondes (Tyner, 2013). Cela peut avoir des effets délétères sur les communautés d'invertébrés (Berezina et Golubkov, 2008) et créer un environnement propice au développement du botulisme et

d'autres agents pathogènes, créant ainsi un risque pour les poissons et la faune (Chun et coll., 2015).

Conditions actuelles

Nous continuons de trouver des endroits affectés par une biomasse excessive de cladophores dans une grande partie des lacs Ontario et Michigan, ainsi que dans la partie orientale du lac Érié. Dans le lac Huron, les rapports de biomasse excessive se limitent généralement à des endroits isolés le long de la rive sud-est. *Cladophora* n'est pas actuellement considérée comme un problème dans le lac Supérieur, où il n'y a pas de site de surveillance à long terme de *Cladophora* (figure 1). D'après une récente évaluation de l'imagerie satellitaire de 2008 à 2011, les cladophores et d'autres végétations aquatiques submergées couvrent jusqu'à 40 % du fond sublittoral du lac visible par satellites (lac Huron – 15 %, lac Érié – 23 %, lac Michigan – 28 %, lac Ontario – 40 %; Brooks et coll., 2015). Une prochaine étape consisterait à mieux fusionner l'information sur la superficie couverte et les évaluations de la biomasse propres à chaque site afin d'assurer un meilleur suivi de la biomasse totale dans les lacs.

Lac Supérieur

L'étude détaillée de la communauté fixe d'algues filamenteuses du lac Supérieur n'a pas été effectuée en profondeur depuis la période de 1969 à 1971 (Parker, 1979). Des études localisées menées dans les années 1960 (Herbst, 1969), 1970 (Gerloff et Fitzgerald, 1976) et 1980 (Auer et Canale, 1981; Jackson et coll., 1990) ont permis de repérer des cladophores à des endroits adjacents à des sources ponctuelles évidentes de rejets de phosphore et/ou d'eau chaude. Bien que les données quantitatives soient généralement insuffisantes, ces études indiquent que l'abondance de *Cladophora* a été jugée relativement faible. De récents relevés, en 2017, n'ont pas permis de détecter la présence de cladophores aux sites du lac Supérieur (Ted Ozersky, University of Minnesota-Duluth, communication personnelle). Nous supposons que les températures basses, les faibles concentrations de phosphore et l'absence de moules de la famille des Dreissenidés peuvent limiter la prolifération des cladophores dans les eaux du lac Supérieur.

Lac Michigan

Dans le lac Michigan, des données anecdotiques (principalement des observations d'accumulation sur les plages et d'encrassement de prises d'eau) indiquent que les cladophores ont atteint des niveaux de nuisance depuis le milieu des années 1990 jusqu'à la fin de cette décennie. Depuis 2004, la biomasse est surveillée à la station Atwater, à une profondeur de 10 à 11 m, à environ 7 km au nord du port de Milwaukee. D'après les mesures en question, la biomasse maximale varie d'une année à une autre, allant d'un sommet de 283 g/m^2 en 2016 à un creux de 34 g/m^2 en 2010 (à l'exclusion des mesures simples de faible niveau prises en 2018 et en 2020; figure 2), la plupart des années dépassant les seuils d'évaluation des états « passable » (50 g de p. s./m^2) et « médiocre ». Si la plupart des mesures effectuées depuis 2012 ont été inférieures à 100 g de p. s./m^2, la biomasse maximale demeure supérieure à cette valeur la plupart des années comportant de multiples observations, et il continue d'y avoir des problèmes d'encrassement des plages et des prises d'eau à proximité. Depuis 2010, la biomasse de *Cladophora* et la teneur en phosphore ont également été surveillées sur un récif peu profond (de 10 à 11 m de profondeur) dans la baie Good Harbor, près du parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore. Comme à la station Atwater, la quantité maximale de biomasse s'est élevée au-delà du seuil d'évaluation des états « passable » et « médiocre », soit de 100 g de p. s./m^2, la plupart des années. La teneur en phosphore a souvent été supérieure à 0,6 µg/mg, ce qui est considéré comme le seuil minimal pour la croissance de *Cladophora* (figure 3). Il est intéressant de noter que la biomasse des cladophores à cet endroit dépasse régulièrement celle mesurée près de Milwaukee, malgré l'absence d'apport externe important d'éléments nutritifs dans la région de la baie Good Harbor. Depuis 2019, un autre site a été échantillonné, à environ 20 km au sud de Waukegan Harbor, dans l'Illinois, où un pic de biomasse de plus de 50 g de p. s./m^2 a été observé (figure 4, MWA; Kelly et coll., 2020a et 2020b).

Lac Huron

La biomasse de *Cladophora* peut devenir nuisible au voisinage de points d'entrée d'éléments nutritifs dans des régions isolées le long du rivage sud-est du lac Huron. L'encrassement épisodique de plages se produit sporadiquement depuis 2004, bien que l'ampleur de l'encrassement du rivage soit considérablement moins grave que celui que connaissent les lacs Michigan, Érié et Ontario. En 2013 et 2014, des mesures limitées ont été prises à une profondeur de 1 mètre près de Goderich (Ont.), ville affectée par les rejets d'une usine municipale de traitement des eaux usées, et de Kincardine (Ont.), ville affectée par un petit drain agricole entrant. En 2013 et 2014, la biomasse à Goderich était de 46 g/m^2 et 49 g/m^2 respectivement et à Kincardine, de 21 g/m^2 et 33 g/m^2 respectivement. Des observations semblables de croissance localisée de cladophores directement adjacente à des points de déversement d'éléments nutritifs ont été faites le long du rivage ces dernières années comme par le passé (Barton et coll., 2013; Howell, observations personnelles, 2003, 2005, 2006, 2010). L'étendue spatiale de la croissance à ces endroits était limitée. Sur de plus grandes étendues du rivage oriental du lac Huron, les cladophores poussent jusqu'à des profondeurs de 20 m, bien que la biomasse dépasse rarement de 10 à 20 g/m^2 (Barton et coll., 2013). Une étude menée en 2014 par le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario sur 48 sites dans l'est de la baie Georgienne a révélé peu de cladophores sur le substrat dur et en majeure partie nu qui a été étudié (figure 1). Stefanoff et coll. (2018) ont signalé que les moules dreissenidées étaient le meilleur prédicteur du pourcentage de couverture des algues benthiques et des cladophores dans l'est du lac Huron. *Cladophora* fait partie d'un assemblage hétéroclite de macroalgues benthiques dans la baie Saginaw (environ 43°52'N 83°37'O) lié à l'encrassement épisodique des plages par des matières organiques en décomposition (Francoeur et coll., 2014). Bien que le « *muck* » (dépôts de matière organique sur les rives) de la baie Saginaw contienne des cladophores, il a toujours été reconnu qu'il s'agit d'un problème d'eutrophisation multi-espèces (Francoeur et coll., 2014). Les sites d'échantillonnage établis depuis 2018 ont enregistré des niveaux nuisibles de *Cladophora* à l'extérieur de l'embouchure de Thunder Bay (figure 4, HAL), mais pas à Thunder Bay ni à Hammond Bay (figure 4, HTB et HHB; Kelly et coll., 2020a et 2020b).

Lac Érié

Dans le lac Érié, les cladophores ont atteint des niveaux de nuisance depuis le milieu des années 1990, principalement le long du rivage septentrional du bassin oriental (Howell, 1998). La biomasse a été mesurée peu fréquemment entre 1995 et 2012, mais un effort considérable déployé en 2001 et 2002 (Higgins et coll., 2005) comportait l'ensemble de données le plus exhaustif sur le plan spatial pour le lac Érié. Depuis 2012, ECCC effectue une évaluation régulière de la biomasse à 4 ou 5 transects près de la rivière Grand, s'étendant vers l'est jusqu'à Port Colborne (Ont.) (points sur la rive nord du lac Érié à la figure 1). La variation interannuelle du pic de la biomasse est élevée entre ces sites et n'affiche aucune tendance temporelle (figure 5). La croissance des cladophores est favorisée par une lumière abondante et des températures élevées, c'est pourquoi la biomasse tend à être plus importante au cours des années caractérisées par un faible débit fluvial et des périodes de croissance chaudes et sèches; et à être plus faible au cours des années caractérisées par un débit fluvial élevé et des périodes de croissance fraîches et humides (Depew et coll., en préparation). En 2016, les échantillons supplémentaires prélevés à des profondeurs de 3 et 6 m sur un haut-fond extracôtier [Nanticoke Shoal; à environ 7 km au sud-ouest de Port Dover (Ont.)] dépassaient 50 g de p. s./m^2, ce qui donne à penser que même les zones éloignées des apports évidents en éléments nutritifs (p. ex. les émissaires d'eaux usées et les affluents) peuvent avoir une biomasse algale élevée. Valipour et coll. (2016) ont effectué une modélisation de la remontée des eaux extracôtières et ont constaté des apports importants en phosphore réactif soluble (PRS) dans les eaux littorales certaines années, soutenant potentiellement la croissance régionale des cladophores sans intervention de sources locales. Sur la rive sud du bassin oriental du lac Érié, des sites d'échantillonnage établis depuis 2018 ont enregistré des niveaux nuisibles de *Cladophora* à un site situé à environ 4 km à l'est d'Erie, en Pennsylvanie (figure 4, EEP), mais pas à des sites situés

près de Dunkirk, dans l'État de New York (figure 4, EDO et EDE; Kelly et coll., 2020a et 2020b).

Lac Ontario

Il est manifeste depuis de nombreuses années que les cladophores ont largement et intensément colonisé des parties du lit peu profond du lac Ontario (Wilson et coll., 2006; Malkin et coll., 2008; Higgins et coll., 2012). La tendance générale à long terme des niveaux nuisibles de cladophores dans les années 1960 et 1970, la réduction dans les années 1980 et 1990 et la nouvelle augmentation au cours des deux dernières années ressemblent généralement à ce qui est observé dans les lacs Érié et Michigan. Des mesures des cladophores ont été effectuées sporadiquement dans un vaste ensemble d'endroits sans qu'il y ait de surveillance systématique sur une longue période. Les relevés effectués par le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et ECCC en 2012-2013, 2015 et 2017-2019 ont permis de déterminer les caractéristiques générales de *Cladophora* dans le lac Ontario : couverture de surface élevée au point de recouvrir le substrat dur; forte atténuation de la biomasse en profondeur, mais couverture persistante à des profondeurs supérieures à un intervalle de 10 à 20 m; cooccurrence typique d'une forte couverture de moules dreissenidées; et cooccurrence fréquente d'autres algues vertes filamenteuses, notamment *Spirogyra*. Des niveaux de biomasse supérieurs à 50 g/m^2 ont été observés à des sites étudiés sur les rives est, centrale et ouest du bassin principal du lac, mais il existe peu de données sur la présence de *Cladophora* dans le bassin oriental du lac (figure 1; figure 4; OOL, OIR, OSI et OSN, figure 6). La grande variabilité spatiale et temporelle des niveaux de biomasse rend les inférences sur les modèles observés difficiles. La constatation de Higgins et coll. (2012) selon laquelle les niveaux de *Cladophora* sont plus élevés dans la zone du rivage urbanisé demeure une hypothèse centrale, importante et qui influe sur l'orientation des études récentes (p. ex. Auer, 2014; Howell, 2018). Cela souligne le besoin de gérer le phosphore sur l'ensemble du rivage aménagé du lac. Toutefois, des études supplémentaires pourraient être nécessaires puisqu'aucune association claire entre les configurations spatiales de la charge de phosphore et la biomasse de *Cladophora* n'a été trouvée (Howell et Dove, 2017; Howell, 2018).

Résumé

Les déterminants proximaux de la croissance de *Cladophora* sont raisonnablement bien compris. Les modèles numériques qui reposent principalement sur trois variables (la température, l'irradiance et la concentration de PRS) donnent des résultats modérément bons dans les simulations de la croissance de *Cladophora* (Higgins et coll., 2006; Malkin et coll., 2008; Tomlinson et coll., 2010; Auer et coll., 2010). Cependant, il demeure une incertitude au sujet des processus qui régulent ces déterminants en dernière analyse. Tout porte à penser que les moules dreissenidées jouent un rôle important, à la fois à cause de leur capacité d'éclaircir la colonne d'eau (et, de ce fait, d'accroître l'irradiance *in situ*) en retirant la matière particulaire, et de recycler le phosphore particulaire, ce qui rend le phosphore dissous plus disponible dans la couche près du fond, où poussent les cladophores (p. ex. Ozersky et coll., 2009; Martin, 2010; Dayton et coll., 2014). Il n'est pas clair à l'heure actuelle si l'augmentation du phosphore près du lit du lac provient de l'excrétion d'éléments nutritifs solubles comme déchets métaboliques (p. ex. Conroy et coll., 2005) ou éventuellement d'une meilleure reminéralisation d'algues non comestibles et d'autres détritus qui s'accumulent dans les gisements de moules. Le rôle des moules dreissenidées est mis en évidence par les observations de taux de production accrus des cladophores en présence des moules (p. ex. Davies et Hecky, 2005) et de la présence de forte biomasse de cladophores même dans des régions où il n'y a pas d'apports importants d'éléments nutritifs (Wilson et coll., 2006; Depew et coll., 2011). Cette situation est différente de ce qui fut le cas dans les années 1960 et 1970, lorsque les cladophores étaient associées principalement à des sources ponctuelles d'éléments nutritifs. Par exemple, en 2012, la biomasse de *Cladophora* dans la baie Good Harbor (près de Sleeping Bear Dunes) dans le lac Michigan, où il n'y a pas d'importante source d'éléments nutritifs dans les affluents, a culminé à 125 g de p. s./m^2, tandis que la biomasse maximale à plusieurs

kilomètres au nord de Milwaukee Harbor, qui est une source d'éléments nutritifs importante, était de 49 g de p. s./m^2. Cependant, dans d'autres régions (p. ex. le lac Ontario), il y a des preuves que les apports locaux en éléments nutritifs ont effectivement une influence sur la biomasse de *Cladophora* (Higgins et coll., 2012).

La Biomasse et le phosphore comme indicateurs

La surveillance de la biomasse a été et demeure le paramètre de prédilection pour évaluer l'état des cladophores. La biomasse maximale est habituellement atteinte au milieu de l'été, bien que le moment exact varie d'une année à une autre et d'un emplacement à un autre. Il est connu que les taux de croissance et les processus de perte (c.-à-d. le décrochement) varient sur de courtes périodes (heures à jours) en réaction aux conditions environnementales (p. ex. l'action du vent et des vagues, la turbidité, l'approvisionnement en éléments nutritifs et le régime thermique). Cette variabilité des taux de croissance et de perte, ainsi que l'hétérogénéité élevée des substrats benthiques, entraînent généralement une variabilité spatiale importante de la biomasse fixe à un moment donné dans le temps (p. ex. figures 2 à 6). Des comparaisons de mesures de la biomasse effectuées à un moment donné sur des gradients spatiaux et temporels peuvent donc être trompeuses faute de tenir convenablement compte des conditions environnementales et du contexte.

Même avec de longues séries chronologiques, plusieurs facteurs peuvent faire en sorte que l'évaluation des tendances à long terme prête à confusion : 1) la variation spatiale à petite échelle est élevée, ce qui se traduit par de grandes limites de confiance pour les mesures de la biomasse à un moment et à un endroit donnés; 2) la variabilité spatiale à grande échelle rend difficile la détermination de la mesure dans laquelle un petit nombre de sites peuvent représenter les conditions à l'échelle du lac, de sorte que la sélection des sites sentinelles peut être difficile; 3) la variation importante de la biomasse au cours d'une saison et entre les saisons, de sorte que les pics et les moyennes annuels peuvent être influencés par les dates d'échantillonnage; et 4) du point de vue de l'encrassement, la production de *Cladophora* est une variable plus pertinente que la biomasse de *Cladophora*, étant donné que la production représente la quantité de matière disponible au bout du compte. Si la biomasse peut refléter la production dans une certaine mesure, la biomasse instantanée reflète l'équilibre entre les processus de production et de perte (décrochement). Les taux variables de décrochement attribuables à des facteurs comme la température de l'eau, la disponibilité de la lumière et la contrainte de cisaillement près du fond peuvent donc embrouiller la relation entre la biomasse et la production. Il est tentant d'examiner les tendances pluriannuelles en comparant la biomasse maximale d'une année à une autre.

La surveillance de la biomasse de *Cladophora* continue de présenter des défis particuliers, notamment : 1) la détermination exacte par imagerie satellitaire de la biomasse par unité de surface; et 2) l'élaboration de méthodes et d'approches d'échantillonnage ou de mesure relativement simples compte tenu de la variabilité spatiale et temporelle.

La teneur en phosphore des filaments d'algue est depuis longtemps considérée comme une mesure utile pour évaluer l'état des cladophores et le potentiel d'efficacité de la gestion du phosphore pour limiter leur croissance. Exprimé plus communément comme la proportion de poids sec (% p. s.; Q_P), Q_P est réputée fournir une mesure temporellement intégrée de l'exposition des algues au phosphore qui : a) élimine l'incertitude relative à l'apport de phosphore créée par des mesures du PRS à un moment donné de la colonne d'eau sus-jacente (qui sont souvent proches ou inférieures à la limite de détection); et b) représente l'exposition et l'absorption de phosphore par l'algue dans son habitat physique (c.-à-d., sur le lit du lac). En général, les valeurs qui dépassent 1,6 mg g^{-1} (0,16 %) sont considérées comme étant saturées en phosphore, les valeurs situées dans une fourchette de 1,6 à 0,6 mg g^{-1} (0,16 à 0,06 %) comme limitées en phosphore, tandis que les valeurs inférieures à 0,06 % sont critiquement limitatives et insuffisantes pour maintenir des taux de croissance positifs nets. Les sites d'Atwater et de la baie Good Harbor dans le lac Michigan se situent généralement dans les plages de phosphore limité ou critique limité, à quelques

exceptions près (figures 2 et 3). Les sites le long de la rive nord du lac Érié varient grandement sur le plan de Q_p, compte tenu des conditions de saturation en phosphore et de limitation du phosphore (figure 5). Les données sur les sites sentinelles pour le lac Ontario montrent une tendance à l'augmentation générale de Q_p en fonction de l'augmentation de la profondeur et de la diminution de la disponibilité de la lumière. De plus, les sites plus profonds sont généralement suffisants sur le plan du phosphore, tandis que les sites moins profonds ont une biomasse plus élevée et affichent une Q_p plus faible (figure 6). Cependant, les limites en phosphore ne peuvent pas être inférées uniquement à partir de Q_p, pour la simple raison que d'autres facteurs peuvent agir sur les niveaux de phosphore internes. Q_p peut être un indicateur inexact de la disponibilité du phosphore, puisqu'il a été montré que les taux d'absorption de phosphore peuvent varier de plusieurs degrés lorsque Q_p est faible (Auer et Canale, 1982). En outre, l'utilisation de Q_p pour inférer la disponibilité du phosphore et croissance potentielle de *Cladophora* exige d'interpréter le contexte du milieu de croissance (lumière, température et degré de colonisation des épiphytes sur les cladophores). Dans les eaux à turbidité persistante ou les eaux profondes, la croissance des cladophores sera limitée par le manque de lumière; les algues ne seront donc pas en mesure de diluer les stocks internes de phosphore de manière à atteindre les quotas cellulaires minimaux. Par ailleurs, un éclairement plus élevé dans les eaux très claires et/ou les zones peu profondes donnera lieu à des taux de croissance susceptibles d'épuiser rapidement les stocks internes de phosphore. Les travaux de recherche menés dans le lac Michigan en 2015 ont révélé que la biomasse de cladophores peut varier plus de 10 fois dans un rayon de 10 km (Bravo et coll., 2019). Lors de la même étude, il a été constaté que la teneur en phosphore des cladophores variait de plus du triple et que la biomasse présentait une corrélation négative avec Q_P (Bravo et coll., 2019). Q_P à elle seule n'est pas un bon indicateur de la disponibilité de phosphore et du potentiel de croissance parce que Q_P devrait être faible lorsque les conditions de croissance sont bonnes, en raison de la dilution des tissus des cladophores (Bravo et coll., 2019). Des observations semblables ont été documentées dans la partie orientale du lac Érié de 2012 à 2019, Q_P augmentant (et la biomasse diminuant) le long d'un gradient allant vers la rivière Grand, qui est une source importante de turbidité et d'éléments nutritifs dans les zones littorales du lac Érié (McCusker et coll., en préparation). La surveillance de la qualité de l'eau effectuée en 2013 à l'embouchure du canal Welland, dans le lac Ontario, a démontré la relation inverse souvent observée entre le phosphore et la lumière dans les zones du littoral touchées par le ruissellement (Howell et Dove, 2017). Ces observations soulignent le rôle important que joue la lumière en tant que régulateur de la croissance des cladophores et l'importance de tenir compte du climat lumineux lorsque Q_P et la biomasse sont interprétées.

Il existe de l'incertitude au sujet de la mesure dans laquelle des niveaux élevés de biomasse sur le lit du lac se manifestent par l'encrassement des rivages. À l'échelle du bassin, les préoccupations relatives à l'encrassement du rivage correspondent à des niveaux élevés de la biomasse sur le lit du lac, pourtant les particularités du problème d'encrassement dans une zone ne le font peut-être pas. Par exemple, Riley et coll. (2015) ont trouvé que l'aménagement structurel des plages (c.-à-d., les brise-lames, les jetées et les quais) était un facteur important pour prédire le degré d'encrassement par les cladophores sur les plages du lac Michigan. Barton et coll. (2013) ont découvert que l'accumulation d'algues sur des plages du lac Huron était la plus importante aux endroits où des éléments du rivage coupaient des courants littoraux. Malgré ces limitations et d'autres facteurs influant sur le transport et l'accumulation des cladophores, la présence d'une biomasse excessive dans une région donnée indique probablement un potentiel d'encrassement du rivage et d'autres effets défavorables.

Surveillance

Les méthodes de surveillance des cladophores ont été examinées dans le rapport de 2017 sur les cladophores. Elles comprennent la collecte d'échantillons ponctuels à des endroits de surveillance sélectionnés (Higgins et coll., 2005), des méthodes hydroacoustiques (Depew et coll., 2009) et la télédétection (Schuchman et coll., 2013). De récentes études donnent à penser que la surveillance *in situ* au moyen d'imagerie en mouvement accéléré peut également être une méthode utile pour surveiller la biomasse des cladophores (Bootsma et coll., 2015). Chacune de ces

méthodes comporte des avantages et des inconvénients liés à la couverture spatiale, à l'exactitude et à la précision quantitatives, à la difficulté technique et au coût. Par exemple, les méthodes d'imagerie par télédétection et de relevés acoustiques possèdent le potentiel d'élargir la portée géographique de l'évaluation et de subsumer une partie de la variabilité de la biomasse induite par des processus agissant à des échelles allant du mètre au sous-kilomètre (c.-à-d., la répartition irrégulière du substrat, le degré d'exposition et la variation dans un climat lumineux). Cependant, elles présentent des problèmes de précision et d'exactitude lorsque la biomasse est estimée. Même dans le cas d'études quantitatives, les différences de protocoles et de méthodes pour la collecte de la biomasse peuvent ajouter une incertitude supplémentaire. Les difficultés particulières restantes comprennent : 1) la détermination exacte par imagerie satellitaire de la biomasse par unité de surface; et 2) l'élaboration de méthodes et d'approches d'échantillonnage ou de mesure relativement simples compte tenu de la variabilité spatiale et temporelle.

L'absence d'un cadre établi et cohérent pour la surveillance des cladophores a été citée comme une entrave importante à la compréhension de l'état et des tendances des cladophores dans les Grands Lacs. En 2016, un groupe de travail d'experts à l'appui de l'annexe 4 (éléments nutritifs) de l'AQEGL a élaboré un plan de recherche pour la modélisation, la recherche et la surveillance de *Cladophora* des Grands Lacs (Ciborowski, 2016). Les parties, à savoir le Canada et les États-Unis, mettent actuellement en œuvre des plans de surveillance, y compris la surveillance de sites sentinelles. Depuis 2012, ECCC effectue une surveillance des sites sentinelles dans les sites littoraux prioritaires du lac Érié (McCusker et coll., 2019) et en collaboration avec le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario depuis 2017 dans le lac Ontario (McCusker et coll., 2021). Depuis 2018, l'USGS a surveillé de 8 à 12 sites dans les quatre Grands Lacs d'aval (Nevers et Evans, 2021).

Il importe de mesurer l'étendue, la durée et la gravité de l'encrassement des plages d'une manière cohérente d'un lac à un autre et d'évaluer collectivement l'information. La superficie couverte par les tapis de cladophores dans les lacs et leur biomasse exigent d'approfondir les méthodes d'évaluation (p. ex. télédétection, relevés spatiaux à grande échelle et autres techniques d'imagerie). Des évaluations synoptiques de la végétation aquatique submergée ont été effectuées en 2010 et en 2012 au moyen d'images télédétectées dans l'ensemble des eaux littorales des Grands Lacs (Shuchman et coll., 2013). De telles approches, bien qu'elles soient limitées quant à leur capacité de déterminer la quantité d'algues présentes, peuvent être utilisées pour relever certains des défis relatifs à la variation spatiale de l'habitat et/ou à l'échantillonnage manuel, pourvu que les eaux littorales n'affichent pas une turbidité excessive. L'intégration de l'information sur l'habitat et de données quantitatives sur la biomasse est également une méthode que l'Union européenne a commencé à utiliser pour évaluer l'état des eaux côtières aux termes de la Directive-cadre sur l'eau (p. ex. Scanlan et coll., 2007).

À l'avenir, il importera d'établir des liens entre l'étendue et l'ampleur de la production de biomasse dans les lacs et le degré d'encrassement des plages. Il reste des défis considérables, particulièrement pour ce qui est de caractériser l'habitat disponible et d'améliorer la fiabilité des estimations ponctuelles de la biomasse des algues pour qu'elles soient représentatives de plus grands secteurs régionaux du littoral.

À l'heure actuelle, des efforts sont déployés pour évaluer l'efficacité des capteurs optiques montés sur des véhicules sous-marins autonomes et des véhicules téléguidés pour déterminer la biomasse et la distribution de *Cladophora* (https://www.usgs.gov/centers/glsc/science/development-and-application-a-robot-assisted-computer-vision-system-map-great?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects). Même si ces méthodes n'atteindront pas l'échelle synoptique offerte par l'imagerie satellitaire, elles permettront probablement d'obtenir de meilleures données quantitatives et offriront une plus grande couverture spatiale que les méthodes conventionnelles d'échantillonnage ponctuel.

Liens

Il y a des liens à d'autres sous-indicateurs de la série :

- éléments nutritifs dans les lacs – *Cladophora* est sensible aux concentrations de PRS dans l'environnement;
- benthos (eau libre) – La diversité et l'abondance du benthos peuvent présenter une corrélation avec les niveaux de présence des cladophores et être connectées par des mécanismes indirects qui sont mal compris;
- moules dreissenidées – L'état de clarté de l'eau et l'état des éléments nutritifs, qui sont influencés par les populations de moules dreissenidées, ont une grande incidence sur les cladophores dans les Grands Lacs;
- qualité de l'eau des affluents – L'apport d'éléments nutritifs par les affluents peut avoir un effet immédiat et à long terme sur la croissance des cladophores. De même, les apports de sédiments en suspens et de matière organique dissoute colorée par les affluents nuisent à la clarté de l'eau dans les eaux littorales, ce qui nuit à son tour à la disponibilité de lumière pour la croissance des cladophores;
- température de l'eau de surface – Il existe de l'incertitude quant aux effets directs sur la croissance des cladophores si la température de l'eau de surface continue de se réchauffer. Comme les températures maximales estivales de la surface dans la plupart des lacs sont déjà supérieures aux températures de croissance optimales pour les cladophores, il est possible que le réchauffement n'ait pas d'effet positif direct sur la croissance et la biomasse. Cependant, un réchauffement printanier précoce peut entraîner une croissance maximale plus précoce et une modification des régimes saisonniers. De plus, les données disponibles indiquent que les taux de recyclage des éléments nutritifs par les moules dreissenidées réagiront positivement à l'augmentation des températures, ce qui augmentera l'apport en éléments nutritifs pour les cladophores qui poussent à proximité de ces moules. Des températures plus élevées peuvent donc indirectement entraîner des taux de croissance supérieurs chez les cladophores (Bootsma et Liao, 2014).

Le sous-indicateur est également lié directement à d'autres sous-indicateurs de l'indicateur Algues nuisibles. L'amélioration du traitement des eaux usées et des pratiques agricoles durables qui aboutissent à une diminution des apports d'éléments nutritifs dans les Grands Lacs peut également faire diminuer la biomasse des cladophores.

Connaissances écologiques traditionnelles, science citoyenne et autres ensembles de connaissances

Dans le lac Michigan, la fréquence des mesures de la biomasse de *Cladophora* et de la qualité des eaux littorales dans la baie Good Harbor a été augmentée grâce à l'aide de scientifiques citoyens accrédités en plongée, avec le soutien de la National Parks Conservation Association (Zemansku Heis, 2014; Tyner et coll., en préparation). Ces activités ont donné lieu à un ensemble de données qui se prêtent mieux à l'étalonnage et à la validation d'un modèle de croissance des cladophores (https://uwm.edu/glos/data/). Cependant, il est important que des protocoles soient en place pour assurer la qualité des données recueillies par les scientifiques citoyens. Dans le lac Érié, le Niagara Citizen Coastal Collaborative a entrepris des relevés des plages pour évaluer le degré d'encrassement des rives depuis 2018, et cet effort s'étend au lac Ontario (Ford, 2021).

Évaluation de la qualité des données

Évaluation par les auteurs des caractéristiques des données et emplacement des ensembles de données

Caractéristiques des données	En accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.			X	
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables pour le sous-indicateur.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont ouvertement disponibles et accessibles.	Oui	Les données se trouvent ici : Données de l'USGS, 2018 : https://www.sciencebase.gov/catalog/item/5f22beaf82cef313ed94abf8. Données de l'USGS, 2019 : https://www.sciencebase.gov/catalog/item/5e3d8879e4b0edb47be258c7. Données d'ECCC : https://open.canada.ca/data/fr/dataset/4497ebe5-f45e-4b13-9e98-e9edd016fc66. Données de l'University of Wisconsin-Milwaukee : https://uwm.edu/glos/data/.		

Limites des données

L'absence de suivi à long terme fait en sorte que les tendances ne peuvent pas être déterminées et que la résurgence actuelle des cladophores ne peut pas être située dans un contexte historique. La plupart des études sur les cladophores dans les Grands Lacs se concentrent sur des sites précis présentant des problèmes d'algues connus

et peuvent donc ne pas convenir à une mise à l'échelle. La mise en œuvre de techniques améliorées de télédétection et de visualisation pourrait permettre la production de rapports sur les estimations de la biomasse régionale ou lacustre.

La croissance excessive des cladophores a constitué un défi de gestion dans de nombreuses parties des Grands Lacs dans les années 1960 et 1970, et a été l'un des principaux facteurs de l'eutrophisation. *Cladophora* était relativement répandue dans les régions fortement eutrophes, comme le lac Érié. Elle était toutefois principalement associée à des sources ponctuelles de phosphore dans les systèmes moins affectés, comme le lac Huron (Canale et coll., 1982). La biomasse des cladophores a diminué dans les années 1980 et au début des années 1990, à la suite de la mise en œuvre de programmes de gestion des éléments nutritifs, qui ont permis de réduire la charge de phosphore. Cependant, dans la plupart des Grands Lacs, à l'exception du lac Supérieur, il y a eu une résurgence de la croissance de *Cladophora* entre le milieu des années 1990 et les années 2000 (bien en cours au milieu de 1995 dans l'est du lac Érié) (Higgins et coll., 2008; Auer et coll., 2010; Brooks et coll., 2015). L'application de modèles qui simulent la croissance de *Cladophora* en réponse à la lumière, à la température et à la concentration de phosphore dissous (Tomlinson et coll., 2010; Kuczynski et coll., 2020) et des données historiques pour ces variables donnent à penser que la résurgence de *Cladophora* est en grande partie attribuable à l'augmentation de la clarté de l'eau, qui est causée par l'alimentation par filtrage des moules dreissenidées, d'autres facteurs contributifs étant l'excrétion d'éléments nutritifs par les moules (Auer et coll., 2010; Bootsma et Liao, 2014) et, dans certaines régions, les apports locaux de phosphore allochtone (Auer et coll., 2021). Bien que la gestion de la charge en éléments nutritifs demeure un outil important de la lutte contre les proliférations de *Cladophora* dans les Grands Lacs, la relation entre la charge en éléments nutritifs et la croissance des cladophores peut avoir changé en raison de la modification de la dynamique interne des éléments nutritifs par les moules dreissenidées. En effet, le rôle apparemment important de la lumière porte à croire que l'apport en éléments nutritifs provenant des moules dreissenidées peut répondre aux besoins en éléments nutritifs des algues dans la plupart des environnements lumineux, indépendamment des taux de charge externes en éléments nutritifs. De nouvelles données chronologiques et de nouveaux modèles quantitatifs sont donc nécessaires pour mieux comprendre les mécanismes qui régulent la croissance des cladophores et de quelle façon ces dernières pourraient réagir à des mesures particulières de gestion des éléments nutritifs (Bootsma et coll., 2015). Ces modèles exigeront une meilleure compréhension des processus physiques et biogéochimiques qui déterminent la dynamique des éléments nutritifs à proximité des rives.

Renseignements supplémentaires

Cladophora peut être mesurée à la fois par l'étendue spatiale et par la biomasse. La biomasse est toutefois probablement plus utile, car le pourcentage de couverture peut rester relativement constant, même si la biomasse augmente ou diminue. Il est prévu que la biomasse des cladophores diminue à mesure que les concentrations d'éléments nutritifs nutriments baissent et que les algues subissent un stress nutritionnel. Des stratégies de réduction du phosphore ont permis par le passé de réduire la biomasse des cladophores, mais la question est maintenant compliquée par l'augmentation de la clarté de l'eau découlant de la présence de moules dreissenidées et la conversion du phosphore particulaire en phosphore dissous à l'interface de l'eau et du lit des lacs. Les tendances dégagées d'après le sous-indicateur peuvent aider à cibler des zones de réduction du phosphore, en plus de fournir des conseils concernant toute nouvelle cible en matière de concentrations de phosphore total dans la zone littorale. Bien que le sixième objectif général de l'AQEGL soit pertinent, il importe de reconnaître que, contrairement au passé, le problème actuel d'algues nuisibles n'est pas nécessairement une question de charge en éléments nutritifs. Par exemple, les cladophores sont problématiques dans le lac Michigan, mais les concentrations de phosphore total dans les eaux pélagiques et littorales y sont bien inférieures à la cible de 7 µg/L de l'AQEGL.

Les cladophores constituent souvent la majorité des algues benthiques nuisibles qui encrassent les plages et les prises d'eau des Grands Lacs. Cependant, *Cladophora* est souvent accompagnée d'autres algues, en particulier des diatomées qui poussent de façon épiphytique sur les filaments de *Cladophora* (Dodds et Gudder, 1992). Dans certains cas, les algues benthiques nuisibles peuvent également comprendre d'autres taxons, notamment les algues vertes *Chara*, *Spirogyra* et *Oedogonium* (Barton et coll., 2013; Higgins et coll., 2008; Francoeur et coll., 2014). Par conséquent, bien que le genre *Cladophora* soit habituellement la forme dominante d'algues benthiques nuisibles dans la plupart des régions des Grands Lacs, le terme « cladophores » désigne souvent une conglomération d'algues benthiques.

Le problème que pose la présence des cladophores dans les Grands Lacs mérite qu'une recherche et une surveillance intégrées soutenues y soient consacrées, parce qu'il n'est pas facile de faire fi des symptômes des atteintes que subit le rivage, en raison de la proximité du problème pour les utilisateurs récréatifs et industriels. Compte tenu de l'apparente sensibilité des cladophores à des niveaux très faibles de PRS (Auer et coll., 2010), la principale difficulté réside dans la meilleure compréhension des apports relatifs de l'approvisionnement en éléments nutritifs de sources locales et panlacustres, ainsi que des processus internes qui régulent l'apport de phosphore pour la croissance des cladophores.

À la suite d'un solide processus scientifique binational et d'une vaste consultation publique, le Canada et les États-Unis ont adopté des cibles de réduction du phosphore (comparativement à une base de référence de 2008) pour les bassins occidental et central du lac Érié, afin de s'attaquer aux toxines des algues et aux zones pauvres en oxygène (hypoxiques) (CMI, 2016; Équipe de travail sur les objectifs et les cibles, 2015). Pour le bassin oriental, aucune cible n'a été recommandée pour lutter contre les algues nuisibles (*Cladophora*) pour le moment (Équipe de travail sur les objectifs et les cibles, 2015). Il est néanmoins important de souligner que les cibles qui ont été recommandées pour les bassins occidental et central fonctionnent de concert, et non de manière isolée. Puisque tous les affluents du lac Érié, y compris la rivière Détroit et le corridor Huron-Érié, contribuent aux apports de phosphore dans le bassin oriental, les réductions nécessaires pour contrer la prolifération d'algues et l'hypoxie pourront faire baisser les concentrations de phosphore dans le bassin oriental également. La réduction de la charge en phosphore aidera peut-être à contrer les problèmes de nuisance des algues dans le bassin oriental, tout en maintenant suffisamment d'éléments nutritifs pour soutenir les activités de pêche. Des travaux supplémentaires se poursuivent afin de définir des cibles potentielles réduisant au minimum l'impact des algues nuisibles dans le bassin oriental du lac Érié.

L'évaluation de la situation actuelle des cladophores est une activité quelque peu subjective qui repose sur des mesures de la biomasse lorsque celle-ci est disponible et aux endroits où elle est disponible, sur la fréquence et l'ampleur de l'accumulation sur les plages et l'encrassement des prises d'eau. Du point de vue de la gestion, il serait idéal de désigner une cible pour la biomasse, qui serait utile, non seulement aux fins de l'affectation d'un état, mais également pour l'élaboration de stratégies de gestion comportant des objectifs précis quantitatifs, les plus évidents étant les cibles en matière d'apport d'éléments nutritifs. Comme il en a été discuté plus haut et dans le commentaire formulé par Bootsma et coll. (2015), une biomasse sèche de 50 g/m^2, qui a été proposée comme seuil de nuisance pour le lac Huron au début des années 1980 (Canale et Auer, 1982), peut à présent se situer bien au-dessus du niveau ce qui aboutit à une « nuisance » et à une utilisation diminuées, parce que la croissance des algues nuisibles n'est plus limitée aux régions littorales adjacentes aux sources ponctuelles d'éléments nutritifs, et la tranche d'eau des cladophores s'est accrue en raison de la plus grande clarté de l'eau. D'autres facteurs créent également de la confusion quant à l'utilisation d'une cible unique pour la biomasse. Dans les régions littorales dans lesquelles le substrat rocheux est rare, la biomasse sur la roche peut dépasser 50 g/m^2, mais la biomasse répartie en moyenne dans l'espace peut être bien inférieure à ce niveau, ce qui aboutit à une faible accumulation sur le rivage. En outre, la biomasse peut être un mauvais indicateur de la quantité réelle de biomasse disponible pour une accumulation sur les rivages, parce qu'il n'y a pas nécessairement de corrélation entre la biomasse et la production. Une portion

importante de la production des cladophores peut être perdue par décrochement (Canale et Auer, 1982). Pendant les étés où les taux de décrochement sont élevés (en raison de la turbulence causée par les vagues ou par des températures élevées), la biomasse peut rester faible, tandis que la disponibilité des cladophores pour l'accumulation sur les plages est élevée. Bien que ces conditions puissent donner à penser que la fréquence et l'ampleur de l'accumulation sur les rivages sont une mesure plus utile, celle-ci peut également être trompeuse, car l'accumulation sur le rivage est stochastique et sujette aux caprices des courants et des vagues littoraux. Une évaluation fiable de l'état des cladophores dépendra dans le meilleur des cas de la mesure de plus d'une variable, comme la biomasse. Des mesures supplémentaires qui étayeront l'évaluation et aboutiront à une meilleure compréhension des facteurs et des mécanismes qui régulent les cladophores comprennent la teneur en phosphore des tissus, la clarté de l'eau (accompagnée du rayonnement solaire) et le taux de croissance. Bien que la mesure directe du taux de croissance soit techniquement plus difficile que la mesure de la biomasse, il peut être possible d'utiliser un substitut pour le taux de croissance, notamment le ratio $^{13}C : {}^{12}C$ des cladophores.

La désignation des cladophores comme nuisance repose principalement sur l'effet qu'elles exercent sur l'état du rivage, qui est le plus visible par le public. Comme il en a été question plus haut, il existe un certain nombre de moyens moins évidents et moins bien compris par lesquels les cladophores jouent sur la dynamique des éléments nutritifs et trophiques (Turschak et coll., 2014) et le transfert de contaminants (p. ex. Lepak et coll., 2015). Ces processus influent au bout du compte sur l'intégrité de l'écosystème et l'utilisation bénéfique, et une évaluation rigoureuse de l'état de *Cladophora* exigera donc que ces facteurs soient de plus en plus compris.

Remerciements

Auteurs

David Depew, Environnement et Changement climatique Canada. 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ont.) L7S 1A1. David.Depew@canada.ca.
Harvey Bootsma, University of Wisconsin-Milwaukee, School of Freshwater Sciences. 600 E. Greenfield Ave., Milwaukee (Wisconsin) 53204. hbootsma@uwm.edu.
Todd Howell, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, 125, chemin Resources, Etobicoke (Ont.). Todd.Howell@ontario.ca.
Megan McCusker, Environnement et Changement climatique Canada. 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ont.) L7S 1A1. Megan.McCusker@canada.ca.
Mary Anne Evans, U S Geological Survey, Great Lakes Science Center, 1451 Green Road, Ann Arbor (Michigan) 48105. maevans@usgs.gov.
Toute utilisation de noms de commerce, noms de produit ou noms d'entreprise est uniquement à des fins descriptives et ne signifie nullement que le gouvernement du Canada les endosse.

Sources d'information

Auer, M.T. et R.P. Canale. 1981. Mapping of major *Cladophora* populations in the Great Lakes. Environmental Planning Study (GLEPS), contribution n° 49.

Auer, M.T., C.P. McDonald, A. Kuczynski, C. Huang et P. Xue. 2021. Management of the Phosphorus–*Cladophora* Dynamic at a Site on Lake Ontario Using a Multi-Module Bioavailable P Model. *Water*, 13(3), p. 375.

Auer, M.T. et R.P. Canale. 1982. Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in Lake Huron: 2. Phosphorus Uptake Kinetics. *J. Great Lakes Res.* 8 : 84-92.

Auer, M.T., L.M. Tomlinson, S.N. Higgins, S.Y. Malkin, E.T. Howell et H.A. Bootsma. 2010. Great Lakes *Cladophora* in the 21st century: same algae – different ecosystem. *J. Great Lakes Res* 36 : 248-255.

Auer, M.T. et H.A. Bootsma. 2009. *Cladophora* in the Great Lakes: Guidance for Water Quality Managers. Dans : Nearshore Areas of the Great Lakes 2009. P 69-78. EPA 905-R -09-013.

Auer, M.T. 2014. Field Studies of phosphorus and *Cladophora* in Lake Ontario along the Ajax, Ontario waterfront. Préparé pour la ville d'Ajax. 61 p.

Barton, D.R., E.T. Howell et C. Fietsch. 2013. Ecosystem changes and nuisance benthic algae on the southeastern shores of Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 39 : 602-611.

Berezina, N.A. et S.M. Golubkov. 2008. Effect of drifting macroalgae *Cladophora glomerata* on benthic community dynamics in the easternmost Baltic Sea. Environ. *J. Mar. Syst.* 74(S1), 80-85.

Bootsma, H.A., E.B. Young et J.A. Berges. 2005. Temporal and Spatial Patterns of Cladophora biomass and Nutrient Stoichiometry in Lake Michigan. Dans : Cladophora Research and management in the Great Lakes. P. 81-89. UW-Milwaukee Great Lakes WATER Institute. Rapport spécial nº 2005-01.

Bootsma, H.A. et Q. Liao. 2014. Nutrient cycling by Dreissenid mussels: controlling factors and ecosystem response (chapitre 35). Quagga and zebra mussels: biology, impacts, and control, 2e éd. Boca Raton (Floride) : CRC Press, Taylor & Francis Group.

Bootsma, H.A., M.D. Rowe, C.N. Brooks et H.A. Vanderploeg. 2015. Commentary: The need for model development related to *Cladophora* and nutrient management in Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* Doi : 10.1016/j.jglr.2015.03.023.

Bravo, H.R., H. Bootsma et B. Khazaei. 2019. Fate of phosphorus from a point source in the Lake Michigan nearshore zone. *J. Great Lakes Res.* 45(6) : 1182-1196. Doi : 10.1016/j.jglr.2019.09.007.

Brooks, C.N., A. Grimm, R. Schuchman, M. Sayers et N. Jessee. 2015. A satellite – based multi-temporal assessment of the extent of nuisance *Cladophora* and related submerged aquatic vegetation for the Laurentian Great Lakes. *Remote Sens. Environ.* 157 : 58-71.

Canale, R.P. et M.T. Auer. 1982. Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in lake Huron: 7. Model verification and system response. *J. Great Lakes Res.* 8 : 134-143.

Chun, C.L., C.I. Kahn, A.J. Borchert, M.N. Byappanahalli, R.L. Whitman, J. Peller, C. Pier, G. Lin, E.A. Johnson et M.J. Sadowsky. Prevalence of toxin production Clostridium botulinum associated with the macroalga *Cladophora* in three Great Lakes: growth and management. *Sci Tot. Environ.* 511 : 523-529.

Chun, C.L., J.R. Peller, D. Shively, M.N. Byappanahalli, R.L. Whitman, C. Staley, Q. Zhang, S. Ishii et M.J. Sadowsky. 2017. Virulence and biodegradation potential of dynamic microbial communities associated with decaying *Cladophora*. Dans : *Great Lakes. Environ. Aquat. Total Environ.* 574 : 872-880.

Ciborowski, J. (2016) State of Knowledge of Cladophora in the Great Lakes. Rapport sur un atelier tenu au Great Lakes Environmental Research Laboratory de la NOAA, 26 au 28 janvier 2016.

Commission mixte internationale. Les États-Unis et le Canada adoptent des cibles de réduction de la concentration de phosphore pour lutter contre les proliférations d'algues dans le lac Érié. https://binational.net/fr/2016/02/22/finalptargets-ciblesfinalesdep/, consulté le 19 novembre 2021.

Conroy, J.D., W.J. Edwards, R.A. Pontius, D.D. Kane, H. Zhang, J.F. Shea, J.N. Richey et D.A. Culver. 2005b. Soluble nitrogen and phosphorus excretion of exotic freshwater mussels (Dreissena spp.): potential impacts for nutrient

remineralization in western Lake Erie. *Freshwater Biology* : 50 : 1146-1162.

Davies, J.M., Initial measurements of benthic photosynthesis and respiration in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 31, 195-207.

Dayton, A.I., M.T. Auer et J.F. Atkinson. 2014. *Cladophora*, mass transfer and the near shore phosphorus shunt. *J. Great Lakes Res.* 40 : 790-799.

DeJong, D. 2000. The growth and distribution of the green alga *Cladophora* at Presqu'ile Provincial Park: Implications for management (Ontario). Thèse de maîtrise ès science. Université Wilfred Laurier.

Depew, D.C., A.W. Stevens, R.E.H. Smith et R.E. Hecky. 2009. Detection and characterization of benthic filamentous algae stands (*Cladophora* sp.) on rocky substrata using a high-frequency echosounder. *Limnol. Oceanogr. Methods.* 7 : 693-705.

Depew, D.C., A.J. Houben, S.J. Guildford et R.E. Hecky. 2011. Distribution of nuisance *Cladophora* in the lower Great Lakes: patterns with land use, near shore water quality and dreissenid abundance. *J. Great Lakes Res.* 37 : 656-671.

Dodds, W.K. et D.A. Gudder. 1992. The ecology of *Cladophora*. *J. Phycol.* 28 : 415-427.

Équipe de travail sur les objectifs et les cibles. Apports visés de phosphore recommandés pour le lac Érié. https://binational.net/wp-content/uploads/2015/06/nutrients-TT-report-fr-sm.pdf, consulté le 19 novembre 2021.

Ford, G. 2021. The Visual Assessment Survey Tool (VAST) – engagement of coastal citizens, youth and community groups to collect data and help fill knowledge gaps. Webinaire public « Let's Talk Lake Ontario ». Lake Ontario Partnership Working Group. 17 novembre 2021.

Francoeur, S.N., K. Peters Winslow, D. Miller, C.A. Stow, Y. Kyung Cha et S.D. Peacor. 2014. Spatial and temporal patterns of macroscopic benthic primary producers in Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 40 : 53-63.

Gerloff, G.C. et G.P. Fitzgerald. 1976. The nutrition of Great Lakes *Cladophora*. Ecological Research Series EPA 600/3-76/044. Duluth, Minnesota.

Gubelit, Y.I. et N.A. Berezina. 2010. The causes and consequences of algal blooms; the *Cladophora glomerata* bloom in the Neva estuary (eastern Baltic Sea). *Mar. Poll. Bull.* 61 : 183-188.

Herbst, R.P. 1969. Ecological factors and the distribution of *Cladophora glomerata* in Lake Erie. *Environ. Amer. Midl. Nat.* 82 : 90-98.

Higgins, S.N., E.T. Howell, R.E. Hecky, S.J. Guilford et R.E. Smith. 2005a. The wall of green: the status of *Cladophora glomerata* on the northern shores of Lake Erie's eastern basin, 1995– 2002. *J. Great Lakes Res.* 31 : 547-563.

Higgins, S.N., R.E. Hecky et S.J. Guildford. 2006. Environmental controls of *Cladophora* growth dynamics in eastern Lake Erie: application of the *Cladophora* Growth Model (CGM). *J. Great Lakes Res.* 32 : 629-663.

Higgins, S.N., S.Y. Malkin, E.T. Howell, S.J. Guildford, L. Campbell, V. Hiriart-Baer et R.E. Hecky. 2008. An ecological review of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) in the Laurentian Great Lakes. *J. Phycol.* 44 : 839-854.

Higgins, S.N., C.M. Pennuto, E.T. Howell, T.W. Lewis et J.C. Makarewicz. (2012). Urban influences on *Cladophora* blooms in Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.* 38 : 116-123.

Howell, E.T. 1998. Occurrence of the alga *Cladophora* along the north shore of eastern Lake Erie in 1995. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. PIBS 3716E.

Howell, E.T. et A. Dove. 2017. Chronic nutrient loading from Lake Erie affecting water quality and nuisance algae on the St. Catharines shores of Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.* 43 : 899-915.

Howell, E.T. 2018. *Cladophora* (green algae) and dreissenid mussels over a nutrient loading gradient on the north shore of Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.* 44 : 86-104.

Ishii, S., T. Yan, D.A. Shively, M.N. Byappanahalli, R.L. Whitman et M.J. Sadowsky. 2006. *Cladophora* (Chlorophyta) spp. harbor human bacterial pathogens in nearshore water of Lake Michigan. *Appl. Env. Microbiol.* 72(7) : 4545-4553.

Jackson, M.B., E.M. Vandermeer et L.S. Heintsch. 1990. Attached filamentous algae of northern Lake Superior: field ecology and biomonitoring potential during 1983. *J. Great Lakes Res.* 16 : 158-168.

Kuczynski, A., A. Bakshi, M.T. Auer et S.C. Chapra. 2020. The canopy effect in filamentous algae: Improved modeling of *Cladophora* growth via a mécanistic representation of self-hading. *Ecol. Model*, 418, p. 108906.

Lepak, R., D. Krabbenhoft, J. Ogorek, M. Tate, H. Bootsma et J. Hurley. Influence of *Cladophora*-quagga mussel assemblages on nearshore methylmercury production in Lake Michigan. *Environ. Aquat. Technol.* 49 : 7606-7613.

Malkin, S.Y., S.J. Guildford et R.E. Hecky. 2008. Modeling the growth response of *Cladophora* in a Laurentian Great Lake to the exotic invader Dreissena and to lake warming. *Limnol. Oceanogr.* 53 : 1111-1124.

Martin, G. 2010. Nutrient sources for excessive growth of benthic algae in Lake Ontario as inferred by the distribution of SRP. Thèse de maîtrise ès science, Université de Waterloo, Waterloo (Ont.).

McCusker, M., A. Dove, T. Howell et D. Depew. 2019. An assessment of the nearshore Cladophora monitoring dataset in the east basin of Lake Erie. Association internationale de recherche sur les Grands Lacc. 62^{e} conférence annuelle sur la recherche sur les Grands Lacs. Brockport (New York). 10 au 14 juin 2019.

McCusker, M., A. Dove, D. Depew et T. Howell. 2021. An assessment of the

nearshore sentinel sites monitoring dataset along the north shore of Lake Ontario. Conférence virtuelle sur l'état du lac Ontario. 9 au 11 mars 2021.

Nevers, M. et M.A. Evans. 2021. Assessing Cladophora Growth Across the Great Lakes and in Lake Ontario. Conférence virtuelle sur l'état du lac Ontario. 9 au 11 mars 2021.

Ozersky, T., S.Y. Malkin, D.R. Barton et R.E. Hecky. 2009. Dreissenid phosphorus excretion can sustain C. *glomerata* growth along a portion of Lake Ontario shoreline. *J. Great Lakes Res.* 35 : 321-328.

Painter, D.S. et K.J. McCabe. 1987. The influence of the Grand River on Eastern Lake Erie. Contribution de l'INRE n^{o} 87-74.

Painter, D.S. et G.A. Kamaitis. 1987. Reduction of *Cladophora* biomass and tissue phosphorus in Lake Ontario, 1972-1983.

Parker, R.D.R. 1979. Distribution of filamentous green algae in nearshore periphyton communities along the north shore of Lake Superior. *Environ. Amer. Midl. Nat.* 101 : 326-332.

Peller, J.R., M.N. Byappanahalli, D. Shively, M.J. Sadowsky, C.L. Chun et R.L. Whitman. 2014. Notable decomposition products of senescing Lake Michigan *Cladophora glomerata*. *J. Great Lakes Res.* 40 : 800-806.

Przybyla-Kelly, K., M.B. Nevers, D.A. Shively, S.P. Benson, G.M. Carter, S.C. Dwyer, M.E. Lewan, K.R. Picard, L.C. Richards, D.S. Sopovski, A.M. Spoljaric, D.R. Szymkowski, A.D. Welninski, E.E. Wimmer et M.A. Evans. 2020a, *Cladophora* biomass and supporting data collected in the Great Lakes, 2018 (version 1.1, septembre 2020) : publication de données de l'U.S. Geological Survey, https://doi.org/10.5066/P9E570JS.

Przybyla-Kelly, K., M.B. Nevers, D.A. Shively, S.P. Benson, G.M. Carter, S.C. Dwyer, M.E. Lewan, K.R. Picard,

L.C. Richards, D.S. Sopovski, A.M. Spoljaric, D.R. Szymkowski, A.D. Welninski, E.E. Wimmer et M.A. Evans. 2020b, *Cladophora* biomass and supporting data collected in the Great Lakes, 2019 : publication de données de l'U.S. Geological Survey, https://doi.org/10.5066/P99O4QXB.

Riley, S.C., T.R. Tucker, J.V. Adams, L.R. Fogarty et B.M. Lafrancois. 2015. Factors associated with the deposition of *Cladophora* on Lake Michigan beaches in 2012. *J. Great Lakes Res.* 41(4) : 1094-1105.

Scanlan, C.M., J. Foden, E. Wells et M.A. Best. 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Marine Pollution Bulletin*. 55 : 162-171.

Schuchman, R., M. Sayers et C.N. Brooks. 2013. Mapping and monitoring the extent of submerged aquatic vegetation in the Laurentian Great Lakes with multiscale satellite remote sensing. *J. Great Lakes Res.* 39 : 78-89.

Shuchman, R., M. Sayers, A. Grimm, R. Sawtell et K. Bosse. 2021. Great Lakes Restoration Initiative. NOAA-EPA Interagency Agreement, rapport final. Rapport complet : e Updated Satellite Derived Cladophora/SAV Distribution Maps for all the five of the Laurentian Great Lakes, contrat fédéral nº NA17OAR4320152, Contrat de sous-traitance nº SUBK00008752. Michigan Tech Research Institute. Ann Arbor (Michigan).

Taft, C.E. et W.J. Kischler. 1973. *Cladophora* as related to pollution and eutrophication in western Lake Erie, nº 332X, 339X. Water Resources Center, Université de l'État d'Ohio et département de l'Intérieur, Columbus (Ohio) 103 p.

Stefanoff, S., R.J. Vogt, E.T. Howell et S. Sharma. 2018. Phytoplancton and benthic algal response to ecosystem engineers and multiple stressors in the Nearshore of Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 44 : 447-457.

Tomlinson, L.M., M.T. Auer, H.A. Bootsma et E.M. Owens. 2010. Great Lakes *Cladophora* Model: development, testing and application to Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 36 : 287-297.

Turschak, B.A., D. Bunnell, S. Czesny, T.O. Höök, J. Janssen, D. Warner et H.A. Bootsma. Nearshore energy subsidies support Lake Michigan fishes and invertebrates following major changes in food web structure. *Ecology* 95 : 1243-1252.

Tyner, Emily H. 2013. Nearshore benthic oxygen dynamics in Lake Michigan. Mémoire de maîtrise. 86 p. https://dc.uwm.edu/etd/171.

Whitman, R.L., D.A. Shively, H. Pawlik, M.B. Nevers et M.N. Byappanahalli. 2003. Occurrence of *Escherichia coli* and enterococci in *Cladophora* (Chlorophyta) in nearshore water and beach sand of Lake Michigan. *Environ. Applied and Environmental Microbiology* 69(8), p. 4714-4719.

Wilson, K.A., E.T. Howell et D.A. Jackson. 2006. Replacement of zebra mussels by quagga mussels in the Canadian nearshore of Lake Ontario: distribution and correlations with substrate, round goby abundance and upwelling frequency. *J. Great Lakes Res.* 32 : 11-28.

Zemanski Heis, A. 2014. What Lies Beneath. Billet de blogue, National Parks Conservation Association. https://www.npca.org/articles/387-what-lies-beneath, consulté le 19 novembre 2021.

Liste des figures

Figure 1. Endroits des Grands Lacs où les cladophores ont été évalués depuis l'an 2000. Les cercles vides indiquent une biomasse inférieure au seuil de nuisance de 50 g de p. s./m^2, alors que les cercles pleins indiquent une biomasse supérieure au seuil de nuisance. Les sites étiquetés sont mentionnés dans les figures subséquentes. Sources des données : Lac Ontario – Malkin et coll., 2008; S. Malkin, données non publiées (smalkin@uwaterloo.ca);

Higgins et coll., 2012; D. Depew, données non publiées (David.Depew@ec.gc.ca); ECCC, données non publiées (David.Depew@ec.gc.ca); Przybyla-Kelly et coll., 2020a et 2020b; et Howell, 2018. Lac Huron – Barton et coll., 2013; D. Depew, données non publiées (David.Depew@ec.gc.ca); T. Howell, données non publiées (Todd.Howell@ontario.ca); et Przybyla-Kelly et coll., 2020a, 2020b. Lac Érié – ECCC, données non publiées (David.Depew@ec.gc.ca); Higgins et coll., 2005; et Przybyla-Kelly et coll., 2020a, 2020b. Lac Michigan – Garrison et coll., 2008; Tomlinson et coll., 2010; H. Bootsma, données non publiées (hbootsma@uwm.edu); Dayton et coll., 2014; et Przybyla-Kelly et coll., 2020a, 2020b.

Figure 2. Biomasse (A) et teneur en phosphore des tissus (B) de *Cladophora* à l'emplacement d'Atwater (figure 1), dans le lac Michigan (7,5 km au nord du port de Milwaukee; profondeur de 10 à 11 m). Les lignes verticales grises représentent l'écart-type des mesures des trois échantillons. Source : H Bootsma.

Figure 3. Biomasse (A) et teneur en phosphore des tissus (B) de *Cladophora* sur le récif de la baie Good Harbor (figure 1), près du parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, au nord-est du lac Michigan (profondeur de 10 à 11 m). Les lignes verticales représentent l'écart-type des mesures des trois échantillons. Source : H. Bootsma.

Figure 4. Série chronologique de la biomasse des algues benthiques, dominées par *Cladophora*, à des sites dans les quatre Grands Lacs d'aval. Le lac est indiqué par la première lettre de chaque abréviation (M pour Michigan, H pour Huron, E pour Érié et O pour Ontario). En particulier, les sites sont indiqués à la figure 1 : lac Michigan, près de Sleeping Bear (MSB), près de Michigan City (Indiana) (MMC) et près de Waukegan (Illinois) (MWA); lac Huron, près de Hammond Bay (HHB), près de Thunder Bay (HTB) et près d'Alpena (Michigan) (HAL); lac Érié, près d'Erie, Pennsylvanie (EEP), à l'ouest de Dunkirk, New York (EDO), et à l'est de Dunkirk, New York (EDE); et lac Ontario, près d'Olcott, New York (OOL), près d'Irondequoit, New York (OIR) et près de Stony Island, New York (OSI et OSN). Le site OSI, à l'est de Stony Island, a été échantillonné en 2018; et le site OSN, au nord de Stony Island, a été échantillonné en 2019. Il est à noter que l'axe des y du graphique sur le site MMC a une échelle différente de celle des autres graphiques.

Source : Przybyla-Kelly et coll. (2020a et 2020b).

Figure 5. Série chronologique de la biomasse et de la teneur en phosphore des tissus de *Cladophora* à des sites sentinelles le long de la rive nord du bassin oriental du lac Érié (de Nanticoke à Port Colborne, Ontario; figure 1).

Figure 6. Série chronologique de la biomasse et de la teneur en phosphore des tissus de *Cladophora* à des sites sentinelles le long de la rive nord du lac Ontario (y compris Oakville, Scarborough et Cobourg, Ontario; figure 1).

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

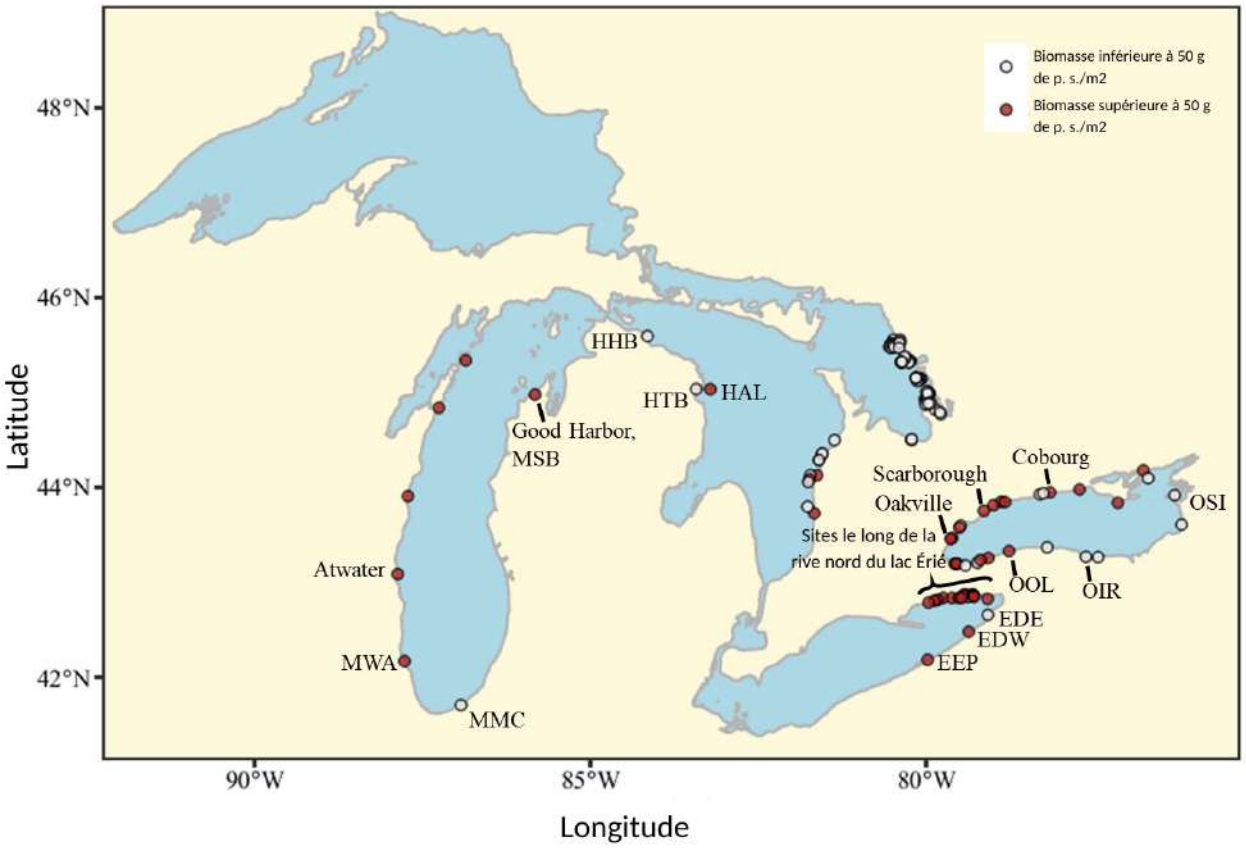


Figure 1. Endroits des Grands Lacs où les cladophores ont été évalués depuis l'an 2000. Les cercles vides indiquent une biomasse inférieure au seuil de nuisance de 50 g de p. s./m^2, alors que les cercles pleins indiquent une biomasse supérieure au seuil de nuisance. Les sites étiquetés sont mentionnés dans les figures subséquentes. Sources des données : Lac Ontario – Malkin et coll., 2008; S. Malkin, données non publiées (smalkin@uwaterloo.ca); Higgins et coll., 2012; D. Depew, données non publiées (David.Depew@ec.gc.ca); ECCC, données non publiées (David.Depew@ec.gc.ca); Przybyla-Kelly et coll., 2020a et 2020b; et Howell, 2018. Lac Huron – Barton et coll., 2013; D. Depew, données non publiées (David.Depew@ec.gc.ca); T. Howell, données non publiées (Todd.Howell@ontario.ca); et Przybyla-Kelly et coll., 2020a, 2020b. Lac Érié – ECCC, données non publiées (David.Depew@ec.gc.ca); Higgins et coll., 2005; et Przybyla-Kelly et coll., 2020a, 2020b. Lac Michigan – Garrison et coll., 2008; Tomlinson et coll., 2010; H. Bootsma, données non publiées (hbootsma@uwm.edu); Dayton et coll., 2014; et Przybyla-Kelly et coll., 2020a, 2020b.

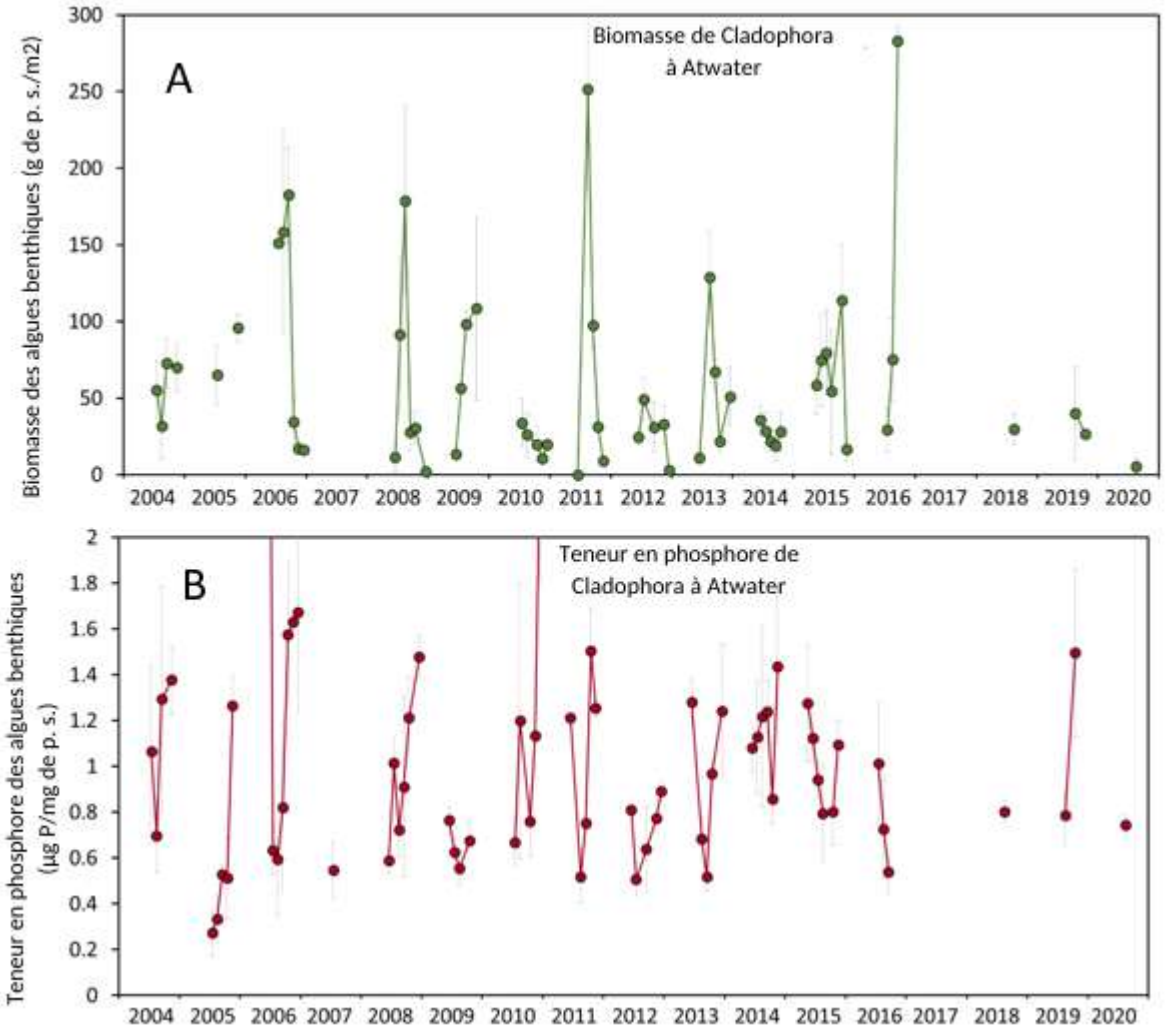


Figure 2. Biomasse (A) et teneur en phosphore des tissus (B) de *Cladophora* à l'emplacement d'Atwater (figure 1), dans le lac Michigan (7,5 km au nord du port de Milwaukee; profondeur de 10 à 11 m). Les lignes verticales grises représentent l'écart-type des mesures des trois échantillons. Source : H Bootsma.

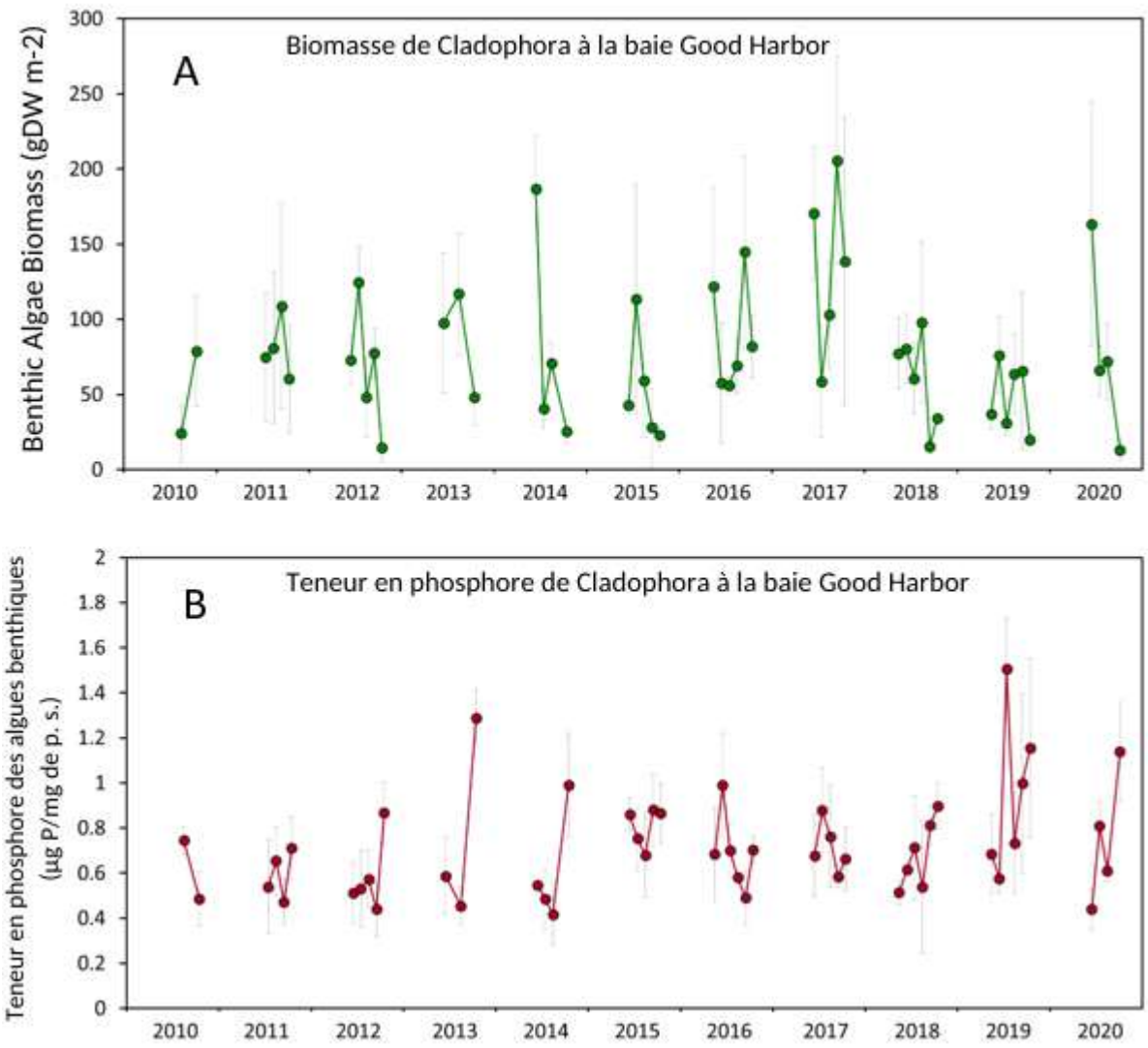


Figure 3. Biomasse (A) et teneur en phosphore des tissus (B) de *Cladophora* sur le récif de la baie Good Harbor (figure 1), près du parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, au nord-est du lac Michigan (profondeur de 10 à 11 m). Les lignes verticales représentent l'écart-type des mesures des trois échantillons. Source : H. Bootsma.

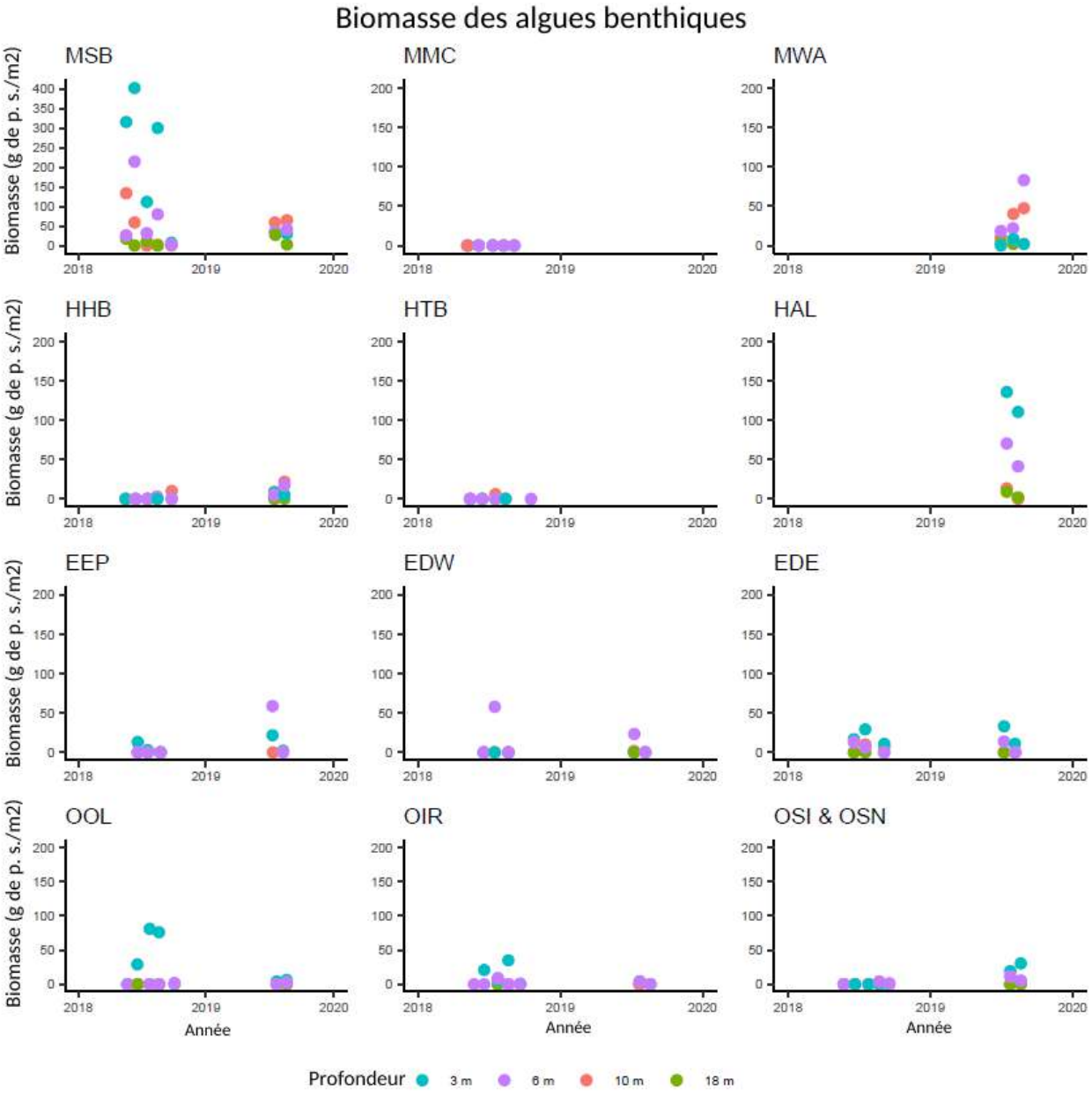


Figure 4. Série chronologique de la biomasse des algues benthiques, dominées par *Cladophora*, à des sites dans les quatre Grands Lacs d'aval. Le lac est indiqué par la première lettre de chaque abréviation (M pour Michigan, H pour Huron, E pour Érié et O pour Ontario). En particulier, les sites sont indiqués à la figure 1 : lac Michigan, près de Sleeping Bear (MSB), près de Michigan City (Indiana) (MMC) et près de Waukegan (Illinois) (MWA); lac Huron, près de Hammond Bay (HHB), près de Thunder Bay (HTB) et près d'Alpena (Michigan) (HAL); lac Érié, près d'Erie, Pennsylvanie (EEP), à l'ouest de Dunkirk, New York (EDO), et à l'est de Dunkirk, New York (EDE); et lac Ontario, près d'Olcott, New York (OOL), près d'Irondequoit, New York (OIR) et près de Stony Island, New York (OSI et OSN). Le site OSI, à l'est de Stony Island, a été échantillonné en 2018; et le site OSN, au nord de Stony Island, a été échantillonné en 2019. Il est à noter que l'axe des y du graphique sur le site MMC a une échelle différente de celle des autres graphiques. Source : Przybyla-Kelly et coll. (2020a et 2020b).

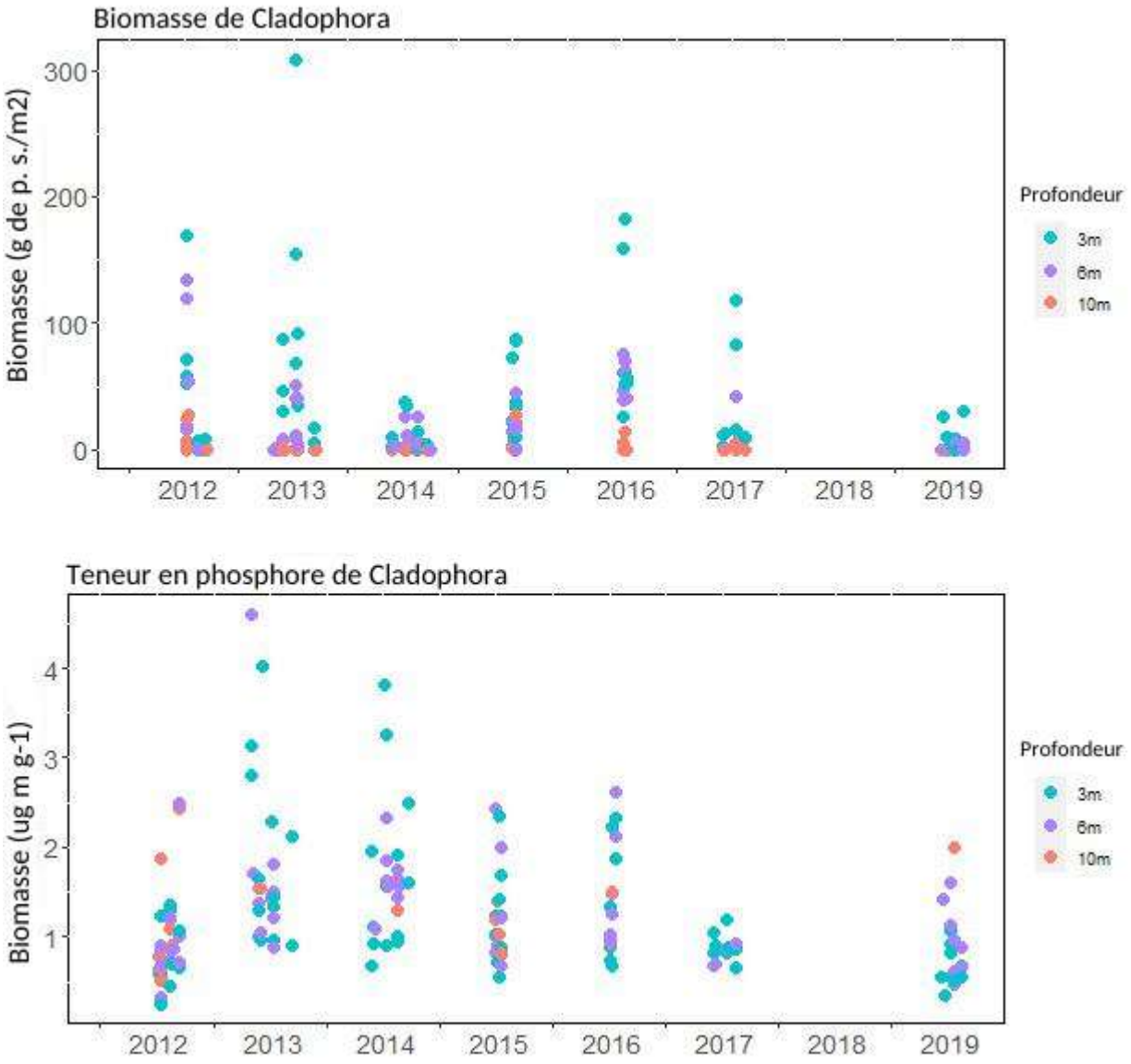


Figure 5. Série chronologique de la biomasse et de la teneur en phosphore des tissus de *Cladophora* à des sites sentinelles le long de la rive nord du bassin oriental du lac Érié (de Nanticoke à Port Colborne, Ontario; figure 1).

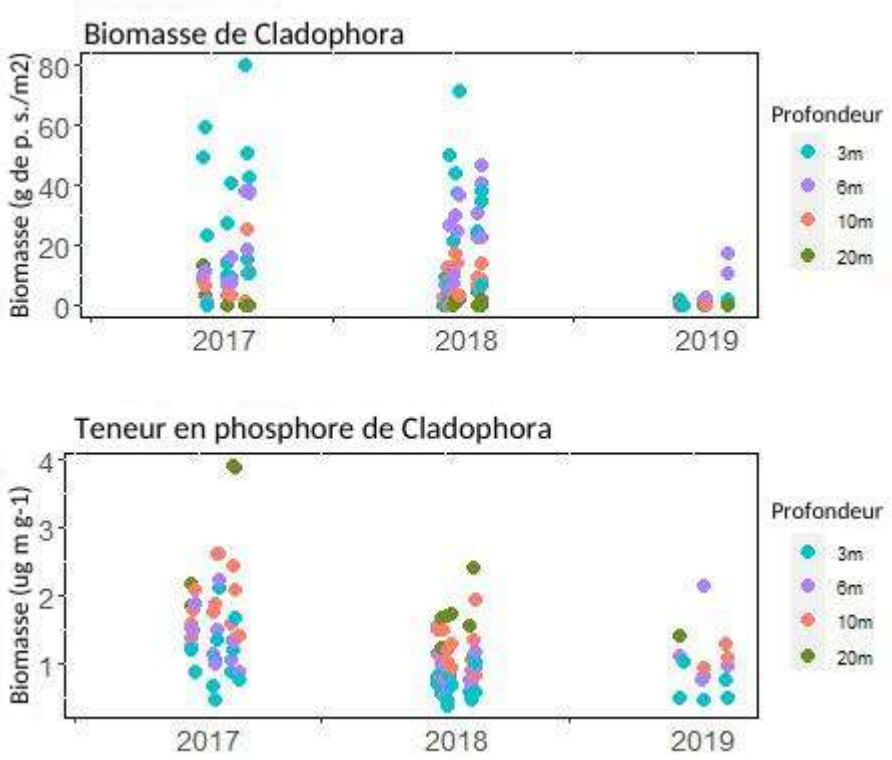


Figure 6. Série chronologique de la biomasse et de la teneur en phosphore des tissus de *Cladophora* à des sites sentinelles le long de la rive nord du lac Ontario (y compris Oakville, Scarborough et Cobourg, Ontario; figure 1).

Sous-indicateur : Taux d'établissement de nouvelles espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs

Évaluation globale

Remarques : L'évaluation globale repose uniquement sur les espèces aquatiques non indigènes nouvellement établies provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs.

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1991-2020) : S'améliore

Justification : Au cours de la dernière décennie (2011-2020), quatre nouvelles espèces aquatiques non indigènes ont établi des populations qui hivernent et se reproduisent dans le bassin des Grands Lacs (figure 1). *Thermocyclops crassus* (2014) est actuellement considéré comme ayant un vecteur inconnu, tandis que *Diaphanosoma fluviatile* (2015) et *Mesocyclops pehpeiensis* (2016) sont considérés comme des « passagers clandestins » d'organismes commercialisés, parce qu'ils sont associés à des plantes aquatiques et étaient déjà établis dans le sud des États-Unis. *Salmincola californiensis* (2014) est considéré comme un « passager clandestin » de poissons ensemencés. Cette situation se traduit par un taux d'établissement de 0,4 nouvelle espèce par an (figure 2). Ce taux est nettement inférieur à celui des deux décennies précédentes et à celui d'avant 1950 (1837-1949) (figure 3). Comme aucune nouvelle espèce associée aux eaux de ballast ne s'est établie depuis 2006, la tendance à long terme reflète une amélioration spectaculaire sans doute attribuable à la mise en œuvre de la réglementation sur les navires sans ballast à bord en 2006 et du programme conjoint d'inspection visant à confirmer que tous les navires gèrent leurs eaux de ballast.

Évaluation lac par lac

Remarque : Les évaluations ci-après tiennent compte des espèces nouvellement établies provenant de l'extérieur des Grands Lacs ET des espèces qui se sont propagées entre les bassins (espèces nouvellement établies dans le bassin du lac en question et provenant de populations déjà établies dans d'autres parties du bassin des Grands Lacs). Ces sous-composantes, soit les introductions provenant de l'extérieur des Grands Lacs et les propagations entre bassins, sont présentées séparément.

Lac Supérieur

État : Médiocre

(Espèces nouvellement établies provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs : bon; propagation entre bassins dans le lac Supérieur : médiocre)

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1991-2020) : S'améliore

Justification : Aucune nouvelle espèce provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs ne s'est établie dans le bassin du lac Supérieur depuis 2001; le taux décennal actuel de nouveaux établissements (zéro) est nettement inférieur à la moyenne d'avant 1950. Tous les nouveaux établissements survenus dans le lac Supérieur au cours de la dernière décennie sont attribuables à la propagation depuis des lacs inférieurs; huit espèces se sont établies dans

le bassin du lac Supérieur (figure 4). Au cours de la dernière décennie (2011-2020), le taux d'établissement dans le lac Supérieur (qui comprend la propagation depuis des lacs inférieurs) a diminué de façon constante (figure 5). Toutefois, le taux d'établissement (0,8 espèce par an) demeure plus de deux fois supérieur à la moyenne d'avant 1950 (0,17 espèce par an) (figure 6).

Lac Michigan

État : Passable

(Espèces nouvellement établies provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs : passable; propagation entre bassins dans le lac Michigan : passable)

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (1991-2020) : S'améliore

Justification : Aucune nouvelle espèce (provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs) ne s'est établie dans le lac Michigan depuis 2003.

Cependant, au cours de la dernière décennie, trois nouvelles espèces se sont propagées dans le lac Michigan depuis d'autres Grands Lacs (figure 7), ce qui n'est pas très différent de la moyenne d'avant 1950 (0,35 espèce par an). Au cours de la dernière décennie (2011-2020), le taux d'établissement dans le lac Michigan (qui comprend la propagation depuis d'autres lacs) a diminué de façon constante (figure 8). Toutefois, le taux actuel (0,3 espèce par an) n'est pas très différent du taux moyen d'avant 1950 (figure 9).

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)

État : Médiocre

(Espèces nouvellement établies provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs : bon; propagation entre bassins dans le lac Huron : médiocre)

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme (1991-2020) : Indéterminée

Justification : Aucune nouvelle espèce provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs ne s'est établie dans le bassin du lac Huron au cours de la dernière décennie. Toutefois, des espèces déjà établies dans d'autres Grands Lacs se sont propagées dans le lac Huron, ce qui a mené à l'établissement de huit nouvelles espèces dans ce bassin au cours de la dernière décennie (figure 10). Le taux d'établissement dans le lac Huron (qui comprend la propagation depuis d'autres lacs) au cours de la période de 2011 à 2020 ne peut pas être déterminé avec suffisamment de confiance pour permettre de dégager une tendance (figure 11). De même, bien que le taux d'introductions de la décennie actuelle soit inférieur à celui de la décennie précédente (2001-2010), il n'est pas considérablement inférieur à celui de la décennie allant de 1991 à 2000, de sorte que la tendance générale est incertaine. Malgré le manque de confiance à l'égard de la tendance, le taux global d'établissement dans le lac Huron (attribuable entièrement à la propagation depuis d'autres lacs) demeure plus de trois fois supérieur à la moyenne d'avant 1950, qui était de 0,22 espèce par an (figure 12).

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

État : Passable

(Espèces nouvellement établies provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs : médiocre; propagation entre bassins dans le lac Érié : passable)

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme (1991-2020) : S'améliore

Justification : Trois nouvelles espèces provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs se sont établies dans le bassin du lac Érié au cours de la dernière décennie (figure 13); ce taux est supérieur à la moyenne d'avant 1950. *Thermocyclops crassus* (2014) est actuellement considéré comme ayant un vecteur inconnu, tandis que *Diaphanosoma fluviatile* (2015) et *Mesocyclops pehpeiensis* (2016) sont considérés comme des « passagers clandestins » d'organismes commercialisés, parce qu'ils sont associés à des plantes aquatiques et étaient déjà établis dans le sud des États-Unis. Deux autres espèces ont élargi leur aire de répartition dans le lac Érié depuis d'autres Grands Lacs (un taux inférieur à la moyenne d'avant 1950). Le taux d'établissement dans le bassin du lac Érié (0,5 espèce par an), qui comprend les nouvelles introductions et les espèces qui se sont propagées depuis d'autres Grands Lacs, n'est pas très différent du taux d'avant 1950 (0,58 espèce par an). Le taux d'établissement dans le lac Érié (qui comprend la propagation depuis d'autres lacs) au cours de la dernière décennie (2011-2020) ne peut pas être déterminé avec suffisamment de confiance pour permettre de dégager une tendance (figure 14). Cependant, la comparaison du taux d'établissement décennal actuel (2011-2020 = 0,5 espèce par an) à celui des deux décennies précédentes montre une amélioration considérable à chaque décennie (figure 15), principalement attribuable aux faibles taux de propagation depuis d'autres Grands Lacs dans le lac Érié.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent)

État : Passable

(Espèces nouvellement établies provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs : bon; propagation entre bassins dans le lac Ontario : médiocre)

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1991-2020) : S'améliore

Justification : Une nouvelle espèce provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs s'est établie dans le lac Ontario au cours de la dernière décennie (figure 16). *Salmincola californiensis* (2014) est considéré comme un « passager clandestin » de poissons ensemencés. Le taux d'espèces nouvellement établies (provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs), qui est de 0,1 espèce par an, est maintenant bien inférieur à la moyenne d'avant 1950, qui était de 0,37 espèce par an. Six autres espèces ont élargi leur aire de répartition dans le lac Ontario depuis la partie supérieure des Grands Lacs; le taux de propagation dans le lac Ontario (0,6 espèce par an pour la décennie 2011-2020) demeure plus de deux fois supérieur au taux d'avant 1950 (0,19 espèce par an). Au cours de la dernière décennie (2011-2020), le taux d'établissement dans le lac Ontario (y compris la propagation) est demeuré constant (figure 17), à 0,7 espèce par an. La comparaison du taux d'établissement décennal actuel à celui des deux décennies précédentes montre une amélioration considérable (figure 18).

Définitions de l'évaluation de la situation

Bon : Le taux d'établissement décennal actuel est nettement inférieur au taux d'établissement moyen d'avant 1950.

Passable : Le taux d'établissement décennal actuel n'est pas très différent du taux d'établissement de référence d'avant 1950.

Médiocre : Le taux d'établissement décennal actuel est nettement supérieur au taux d'établissement moyen d'avant 1950.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions de l'évaluation des tendances

S'améliore : Diminution du taux d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin.

Inchangée : Aucun changement dans le taux d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin.

Se détériore : Augmentation du taux d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer les tendances, c'est-à-dire un intervalle de confiance trop large.

Objectifs ou cibles

L'objectif est de réduire le taux d'établissement de nouvelles espèces aquatiques non indigènes ainsi que la répartition actuelle et la taille des populations d'espèces aquatiques envahissantes établies. Il y a un point de rupture dans les données historiques de 1950, après lequel le taux d'établissement a augmenté rapidement (passant d'une échelle linéaire à une échelle logarithmique), de sorte que la moyenne d'avant 1950 est utilisée comme point de référence pour évaluer la situation dans ce rapport.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à évaluer le taux d'établissement en tant que mesure des progrès réalisés dans la prévention de l'établissement de nouvelles espèces non indigènes. À l'échelle de chaque lac, le taux d'établissement tient compte des espèces déjà établies dans d'autres Grands Lacs qui se sont propagées et ont envahi le lac en question ainsi que des espèces provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs qui se sont établies dans le lac en question.

Objectif écosystémique

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) a pour objectif de rétablir et de maintenir l'intégrité biologique de l'écosystème des Grands Lacs. Pour atteindre cet objectif, il est essentiel de prévenir l'introduction d'autres espèces aquatiques envahissantes.

Ce sous-indicateur appuie le mieux le travail réalisé pour atteindre l'objectif général no 7 de l'AQEGL de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et d'espèces terrestres envahissantes qui nuisent à sa qualité ».

Mesure

Avant le rapport de 2019, le nombre cumulatif d'espèces non indigènes établies était utilisé comme sous-indicateur unique pour les effets des espèces envahissantes (même format que la figure 1). Dans le rapport de 2019, le sous-indicateur autrefois appelé « Répercussions des espèces aquatiques envahissantes » a été divisé en deux sous-indicateurs distincts : le taux d'établissement de nouvelles espèces aquatiques non indigènes (qui tient compte des espèces nouvellement établies provenant de l'extérieur du bassin et de la propagation entre bassins) et l'incidence des espèces aquatiques envahissantes, qui tient compte du nombre d'espèces présentes et de leurs répercussions écologiques et socioéconomiques. Cette division est conservée dans le présent rapport, l'incidence étant abordée dans un rapport distinct de sous-indicateur. Cependant, la PENTE de la figure 1 (nombre d'espèces nouvellement établies par an) est le paramètre le plus pertinent maintenant que le taux et l'incidence sont considérés séparément. La figure 1 est incluse parce qu'elle a) permet une comparaison directe avec les rapports précédents et b) montre le contexte historique de la répartition des introductions par vecteur.

Aux fins de comparaison, le présent sous-indicateur tient encore compte du nombre cumulatif d'espèces non indigènes établies dans le bassin des Grands Lacs depuis le milieu des années 1800. La définition opérationnelle de l'établissement dans le présent rapport comprend l'hivernage et la reproduction, comme en témoignent au moins deux années consécutives de rapports et des rapports de tous les stades du cycle biologique. Les espèces qui ont fait l'objet de rapports individuels, mais qui ne présentent aucun signe d'hivernage et/ou de reproduction (p. ex. les espèces tropicales et marines comme la plie, l'alligator, le crabe chinois et le piranha) sont des espèces introduites, mais non établies. Ces espèces introduites sont exclues de l'analyse parce que les rapports ne sont pas jugés exhaustifs. La carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*) n'est pas encore considérée comme étant établie par le Invasive Carp Regional Coordinating Committee. Elle n'est donc PAS incluse dans le présent rapport, même si elle répond aux critères de la définition qui s'applique à tous les autres taxons (hivernage et reproduction comme en témoignent au moins deux années consécutives de rapports et des rapports de tous les stades du cycle biologique).

À l'échelle du bassin, la nouvelle mesure (de 2019) du taux d'établissement correspond au taux (nombre d'espèces par an) de nouvelles espèces aquatiques non indigènes observées dans les Grands Lacs. Les espèces sont incluses uniquement après vérification des preuves d'hivernage et de reproduction, mais les dates de la première observation sont utilisées par souci de cohérence. Les taux d'établissement décennaux sont calculés et utilisés comme un paramètre direct. Actuellement, aucune espèce n'a été éradiquée avec succès dans un bassin entier, mais le taux d'éradication devrait être considéré comme une mesure d'accompagnement lorsqu'il est approprié de le faire.

Des évaluations lac par lac n'avaient PAS été incluses dans le rapport final de 2019 en raison de difficultés d'interprétation et d'intervalles de confiance étendus masquant les tendances. Le présent rapport contient de telles évaluations. Le bassin de chaque lac est traité comme une unité distincte et analysé de façon indépendante à l'aide de la même méthode utilisée pour l'ensemble du bassin. Cette approche semble correspondre à la limite la plus significative du point de vue de la situation d'un lac en particulier. La répartition par vecteur (p. ex. eaux de ballast, rejets délibérés et canaux) ne peut être effectuée que pour les espèces établies provenant de l'extérieur des Grands Lacs – à l'heure actuelle, il n'existe pas de données cohérentes attribuant les mouvements d'espèces entre les lacs à des vecteurs particuliers. Les vecteurs individuels ne sont donc pas analysés à l'échelle du bassin des lacs; cependant, la répartition des espèces représentant de nouvelles introductions depuis l'extérieur des Grands Lacs par opposition aux espèces qui se sont propagées entre les bassins (espèces nouvellement introduites dans un bassin en particulier provenant de populations déjà établies dans d'autres parties du bassin des Grands Lacs) est prise en compte. Dans la mesure du possible, la distinction entre le taux d'établissement attribuable aux nouvelles introductions (géré par des stratégies de prévention) et le taux de propagation entre les bassins (géré par des

stratégies de contrôle) est indiquée pour le bassin de chaque lac, bien que l'évaluation du lac repose sur la somme de ces composantes.

Le présent rapport utilise les données normalisées binationales du système d'information sur les espèces aquatiques non indigènes des Grands Lacs (Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System – GLANSIS).

Conditions écologiques

Contexte

Selon la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 188 espèces aquatiques non indigènes hivernent et se reproduisent dans les Grands Lacs, et 26 espèces indigènes d'une partie ou une autre du bassin ont étendu leur aire de répartition à d'autres parties (source : GLANSIS, consulté en décembre 2020). Ces données comprennent tous les rapports vérifiés dans EDDMaps, iMapInvasives et d'autres bases de données d'État et institutionnelles qui sont accessibles au public. Les données sur les espèces qui étendent leur aire de répartition ne sont pas incluses dans l'évaluation à l'échelle du bassin (p. ex., l'écrevisse à taches rouges est indigène dans les Grands Lacs parce qu'elle est indigène dans le lac Érié), mais elles SONT incluses dans les évaluations individuelles des lacs, le cas échéant (p. ex., l'écrevisse à taches rouges est non indigène dans le lac Supérieur). La propagation à l'intérieur d'un même lac n'est pas comprise dans le présent sous-indicateur (p. ex., l'écrevisse à taches rouges est considérée comme indigène dans le lac Érié et n'est pas incluse, même si son aire de répartition indigène peut se limiter à la partie ouest du bassin). Même si la base de données GLANSIS préconise principalement les données états-uniennes à l'échelle des sous-bassins versants, aucun effort n'a été ménagé pour vérifier et inclure toute date d'observation antérieure signalée au Canada dans la documentation évaluée par les pairs, tant à l'échelle de chaque lac qu'à l'échelle de l'ensemble du bassin.

Dans les Grands Lacs, les navires transocéaniques (y compris le ballast solide, les matériaux d'emballage, les eaux de ballast et les résidus de ballast) ont été le principal vecteur par lequel 42 % de toutes les espèces aquatiques non indigènes se sont établies. Par le passé, l'introduction délibérée (poissons d'ensemencement et plantes horticoles et agricoles) a aussi été un vecteur important (22 %). Parmi les autres vecteurs notables, mentionnons les « passagers clandestins » d'organismes commercialisés (12 %), les animaux et les plantes d'aquarium relâchés (4 %), les canaux (4 %), les évasions de lieux d'élevage (4 %) et les appâts (1 %) – malgré les meilleurs efforts pour établir les sources particulières des espèces aquatiques non indigènes, le vecteur demeure inconnu pour 10 % des espèces.

Au cours des années 1980, l'importance des eaux de ballast des navires comme vecteur d'introduction des espèces aquatiques non indigènes a été reconnue, ce qui a entraîné la mise en place de mesures de gestion des eaux de ballast dans les Grands Lacs. À la suite de l'introduction de la grémille et de la moule zébrée, le Canada a adopté, en 1989, des lignes directrices sur l'échange volontaire des eaux de ballast pour les navires déclarant des eaux de ballast à bord après un voyage transocéanique, comme le recommandaient la Commission des pêcheries des Grands Lacs et la Commission mixte internationale. En 1990, le Congrès des États-Unis a adopté une loi visant à lutter contre les espèces aquatiques non indigènes nuisibles (*Non-indigenous Aquatic Nuisance Prevention and Control Act*), qui a produit le premier règlement sur l'échange et la gestion des eaux de ballast dans les Grands Lacs en mai 1993. La loi nationale sur les espèces envahissantes (*National Invasive Species Act* – NISA) a suivi en 1996. À la suite de la mise en œuvre de lignes directrices volontaires en 1989 et de règlements obligatoires en 1993, le taux global d'invasion des Grands Lacs n'a pas diminué immédiatement (Grigorovich et coll., 2003; Holeck et coll., 2004; Ricciardi, 2006). Cependant, plus de 90 % des navires transocéaniques qui sont arrivés dans les Grands Lacs pendant les années 1990 ont déclaré être sans ballast à bord (Colautti et coll., 2003;

Grigorovich et coll., 2003; Holeck et coll., 2004); ils n'étaient pas tenus d'échanger leurs eaux de ballast, même si leurs citernes renfermaient de l'eau et des sédiments résiduels qui pouvaient être rejetés dans les Grands Lacs. L'eau et les sédiments résiduels de ces navires renfermaient plusieurs espèces dont la présence n'avait pas auparavant été attestée dans le bassin; ces espèces pouvaient être rejetées après la série d'activités de ballastage auxquelles les navires procédaient en se déplaçant entre les ports des Grands Lacs pour charger ou décharger du fret (Duggan et coll., 2005; Ricciardi et MacIsaac, 2008). En juin 2006, le Canada a adopté un nouveau règlement sur la gestion des matières résiduelles contenues dans les citernes des navires, selon lequel la salinité des eaux de ballast de tous les navires qui arrivent au pays doit être d'au moins 30 parties par billion (Gouvernement du Canada, 2006). Au cours de la décennie qui s'est écoulée depuis, aucune nouvelle introduction d'espèce aquatique non indigène par les eaux de ballast n'a été observée (la dernière étant *Hemimysis anomala*, en mai 2006) bien que le nombre de navires déballastés en transit soit assez stable. En comparaison, 5 espèces aquatiques non indigènes nouvellement établies ont été attribuées à ce vecteur lors de la décennie précédente (2001-2010) et 12 l'ont été lors de la décennie d'avant (1991-2000). Par conséquent, le *Règlement sur l'eau de ballast* semble avoir dans une grande mesure réussi à empêcher les nouvelles introductions par ce vecteur. Toutefois, de nouvelles espèces aquatiques non indigènes ont été observées dans les Grands Lacs; ces espèces pourraient avoir été introduites par les eaux de ballast et l'état de leur population est inconnu (p. ex. *Brachionus leydigii* (2016), *Paraleptastacus wilsoni* (2017) [Connolly, 2016; Cangelosi et coll., 2018; respectivement]). Le Canada et l'EPA des États-Unis ont récemment mis en place des exigences relativement à l'utilisation des systèmes de traitement des eaux de ballast, qui s'ajouterait à l'échange des eaux de ballast, dans le but de freiner davantage les nouvelles introductions d'espèces aquatiques non indigènes attribuables au transport transocéanique. Le règlement canadien exige également l'utilisation de systèmes de traitement pour la gestion des eaux de ballast transportées à l'intérieur du bassin des Grands Lacs (mise en place graduelle d'ici 2030) en vue de réduire la propagation des espèces aquatiques non indigènes entre les bassins (*Règlement sur l'eau de ballast* [DORS/2021-120]; *Gazette du Canada*, Partie II, volume 155, numéro 13 : *Règlement sur l'eau de ballast*).

Après la navigation, les rejets délibérés, les transferts et les évasions sont les principaux vecteurs d'introduction d'espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs. Les espèces introduites au cours de la dernière décennie (provenant de l'extérieur des Grands Lacs) l'ont sans doute été par inadvertance par des poissons ensemencés ou des plantes. *Salmincola californiensis* (2014), un parasite des poissons, est considéré comme un « passager clandestin » de poissons ensemencés. *Thermocyclops crassus* (introduit en 2014) est actuellement considéré comme ayant un vecteur inconnu, mais il est peu probable qu'il se soit établi dans les Grands Lacs par les eaux de ballast de navires transocéaniques (étant donné qu'il est déjà établi dans le lac Champlain), tandis que *Diaphanosoma fluviatile* (introduit en 2015) et *Mesocyclops pehpeiensis* (introduit 2016) sont considérés comme des « passagers clandestins » de plantes aquatiques. Les activités du secteur privé associées aux aquariums, aux étangs de jardin, aux poissons-appâts et au commerce des poissons vivants sont particulièrement préoccupantes. Ces « nouveaux » vecteurs sont préoccupants pour les organismes commercialisés, mais aussi en raison des passagers clandestins, des parasites et des maladies que ces organismes peuvent transporter.

Même avec le succès de la réglementation sur la gestion des eaux de ballast dans la prévention de nouvelles introductions en provenance de l'extérieur du bassin des Grands Lacs, le nombre d'espèces non indigènes établies dans chaque lac continue d'augmenter à mesure que les espèces se propagent d'un lac à l'autre. Actuellement, 33 % des espèces non indigènes établies dans les Grands Lacs se sont propagées dans les cinq lacs – 67 % des espèces aquatiques non indigènes des Grands Lacs posent donc toujours un risque important de propagation supplémentaire. Selon les données historiques, 86 % des nouveaux envahisseurs dans le lac Supérieur proviennent des quatre autres lacs, et c'est également le cas pour 91 % des nouveaux envahisseurs dans le lac Huron, pour 73 % dans le lac Michigan, pour 64 % dans le lac Érié et pour 55 % dans le lac Ontario.

Le transport entre bassins entraîne un effet de décalage. En effet, chaque lac continue d'accumuler de nouvelles espèces et de présenter des taux d'établissement globaux élevés malgré le déclin du taux d'introductions dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs et la baisse des introductions provenant de l'extérieur de la région dans les différents lacs. Les taux d'établissement des lacs Supérieur, Huron et Ontario (nouvelles introductions et propagation entre bassins) restent au-dessus de leurs moyennes respectives d'avant 1950, malgré les faibles taux de nouvelles introductions provenant de l'extérieur de la région, les taux des autres lacs étant influencés par la propagation entre bassins. Le taux d'établissement du lac Michigan est revenu à un taux presque égal à la moyenne d'avant 1950 (nouvelles introductions et propagation). Le taux global d'établissement dans le lac Érié (nouvelles introductions et propagation entre bassins) est également revenu à un taux comparable à la moyenne d'avant 1950, bien que les nouvelles introductions demeurent environ 50 % plus élevées que les valeurs d'avant 1950.

Le mouvement des eaux de ballast entre les lacs du bassin des Grands Lacs, qui n'était pas réglementé avant 2021, peut poser un risque relativement élevé de propagation d'espèces aquatiques non indigènes (Casas-Monroy et coll., 2014; MPO, 2019) entre les bassins des différents lacs. Cependant, d'autres vecteurs comme la navigation de plaisance ou les jardins aquatiques contribuent aussi à la propagation (Drake et coll., 2017). Les espèces qui ont franchi les limites des bassins au cours de la dernière décennie n'appartiennent pas majoritairement à un taxon particulier et ne sont pas toutes des espèces introduites initialement par ballast.

Les données indiquent que les nouvelles espèces envahissantes pourraient bénéficier de la présence d'espèces déjà établies (Ricciardi, 2001). Par exemple, *Echinogammarus ischnus* (amphipode) a prospéré en présence de moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) et quaggas (*Dreissena bugensis*) déjà établies (Stewart et coll., 1998). En effet, les dreissenidés ont ouvert la voie à l'augmentation du nombre d'invasions réussies, en particulier celles d'espèces coévoluées de la même région d'origine (la région pontocaspienne). Ce résultat pourrait être un facteur critique contribuant à la propagation continue des espèces dans les lacs du réseau des Grands Lacs.

Jusqu'à tout récemment, la plupart des carpes envahissantes (carpe à grosse tête, carpe argentée, carpe noire et carpe de roseau) offertes dans les marchés de poissons du bassin des Grands Lacs étaient vendues vivantes. Les huit États des Grands Lacs et l'Ontario limitent maintenant la vente de carpes envahissantes vivantes. Il est toutefois difficile d'appliquer ces restrictions à un grand nombre de transactions privées. Le United States Fish and Wildlife Service a publié une dernière règle en mars 2011, qui ajoutait officiellement la carpe à grosse tête à la liste fédérale des espèces sauvages nuisibles et codifiait la loi sur la lutte contre la carpe asiatique (*Asian Carp Prevention and Control Act*). La carpe à grosse tête, la carpe argentée et la carpe noire sont maintenant considérées comme des espèces nuisibles en vertu de la loi Lacey (*Lacey Act*), qui interdit leur transport entre les États. Comme l'explique Alexander (2003), les garanties juridiques en matière de commerce des poissons non indigènes vivants dans les États des Grands Lacs et du fleuve Mississippi ainsi qu'au Québec et en Ontario présentent de nombreuses lacunes, quoique des règlements récents commencent à les combler (Mémorandum D19-8-5 de l'Agence des services frontaliers du Canada). Ces lacunes sont, entre autres, les dérogations expresses et de fait pour le commerce des poissons d'aquarium, les dérogations de fait pour le commerce des poissons vivants, l'incapacité d'appliquer de manière proactive les interdictions d'importation, le manque d'inspections des installations d'aquaculture, l'autorisation donnée à l'industrie aquacole d'utiliser les sources d'eau publiques, les exigences inadéquates en matière de triploïdie (stérilisation), l'incapacité de réglementer les espèces préoccupantes (p. ex. la carpe envahissante), la réglementation selon les « listes de délinquants » seulement (p. ex. l'interdiction des espèces nuisibles connues) et l'incapacité de réglementer le transport. La carpe argentée et la carpe à grosse tête qui se sont échappées de fermes piscicoles du sud des États-Unis ont donné naissance à de grosses populations dans les segments central et inférieur de la rivière des Illinois, qui relie le fleuve Mississippi au lac Michigan par le canal d'évacuation sanitaire et de navigation de Chicago (*Chicago Sanitary and Ship Canal* – CSSC). Un prototype de barrière électrique a été activé sur le CSSC en avril 2002 pour faire obstacle à la transmigration des espèces entre le

réseau hydrographique du Mississippi et le bassin des Grands Lacs. Le United States Army Corps of Engineers (en collaboration avec l'État de l'Illinois) a terminé la construction d'une deuxième barrière permanente en 2005 et d'une troisième en 2011. Depuis 2009, la surveillance de l'ADN environnemental (ADNe) complète l'utilisation de la surveillance traditionnelle et des outils de répression. Entre 2009 et 2010, l'ADN de la carpe argentée et de la carpe à grosse tête a été détecté au-delà des barrières électriques; une seule carpe à grosse tête a toutefois été trouvée par la suite (lac Calumet, juin 2010). La présence d'aucune autre carpe à grosse tête ou carpe argentée n'a été confirmée au-delà de la barrière électrique. La présence de la carpe de roseau triploïde (stérile) est signalée dans les Grands Lacs depuis le début des années 1970, et des individus diploïdes ont été capturés à l'occasion depuis environ 2011. De nouvelles données indiquent que la carpe de roseau fraye dans les rivières Sandusky et Maumee (affluents de l'ouest du lac Érié) et qu'un recrutement y a lieu (Wieringa et coll., 2017; Kocovsky et coll., 2019; Chapman et coll., 2020). Toutefois, le Invasive Carp Regional Coordinating Committee n'a pas encore déclaré que la carpe de roseau était établie dans les Grands Lacs. La carpe de roseau, la carpe à grosse tête, la carpe argentée et la carpe noire sont toutes exclues de cette analyse, car elles ne sont pas établies dans les Grands Lacs.

Situation

Le nombre total d'espèces aquatiques non indigènes introduites et établies dans les Grands Lacs a constamment augmenté des années 1830 à 2006, mais s'est stabilisé pendant la dernière décennie (figure 1). Bien que 37 espèces se soient établies depuis la signature de l'AQEGL en 1987, seulement quatre nouvelles espèces se sont établies depuis 2006. Au cours de la dernière décennie (2011-2020), quatre nouvelles espèces aquatiques non indigènes ont établi des populations qui hivernent et se reproduisent dans le bassin des Grands Lacs. *Thermocyclops crassus* (2014) est actuellement considéré comme ayant un vecteur inconnu (quoique sa présence soit possiblement attribuable à de l'eau de ballast provenant directement d'Europe ou à des embarcations de plaisance en provenance du lac Champlain, où il a été signalé au début des années 1990), tandis que *Diaphanosoma fluviatile* (2015) et *Mesocyclops pehpeiensis* (2016) sont considérés comme des « passagers clandestins » d'organismes commercialisés, parce qu'ils sont associés à des plantes aquatiques et étaient déjà établis dans le sud des États-Unis. *Salmincola californiensis* (2014) est considéré comme un « passager clandestin » de poissons ensemencés. Cette situation se traduit par un taux d'établissement de 0,4 nouvelle espèce par an (figure 2). Ce taux est nettement inférieur au taux des deux décennies précédentes et au taux moyen d'avant 1950 (1837-1949), qui était de 0,8 nouvelle espèce par an (figure 3). Cette tendance à long terme reflète une amélioration considérable. Comme aucune nouvelle espèce associée aux eaux de ballast n'a été introduite depuis 2006, cette amélioration est sans doute attribuable à la mise en œuvre de la réglementation sur les navires sans ballast à bord en 2006 et du programme conjoint d'inspection visant à confirmer que tous les navires gèrent leurs eaux de ballast.

La figure 19 montre l'emplacement de chaque nouvelle introduction (premier signalement) dans les Grands Lacs (sauf les premières introductions déjà généralisées au moment de l'observation).

Dans le cadre de l'évaluation lac par la, le bassin de chaque lac a été traité comme une unité délimitée distincte. Les établissements dans le bassin d'un lac comprennent À LA FOIS les nouvelles introductions provenant de l'extérieur des Grands Lacs ET la propagation des espèces dans le bassin depuis d'autres bassins des Grands Lacs, car les deux situations influent sur l'état d'un bassin. La distinction entre les deux types d'établissements est toutefois maintenue, puisque les deux types font l'objet d'objectifs de gestion distincts (prévention ou contrôle).

Comme il est indiqué précédemment, seulement quatre nouvelles espèces au total se sont établies dans le bassin des Grands Lacs au cours de la dernière décennie. *Salmincola californiensis*, un parasite des poissons, a été détecté pour la première fois dans le lac Ontario en 2014. *Thermocyclops crassus* (2014), *Diaphanosoma fluviatile* (2015) et *Mesocyclops pehpeiensis* (2016) sont tous des zooplanctons d'eau chaude détectés pour la première fois dans le lac

Érié. Consulter le tableau 1 pour obtenir une liste complète des espèces ayant contribué à l'établissement de nouvelles espèces et à la propagation entre bassins au cours de la dernière décennie.

Phragmites australis subsp. *australis* n'est pas inclus dans les évaluations lac par lac, car les premiers signalements ne font pas de distinction entre les variétés indigènes et envahissantes, ce qui crée une incertitude en ce qui concerne les premières dates à l'échelle du bassin des lacs. L'espèce était établie dans tous les bassins avant 2011; elle n'a donc aucune incidence importante sur l'analyse de la décennie actuelle.

Dans le lac Supérieur, huit (8) nouvelles espèces non indigènes se sont établies au cours de la dernière décennie (2011-2020). Ces espèces sont toutes le résultat d'invasions secondaires à partir de populations établies d'abord dans les lacs inférieurs. Aucune nouvelle espèce en provenance de l'extérieur du bassin des Grands Lacs ne s'est établie dans le bassin du lac Supérieur depuis 2001. Toutefois, des espèces déjà établies dans le bassin inférieur des Grands Lacs se sont propagées dans le lac Supérieur, ce qui a mené à l'établissement de huit nouvelles espèces dans ce bassin au cours de la dernière décennie (figure 4). Au cours de la dernière décennie (2011-2020), le taux d'établissement dans le lac Supérieur (y compris la propagation depuis des lacs inférieurs) a diminué de façon constante (figure 5). Il se rapproche une fois de plus d'un taux (0,8 espèce par an) comparable à celui de la fin des années 1980 (nettement inférieur au taux de 3 espèces par an observé environ en 2004), mais n'est pas encore revenu au taux d'avant 1950 (0,2 espèce par an). Si l'on divise le taux global en composantes, le taux décennal actuel d'espèces nouvellement établies provenant de l'extérieur des Grands Lacs (zéro) est nettement inférieur à la moyenne d'avant 1950, mais le taux d'établissement attribuable à la propagation depuis des lacs inférieurs demeure plus de deux fois supérieur à la moyenne d'avant 1950, soit 0,17 espèce par an (figure 6).

Dans le lac Michigan, trois espèces – *Hydrocharis morsus ranae* (2016), *Thermocyclops crassus* (2017) et *Diaphanosoma fluviatile* (2018) – se sont propagées depuis des populations introduites dans d'autres parties des Grands Lacs (figure 7). Cependant, depuis 2003, aucune nouvelle espèce provenant directement de l'extérieur du bassin des Grands Lacs ne s'y est établie. Au cours de la dernière décennie (2011-2020), le taux d'établissement dans le lac Michigan (qui comprend la propagation depuis d'autres lacs) a diminué de façon constante (figure 8). Le taux d'établissement actuel (aucune espèce nouvellement introduite provenant de l'extérieur du bassin, et propagation de 0,3 espèce par an depuis d'autres parties des Grands Lacs) n'est pas très différent des taux d'avant 1950.

Dans le lac Huron, aucune nouvelle espèce provenant directement de l'extérieur du bassin des Grands Lacs ne s'est établie depuis 1994. Toutefois, des espèces déjà établies dans d'autres Grands Lacs se sont propagées dans le lac Huron, ce qui a mené à l'établissement de huit nouvelles espèces dans ce bassin au cours de la dernière décennie (figure 10). Le taux d'établissement dans le lac Huron (qui comprend la propagation depuis d'autres lacs) au cours de la dernière décennie (2011-2020) ne peut pas être déterminé avec suffisamment de confiance pour permettre de dégager une tendance (figure 11). De même, bien que le taux d'établissement de la décennie actuelle soit inférieur à celui de la décennie précédente (2001-2010), il n'est pas considérablement inférieur à celui de la décennie allant de 1991 à 2000, de sorte que la tendance générale est incertaine. Si l'on divise le taux global en composantes, le taux décennal actuel d'espèces nouvellement établies provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs (zéro) est nettement inférieur à la moyenne d'avant 1950 (0,05 espèce par an), mais le taux d'établissement attribuable à la propagation depuis des lacs inférieurs demeure plus de trois fois supérieur à la moyenne d'avant 1950, soit 0,22 espèce par an (figure 12).

Dans le lac Érié (qui comprend le lac Sainte-Claire, la rivière Détroit et la rivière Sainte-Claire), trois nouvelles espèces provenant directement de l'extérieur du bassin des Grands Lacs se sont établies au cours de la dernière décennie. *Thermocyclops crassus* (2014) est actuellement considéré comme ayant un vecteur inconnu, tandis que *Diaphanosoma fluviatile* (2015) et *Mesocyclops pehpeiensis* (2016) sont considérés comme des « passagers

clandestins » d'organismes commercialisés, parce qu'ils sont associés à des plantes aquatiques et étaient déjà établis dans le sud des États-Unis. Deux autres espèces ont étendu leur aire de répartition dans le lac Érié depuis d'autres Grands Lacs, soit *Neoergasilus japonicus* (2011) et *Cirsium palustre* (2013) (figure 13). Le taux d'établissement dans le lac Érié (qui comprend la propagation depuis d'autres lacs) au cours de la dernière décennie (2011-2020) ne peut pas être déterminé avec suffisamment de confiance pour permettre de dégager une tendance (figure 14). Cependant, la comparaison du taux d'établissement décennal actuel (2011-2020 = 0,5 espèce par an) à celui des deux décennies précédentes montre une amélioration considérable à chaque décennie (figure 15), principalement attribuable aux faibles taux de propagation depuis d'autres Grands Lacs dans le lac Érié. Le taux d'établissement (0,3 espèce par an) attribuable à de nouvelles introductions dans le lac Érié depuis l'extérieur du bassin des Grands Lacs demeure supérieur au taux d'avant 1950 (0,19 espèce par an), tandis que le taux d'établissement attribuable à la propagation dans le lac Érié depuis d'autres Grands Lacs (0,2 espèce par an) est nettement inférieur au taux d'avant 1950 (0,39 espèce par an). Ensemble, ces deux facteurs donnent un taux global d'établissement dans le lac Érié de 0,5 espèce par an, ce qui n'est pas très différent de la moyenne d'avant 1950, soit 0,58 espèce par an.

Dans le lac Ontario, une seule nouvelle espèce s'est établie directement depuis l'extérieur du bassin des Grands Lacs au cours de la dernière décennie. *Salmincola californiensis* (2014) est considéré comme un « passager clandestin » de poissons ensemencés (figure 19). Six autres espèces ont élargi leur aire de répartition dans le lac Ontario depuis la partie supérieur des Grands Lacs : *Ictiobus cyprinellus* (2015), *Procambarus acutus acutus* (2017), *Neoergasilus japonicus* (2018), *Heteropsyllus nr. nunni* (2018), *Schizopera borutzkyi* (2018) et *Proterorhinus semilunaris* (2019). Au cours de la dernière décennie (2011-2020), le taux d'établissement dans le lac Ontario (y compris la propagation) est demeuré constant (figure 20), à 0,7 espèce par an. La comparaison du taux d'établissement décennal actuel avec celui des deux décennies précédentes montre une amélioration considérable (figure 21), principalement entraînée par les faibles taux de propagation en provenance des autres lacs dans le lac Ontario et par une légère baisse antérieure des nouveaux établissements en provenance de l'extérieur du bassin des Grands Lacs. Le taux d'établissement attribuable à de nouvelles introductions (depuis l'extérieur du bassin des Grands Lacs), de 0,1 espèce par an, est maintenant bien inférieur à la moyenne d'avant 1950, qui était de 0,37 espèce par an, mais le taux de propagation entre bassins dans le lac Ontario (0,6 espèce par an pour la période 2011-2020) demeure plus de deux fois supérieur au taux d'avant 1950 (0,19 espèce par an).

Liens

- Ce sous-indicateur est aussi lié directement aux autres sous-indicateurs de la catégorie des espèces envahissantes, en particulier l'incidence des espèces aquatiques envahissantes, de la lamproie marine et des moules de la famille des Dreissenidés.
- Connectivité de l'habitat aquatique – Le potentiel de colonisation de nouveaux sites par les espèces aquatiques envahissantes est accru par l'enlèvement des barrages. Par contre, la séparation écologique des Grands Lacs et du bassin du Mississippi est à l'étude comme moyen de limiter le transfert des espèces aquatiques non indigènes et des espèces aquatiques envahissantes entre ces bassins.
- Température de l'eau de surface – Des températures plus élevées peuvent être liées à la propagation de certaines espèces aquatiques non indigènes.
- Multiples facteurs de stress – Les changements de la qualité de l'eau, les changements climatiques mondiaux et l'utilisation des terres peuvent également faire en sorte que les Grands Lacs deviennent plus propices à l'établissement de nouvelles espèces aquatiques non indigènes. Il est également possible que

les changements climatiques facilitent la propagation vers le nord d'espèces non indigènes et d'espèces indigènes dans des milieux dans lesquels elles ne sont pas indigènes (p. ex. expansion de l'aire de répartition). La hausse des températures de l'eau des lacs associée aux changements climatiques augmentera les probabilités que des espèces aquatiques non indigènes introduites venant de climats chauds établissent des populations qui survivent à l'hiver (Adebayo et coll., 2011; Mandrak, 1989) Le taux d'établissement peut augmenter si des interactions positives avec des espèces aquatiques non indigènes ou des espèces indigènes établies facilitent l'établissement de nouvelles espèces aquatiques non indigènes.

Connaissances écologiques traditionnelles (CET), science citoyenne et/ou autres ensembles de connaissances

Bien que le présent rapport soit fondé uniquement sur des observations vérifiées, bon nombre de ces observations ont d'abord été faites par des citoyens observateurs. Les citoyens scientifiques jouent un rôle important en aidant à cartographier le front d'invasion et la propagation des espèces dans de nouveaux bassins versants. Les observations vérifiées dans EDDMaps, dans iMapInvasives et par la GLIFWC et d'autres initiatives de surveillance des espèces aquatiques envahissantes de science citoyenne sont incluses dans la base de données GLANSIS et, de ce fait, dans cette analyse.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	x			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	x			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	x			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		x		
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	x			
Les données servant aux évaluations sont disponibles en libre accès.	Oui	Les données peuvent être consultées ici : https://www.glerl.noaa.gov/glansis		

Toutes les données brutes et les listes propres au bassin de chaque lac sont accessibles dans GLANSIS à l'adresse https://www.glerl.noaa.gov/glansis/. Les feuilles de calcul comprenant les analyses des données peuvent être obtenues auprès de l'auteur principal.

Limites des données

Toutes les « premières dates » du présent rapport sont les dates de la première observation dans un bassin donné ou dans le bassin des Grands Lacs selon leur pertinence pour l'analyse. Les travaux de surveillance ont une incidence sur le décalage temporel entre le moment réel d'introduction et la date de la première observation. De plus, il y a souvent un délai entre le moment de l'observation d'une nouvelle espèce aquatique non indigène et la date à laquelle l'établissement d'une espèce est déterminé (le rassemblement de preuves suffisantes pour démontrer que l'espèce hiverne ou se reproduit à cet endroit, prend au moins deux ans, souvent beaucoup plus). Dans certains cas, l'intervalle entre l'introduction probable (en même temps que l'ouverture connue d'un canal, par exemple) et la date à laquelle l'établissement est confirmé peut dépasser 20 ans, alors que dans d'autres cas l'intervalle est beaucoup plus court. Les dates de la première observation sont utilisées par souci de cohérence, et parce qu'elles représentent les valeurs les moins subjectives disponibles. Dans un nombre infime de cas, la date de la première observation peut refléter une introduction manquée qui n'a pas directement entraîné l'établissement d'une population, mais elle indique tout de même qu'un vecteur était en place et a fini par mener à une introduction et un établissement.

Ce sous-indicateur peut être biaisé par les travaux d'échantillonnage. Il est possible d'observer un changement dans le « nombre d'espèces déclarées » (ce qui peut être mesuré) qui est inférieur au « nombre d'introductions » par le simple fait de ne pas les chercher ou, inversement, un nombre accru d'espèces déclarées peut être le résultat d'un investissement dans la surveillance (les espèces ont été introduites auparavant, mais n'ont pas été signalées).

Plus de 90 % des données historiques de la base de données GLANSIS proviennent des États-Unis. Cette considération n'a aucune incidence sur les dates d'observation utilisées pour le calcul des taux à l'échelle du bassin des Grands Lacs ni à l'échelle du bassin de chaque lac, puisqu'aucun effort n'a été ménagé pour d'obtenir les relevés canadiens les plus anciens à l'échelle des bassins. Toutefois, l'absence de données historiques canadiennes équivalentes peut contribuer aux décalages dans le temps.

Renseignements supplémentaires

Des espèces aquatiques non indigènes venant de partout dans le monde ont envahi le bassin des Grands Lacs. L'augmentation du commerce et des voyages internationaux amplifie le risque que d'autres espèces s'introduisent dans les Grands Lacs. Les voies de communication actuelles entre le bassin versant des Grands Lacs et les réseaux à l'extérieur de ce bassin, comme le CSSC, et la croissance de l'aquaculture, du commerce des poissons vivants et des animaleries vendant des poissons, aggraveront aussi le risque d'introduction d'espèces aquatiques non indigènes. De nouveaux vecteurs pourraient apparaître par suite de la modification du visage de l'industrie dans la région.

Des études indiquent que chacun des Grands Lacs peut avoir une vulnérabilité différente aux introductions et aux établissements. Les écosystèmes sains et intacts ont tendance à être moins vulnérables aux introductions et aux établissements, tandis que les écosystèmes dégradés ont tendance à y être plus sensibles. Les établissements antérieurs d'espèces non indigènes peuvent faciliter l'établissement de nouvelles espèces.

Le présent rapport attire l'attention sur les divers vecteurs d'introduction, y compris ceux liés à la navigation (c'est-à-dire les eaux de ballast et les canaux) et aux autres activités du secteur privé qui ne se limitent pas aux aquariums et aux marchés de poissons vivants. La distribution de ces vecteurs varie d'un lac à l'autre. La variation de la distribution et de l'ampleur des vecteurs influence également la vulnérabilité d'un lac à de nouvelles espèces non indigènes.

Les données sur les populations dont l'aire de répartition s'agrandit (celles qui sont indigènes ou cryptogéniques dans une partie du bassin, mais introduites dans d'autres régions du bassin) font encore défaut. GLANSIS ne suit que 26 de ces espèces (qui, pour la plupart, ont envahi la partie supérieure des Grands Lacs par le canal Welland). Davantage de données de surveillance seront nécessaires pour évaluer l'expansion de ces populations attribuable aux changements climatiques. Par exemple, l'écrevisse à taches rouges est considérée comme indigène de la baie Sandusky et n'est donc pas incluse dans les calculs pour l'ensemble du bassin. Cependant, elle n'est pas indigène dans quatre des cinq bassins individuels des lacs et est donc incluse comme espèce non indigène pour ces quatre lacs. *Phalaris arundinacea* (à l'origine une espèce indigène rare dans tout le bassin) est un cas inhabituel dans lequel une espèce indigène a été fortement influencée par une contamination génétique par une souche européenne et l'hybride se comporte comme un envahisseur; cette espèce a été entièrement exclue de l'analyse à ce stade. *Ictiobus niger* et *Phenacobius mirabilis* sont aussi exclus, car on ignore si ces espèces sont indigènes. *Actinocyclus normanii fo. subsalsa* a récemment été détecté dans des carottes de l'EPA datant d'aussi loin que 1709, de sorte que son statut d'espèce indigène dans les lacs inférieurs est remis en question. Cette espèce est encore prise en compte, mais uniquement dans l'analyse du lac Supérieur; sa présence est traitée comme si elle était attribuable à l'expansion de l'aire de répartition dans le lac Supérieur (1978) à partir de populations potentiellement indigènes dans les lacs inférieurs. *Mentha x gracilis*, considérée auparavant comme une espèce distincte, est maintenant établie comme un hybride de *M. spicata* et n'est donc plus traitée comme de façon distincte. *Phragmites australis* subsp. *australis* est incluse dans l'analyse globale des Grands Lacs; sa date d'introduction confirmée dans le lac Érié est 1869. Cependant, il n'a pas été possible de confirmer les dates plus anciennes pour les autres bassins, puisque les premiers relevés ne faisaient pas la distinction entre les souches indigènes et envahissantes. Cette espèce a donc été écartée des analyses des lacs individuels.

Remerciements

Rochelle Sturtevant, gestionnaire du programme GLANSIS, Michigan Sea Grant, Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL), National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 4840 South State Road, Ann Arbor, MI, 48108. 734-741-2287

Collaborateurs

Kristen Holeck, Cornell University Biological Field Station
Cornell University Biological Field Station
900 Shackelton Point Rd
Bridgeport, NY 13030
El Lower, MI Sea Grant/GLANSIS a aidé à la préparation des données.
Austin Bartos, MI Sea Grant/GLANSIS a contribué à l'analyse du Système d'information géographique (SIG).

Sources d'information

Adebayo, A.A., Briski, E., Kalaci, O., Hernandez, M., Ghabooli, S., Beric, B., et coll. 2011. Water hyacinth (Eichhornia crassipes) and water lettuce (Pistia stratiotes) in the Great Lakes: playing with fire? Aquatic Invasions 6:91-96.

Alexander, A. 2003. Legal tools and gaps relating to commerce in exotic live fish: phase 1 report to the Great Lakes Fishery Commission by the Environmental Law and Policy Center. Environmental Law and Policy Center, Chicago, IL.

Casas-Monroy, O., Linley, R.D., Adams, J.K., Chan, F.T., Drake, D.A.R. et S.A. Bailey. 2014. National Risk Assessment for Introduction of Aquatic Nonindigenous Species to Canada by Ballast Water. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/128. vi + 73 p.

Colautti, R.I., Niimi, A.J., van Overdijk, C.D.A., Mills, E.L., Holeck, K.T. et Maclsaac, H.J. 2003. Spatial and temporal analysis of transoceanic shipping vectors to the Great Lakes. In Invasive Species: Vectors and Management Strategies, G.M. Ruiz et J.T. Carlton, eds., pp. 227-246. Washington, DC: Island Press.

Duggan, I.C., van Overdijk, C.D.A., Bailey, S.A., Jenkins, P.T., Limén, H. et Maclsaac, H.J. 2005. Invertebrates associated with residual ballast water and sediments of cargo carrying ships entering the Great Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62:2463-2474.

Gouvernement du Canada. 2006. *Règlement sur le contrôle et la gestion de l'eau de ballast. Gazette du Canada*, vol. 140, no 13, 28 juin 2006.

Grigorovich, I.A., Colautti, R.I., Mills, E.L., Holeck, K.T., Ballert, A.G. et Maclsaac, H.J. 2003. Ballast-mediated animal introductions in the Laurentian Great Lakes: retrospective and prospective analyses. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60:740-756.

Holeck, K.T., Mills, E.L., Maclsaac, H.J., Dochoda, M.R., Colautti, R.I. et Ricciardi, A. 2004. Bridging troubled waters: understanding links between biological invasions, transoceanic shipping, and other entry vectors in the Laurentian Great Lakes. Bioscience 54:919-929.

Mandrak, N.E. 1989. Potential invasion of the Great Lakes by fish species associated with climatic warming. J. Great Lakes Res. 15:306-316.

NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory. 2008. Great Lakes Aquatic Non-indigenous Species Information System (GLANSIS). https://www.glerl.noaa.gov/glansis/

Ricciardi, A. 2006. Patterns of invasions in the Laurentian Great Lakes in relation to changes in vector activity. Diversity and Distributions 12:425-433.

Ricciardi, A. et Maclsaac, H.J. 2008. Evaluating the effectiveness of ballast water exchange policy in the Great Lakes. Ecol. Appl. 18(5):1321-1323.

Liste des tableaux

Tableau 1. Espèces ayant contribué à la propagation entre bassins au cours de la dernière décennie.

Source : GLANSIS

Liste des figures

Figure 1. Découverte cumulative d'espèces aquatiques non indigènes établies dans le bassin des Grands Lacs, par vecteur (1837-2020).

Source : GLANSIS

Figure 2. Taux d'établissement décennal d'espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 %.

Source : GLANSIS

Figure 3. Taux d'établissement décennal d'espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs pour la période de relevé. La ligne horizontale pleine indique la moyenne d'avant 1950.

Figure 4. Espèces aquatiques non indigènes établies cumulatives dans le lac Supérieur, y compris les nouvelles introductions (en bleu) et la propagation entre bassins (en rouge). Au total, 118 espèces aquatiques non indigènes étaient établies dans le lac Supérieur en 2020.

Source : GLANSIS

Figure 5. Taux décennal d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes dans le lac Supérieur pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 % (sans égard à leur origine).

Source : GLANSIS

Figure 6. Taux d'établissement décennal de nouvelles espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs (en bleu) et d'espèces aquatiques non indigènes s'étant propagées à partir des autres Grands Lacs (en rouge), pour la période de relevé du lac Supérieur. Les lignes horizontales pleines indiquent le taux d'établissement moyen d'avant 1950.

Source : GLANSIS

Figure 7. Espèces aquatiques non indigènes établies cumulatives dans le lac Michigan, y compris les nouvelles introductions (en bleu) et la propagation entre bassins (en rouge). Au total, 141 espèces aquatiques non indigènes étaient établies dans le lac Michigan en 2020.

Source : GLANSIS

Figure 8. Taux décennal d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes dans le lac Michigan pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 % (sans égard à leur origine).

Source : GLANSIS

Figure 9. Taux d'établissement décennal de nouvelles espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs (en bleu) et d'espèces aquatiques non indigènes s'étant propagées à partir des autres Grands Lacs (en rouge), pour la période de relevé du lac Michigan. Les lignes horizontales pleines indiquent le taux d'établissement moyen d'avant 1950.

Source : GLANSIS

Figure 10. Espèces aquatiques non indigènes établies cumulatives dans le lac Huron, y compris les nouvelles introductions (en bleu) et la propagation entre bassins (en rouge). Au total, 115 espèces aquatiques non indigènes étaient établies dans le lac Huron en 2020.

Source : GLANSIS

Figure 11. Taux décennal d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes dans le lac Huron pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 % (sans égard à leur origine).

Source : GLANSIS

Figure 12. Taux d'établissement décennal de nouvelles espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs (en bleu) et d'espèces aquatiques non indigènes s'étant propagées à partir des autres Grands Lacs (en rouge), pour la période de relevé du lac Huron. Les lignes horizontales pleines indiquent le taux d'établissement moyen d'avant 1950.

Source : GLANSIS

Figure 13. Espèces aquatiques non indigènes établies cumulatives dans le lac Érié, y compris les nouvelles introductions (en bleu) et la propagation entre bassins (en rouge). Au total, 154 espèces aquatiques non indigènes étaient établies dans le lac Érié en 2020.

Source : GLANSIS

Figure 14. Taux décennal d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes dans le lac Érié pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 % (sans égard à leur origine).

Source : GLANSIS

Figure 15. Taux d'établissement décennal de nouvelles espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs (en bleu) et d'espèces aquatiques non indigènes s'étant propagées à partir des autres Grands Lacs (en rouge), pour la période de relevé du lac Érié. Les lignes horizontales pleines indiquent le taux d'établissement moyen d'avant 1950.

Source : GLANSIS

Figure 16. Espèces aquatiques non indigènes établies cumulatives dans le lac Ontario, y compris les nouvelles introductions (en bleu) et la propagation entre bassins (en rouge). Au total, 131 espèces aquatiques non indigènes étaient établies dans le lac Ontario en 2020.

Source : GLANSIS

Figure 17. Taux décennal d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes dans le lac Ontario pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 % (sans égard à leur origine).

Source : GLANSIS

Figure 18. Taux d'établissement décennal de nouvelles espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs (en bleu) et d'espèces aquatiques non indigènes s'étant propagées à partir des autres Grands Lacs (en rouge), pour la période de relevé du lac Ontario. Les lignes horizontales pleines indiquent le taux d'établissement moyen d'avant 1950.

Source : GLANSIS

Figure 19 Points d'introduction des espèces aquatiques non indigènes dans le bassin des Grands Lacs.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Espèce	Première introduction dans le bassin des Grands Lacs	Vecteur probable de la 1ère Introduction au Bassin des Grands Lacs	Bassin où a eu lieu la première introduction (ou aire de répartition indigène)	Bassins où l'espèce s'est propagée en 2011-2020
Faxonius immunis	Indigène		Michigan, Huron, Érié, Ontario	Supérieur
Esox niger	Indigène		Ontario	Huron
Procambarus acutus acutus	Indigène		Michigan, Érié	Ontario
Didymosphenia geminata	Indigène*		Supérieur, Michigan	Huron
Butomus umbellatus	1905	Plantation	Érié	Supérieur
Najas minor	1932	Passager clandestin d'organismes commercialisés	Érié	Huron
Cirsium palustre	1934	Inconnu	Michigan	Érié
Lupinus polyphyllus	1959	Plantation	Supérieur	Huron
Ictiobus cyprinellus	1962	Ensemencement	Michigan	Ontario
Nitokra hibernica	1972	Ballast	Ontario	Supérieur
Hydrocharis morsus-ranae	1972	Évasion de lieux d'élevage	Ontario	Michigan, Huron
Glyceria maxima	1979	Plantation	Michigan	Supérieur, Huron
Corbicula fluminea	1980	Inconnu	Érié	Huron
Schizopera borutzkyi	1988	Ballast	Michigan	Supérieur, Ontario
Proterorhinus semilunaris	1990	Ballast	Sainte-Claire	Ontario
Potamopyrgus antipodarum	1991	Ballast ou passager clandestin	Ontario	Huron
Neoergasilus japonicus	1994	Inconnu	Huron	Érié, Ontario
Heteropsyllus nr. nunni	1996	Ballast	Michigan	Ontario
Hemimysis anomala	2006	Ballast	Ontario	Supérieur
Thermocyclops crassus	2014	Inconnu (du lac Champlain?)	Érié	Supérieur, Michigan
Salmincola californiensis	2014	Passager clandestin de poissons d'écloserie	Ontario	
Diaphanosoma fluviatile	2015	Passager clandestin de plantes ornementales ou d'embarcations de plaisance	Érié	Supérieur, Michigan
Mesocyclops pehpeiensis	2016	Passager clandestin de plantes ornementales	Érié	

*Il peut exister des souches indigènes et envahissantes distinctes de cette espèce.

Tableau 1. Espèces ayant contribué à l'établissement et à la propagation entre bassins au cours de la dernière décennie. Source : GLANSIS

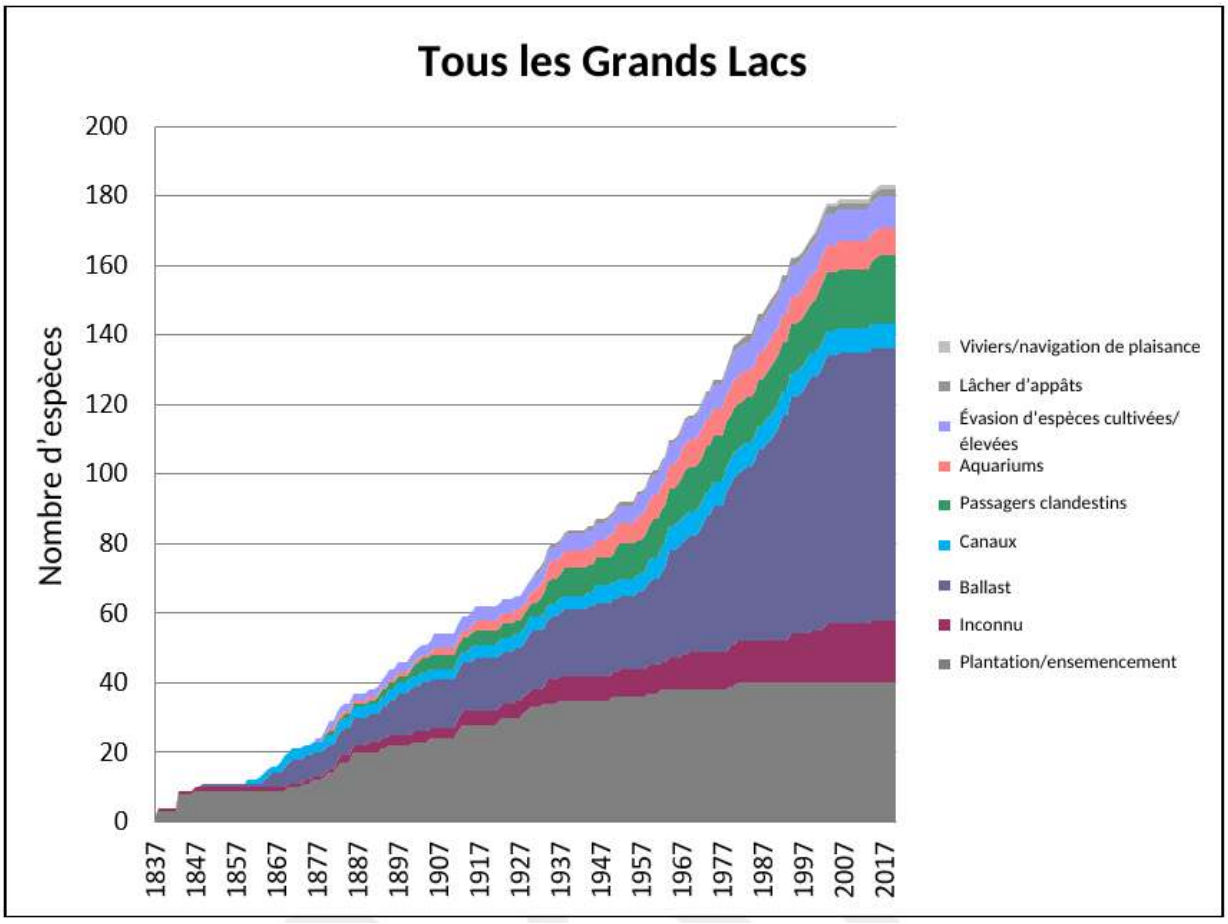


Figure 1. Découverte cumulative d'espèces aquatiques non indigènes établies dans le bassin des Grands Lacs, par vecteur (1837-2020). Source : GLANSIS

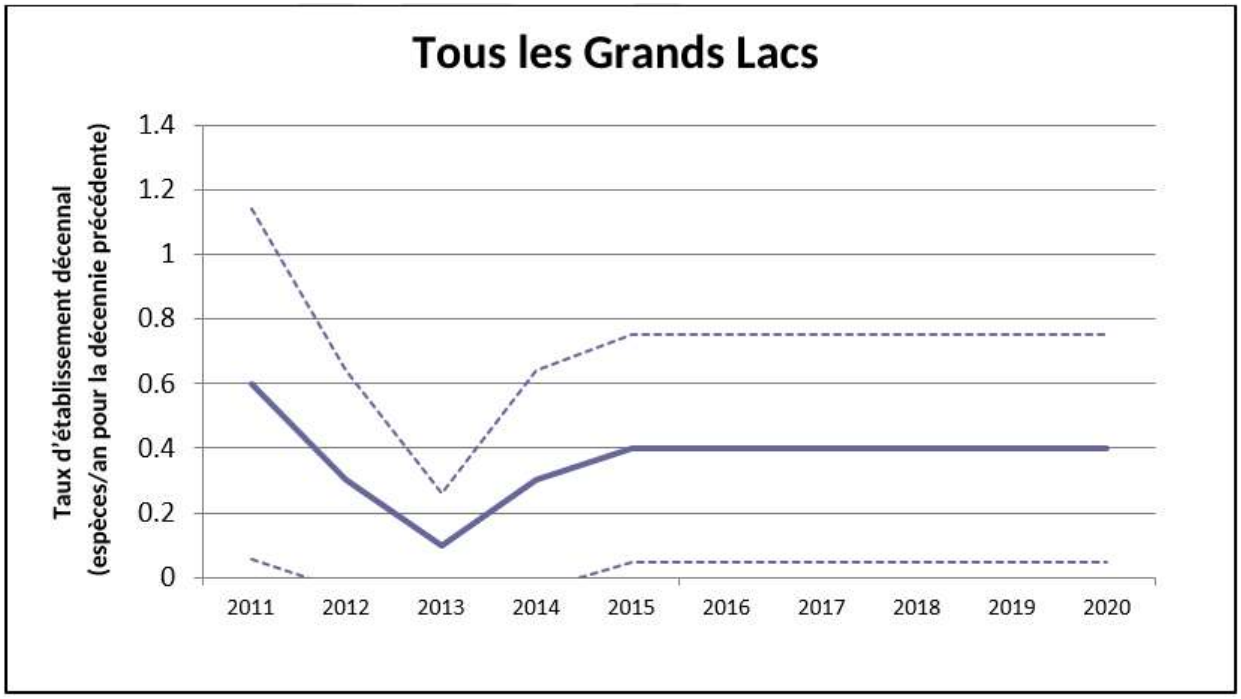


Figure 2. Taux d'établissement décennal d'espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 %. Source : GLANSIS

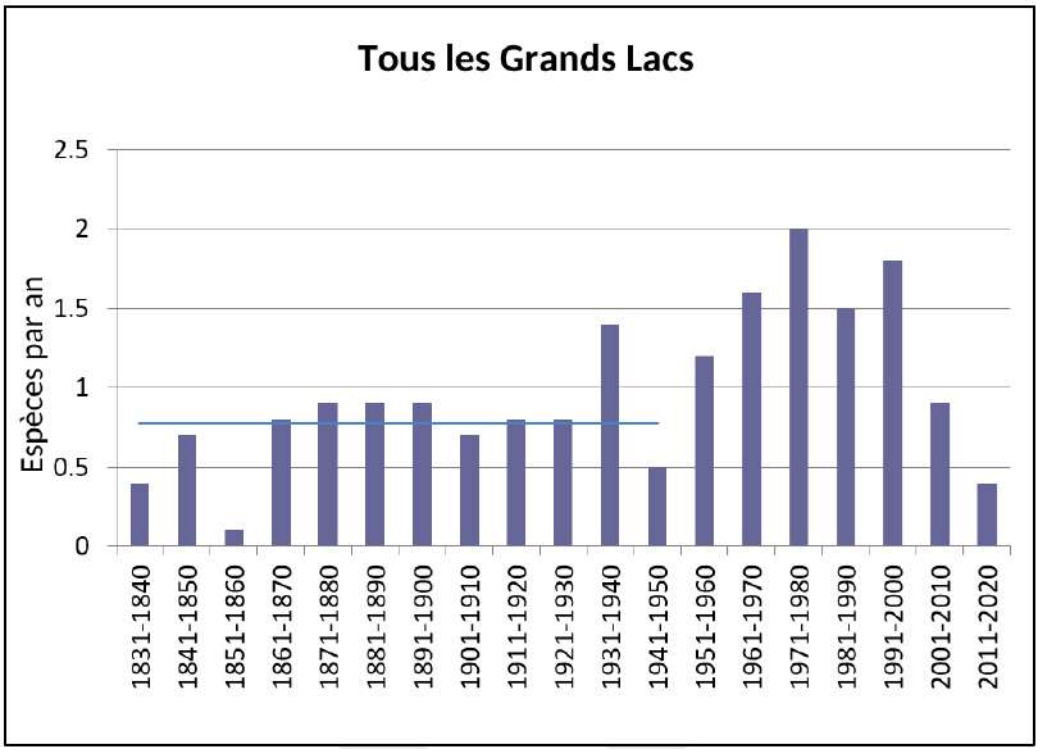


Figure 3. Taux d'établissement décennal d'espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs pour la période de relevé. La ligne horizontale pleine indique la moyenne d'avant 1950.

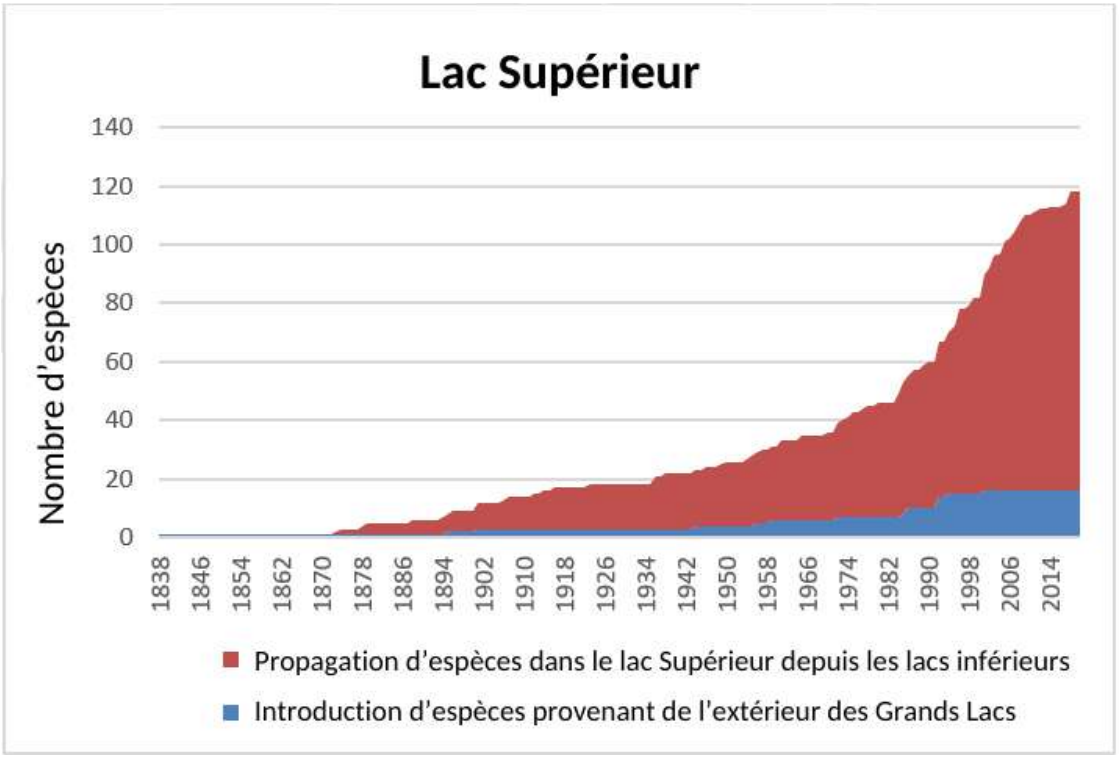


Figure 4. Espèces aquatiques non indigènes établies cumulatives dans le lac Supérieur, y compris les nouvelles introductions (en bleu) et la propagation entre bassins (en rouge). Au total, 118 espèces aquatiques non indigènes étaient établies dans le lac Supérieur en 2020. Source : GLANSIS

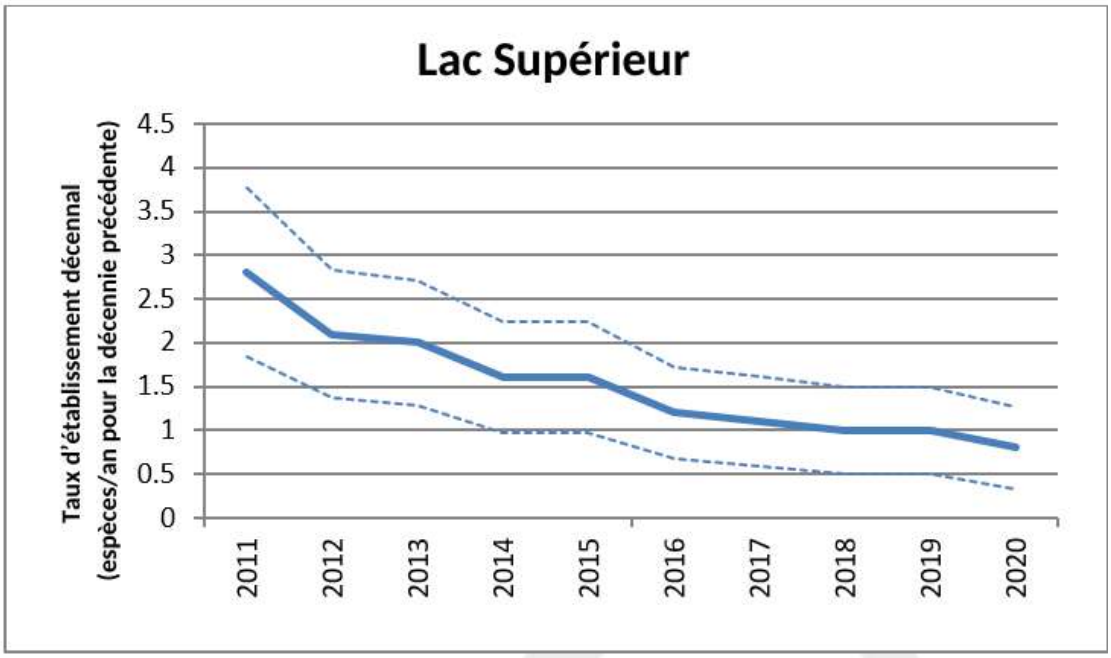


Figure 5. Taux décennal d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes dans le lac Supérieur pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 % (sans égard à leur origine). Source : GLANSIS

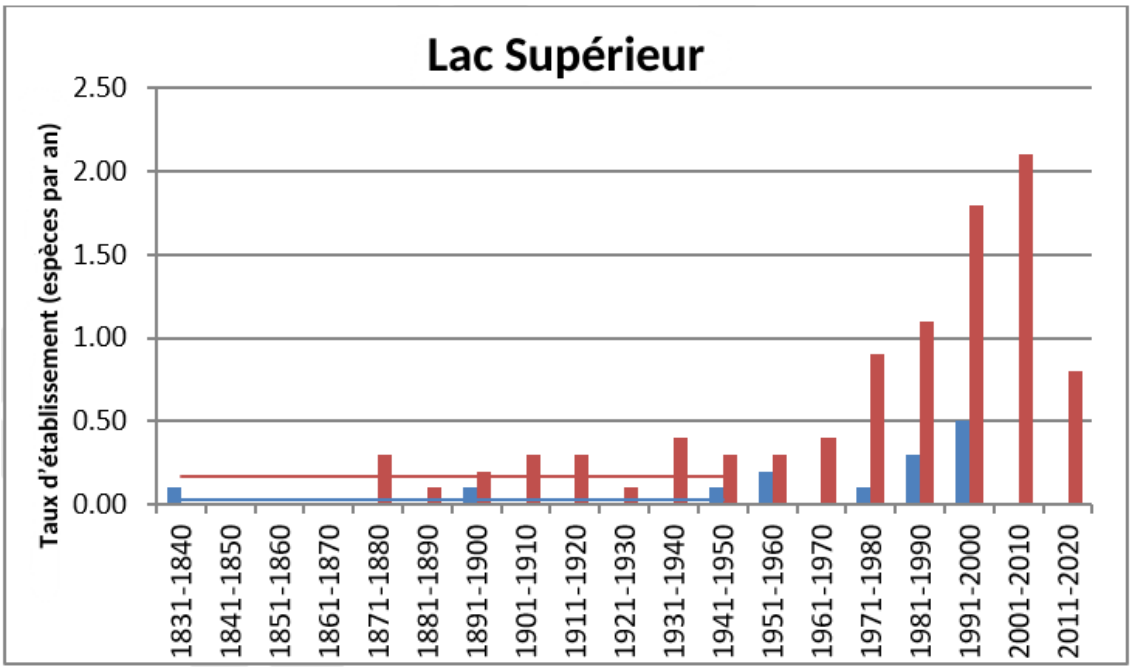


Figure 6. Taux d'établissement décennal de nouvelles espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs (en bleu) et d'espèces aquatiques non indigènes s'étant propagées à partir des autres Grands Lacs (en rouge), pour la période de relevé du lac Supérieur. Les lignes horizontales pleines indiquent le taux d'établissement moyen d'avant 1950. Source : GLANSIS

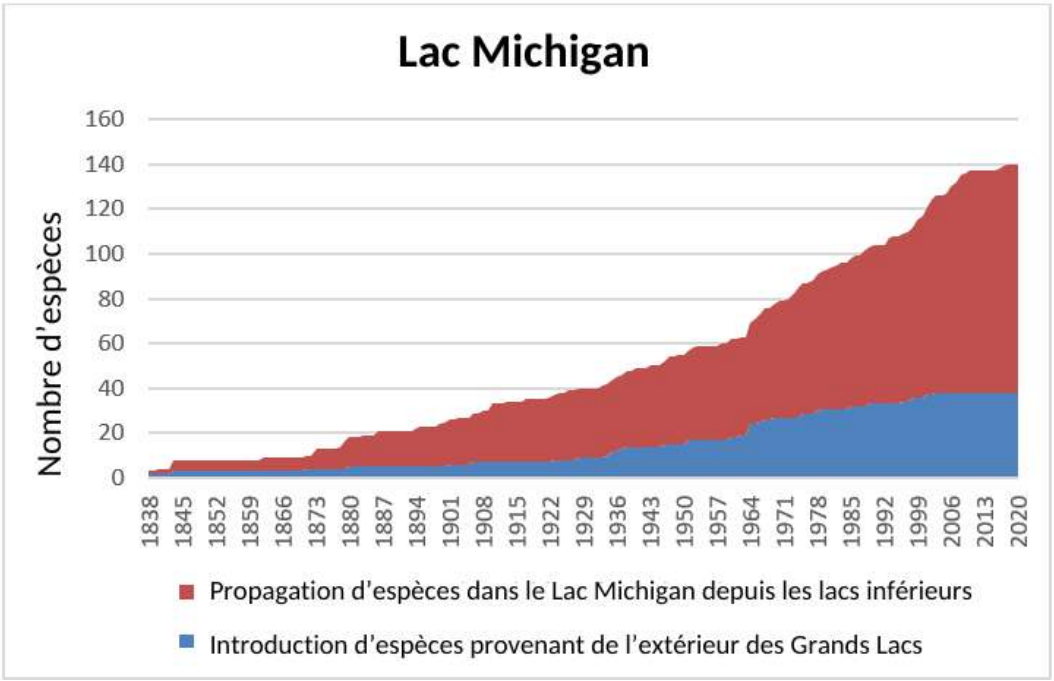


Figure 7. Espèces aquatiques non indigènes établies cumulatives dans le lac Michigan, y compris les nouvelles introductions (en bleu) et la propagation entre bassins (en rouge). Au total, 140 espèces aquatiques non indigènes étaient établies dans le lac Michigan en 2020. Source : GLANSIS

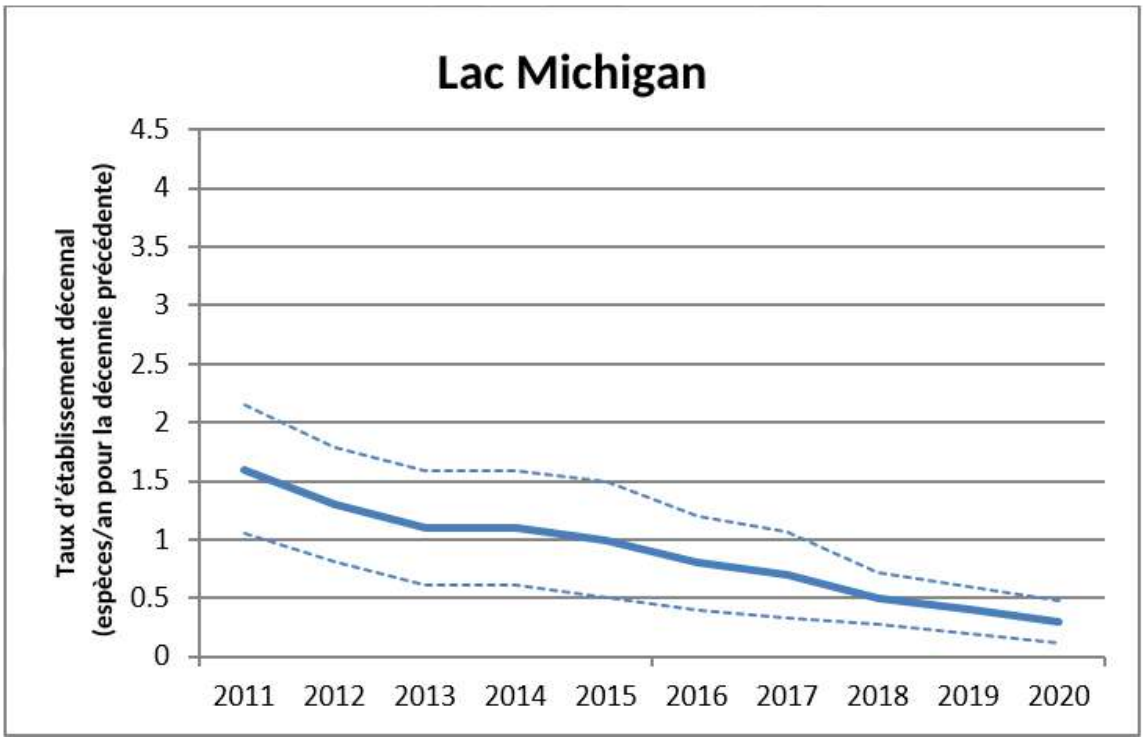


Figure 8. Taux décennal d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes dans le lac Michigan pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 % (sans égard à leur origine). Source : GLANSIS

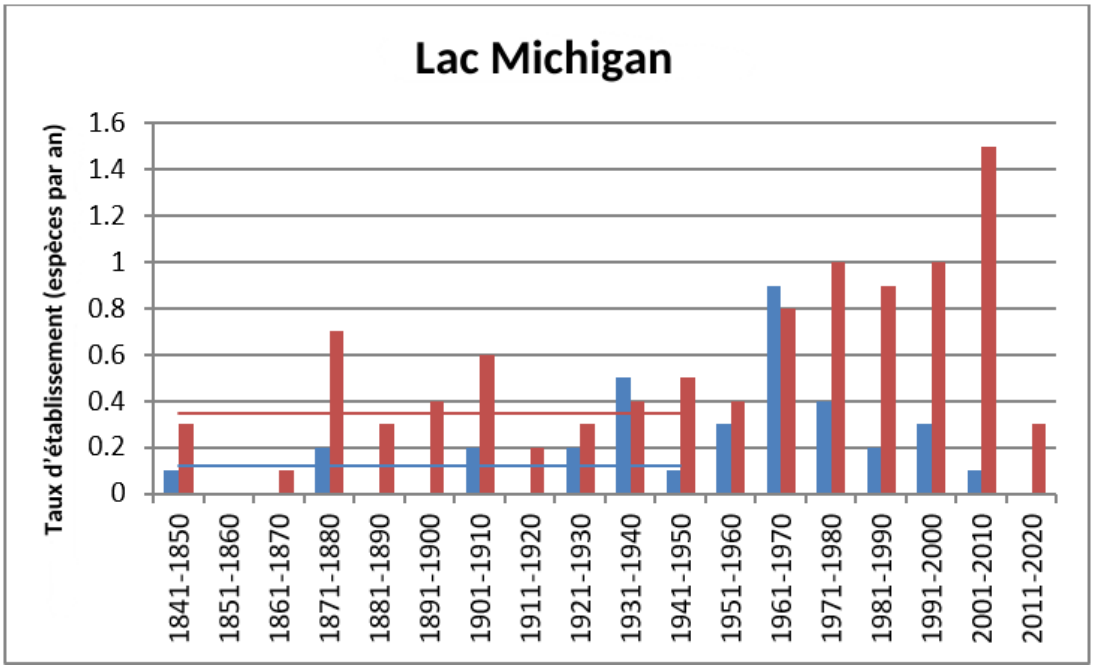


Figure 9. Taux d'établissement décennal de nouvelles espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs (en bleu) et d'espèces aquatiques non indigènes s'étant propagées à partir des autres Grands Lacs (en rouge), pour la période de relevé du lac Michigan. Les lignes horizontales pleines indiquent le taux d'établissement moyen d'avant 1950. Source : GLANSIS

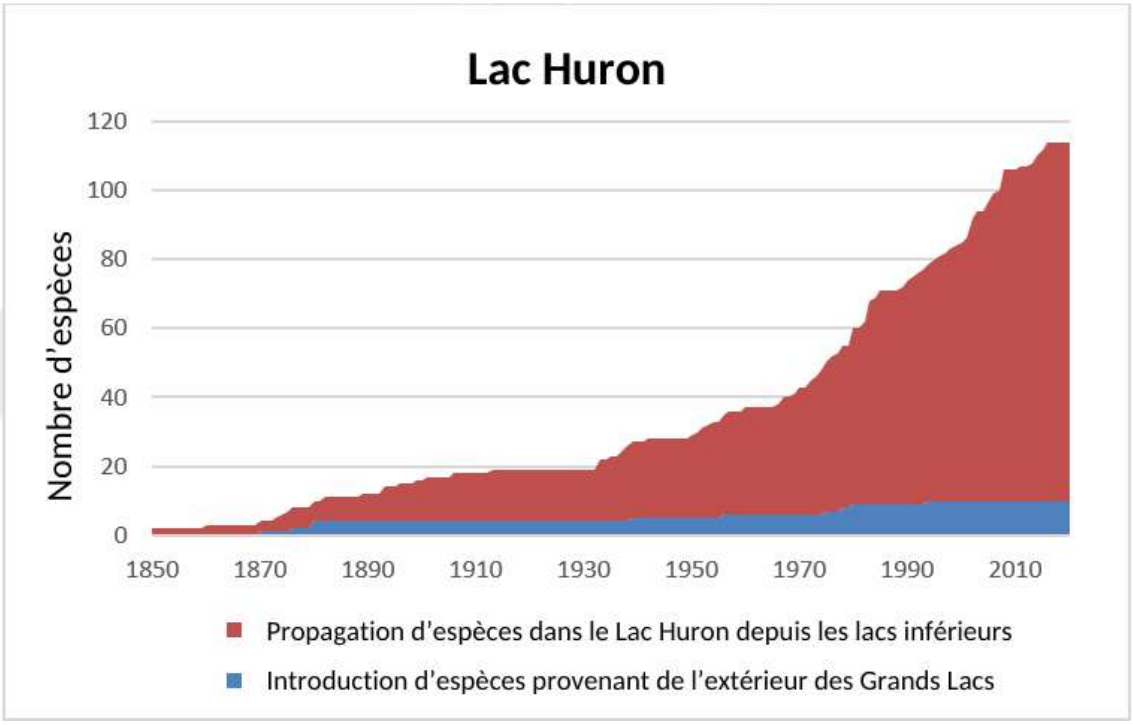


Figure 10. Espèces aquatiques non indigènes établies cumulatives dans le lac Huron, y compris les nouvelles introductions (en bleu) et la propagation entre bassins (en rouge). Au total, 114 espèces aquatiques non indigènes étaient établies dans le lac Huron en 2020. Source : GLANSIS

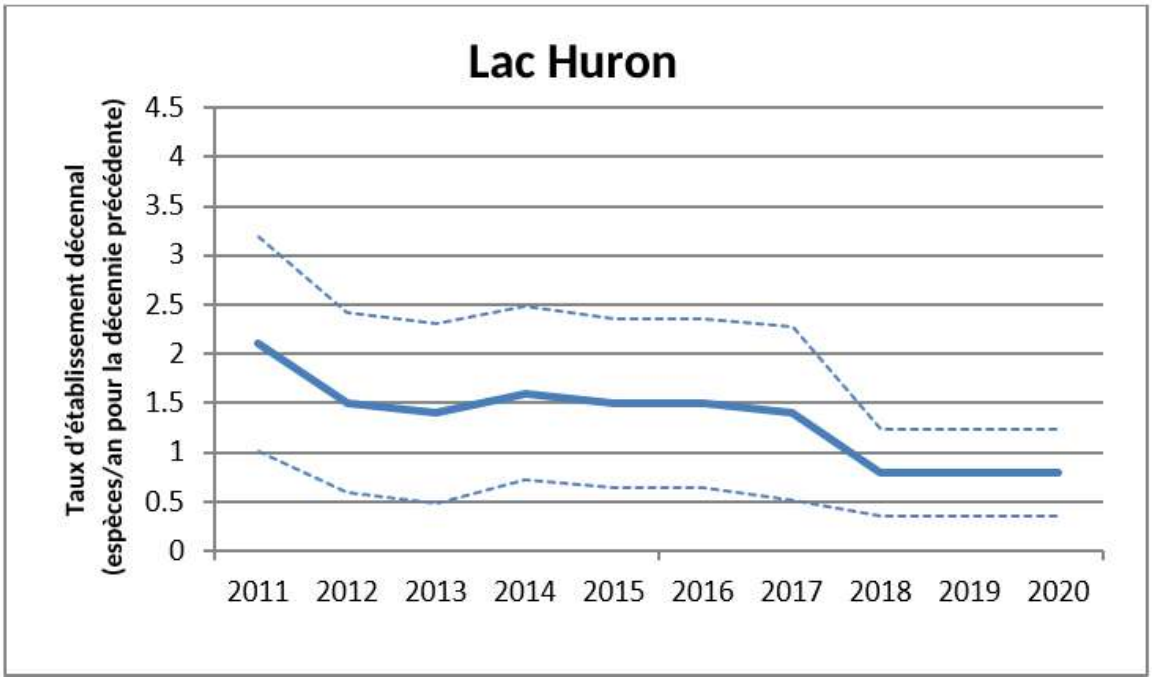


Figure 11. Taux décennal d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes dans le lac Huron pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 % (sans égard à leur origine). Source : GLANSIS

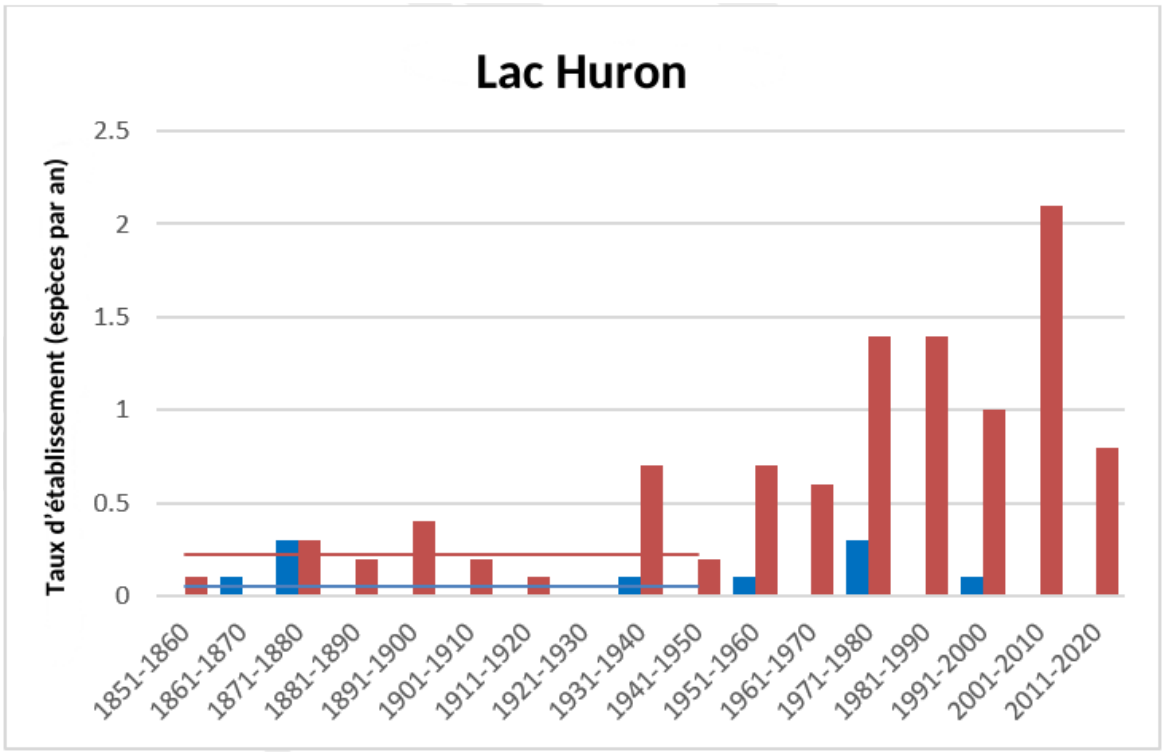


Figure 12. Taux d'établissement décennal de nouvelles espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs (en bleu) et d'espèces aquatiques non indigènes s'étant propagées à partir des autres Grands Lacs (en rouge), pour la période de relevé du lac Huron. Les lignes horizontales pleines indiquent le taux d'établissement moyen d'avant 1950. Source : GLANSIS

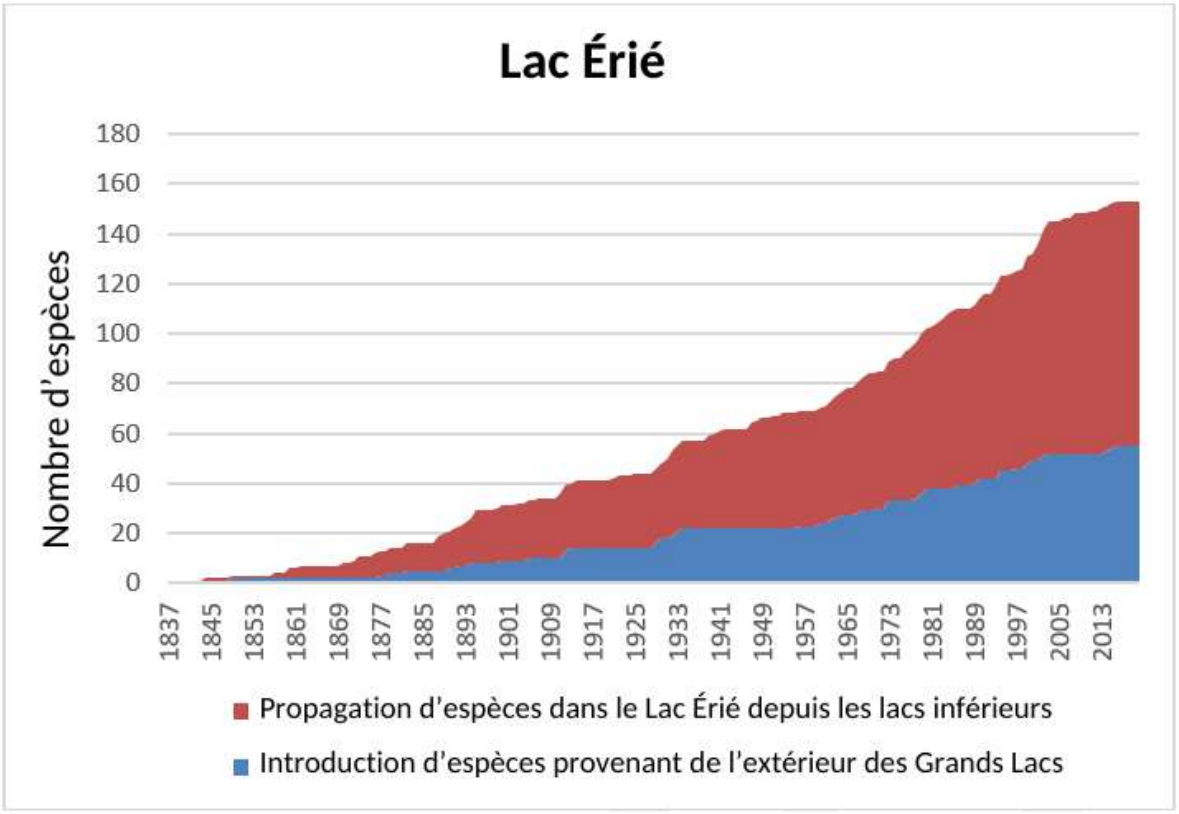


Figure 13. Espèces aquatiques non indigènes établies cumulatives dans le lac Érié, y compris les nouvelles introductions (en bleu) et la propagation entre bassins (en rouge). Au total, 153 espèces aquatiques non indigènes étaient établies dans le lac Érié en 2020. Source : GLANSIS

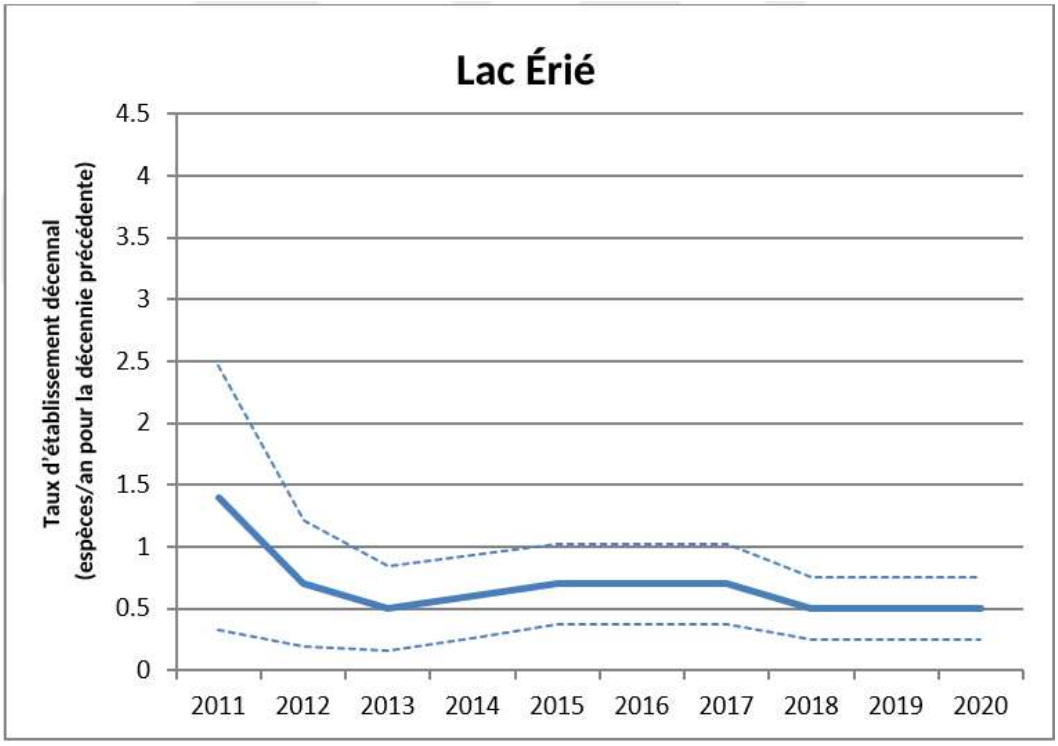


Figure 14. Taux décennal d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes dans le lac Érié pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 % (sans égard à leur origine). Source : GLANSIS

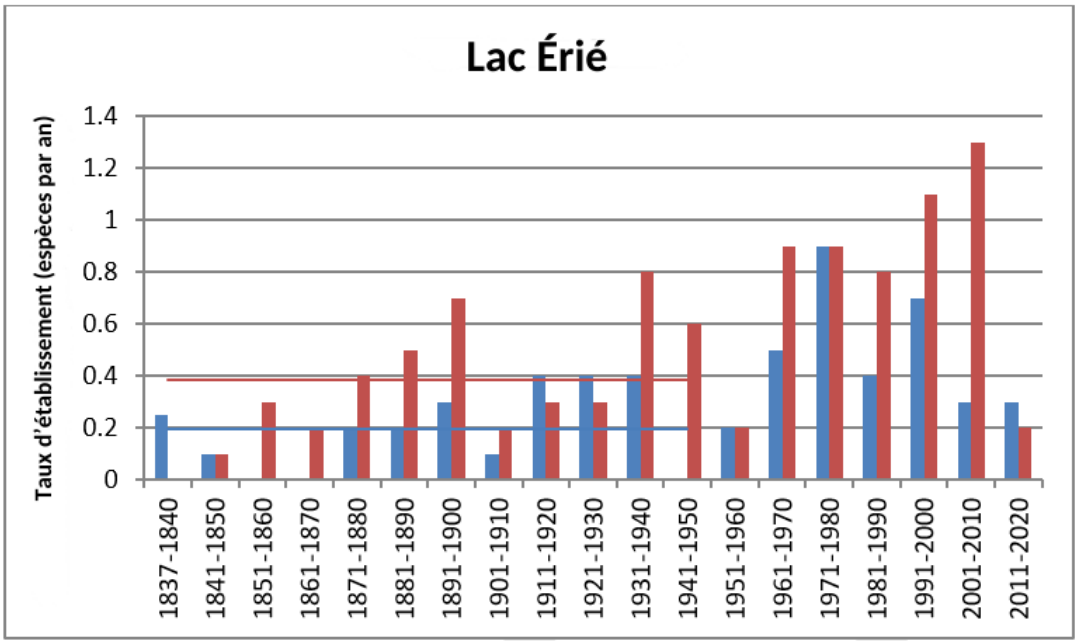


Figure 15. Taux d'établissement décennal de nouvelles espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs (en bleu) et d'espèces aquatiques non indigènes s'étant propagées à partir des autres Grands Lacs (en rouge), pour la période de relevé du lac Érié. Les lignes horizontales pleines indiquent le taux d'établissement moyen d'avant 1950. Source : GLANSIS

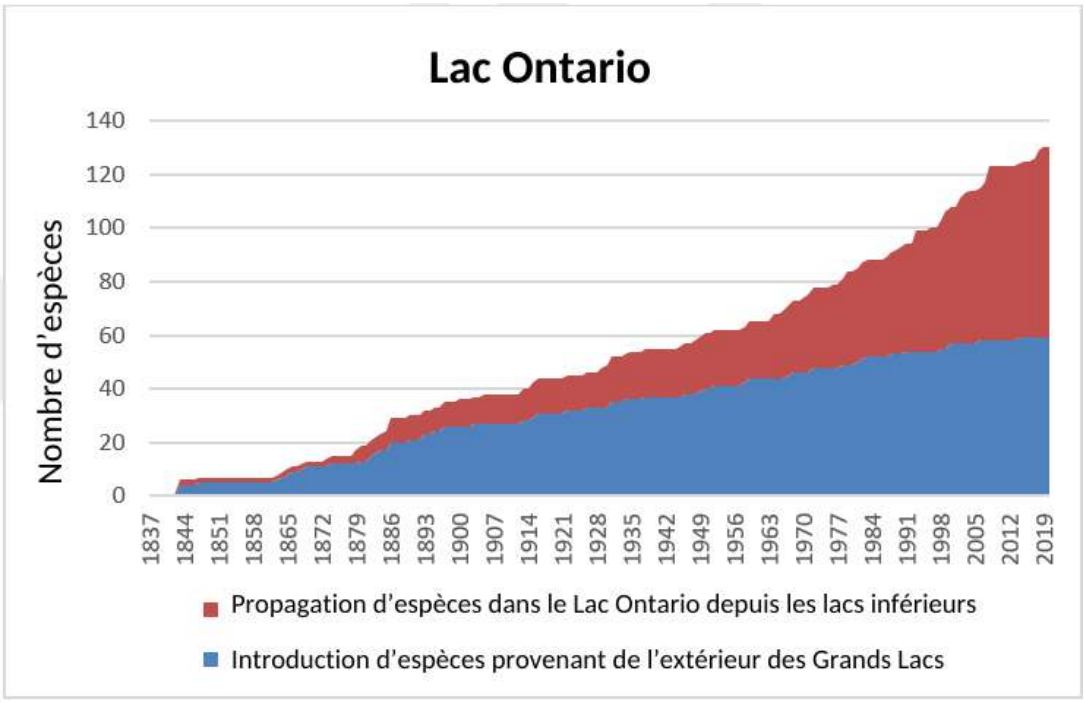


Figure 16. Espèces aquatiques non indigènes établies cumulatives dans le lac Ontario, y compris les nouvelles introductions (en bleu) et la propagation entre bassins (en rouge). Au total, 130 espèces aquatiques non indigènes étaient établies dans le lac Ontario en 2020. Source : GLANSIS

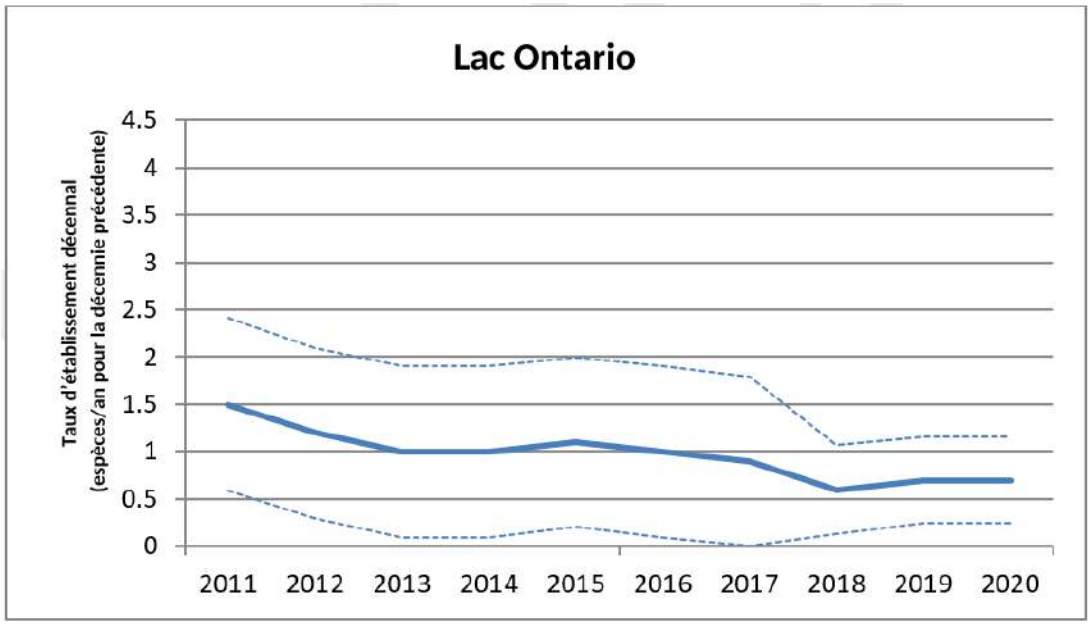


Figure 17. Taux décennal d'établissement d'espèces aquatiques non indigènes dans le lac Ontario pour la période de 2011 à 2020 avec des intervalles de confiance de 95 % (sans égard à leur origine). Source : GLANSIS

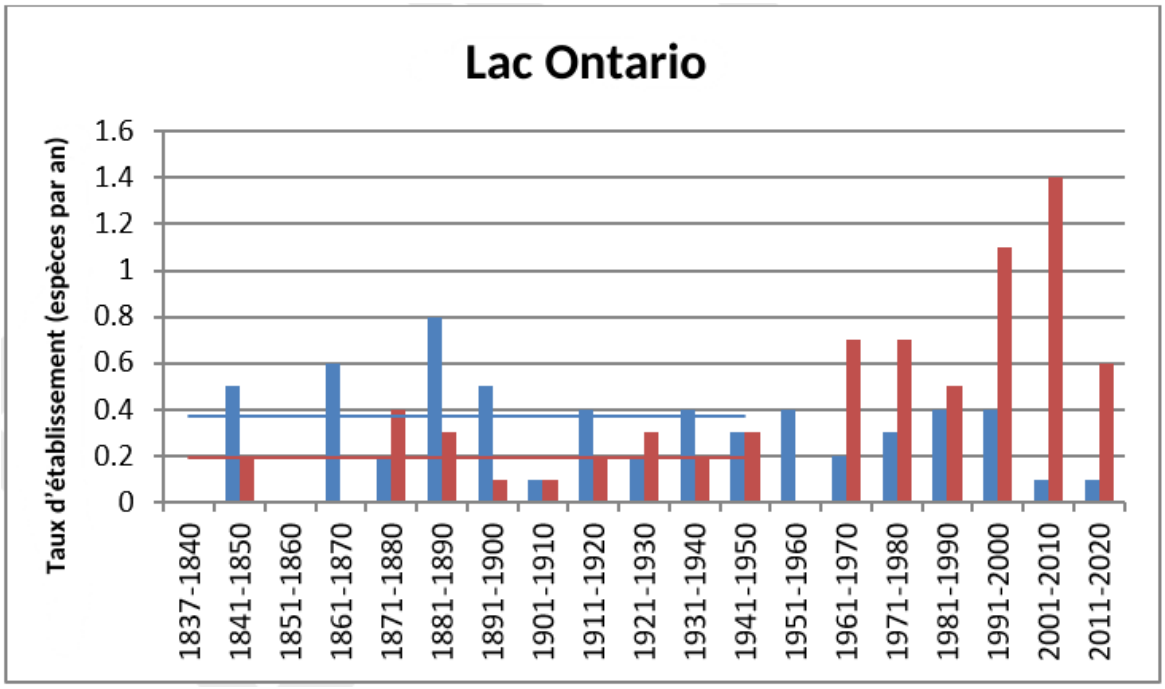


Figure 18. Taux d'établissement décennal de nouvelles espèces aquatiques non indigènes provenant de l'extérieur du bassin des Grands Lacs (en bleu) et d'espèces aquatiques non indigènes s'étant propagées à partir des autres Grands Lacs (en rouge), pour la période de relevé du lac Ontario. Les lignes horizontales pleines indiquent le taux d'établissement moyen d'avant 1950. Source : GLANSIS

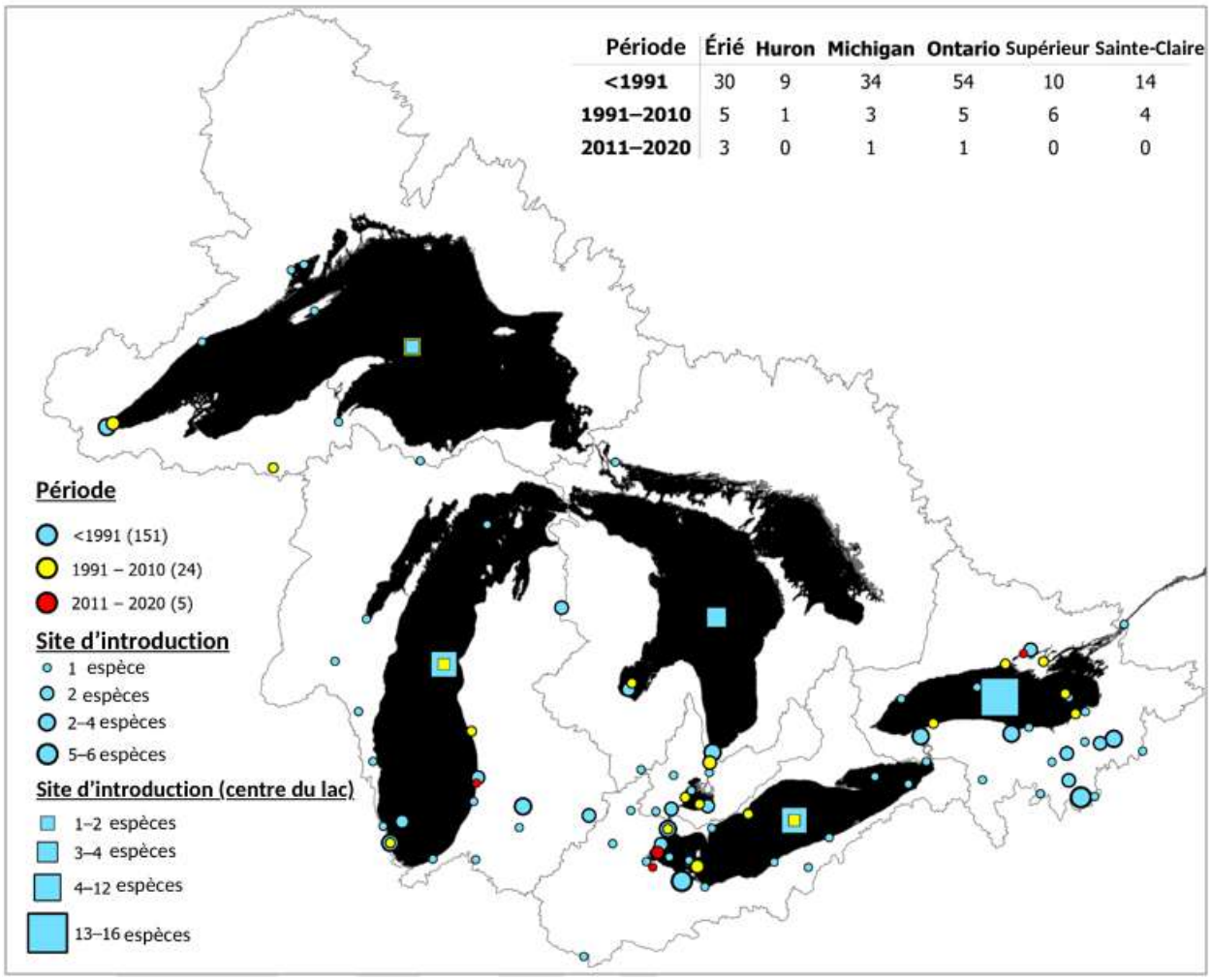


Figure 19. Points d'introduction des espèces aquatiques non indigènes dans le bassin des Grands Lacs.

Sous-indicateur : Impact des espèces aquatiques envahissantes

Évaluation globale

État : Médiocre

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2011 à 202) : Inchangée

Tendance à long terme (1837 à 2020) : Se détériore

Justification : L'indice d'impact cumulatif (IIC) des espèces aquatiques envahissantes (EAE) sur l'ensemble des Grands Lacs (IIC-GL) atteint actuellement 509, soit plus que le double de l'indice de référence en 1950, qui était de 194. Cette valeur découle en partie de l'augmentation du nombre brut d'EAE dans l'ensemble de l'écosystème des Grands Lacs, lequel est passé de 36 en 1950 à 64 en 2020. Toutefois, elle prend également en compte le nombre de bassins lacustres touchés par chaque espèce (qui continue lui aussi d'augmenter) ainsi que l'ampleur des effets et l'étendue des types d'effets de chaque espèce. Par exemple, au cours de la dernière décennie, 11 EAE déjà présentes dans l'écosystème des Grands Lacs se sont propagées et ont établi des populations dans de nouveaux bassins lacustres, entraînant ainsi une hausse de l'impact global. Même si la valeur de l'IIC-GL indique une constante augmentation des effets sur l'ensemble des bassins au fil du temps, les augmentations annuelles des effets ont commencé à reculer récemment, un nombre moins élevé de nouveaux effets s'ajoutant au total chaque année.

Évaluation lac par lac

L'IIC-L (indice d'impact cumulatif d'un lac) de 2020 de chacun des cinq Grands Lacs est présenté ci-dessous. Il indique l'impact cumulatif des EAE dans chacun des cinq Grands Lacs au fil du temps. Pour chaque lac, l'indice prend en considération les variations du nombre brut d'EAE établies, l'aire de répartition géographique de ces espèces dans le lac (c.-à-d. le nombre de sous-bassins touchés) ainsi que l'ampleur et l'étendue des types d'effets de chaque espèce établie sur l'écosystème indigène. Remarque : Cette méthode est équivalente à celle de l'impact global (ci-dessus), mais cette dernière considère uniquement la propagation interbassins (entre les bassins d'un lac et les bassins d'un autre lac), tandis que l'évaluation lac par lac inclut la propagation intrabassin (entre les différents bassins versants du bassin d'un lac).

Lac Supérieur

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme (1867 à 202) : Se détériore

Justification : L'IIC-LS (indice d'impact cumulatif pour le lac Supérieur) atteint actuellement 221, ce qui est beaucoup plus élevé que l'indice de référence de 1950, qui était de 15. Cette valeur souligne une très forte augmentation de l'impact depuis 70 ans. Le nombre d'EAE dans le lac Supérieur a presque triplé de 1950 à 2020, passant de 16 à 49. De plus, l'impact sur le lac Supérieur continue d'augmenter à mesure que les EAE déjà présentes dans le lac élargissent leur répartition à l'intérieur du bassin. Au cours de la dernière décennie (de 2011 à 2020), 20 EAE ont établi des populations dans de nouveaux bassins versants du lac Supérieur, contribuant ainsi à

l'augmentation de l'impact global. En raison du décalage dans la déclaration de la propagation entre des bassins versants à l'intérieur du bassin du lac Supérieur et de la propagation vers le lac à partir des lacs inférieurs, il est impossible de déterminer avec certitude les tendances de l'impact cumulatif au cours de la dernière décennie.

Lac Michigan

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme (1838 à 2020) : Se détériore

Justification : L'IIC-LM (indice d'impact cumulatif pour le lac Michigan) se chiffre à 302, ce qui est bien plus élevé que l'indice de référence de 1950, qui était de 29. Le nombre d'EAE dans le lac Michigan a presque triplé de 1950 à 2020, passant de 24 à 63. De plus, l'impact continue d'augmenter à mesure que les EAE déjà présentes dans le lac Michigan élargissent leur répartition dans le bassin. Au cours de la dernière décennie (de 2011 à 2020), 36 EAE ont établi des populations dans de nouveaux bassins versants du bassin du lac Michigan, contribuant ainsi à l'augmentation de l'impact global. En raison du décalage dans la déclaration de la propagation entre des bassins versants à l'intérieur du bassin du lac Michigan et de l'envahissement du lac depuis des bassins des autres lacs, il est impossible de déterminer avec certitude les tendances de l'impact cumulatif au cours de la dernière décennie.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme (1870 à 2020) : Se détériore

Justification : L'IIC-LH (indice d'impact cumulatif pour le bassin du lac Huron) atteint actuellement 234, ce qui est bien plus élevé que l'indice de référence de 1950, qui était de 20. Le nombre d'EAE a plus que triplé de 1950 à 2020, passant de 15 à 52. De plus, l'impact sur le lac Huron continue d'augmenter à mesure que les EAE déjà présentes dans le lac élargissent leur répartition dans le bassin, contribuant ainsi à l'augmentation de l'impact global. Au cours de la dernière décennie (2011 à 2020), 28 EAE ont établi des populations dans de nouveaux bassins versants du bassin du lac Huron. En raison du décalage dans la déclaration de la propagation entre des bassins versants à l'intérieur du bassin du lac Huron et de la propagation vers le lac à partir des bassins des autres lacs, il est impossible de déterminer avec certitude les tendances de l'impact cumulatif au cours de la dernière décennie.

Lac Érié (y compris le lac Sainte-Claire et les rivières Sainte-Claire et Détroit)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (1838 à 2020) : Se détériore

Justification : L'IIC-LE (indice d'impact cumulatif pour le bassin du lac Érié) se chiffre actuellement à 236, ce qui est bien plus élevé que l'indice de référence de 1950, qui était de 31. Le nombre d'EAE a plus que doublé dans le bassin du lac Érié de 1950 à 2020, passant de 27 à 58. De plus, l'impact sur le lac Érié continue d'augmenter à mesure que les EAE déjà présentes élargissent leur répartition dans le bassin. Au cours de la dernière décennie (2011 à 2020), 30 EAE ont établi des populations dans de nouveaux bassins versants du bassin du lac Érié, contribuant ainsi à l'augmentation de l'impact global. En raison du décalage dans la déclaration de la propagation entre des bassins versants à l'intérieur du bassin du lac Érié et de la propagation vers le lac à partir des autres lacs, il est impossible de

déterminer avec certitude les tendances de l'impact cumulatif au cours de la dernière décennie. Cela dit, l'augmentation régulière et importante des effectifs de population des EAE et de leurs effets durant cette période permet de considérer que la tendance de l'IIC-LE témoigne d'une détérioration.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (1843 à 2020) : Se détériore

Justification : L'IIC-LO (indice d'impact cumulatif pour le bassin du lac Ontario) de 2020 est presque six fois plus élevé qu'en 1950 (311 par rapport à 55, respectivement). Le nombre d'EAE a augmenté considérablement dans le bassin du lac Ontario, passant de 30 en 1950 à 55 en 2020. L'impact sur le lac continue d'augmenter à mesure que les EAE déjà présentes dans le bassin élargissent leur répartition. Au cours de la dernière décennie (2011 à 2020), 23 EAE ont établi des populations dans de nouveaux bassins versants du bassin du lac Ontario. En raison du décalage dans la déclaration de la propagation entre des bassins versants à l'intérieur du bassin du lac Ontario et de la propagation vers le lac à partir d'autres lacs, il est impossible de déterminer avec certitude les tendances de l'impact cumulatif au cours de la dernière décennie. Cela dit, l'augmentation régulière et importante des effectifs de population des EAE et de leurs effets durant cette période permet de considérer que la tendance de l'IEC-LO témoigne d'une détérioration.

Définitions des états de l'évaluation

Bon : Les EAE existantes n'influent pas sur l'écosystème des Grands Lacs (ou n'ont pas un impact significativement plus élevé qu'en 1950).

Passable : Les EAE existantes ont un impact négatif significatif sur l'écosystème des Grands Lacs.

Médiocre : Les EAE existantes ont un impact négatif élevé significatif sur l'écosystème des Grands Lacs (impact plus du double de celui de 1950).

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances de l'évaluation

S'améliore : L'impact des EAE diminue.

Inchangée : L'impact des EAE n'a pas changé significativement.

Se détériore : L'impact des EAE nouvelles ou existantes augmente (par leur introduction ou leur propagation).

Indéterminée : Les mesures n'indiquent aucune tendance globale claire ou ne suffisent pas pour rendre compte d'une tendance.

Critères d'effet et/ou cibles

Aucun impact négatif des EAE sur la qualité de l'eau ou la santé de l'écosystème.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur sert à évaluer l'impact des espèces aquatiques non indigènes (EANI) dans les Grands Lacs laurentiens. Les EAE forment le sous-ensemble d'EANI qui exercent individuellement un impact. Les EANI n'ayant pas un impact démontré sont donc exclues de la présente analyse. Ce faisant, le sous-indicateur considère que la pression exercée par les EAE sur l'intégrité biologique de l'écosystème des Grands Lacs est pertinente aux besoins du rapport sur l'état des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème

Le but de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs est de restaurer et de maintenir l'intégrité biologique de l'écosystème des Grands Lacs.

Ce sous-indicateur appuie en particulier les travaux menés dans le cadre de l'objectif général n° 7 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, qui énonce que l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et d'espèces terrestres envahissantes qui nuisent à sa qualité ».

Mesure

Avant 2018, les rapports sur l'état des Grands Lacs utilisaient un sous-indicateur unique, établi à partir du nombre cumulatif d'espèces non indigènes. Dans le rapport de 2019, le TAUX (mesure des progrès par rapport aux objectifs de prévention) et l'IMPACT (mesure des progrès par rapport aux objectifs de lutte et d'éradication) étaient pris en compte séparément. Le taux d'établissement de nouvelles EANI est maintenant déclaré dans un sous-indicateur distinct (voir le chapitre précédent), tandis que le présent sous-indicateur vise à cerner les principales facettes de l'impact des EAE (sous-ensemble des EANI dont l'incidence est démontrée).

La détermination de l'impact d'une EAE est fonction à la fois 1) des types et de l'ampleur de la *dégradation* de l'écosystème indigène et de l'économie (qualité liée aux progrès par rapport aux objectifs de lutte et d'éradication), et 2) du *taux d'introduction et de propagation des EAE* dans les Grands Lacs et entre les lacs et les sous-bassins versants, respectivement.

Voici les étapes du processus de notation des EANI :

- **Détermination, pour chaque EANI d'intérêt, d'un facteur d'impact propre à l'espèce (FIE) qui est semi-quantitatif** – Le FIE est une détermination ponctuelle basée sur Sturtevant et *al.* (2014) et exprimée sur une échelle de 0 à 72. Tous les détails de l'évaluation de chaque espèce sont disponibles dans les annexes de NOAA GLERL TM-161 et ss. Le FIE tient compte d'au plus 12 types d'impact potentiel (6 d'ordre environnemental et 6 d'ordre socioéconomique) associés à une EAE donnée ainsi que de l'intensité potentielle (nulle ou faible, modérée, élevée) des différents types d'impact. Une note de 0 (impact faible ou inconnu dans chaque catégorie) signifie que l'EANI n'est pas considérée comme une EAE et qu'elle est donc exclue de l'analyse. Une note de 1 à 5 indique que seuls des effets modérés ont été observés dans une des catégories. Une note de 6 à 12 découle d'un seul effet élevé ou d'une combinaison de plusieurs effets modérés. Une note supérieure à 12 indique au moins un effet très important. La note maximale théorique de 72 indique un impact élevé dans toutes les catégories. Les effets bénéfiques (impact positif) sont soulignés ici, mais ils ne jouent pas sur le FIE.

- **Détermination et inclusion de l'étendue géographique de la propagation des EAE à l'échelle des bassins lacustres (pour l'évaluation globale)** – Pour chaque année répertoriée (1838 à 2020), on multiplie le FIE par le pourcentage des lacs touchés par l'EAE concernée (c.-à-d. par 20 % si l'espèce est présente dans un seul lac ou par 100 % si elle est présente dans les bassins des 5 Grands Lacs) afin d'obtenir un FIE pour l'ensemble des Grands Lacs (FIE-GL). En conséquence, le FIE-GL augmente en fonction de la propagation entre les bassins.
- **Détermination et inclusion de l'étendue de la propagation dans chaque lac (pour les évaluations lac par lac)** – Des FIE plus détaillés pour chaque lac (FIE-L) ont également été calculés pour mieux décrire l'état de chaque lac en ce qui concerne les altérations et l'étendue de la propagation des EAE. D'abord, les bassins versants de chacun des lacs ont été définis en tant que sous-bassins HUC8, dont le nombre varie entre 10 pour le lac Ontario et 33 pour le lac Michigan. Un FIE-L a été déterminé pour chaque année répertoriée (1838 à 2020) en multipliant le FIE par le pourcentage des sous-bassins HUC8 d'un lac touchés par une EAE donnée. Par conséquent, si l'espèce s'est propagée aux 2/3 des sous-bassins HUC8 d'un lac, le FIE-L de ce lac correspond aux 2/3 de son FIE. Le FIE-L augmente donc en fonction de la propagation intrabassin. Il convient de noter que le recours aux pourcentages des sous-bassins HUC8 touchés pour établir l'étendue de la propagation accorde plus de poids à la propagation dans les zones côtières, puisque ces dernières sont divisées à une échelle plus fine par rapport aux zones extracôtières (seulement 1 à 3 sous-bassins HUC8 forment les eaux extracôtières de chaque lac).
- **Détermination de l'impact cumulatif et des tendances** – L'impact cumulatif est évalué depuis la date de la première détection d'une espèce dans chaque lac (comme il a été noté et géographiquement indiqué par GLANSIS). Ainsi, l'IIC-GL correspond à la somme des FIE multipliés par le nombre de lacs où cette espèce a été détectée sur une période commençant à la date de la première détection de chaque EAE. Les tendances de l'IIC-GL sont suivies au fil du temps. La tendance peut, en théorie, refléter une réduction de l'impact cumulatif (par exemple, si une EAE à impact élevé venait à disparaître), mais, généralement, les tendances de l'IIC-GL signifient que le nombre et l'impact des EAE dans les Grands Lacs sont à la hausse. Ces tendances peuvent être mesurées, et leur signification statistique, calculée. Les IIC-L reflètent de l'information similaire sur l'impact cumulatif et les tendances, mais à une échelle géographique plus fine (HUC8 plutôt qu'aux lacs entiers).

Il y a un lien entre les taux d'introduction d'EANI à l'échelle de chaque lac, comme le montrent le rapport sur le sous-indicateur TAUX et l'évaluation globale des Grands Lacs incluse dans le présent rapport. Il s'agit bien d'un lien, et non d'un dédoublement. Le rapport sur le sous-indicateur TAUX prend en compte toutes les espèces non indigènes dans ses calculs. Le présent rapport, quant à lui, est fondé seulement sur le sous-ensemble formé des EAE (qui ont un impact). Cet indicateur d'impact pondère la contribution de chaque espèce selon le facteur d'impact qui lui est propre. Par exemple, dans le rapport sur le sous-indicateur TAUX, la propagation de la moule zébrée depuis le lac Michigan jusqu'au lac Supérieur et celle du *Thermocyclops crassus* depuis le lac Érié jusqu'au lac Supérieur ont la même importance – il s'agit dans les deux cas de la propagation d'une espèce d'un lac à un autre. Dans la présente évaluation de l'impact, la propagation de la moule zébrée du lac Michigan vers le lac Supérieur obtient une cote de 55, et celle du *Thermocyclops crassus* du lac Érié vers le lac Supérieur, une cote de 0 (l'impact du *Thermocyclops crassus* est actuellement évalué comme inconnu/nul).

Condition écologique

L'impact économique global des espèces envahissantes sur la région des Grands Lacs – qui englobe les frais d'exploitation directs, la diminution de la productivité, la réduction de la demande au sein des secteurs de la pêche

sportive et de la pêche commerciale, la production d'électricité, les installations industrielles, le tourisme et les loisirs, le traitement de l'eau et les ménages – est estimée à bien au-delà de 100 millions de dollars par année (Rosaen et *al.*, 2012). Ce chiffre inclut à la fois les activités visant tous les Grands Lacs, comme celles du Programme de lutte contre la lamproie marine de la Commission des pêcheries des Grands Lacs, dont le budget annuel est d'environ 23 millions de dollars, et les interventions locales, comme l'enlèvement du myriophylle à épis au coût de 1 040 à 26 000 $ par acre (Rosaen et *al.*, 2012). Les coûts économiques de la surveillance des moules de la famille des Dreissenidés et de la lutte contre ces dernières sont estimés à 1,2 million de dollars par centrale électrique, à 1,97 million de dollars pour l'enlèvement de 400 verges cubes à la prise d'eau d'une usine de papier et à 480 000 à 540 000 $ chaque année à une usine d'épuration des eaux (Rosaen et *al.*, 2012).

Comme il est indiqué ci-dessus, les rapports sur l'état des Grands Lacs produits avant 2019 utilisaient le nombre d'EANI comme indice d'introduction et d'impact global. Dans les rapports subséquents (2019 et 2022), cependant, seules les EANI qui sont envahissantes (EAE) selon l'évaluation de la NOAA sont prises en considération dans le sous-indicateur IMPACT (le taux d'introduction demeurant un sous-indicateur indépendant pour la prévention). Plus précisément, la présente évaluation montre l'impact cumulatif des EAE à mesure qu'elles se propagent dans les différents lacs, pondéré par la diversité et l'intensité de l'impact connu de chaque espèce.

Au moins 37 % des EANI présentes dans les Grands Lacs sont envahissantes (EAE), compte tenu de leur impact environnemental ou socioéconomique modéré à élevé selon la méthode de la NOAA (Sturtevant et *al.*, 2014; figure 1). Environ 20 % des espèces n'ont que très peu ou pas d'impact (partie verte du graphique) – même si elles ne sont pas indigènes, ces espèces ne sont pas nuisibles. Pendant une certaine période suivant l'introduction d'une espèce, on ne peut pas évaluer son impact à court terme. De plus, en raison des changements environnementaux dus aux changements climatiques et à d'autres pressions dans l'écosystème des Grands Lacs, on ne connaît pas les effets à long terme. Cela dit, la proportion d'espèces non indigènes qui ont un impact significatif est relativement constante dans le temps (pour certaines espèces présentes depuis plus de 50 ans, les données ne sont pas suffisantes pour permettre de déterminer adéquatement l'impact environnemental). Les EANI dont l'impact potentiel est inconnu, faute de données, sont classées dans la catégorie « Impact inconnu » (partie grise du graphique).

L'année 1950 (juste avant l'ouverture de la voie maritime du Saint-Laurent en 1959 et le point d'inflexion où le taux d'introduction a commencé à augmenter de façon logarithmique) est utilisée comme point de référence aux fins de comparaisons de l'état du réseau. Il ressort clairement de ces données que presque chaque bassin versant de la région a connu une augmentation du nombre d'EAE au fil du temps (figure 2), ce qui explique la hausse de l'impact de ces espèces (figure 4). Selon notre évaluation, l'impact cumulatif global des EAE dans les Grands Lacs a plus que doublé depuis 1950 (figure 3). Cette augmentation résulte de l'envahissement par 28 nouvelles espèces provenant de l'extérieur des Grands Lacs ainsi que de la propagation des 36 EAE introduites avant 1950 entre les bassins des Grands Lacs.

Au cours de la dernière décennie (2011 à 2020), l'impact cumulatif à l'échelle du bassin des Grands Lacs s'est stabilisé; le nombre d'EAE se déplaçant entre les lacs était plus faible qu'au cours des périodes précédentes (la courbe du graphique de l'IIC s'aplatit). Cette tendance tient au fait que seulement deux EAE se sont introduites dans les Grands Lacs durant la dernière décennie : *Salmincola californiensis* (2014) et *Procambarus acutus* (2017). Pourtant, l'effet cumulatif des EAE sur les Grands Lacs a continué d'augmenter pendant cette période, car les EAE ont établi des populations dans de nouveaux bassins lacustres. Neuf espèces envahissantes ont établi des populations dans de nouveaux bassins (contribuant à l'augmentation de l'effet global) : *Butomus umbellatus*, *Cirsium palustre*, *Conium maculatum*, *Glyceria maxima*, *Salmincola californiensis*, *Epilobium hirsutum*, *Hydrocharis-morsus ranae*, *Potamogeton crispus* et *Hemimysis anomala*. Même si la propagation est un facteur de changement important, l'impact cumulatif montre que l'intensité et l'étendue de l'impact de chaque espèce sont également importantes. Les 10 principales EAE – moule zébrée, moule quagga, gaspareau, lamproie marine, gobie à taches

noires, baret, myriophylle à épis, agents de la septicémie hémorragique virale et de la maladie rénale bactérienne, puce d'eau en hameçon – sont à l'origine d'environ 50 % de l'impact cumulatif global.

On a utilisé la même méthode de base pour évaluer l'impact des EAE dans les eaux états-uniennes de chaque bassin lacustre. À cette échelle, la propagation entre les bassins versants (HUC8), plutôt que la propagation entre les lacs, influe sur la cote attribuée à l'impact. Puisque le nombre de bassins versants dans chaque bassin de lac varie, l'indice est mis à l'échelle selon le nombre de bassins versants.

Au moins 117 espèces non indigènes passent l'hiver et se reproduisent dans le lac Supérieur (figure 5), et 49 d'entre elles (42 %) ont un impact environnemental ou socioéconomique notable (49 EAE incluses dans l'évaluation de ce lac); 33 de ces espèces ont été introduites dans le lac Supérieur après 1950, et quatre, durant la dernière décennie. L'IIC-L pour les eaux états-uniennes du lac Supérieur est aujourd'hui 14 fois plus élevé qu'en 1950 (figure 6). Durant la dernière décennie (2011 à 2020), les 22 espèces envahissantes suivantes ont établi des populations dans de nouveaux bassins versants à l'intérieur du bassin du lac Supérieur (faisant ainsi augmenter l'impact global) : *Alosa pseudoharengus*, *Bithynia tentaculata*, *Butomus umbellatus*, *Bythotrephes longimanus*, *Cirsium palustre*, *Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis bugensis*, *Dorosoma cepedianum*, *Faxonius immunis*, *Faxonius rusticus*, *Frangula alnus*, *Glyceria maxima*, *Gymnocephalus cernua*, *Hemimysis anomala*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria*, *Myriophyllum spicatum*, *Neogobius melanostomus*, *Potamogeton crispus*, *Renibacterium salmoninarum*, *Solanum dulcamara*, *Typha angustifolia*.

Au moins 140 espèces non indigènes passent l'hiver et se reproduisent dans le lac Michigan (figure 6), et 63 d'entre elles (45 %) ont un impact environnemental ou socioéconomique notable (63 EAE); 39 de ces EAE ont été introduites dans le lac Michigan après 1950, mais juste une durant la dernière décennie. L'IIC-L propre au lac Michigan est aujourd'hui 10 fois plus élevé qu'en 1950 (figure 6). Durant la dernière décennie (2011 à 2020), les 36 EAE suivantes ont établi des populations dans de nouveaux bassins versants à l'intérieur du bassin du lac Michigan (faisant ainsi augmenter l'impact global) : *Alosa pseudoharengus*, *Bithynia tentaculata*, *Butomus umbellatus*, *Bythotrephes longimanus*, *Cabomba caroliniana*, *Cirsium palustre*, *Conium maculatum*, *Corbicula fluminea*, *Cyprinus carpio*, *Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis bugensis*, *Echinochloa crus-galli*, *Echinogammarus ischnus*, *Faxonius rusticus*, *Frangula alnus*, *Glyceria maxima*, *Hemimysis anomala*, *Hydrocharis morsus ranae*, *Iris pseudacorus*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*, *Morone americana*, *Myriophyllum spicatum*, *Najas minor*, *Neogobius melanostomus*, *Nitellopsis obtusa*, *Nymphoides peltata*, *Oncorhynchus gorbuscha*, *Persicaria maculosa*, *Potamogeton crispus*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Procambarus clarkii*, *Salix fragilis*, *Solanum dulcamara*, *Typha angustifolia*, *SHVv*.

Au moins 114 espèces non indigènes passent l'hiver et se reproduisent dans le lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie) (figure 8), et 52 d'entre elles (46 %) ont un impact environnemental ou socioéconomique notable (52 EAE); 38 de ces espèces envahissantes ont été introduites dans le lac Huron après 1950, et six, durant la dernière décennie. L'IIC-L pour les eaux américaines du lac Huron est aujourd'hui plus de 10 fois plus élevé qu'en 1950 (figure 9). Au cours de la dernière décennie (2011 à 2020), les 28 EAE suivantes ont établi des populations dans de nouveaux bassins versants à l'intérieur du bassin du lac Huron (augmentant l'impact global) : *Bithynia tentaculata*, *Butomus umbelatus*, *Bythotrephes longimanus*, *Cirsium palustre*, *Corbicula fluminea*, *Cyprinus carpio*, *Didymosphenia geminata*, *Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis bugensis*, *Echinogammarus ischnus*, *Epilobium hirsutum*, *Faxonius rusticus*, *Frangula alnus*, *Glyceria maxima*, *Gymnocephalus cernuua*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria*, *Morone americana*, *Myriophyllum spicatum*, *Najas minor*, *Neogobius melanostomus*, *Nitellopsis obtusa*, *Osmerus mordax*, *Potamogeton crispus*,*Potamopyrgus antipodarum*, *Solanum dulcamara*, *Typha angustifolia*

Au moins 153 espèces non indigènes passent l'hiver et se reproduisent dans le lac Érié (y compris le lac Sainte-Claire et les rivières Détroit et Sainte-Claire) (figure 9), et 58 d'entre elles (38 %) ont un impact

environnemental ou socioéconomique notable (58 EAE); 31 de ces espèces envahissantes ont été introduites dans le lac Érié après 1950, mais seulement une durant la dernière décennie. L'IIC-L pour les eaux états-uniennes du lac Érié est aujourd'hui presque 8 fois plus élevé qu'en 1950 (figure 6). Au cours de la dernière décennie (2011 à 2020), les 30 EAE suivantes ont établi des populations dans de nouveaux bassins versants à l'intérieur du bassin du lac Érié (faisant ainsi augmenter l'impact global) : *Alosa pseudoharengus*, *Bithynia tentaculata*, *Cabomba caroliniana*, *Butomus umbellatus*, *Cirsium palustre*, *Conium maculatum*, *Corbicula fluminea*, *Cyprinus carpio*, *Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis bugensis*, *Echinogammarus ischnus*, *Epilobium hirsutum*, *Faxonius rusticus*, *Frangula alnus*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Iris pseudacorus*, *Lepomis microlophus*, *Lysimachia vulgaris*, *Morone americana*, *Myriophyllum spicatum*, *Najas minor*, *Neogobius melanostomus*, *Nitellopsis obtusa*, *Nymphoides peltata*, *Osmerus mordax*, *Petromyzon marinus*, *Potamogeton crispus*, *Procambarus clarkii*, *Solanum dulcamara*, *Typha angustifolia*.

Au moins 130 espèces non indigènes passent l'hiver et se reproduisent dans le lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section états-unienne du fleuve Saint-Laurent) (figure 10), et 55 d'entre elles (42 %) ont un impact environnemental ou socioéconomique notable (55 EAE); 25 de ces espèces envahissantes ont été introduites dans le lac Ontario après 1950, mais seulement 2 durant la dernière décennie. L'IIC-L pour les eaux états-uniennes du lac Ontario est aujourd'hui près de 5 fois plus élevé qu'en 1950 (figure 5). Au cours de la dernière décennie (2011 à 2020), les EAE suivantes ont établi des populations dans de nouveaux bassins versants à l'intérieur du bassin du lac Ontario (faisant ainsi augmenter l'impact global) : *Alosa pseudoharengus*, *Bithynia tentaculata*, *Butomus umbellatus*, *Bythotrephes longimanus*, *Cabomba caroliniana*, *Cirsium palustre*, *Dreissena polymorpha*, *Echinogammarus ischnus*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria*, *Morone americana*, *Neogobius melanostomus*, *Nitellopsis obtusa*, *Potamogeton crispus*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Procambarus acutus*, *Ranavirus*, *Salmincola californiensis*, *Scardinius erythropthalmus*, *Solanum dulcamara*, *Trapa natans*, *Typha angustifolia*.

Liens

Les liens entre ce sous-indicateur et d'autres sous-indicateurs de la série sont les suivants :

- Réseau trophique : Les EAE peuvent exercer des pressions directes et indirectes considérables sur les espèces indigènes, notamment par la facilitation du parasitisme, la transmission d'infections virales ou bactériennes, l'amplification des toxines, la compétition, l'altération des réseaux trophiques, l'introgression génétique, la baisse de la qualité de l'eau et la dégradation de l'habitat physique. En outre, les EAE favorisent la prolifération d'espèces indigènes nuisibles, comme les cyanobactéries (Skubinna *et al.*, 1995; Vanderploeg *et al.*, 2001).
- Doré jaune : Le doré jaune figure parmi les espèces de poissons indigènes touchées par les EAE.

Ce sous-indicateur est aussi directement lié à d'autres sous-indicateurs de la catégorie des espèces envahissantes, plus particulièrement le taux d'établissement de nouvelles EANI dans les Grands Lacs, la lamproie marine et les moules de la famille des Dreissenidés. En particulier, des données probantes indiquent que la présence d'une espèce non indigène peut faciliter l'établissement ou la croissance d'une autre espèce non indigène dans un processus appelé « effondrement dû à l'envahissement » (*invasion meltdown*; Ricciardi, 2001). Par exemple, la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) peut avoir contribué à la création et au maintien d'un milieu exempt d'opposition qui a facilité l'envahissement par le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*); les Dreissenidés peuvent avoir facilité l'envahissement subséquent par le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) et par l'amphipode *Echinogammarus ischnus* en leur offrant une source d'alimentation ou un habitat. Le taux et l'impact de l'envahissement peuvent augmenter si des interactions positives avec des EANI déjà établies ou des espèces

indigènes facilitent l'établissement de nouvelles EANI. Qui plus est, chaque nouvel envahisseur peut interagir de manière imprévisible avec des envahisseurs déjà établis – une source potentielle d'effets synergiques (Ricciardi, 2001, 2005). Par exemple, on pense que les éclosions récurrentes de botulisme aviaire dans les Grands Lacs inférieurs résultent des effets des Dreissenidés et du gobie à taches noires : les moules créent des conditions environnementales qui favorisent les bactéries pathogènes, et le gobie à taches noires sert de vecteur de transfert des toxines bactériennes entre les moules et les niveaux trophiques supérieurs.

Par ailleurs, les EAE peuvent exercer des pressions directes et indirectes importantes sur les espèces indigènes, en favorisant le parasitisme, la transmission d'infections virales et bactériennes, l'amplification des toxines, la compétition, la modification du réseau trophique, l'introgression génétique, la dégradation de la qualité de l'eau et la dégradation de l'habitat. Les EAE favorisent la prolifération d'espèces indigènes nuisibles, dont les algues vertes (*Cladophora*), les cyanobactéries (Skubinna et *al.*, 1995; Vanderploeg et *al.*, 2001) et les bactéries (botulisme). De nombreux végétaux envahissants peuvent former des tapis denses qui éloignent les poissons des milieux littoraux. La colonisation du lit des lacs par les Dreissenidés et le colmatage consécutif des interstices par des pseudofèces et des sédiments fins ont chassé le touladi de certaines de ses frayères indigènes (Redman et *al.*, 2017).

Les changements climatiques peuvent aussi faciliter la migration vers le nord des espèces, modifier l'habitat d'une manière qui favorise certains envahisseurs aux dépens des espèces indigènes ou altérer les effets des envahisseurs. L'augmentation de la température des lacs due aux changements climatiques accroît le risque que des EANI en provenance de zones plus chaudes s'y introduisent pour établir des populations hivernantes (Adebayo et *al.*, 2011; Mandrak, 1989). Des espèces d'eau chaude à impact élevé, comme la petite corbeille d'Asie (*Corbicula fluminea*), semblent s'être propagées en aval dans les Grands Lacs inférieurs, peut-être en combinaison avec le réchauffement des lacs. On n'a toujours pas de données sur les espèces (indigènes ou non) dont l'aire de répartition s'agrandit au sein des Grands Lacs; GLANSIS effectue le suivi de seulement 24 de ces espèces (principalement celles qui ont envahi la partie supérieure des Grands Lacs par le canal Welland). Il faut acquérir un plus grand nombre de données de surveillance pour évaluer l'expansion de ces populations sous l'effet des changements climatiques.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont étayées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Le générateur des données est connu, fiable et respecté, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.			X	
L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont disponibles et accessibles à tous.	Oui	Les données se trouvent à l'adresse suivante : https://www.glerl.noaa.gov/glansis/		

Limites des données

L'état des connaissances scientifiques reste insuffisant pour déterminer l'impact de près de la moitié (43 %) des EANI qui passent l'hiver et se reproduisent dans les Grands Lacs et des espèces dont l'aire de répartition s'élargit. Cet indicateur, qui se limite aux EAE ayant un impact notable confirmé, est donc une estimation prudente de l'impact.

Des efforts considérables ont été déployés pour effectuer le contrôle de la qualité en ce qui concerne la première date de détection de chaque espèce non indigène dans le bassin des Grands Lacs ainsi que dans chaque lac. Un effort similaire est en cours, mais pas encore achevé, à l'échelle des bassins versants (HUC8). À l'heure actuelle, les données sur la propagation des espèces à l'échelle des bassins versants (HUC8) ne sont disponibles que pour les États-Unis. Par conséquent, même si les données canadiennes et états-uniennes sont comparables pour l'évaluation globale du bassin des Grands Lacs, les indicateurs propres au lac sont biaisés en faveur des bassins versants états-uniens. Néanmoins, il s'agit d'un indicateur d'impact prudent.

Il y a souvent un décalage entre le moment de l'introduction d'une nouvelle EAE et sa découverte. Ce décalage a des répercussions sur l'exactitude du nombre cumulatif d'espèces envahissantes introduites dans les Grands Lacs, dans chaque lac et dans les bassins versants HUC8. L'étendue de la surveillance influe également sur ce décalage. Le décalage dans la déclaration de la propagation entre les bassins versants (HUC8) est probablement plus long que celui dans la déclaration de l'introduction dans de nouveaux lacs.

Puisque le facteur d'impact est calculé comme une constante pour chaque espèce, cet indicateur ne tient pas compte des processus de « naturalisation » pendant lesquels une EAE évolue afin de mieux s'adapter au système hôte ou pendant lesquels le système lui-même (y compris les humains dans le cas des incidences socioéconomiques) évolue ou s'adapte afin d'atténuer l'impact.

L'IIC comprend une composante de propagation à l'échelle des bassins versants (HUC8); il ne prend pas en compte la taille et la densité des populations à l'intérieur d'un bassin versant. Ainsi, l'IIC ne diminue que si une espèce est éradiquée à l'échelle des bassins HUC8. En conséquence, l'IIC, et donc le présent sous-indicateur, ne tient pas compte des activités de lutte fondées sur des stratégies de réduction de la densité des populations qui ne mènent pas à l'éradication. Ainsi, cet indicateur ne reflète ni la réussite des efforts de suppression des populations d'EAE ni les avantages issus de programmes n'ayant pas l'éradication comme objectif réaliste, notamment la lutte contre la lamproie marine et la lutte biologique contre la salicaire pourpre.

Ce sous-indicateur peut être biaisé par l'effort d'échantillonnage. Autrement dit, il est difficile de déterminer si l'augmentation du « nombre d'EAE déclaré » ou du « nombre d'introductions » au fil du temps s'explique par une surveillance accrue ou par une augmentation réelle du nombre d'espèces dans les Grands Lacs. Néanmoins, le taux de nouveaux envahissements est en recul depuis 2007, et ce, malgré l'intensification de l'effort d'échantillonnage. Il faudra en tenir compte dans les analyses accompagnant le sous-indicateur.

Renseignements supplémentaires

Ce sous-indicateur aidera à évaluer la situation des communautés biotiques, puisque les espèces aquatiques envahissantes modifient à la fois la structure et les fonctions des écosystèmes, compromettant ainsi l'intégrité biologique de ces systèmes. Des EANI venant de partout dans le monde ont envahi le bassin des Grands Lacs, et l'augmentation du commerce et des voyages internationaux amplifie le risque que d'autres espèces s'y introduisent à leur tour. Les voies qui relient actuellement le bassin versant des Grands Lacs à des systèmes de l'extérieur du bassin, comme le canal maritime et sanitaire de Chicago, et la croissance de secteurs de l'industrie tels que

l'aquaculture, les marchés des aliments vivants et les magasins d'aquariophilie exacerbent aussi le risque d'introduction d'EANI. Enfin, de nouveaux vecteurs pourraient apparaître au fur et à mesure des changements de l'industrie dans la région.

Remerciements

Auteur

Rochelle Sturtevant, Ph. D.
Gestionnaire du programme GLANSIS
NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory
4840 South State Road, Ann Arbor, MI 48108

Collaboratrice

Kristen Holeck
Cornell University Biological Field Station
900 Shackelton Point Rd
Bridgeport, NY 13030
Remerciements :
El Lower, Michigan Sea Grant – aide à la préparation des données
Austin Bartos, Michigan Sea Grant – aide à la cartographie SIG

Sources d'information

Adebayo, A.A., Briski, E., Kalaci, O., Hernandez, M., Ghabooli, S., Beric, B. et *al.* 2011. « Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*) in the Great Lakes: playing with fire? », *Aquatic Invasions*, 6:91-96.

Mandrak, N.E. 1989. « Potential invasion of the Great Lakes by fish species associated with climatic warming », *J. Great Lakes Res.*, 15:306-316.

NOAA-Great Lakes Environmental Research Laboratory. 2018. Great Lakes Non-indigenous Species Information System (GLANSIS). https://www.glerl.noaa.gov/glansis/.

Ricciardi, A. 2001. « Facilitative interactions among aquatic invaders: is an "invasional meltdown" occurring in the Great Lakes? », *J. can. sci. aquat. halieut.* 58: 2513-2525.

Ricciardi, A. 2005. *Facilitation and synergistic interactions among introduced aquatic species. Dans Invasive Alien Species : A New Synthesis*, H.A. Mooney, R.N. Mack, J. McNeely, L.E. Neville, P.J. Schei et J.K. Waage, éd., p. 162–178, Washington, DC : Island Press.

Rosaen, A.L., E.A. Grover, C.W. Spencer et P.L. Anderson, P.L. 2012. *The costs of aquatic invasive species to Great Lakes states*. Rapport préparé par l'Anderson Economic Group LLC.

Skubinna, J.P., T.G. Coon et T.R. Batterson. 1995. Increased abundance and depth of submersed macrophytes in response to decreased turbidity in Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 21:476-488.

Sturtevant, R.A., J. Larson, L. Berent, M. McCarthy, A. Bogdanoff, A. Fusaro et E. Rutherford. 2014. *An Impact Assessment of Great Lakes Aquatic Non-indigenous Species. NOAA Technical Memo 161.* https://www.glerl.noaa.gov/pubs/tech_reports/glerl-161/tm-161.pdf.

Vanderploeg, H.A., J.R. Liebig, W.W. Carmichael, M.A. Agy, T.H. Johengen, G.L. Fahnenstiel et T.F. Nalepa. 2001. « Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic Microcystis blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie », *J. can. sci. aqua. halieut.*, 58:1208-1221.

Liste des figures

Figure 1. Nombre cumulatif d'espèces non indigènes par catégorie d'impact – bassin des Grands Lacs. Source de données : GLANSIS (2021).

Figure 2. Présence d'espèces envahissantes dans les Grands Lacs par bassin versant, 1950 et 2020. Source de données : GLANSIS (2021).

Figure 3. Indice d'impact cumulatif par bassin versant (HUC8) pour les eaux états-uniennes du bassin des Grands Lacs. Source de données : GLANSIS (2021).

Figure 4. Indice d'impact cumulatif pour le bassin des Grands Lacs (binational). Source de données : GLANSIS (2021).

Figure 5. Nombre cumulatif d'espèces non envahissantes par catégorie d'impact – bassin du lac Supérieur. Source de données : GLANSIS (2021).

Figure 6. Indice d'impact cumulatif pour les bassins versants du bassin des Grands Lacs (États-Unis). Source de données : GLANSIS (2021).

Figure 7. Nombre cumulatif d'espèces non indigènes par catégorie d'impact – bassin du lac Michigan. Source de données : GLANSIS (2021).

Figure 8. Nombre cumulatif d'espèces non indigènes par catégorie d'impact – bassin du lac Huron. Source de données : GLANSIS (2021).

Figure 9. Nombre cumulatif d'espèces non indigènes par catégorie d'impact – bassin du lac Érié (y compris le lac Sainte-Claire). Source de données : GLANSIS (2021).

Figure 10. Nombre cumulatif d'espèces non indigènes par catégorie d'impact – bassin du lac Ontario. Source de données : GLANSIS (2021).

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

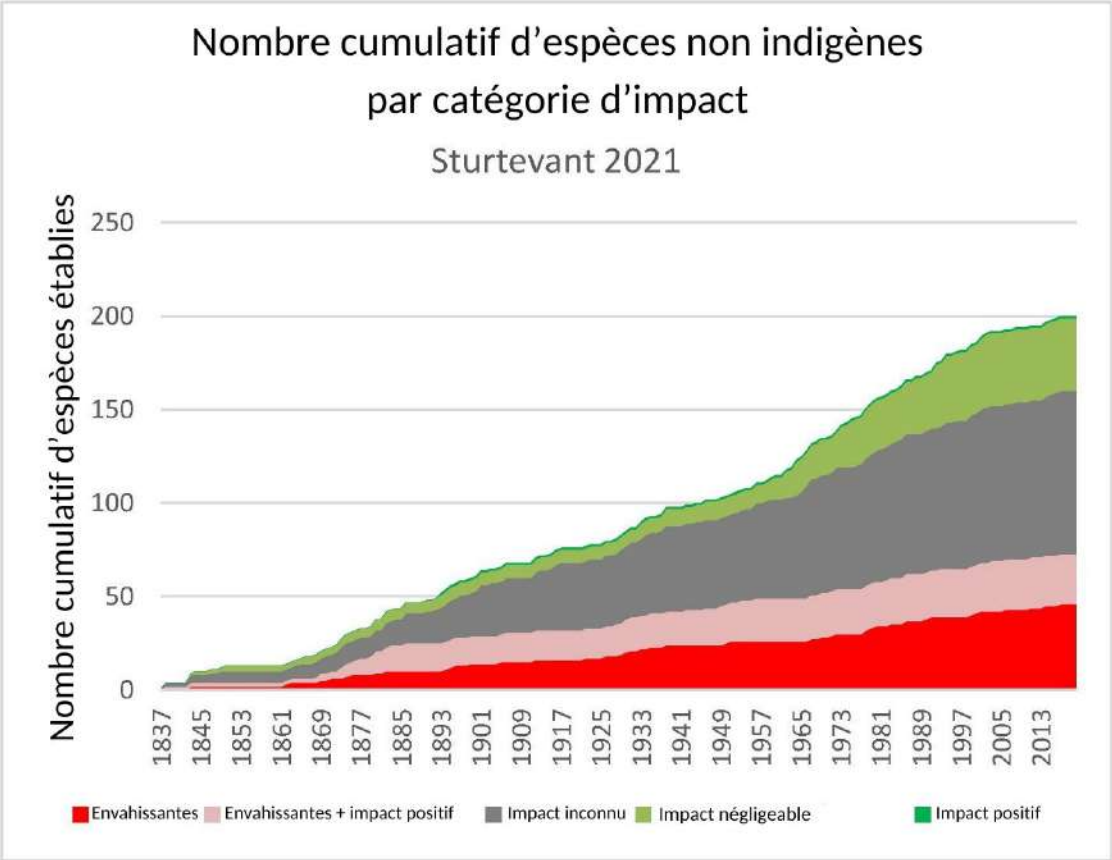


Figure 1. Nombre cumulatif d'espèces non indigènes par catégorie d'impact – bassin des Grands Lacs. Source de données : GLANSIS (2021).

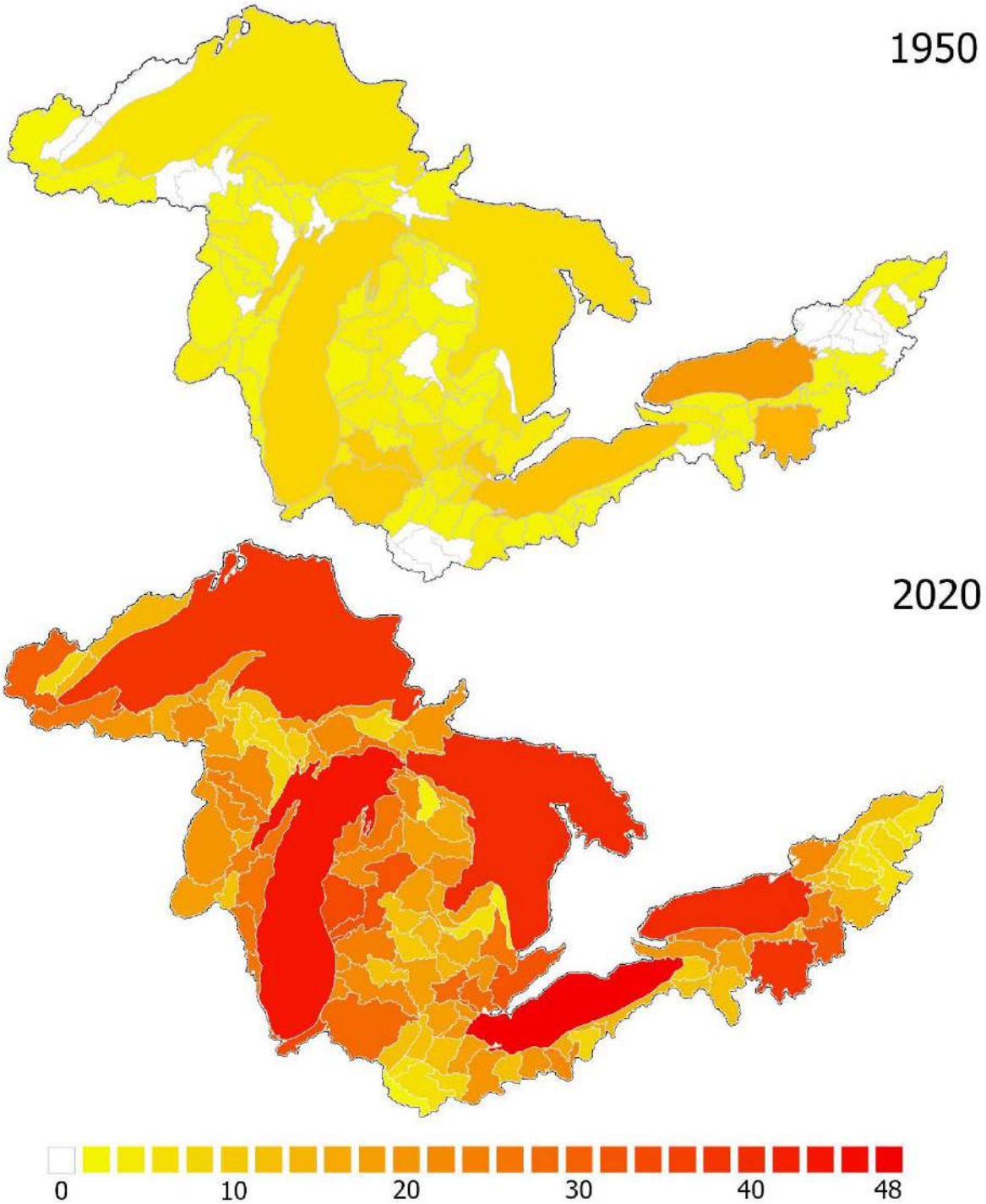


Figure 2. Présence d'espèces envahissantes dans les Grands Lacs par bassin versant, 1950 et 2020. Source de données : GLANSIS (2021).

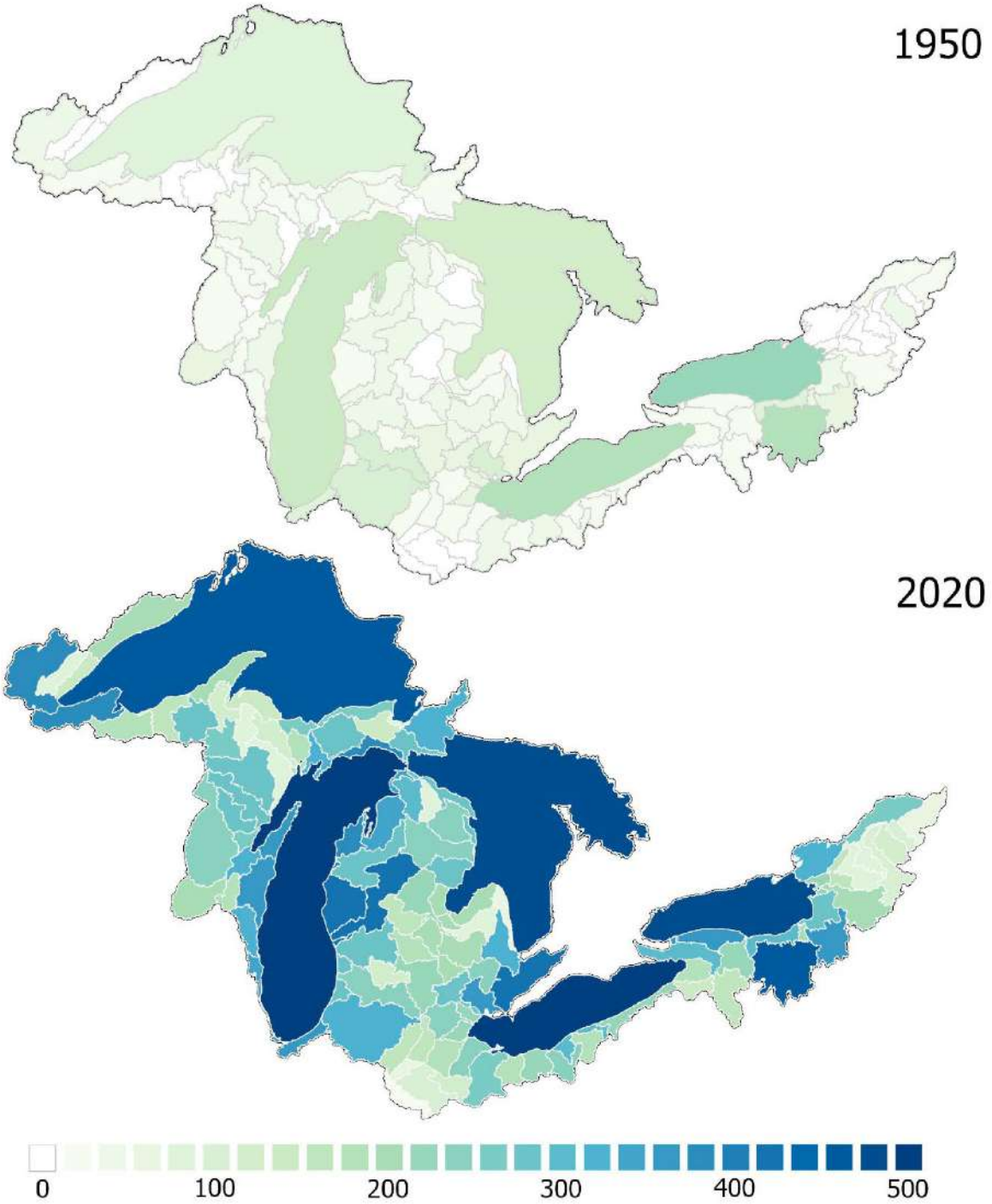


Figure 3. Indice d'impact cumulatif par bassin versant (HUC8) pour les eaux états-uniennes du bassin des Grands Lacs. Source de données : GLANSIS (2021).

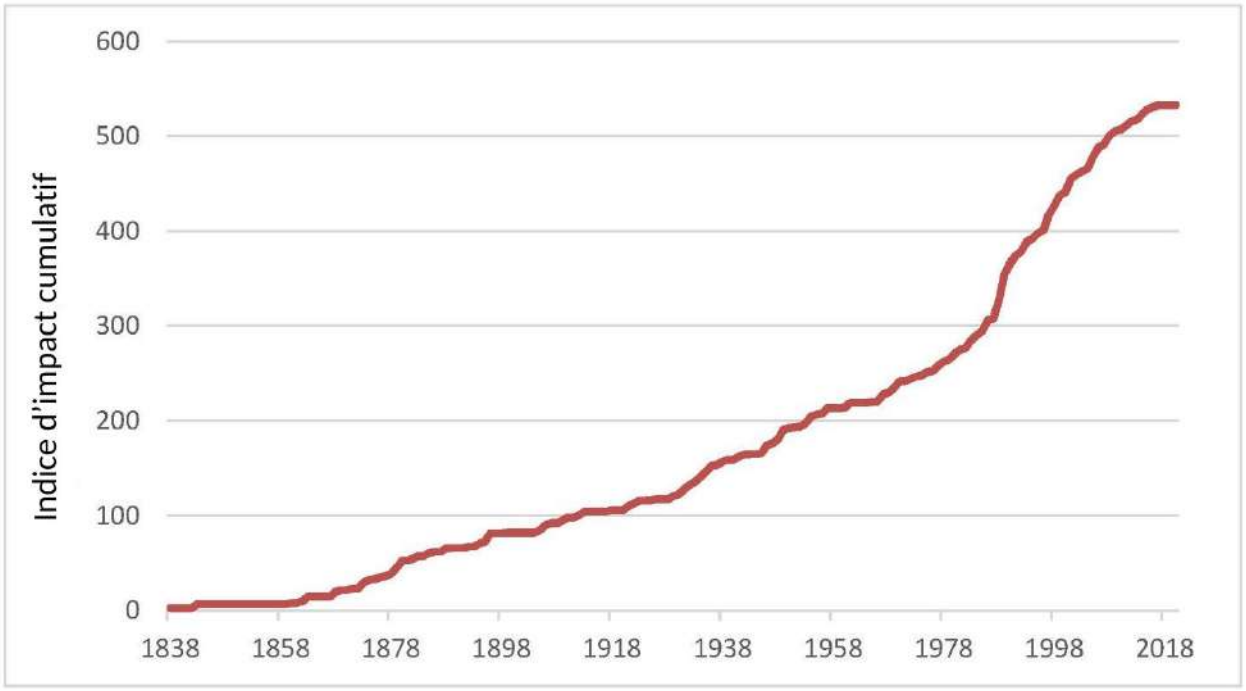


Figure 4. Indice d'impact cumulatif pour le bassin des Grands Lacs (binational). Source de données : GLANSIS (2021).

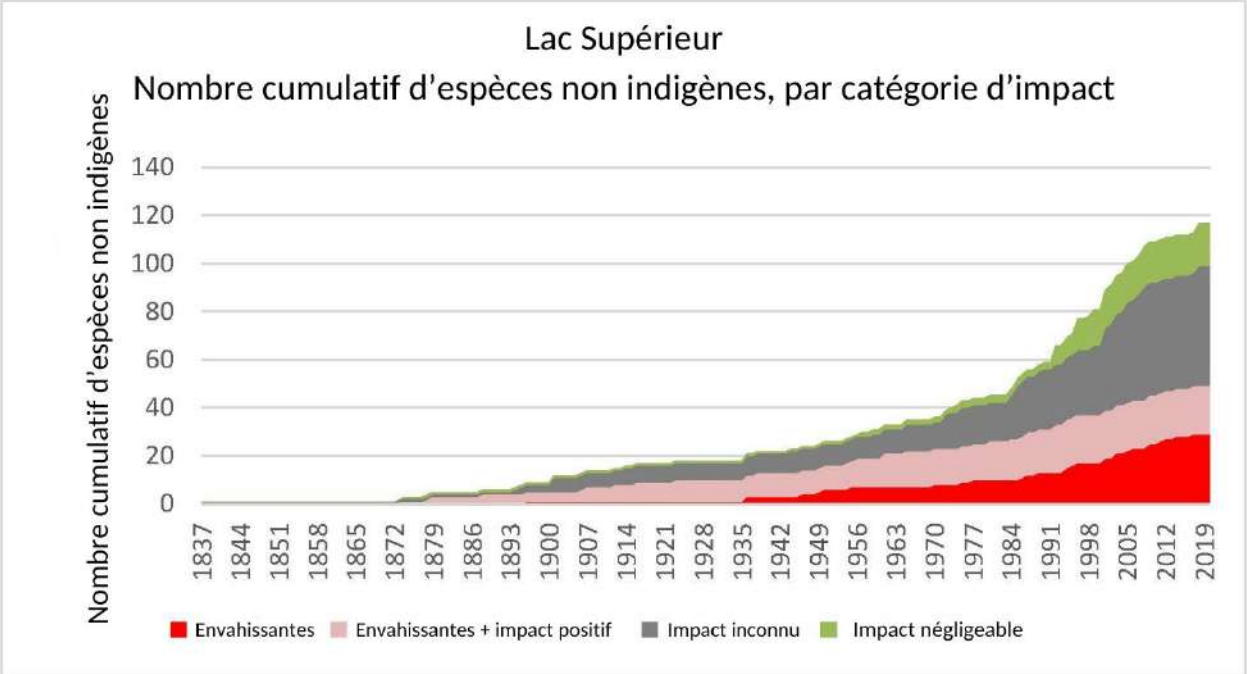


Figure 5. Nombre cumulatif d'espèces non envahissantes par catégorie d'impact – bassin du lac Supérieur. Source de données : GLANSIS (2021).

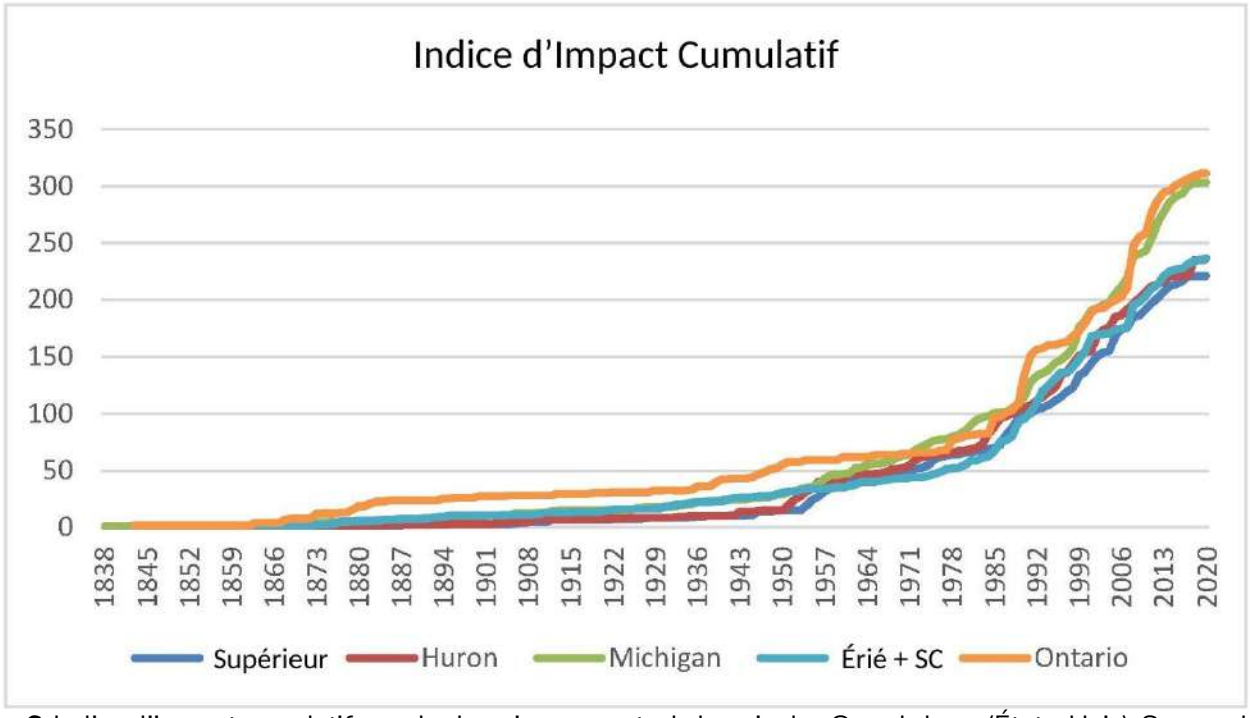


Figure 6. Indice d'impact cumulatif pour les bassins versants du bassin des Grands Lacs (États-Unis). Source de données : GLANSIS (2021).

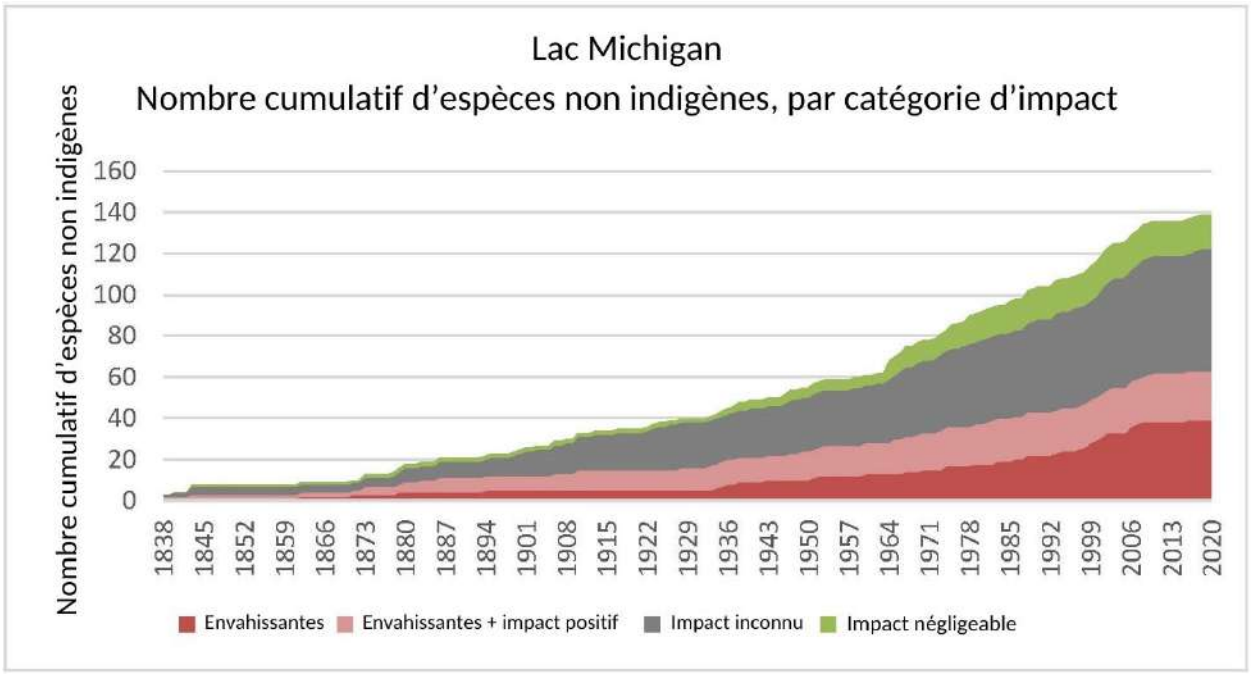


Figure 7. Nombre cumulatif d'espèces non indigènes par catégorie d'impact – bassin du lac Michigan. Source de données : GLANSIS (2021).

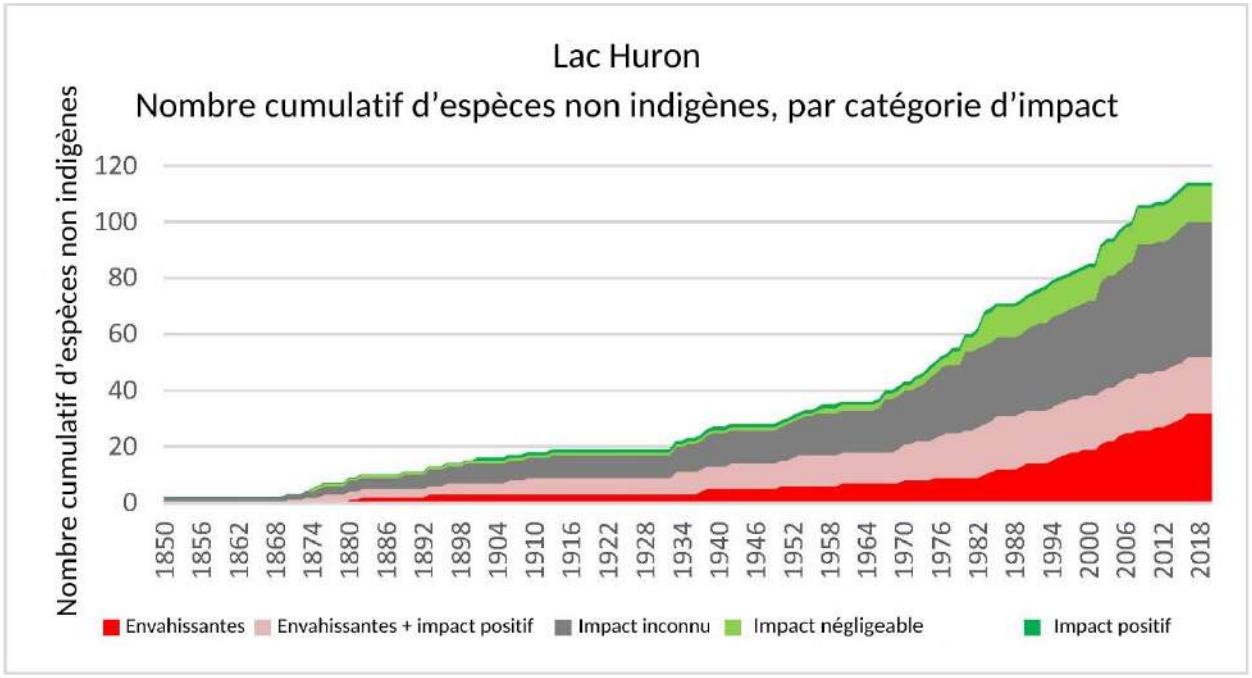


Figure 8. Nombre cumulatif d'espèces non indigènes par catégorie d'impact – bassin du lac Huron. Source de données : GLANSIS (2021).

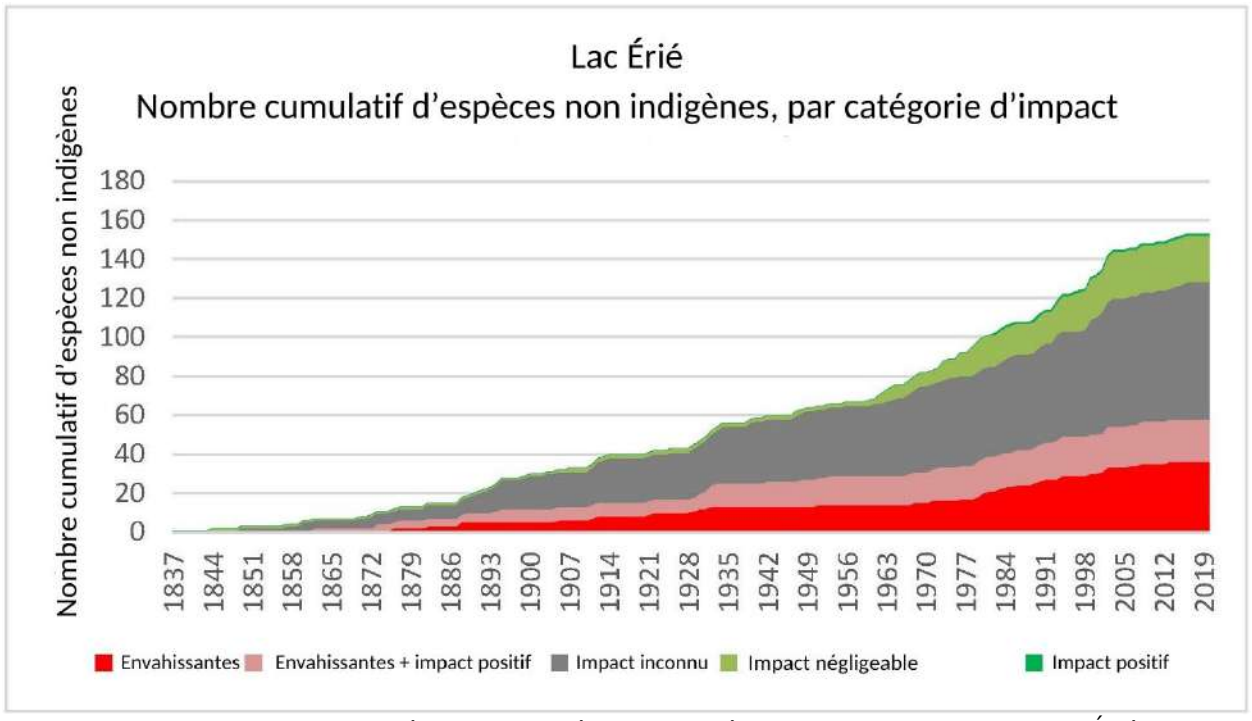


Figure 9. Nombre cumulatif d'espèces non indigènes par catégorie d'impact – bassin du lac Érié (y compris le lac Sainte-Claire). Source de données : GLANSIS (2021).

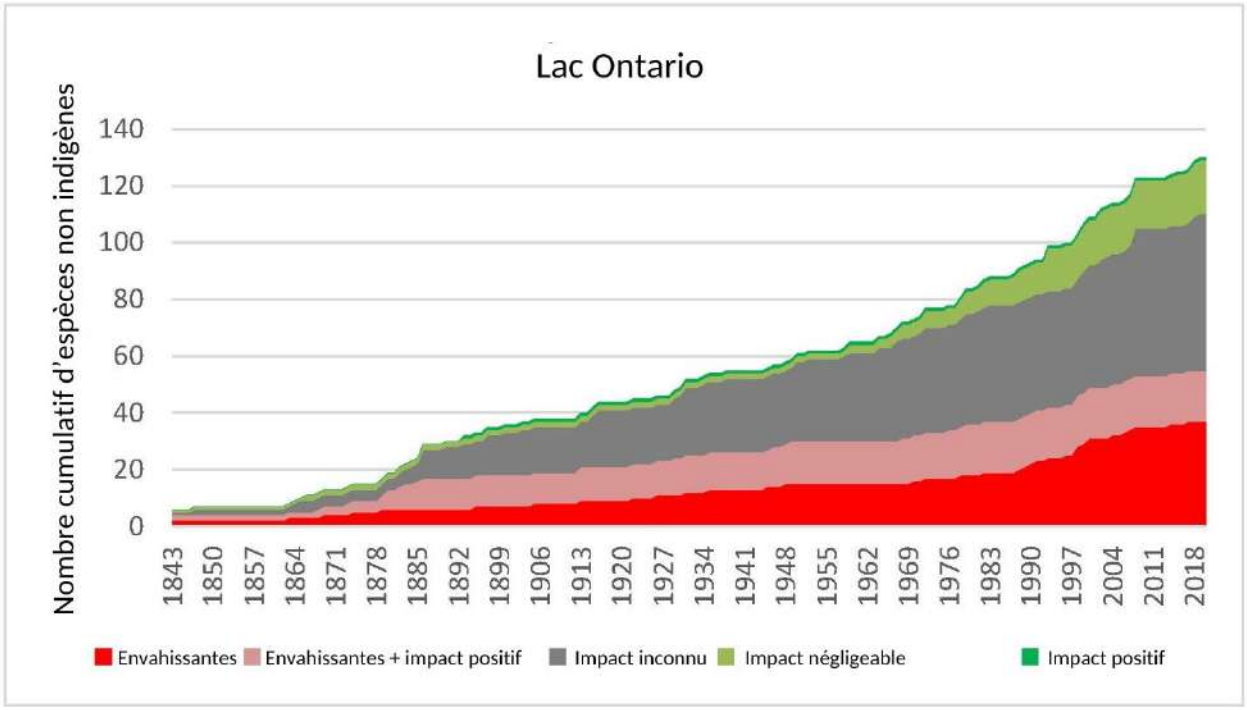


Figure 10. Nombre cumulatif d'espèces non indigènes par catégorie d'impact – bassin du lac Ontario. Source de données : GLANSIS (2021).

Sous-indicateur : Lamproie marine

Évaluation globale

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (de 1985 à 2020) : S'améliore

Justification : Les activités annuelles de lutte contre la lamproie marine dans les Grands Lacs ont réussi à réduire les populations d'environ 90 % depuis le début de la lutte. Actuellement, les indices moyens des lamproies adultes de trois ans atteignent la cible dans les lacs Michigan, Érié et Ontario, mais la dépassent dans les lacs Supérieur et Huron. L'abondance sur 10 ans et à long terme dans l'ensemble du bassin montre des tendances à la baisse. D'autres mesures de lutte sont nécessaires pour atteindre les cibles de population dans tous les lacs.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (de 1986 à 2020) : Se détériore

Justification : L'indice de la lamproie marine adulte dépasse la cible et se détériore.

Lac Michigan

État : Bon

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (de 1995 à 2020) : S'améliore

Justification : L'indice de la lamproie marine adulte atteint la cible et s'améliore.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

État : Passable

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (de 1985 à 2020) : S'améliore

Justification : L'indice de la lamproie marine adulte dépasse la cible et s'améliore.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

État : Bon

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (de 1991 à 2020) : Inchangée

Justification : L'indice de la lamproie marine adulte dépasse la cible et s'améliore.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et le tronçon international du fleuve Saint-Laurent)

État : Bon

Tendance sur 10 ans : S'améliore

Tendance à long terme (de 1987 à 2020) : Inchangée

Justification : L'indice de la lamproie marine adulte atteint la cible et s'améliore.

Définitions de l'évaluation de l'état

Bon : L'indice de la lamproie marine adulte est inférieur à la cible (voir les cibles propres à chaque lac).

Passable : L'indice de la lamproie marine adulte est supérieur à la cible, mais la tendance sur 10 ans s'améliore.

Médiocre : L'indice de la lamproie marine adulte est supérieur à la cible, mais la tendance sur 10 ans se détériore.

Définitions de l'évaluation de la tendance

S'améliore : L'indice de la lamproie marine adulte évolue vers des conditions plus acceptables.

Inchangée : L'indice de la lamproie marine adulte ne montre aucun changement.

Se détériore : L'indice de la lamproie marine adulte évolue à l'encontre des conditions acceptables.

Paramètres et cibles

Les paramètres pour ce sous-indicateur renvoient aux cibles de l'indice de la lamproie marine adulte, qui correspondent aux objectifs établis pour la communauté ichtyologique de chaque lac. Les organismes de gestion des pêches participant aux travaux de chaque comité de lac ont convenu des cibles, qui représentent les niveaux d'indice dans les périodes où la mortalité causée par les lamproies était tolérable et qui permettraient d'atteindre les objectifs essentiels pour la communauté ichtyologique, dont le rétablissement et le maintien des espèces indigènes et des pêches lucratives. Les cibles demeurent les mêmes d'une année à l'autre, à moins qu'un cours d'eau soit ajouté ou retiré, ou que la méthode d'estimation soit modifiée.

Lac Supérieur : Réduire les populations de la lamproie marine pour les porter à un niveau qui n'entraîne qu'une mortalité négligeable des touladis adultes. La cible pour l'indice du lac Supérieur est de 10 000 lamproies adultes.

Lac Michigan : Réduire les populations de la lamproie marine afin d'atteindre les objectifs des autres communautés ichtyologiques. La cible pour l'indice du lac Michigan est de 32 000 lamproies adultes.

Lac Huron : Réduire l'abondance de la lamproie marine afin d'atteindre les objectifs des autres communautés ichtyologiques. La cible pour l'indice du lac Huron est de 31 000 lamproies adultes.

Lac Érié : Aucun objectif propre à la lamproie marine ne figure parmi les objectifs de la communauté ichtyologique du lac Érié. Toutefois, il est tenu compte de la nécessité de lutter efficacement contre l'espèce pour réaliser ces objectifs. La cible pour l'indice du lac Érié est de 3 300 lamproies adultes.

Lac Ontario : Réduire l'abondance de la lamproie marine à des niveaux qui n'empêcheront pas l'atteinte des objectifs du touladi et des autres poissons. La cible pour l'indice du lac Ontario est de 14 000 lamproies adultes.

Raison d'être du sous-indicateur

- Estimer et suivre l'abondance relative des lamproies marines adultes dans chacun des lacs;
- Surveiller les dommages que l'espèce cause à l'écosystème aquatique;
- Surveiller les résultats des mesures de lutte contre cette espèce.

Objectif pour l'écosystème

Ce sous-indicateur appuie les objectifs de la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL) et des organismes de gestion des pêches, tels qu'ils ont été établis dans un plan stratégique mixte de gestion des pêches dans les Grands Lacs (comités du plan stratégique mixte de la Commission des pêcheries des Grands Lacs [glfc.org]). Ces objectifs visent à réduire les populations de la lamproie marine pour les porter à des niveaux qui n'entraînent qu'une mortalité négligeable chez les poissons afin d'atteindre les objectifs pour le touladi et les autres membres de la communauté ichtyologique.

Ce sous-indicateur appuie le mieux le travail réalisé pour atteindre le 7e objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau devrait « être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et d'espèces terrestres envahissantes qui nuisent à sa qualité ».

Mesure

Les indices de l'abondance de la lamproie marine sont actuellement considérés comme la somme des estimations des montaisons pour un sous-ensemble de cours d'eau dans le bassin d'un lac donné (cours d'eau visés par l'indice; figure 1). Le nombre de lamproies adultes qui migrent dans chacun des cours d'eau visés par l'indice est estimé à l'aide d'un estimateur multiple de Petersen corrigé (environ 90 % des valeurs estimatives) ou calculé au moyen d'une analyse de la variance à deux facteurs (ANOVA) par la méthode des moindres carrés pondérés, pour chacun des lacs, en tenant compte uniquement des effets principaux (environ 10 % des valeurs estimatives). Pour des précisions sur la méthode utilisée pour calculer les indices d'abondance de la lamproie marine, veuillez consulter Adams et *al.* (2021).

La Commission des pêcheries des Grands Lacs évalue l'état des populations de lamproies marines dans chaque lac (http://www.glfc.org/status.php) en comparant l'indice moyen d'abondance de la lamproie marine établi sur trois ans à la cible fixée au lac visé (atteint la cible ou la dépasse) et en évaluant la tendance linéaire de l'abondance sur cinq ans (diminue, augmente ou inchangée); les tendances de l'indice moyen sur trois ans et de l'indice sur cinq ans servent à déterminer la variabilité des valeurs estimatives ponctuelles annuelles qui pourraient ne pas correspondre à la population réelle. Les indices moyens d'abondance de la lamproie marine adulte sur trois ans et les tendances sur cinq ans sont mis à jour chaque année. Pour le rapport sur ce sous-indicateur, nous utilisons les indices moyens d'abondance de la lamproie marine sur trois ans par rapport aux cibles et aux tendances sur 10 ans et à long terme pour évaluer l'état des populations de lamproies marines dans chaque lac.

Avant 2015, cet indicateur englobait l'abondance des lamproies adultes d'un lac entier, calculée comme la somme des estimations des montaisons pour tous les cours d'eau produisant des lamproies marines dans un bassin donné.

Les effectifs étaient estimés dans les cours d'eau où des pièges étaient disposés, selon la méthode d'estimation modifiée de Schaefer ou par extrapolation à partir des estimations antérieures de l'efficacité de la capture avec pièges, et dans les cours d'eau sans pièges au moyen d'un modèle établissant une corrélation entre les effectifs de la montaison et le débit du cours d'eau, l'abondance des larves et le nombre d'années depuis le dernier traitement (modèle des géniteurs; Mullett et coll., 2003). La plupart des effectifs étaient estimés à l'aide du modèle des géniteurs. La Commission des pêcheries des Grands Lacs a en 2015 modifié ses protocoles de surveillance, délaissant le modèle des géniteurs en faveur d'un indice de la lamproie adulte sur un sous-ensemble de cours d'eau dans un bassin donné. Ce changement a été apporté parce que le modèle des géniteurs comportait une grande part d'incertitude. L'indice offre un moyen de suivre les populations à l'aide des meilleures données dont nous disposons : les données réelles de l'évaluation des populations, ce qui offre une méthode optimale pour le suivi des populations et l'évaluation des résultats du Programme de lutte contre la lamproie. En 2017, la Commission des pêcheries des Grands Lacs a apporté une autre modification à ses méthodes de surveillance de la lamproie marine en remplaçant une méthode d'estimation modifiée de Schaefer par un estimateur multiple de Petersen corrigé. L'estimateur multiple de Petersen fonctionne mieux que la méthode d'estimation modifiée de Schaefer et autres méthodes d'estimation sur le plan de l'exactitude et de la précision lorsqu'il s'agissait d'un échantillon de grande taille et était plus exact que la méthode d'estimation modifiée de Schaefer lorsque la taille de l'échantillon était petite. Pour des précisions sur les modifications relatives à ces méthodes, veuillez consulter Adams et *al*. (2021). La méthode utilisée pour calculer les indices a été appliquée aux données du passé pour faciliter les comparaisons dans l'ensemble de la série chronologique.

État de l'écosystème

La lamproie marine est une espèce non indigène et un parasite mortel de nombreuses espèces de poissons des Grands Lacs (Bergstedt et Schneider, 1988; Kitchell, 1990). Elle a causé une tragédie écologique et économique, étant donné son incidence sur l'écosystème et les communautés ichtyologiques des Grands Lacs (Smith et Tibbles, 1980). Avant que les mesures de lutte ne soient appliquées, cette espèce tuait environ 47 millions de kilogrammes (103 millions de livres) de poissons par année; en moyenne, la quantité de poissons tués par une lamproie au stade parasitaire pouvait atteindre 18 kg (40 lb). Les lamproies préfèrent la truite, le saumon, le grand corégone et l'esturgeon jaune, mais elles parasitent aussi de plus petits poissons, comme le cisco, le doré jaune et la perchaude (Commission des pêcheries des Grands Lacs, 2015). Le premier cycle complet de traitement des cours d'eau à l'aide du lampricide TFM (dès 1960 dans le lac Supérieur) a réduit les populations à environ 10 % de ce qu'elles étaient avant que la lutte soit entreprise dans l'ensemble des Grands Lacs, sauf dans le lac Érié. Les traitements subséquents effectués à intervalles réguliers dans tous les Grands Lacs ont maintenu les populations à ce niveau dans tous les lacs, sauf dans le lac Érié. La lamproie marine demeure toutefois une cause importante de mortalité pour de nombreuses espèces de poissons (Bergstedt et Schneider, 1988; Kitchell, 1990), et la lutte doit se poursuivre pour restaurer et maintenir l'écosystème et les communautés ichtyologiques des Grands Lacs.

Les indices d'abondance des lamproies marines adultes par rapport aux cibles établies pour un lac donné sont le principal indicateur du rendement du Programme de lutte contre la lamproie marine (figure 2). Ces estimations correspondent à la somme des montaisons estimées pour un sous-ensemble de cours d'eau dans le bassin d'un lac donné. Le nombre de lamproies marines adultes qui migrent dans chacun des cours d'eau visés par l'indice est estimé à l'aide de pièges et de méthodes de marquage-recapture. Les estimations de l'indice sont mises à jour tous les ans.

Dans tous les lacs, sauf les lacs Huron et Michigan, les cibles correspondent à l'indice moyen estimé dans chaque lac durant les périodes où le taux de blessures infligées aux touladis par les lamproies dans l'ensemble du lac était

tolérable, c'est-à-dire que ces blessures causaient une mortalité annuelle inférieure à 5 % (ou lorsque le taux de blessures était égal ou inférieur à cinq blessures par 100 poissons). Pour le lac Huron, le taux de blessures des touladis n'a pas atteint de niveaux tolérables durant cinq années consécutives, si bien que la cible est fixée à 25 % de l'indice moyen estimé à la fin des années 1980. Pour ce qui est du lac Michigan, l'estimation de l'indice n'était pas disponible au moment où les taux des blessures infligées aux touladis étaient tolérables; la cible est donc fixée selon les données de la fin des années 1990, corrigées pour les taux de blessures des touladis qui sont supérieurs au seuil tolérable. Les cibles ne sont mises à jour que lorsqu'un cours d'eau est ajouté à la procédure d'estimation, ou retiré, ou si la méthode d'estimation est modifiée.

Les taux des blessures infligées au touladi par la lamproie marine ont déjà servi à mesurer son abondance par rapport à ses proies. Cela dit, les taux de blessures n'ont pas été utilisés directement pour évaluer son abondance dans les rapports précédents portant sur cet indicateur. Les tendances des blessures ne correspondent pas toujours aux tendances de l'abondance de la lamproie; elles dépendent de l'abondance des lamproies et des effectifs de TOUS les poissons-hôtes. Ces relations sont difficiles à concilier en raison de l'absence de données sur l'abondance d'hôtes – autres que le touladi –, ce qui entraîne des incohérences entre l'abondance de la lamproie et les taux de blessures du touladi (p. ex. le taux de blessures peut augmenter en présence d'une population stable de lamproies, si l'abondance d'autres poissons-hôtes diminue). Cependant, les taux de blessures infligées aux touladis pour chacun des lacs, ainsi que leurs cibles, sont résumés dans un graphique (figure 3) pour montrer une partie de l'incidence de la lamproie sur les poissons des Grands Lacs, plus précisément sur le touladi.

Lac Supérieur

Pour le lac Supérieur, en 2020, l'indice des adultes n'a pu être calculé à cause de la pandémie de COVID-19. L'indice moyen d'abondance de la lamproie marine adulte établi sur trois ans est supérieur à la cible et se détériore depuis les 10 dernières années. Les sources préoccupantes de lamproies marines comprennent les populations des rivières Bad et Sturgeon, et les populations lentiques (estuaires, baies et affluents à faible débit) des rivières Kaministiquia, Nipigon, Gravel et Batchawana, dont les effectifs sont épars et sur lesquelles les traitements par lampricide sont moins efficaces. Dans l'ensemble, l'emploi d'un lampricide a augmenté depuis 2005, car on traite des affluents et des zones lentiques supplémentaires. Le lac Supérieur a fait l'objet d'un traitement intensif au lampricide en 2016 et en 2019.

Lac Michigan

Pour le lac Michigan, en 2020, l'indice d'abondance des adultes n'a pu être calculé à cause de la pandémie de COVID-19. L'indice moyen d'abondance de la lamproie marine adulte établi sur trois ans atteint la cible et s'améliore depuis les 10 dernières années. Les sources préoccupantes de lamproies marines sont la rivière Manistique, d'autres affluents productifs dans les parties nord et est du lac, ainsi que la rivière Sainte-Marie (lac Huron). La lutte au moyen d'un lampricide a augmenté à partir de 2006 et un traitement lampricide intensif a été appliqué principalement au lac Michigan en 2017. De plus, la rivière Manistique a été traitée sept fois depuis 2003. La réduction des effectifs de la lamproie marine au cours des dix dernières années est probablement attribuable aux traitements accrus au lampricide.

Lac Huron

Pour le lac Huron, en 2020, l'indice d'abondance des adultes n'a pu être calculé à cause de la pandémie de COVID-19. L'indice moyen d'abondance de la lamproie marine adulte établi sur trois ans est supérieur à la cible et s'améliore depuis les 10 dernières années. Les sources préoccupantes de lamproies marines comprennent la rivière Sainte-Marie, d'autres affluents productifs dans la partie nord du lac (p. ex. les rivières Garden et Mississagi) et la rivière Manistique (lac Michigan). La lutte au moyen d'un lampricide a augmenté à partir de 2006, avec l'ajout de traitements. Un effort de grande envergure pour traiter la zone du chenal du Nord (y compris la rivière Sainte-Marie)

a été mené à partir de 2010 et 2011, et la zone du traitement a été élargie dans les parties septentrionales des lacs Huron et Michigan, en 2012, 2013, 2014 et 2015. La mise en œuvre de cette stratégie a réduit le nombre de lamproies au stade larvaire dans la rivière Sainte-Marie à des niveaux historiquement bas.

Lac Érié

Pour le lac Érié, l'indice estimatif d'abondance des adultes pour 2020 n'a pu être calculé, mais il repose partiellement sur les estimations du modèle ANOVA en raison de la pandémie de COVID-19. L'indice moyen d'abondance de la lamproie marine adulte établi sur trois ans atteint la cible et s'améliore depuis les 10 dernières années. Les sources préoccupantes de lamproies marines comprennent des affluents difficiles à traiter (p. ex. le ruisseau Cattaraugus), des affluents où se trouvent des espèces préoccupantes non ciblées (ruisseau Conneaut) et le réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit. Les activités de lutte au lampricide ont considérablement augmenté entre 2008 et 2010, avec la mise en œuvre d'une stratégie de traitement à grande échelle pour traiter tous les affluents du lac Érié producteurs de lamproies marines. Les activités se sont intensifiées en 2013, avec le traitement de douze affluents. Les raisons expliquant l'indice relativement élevé ne sont pas entièrement comprises. On continue d'élaborer des stratégies de traitement et d'évaluer le réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit, qui pourrait être une source importante de lamproies marines au lac Érié.

Lac Ontario

Pour le lac Ontario, en 2020, l'indice d'abondance des adultes a été calculé. L'indice moyen d'abondance de la lamproie marine adulte établi sur trois ans atteint la cible et s'améliore depuis les 10 dernières années. La rivière Niagara est une source préoccupante de lamproies marines : la population au stade larvaire est moindre en ce moment, mais elle pourrait devenir problématique avec l'amélioration de l'habitat et de la qualité de l'eau. Grâce aux activités constantes de lutte au lampricide, l'indice d'abondance des lamproies adultes atteint pratiquement la cible.

Liens

Touladi, doré jaune et esturgeon jaune

La lamproie marine demeure une cause de mortalité importante (à l'échelle du bassin et/ou localement) pour de nombreuses espèces de poissons des Grands Lacs, dont les saumons atlantique, chinook et coho, la lotte, le cisco, l'esturgeon jaune (menacé dans certaines parties du bassin des Grands Lacs), le touladi, le grand corégone, la truite arc-en-ciel et le doré jaune. Cesser, même brièvement, de lutter contre la lamproie peut provoquer une augmentation rapide de ses effectifs et des dommages qu'elle inflige aux poissons. Les traitements dans les zones lentiques et les cours d'eau doivent être maintenus pour contrebalancer le potentiel reproducteur de la lamproie, atteindre les objectifs de gestion des populations de diverses espèces et préserver des écosystèmes fonctionnels.

Connectivité du milieu aquatique et qualité de l'eau

La possibilité que la lamproie marine colonise de nouveaux milieux augmente à mesure que la connectivité du milieu aquatique s'accroît par suite de l'enlèvement de barrages et de l'amélioration de la qualité de l'eau. C'est pourquoi les améliorations à la connectivité des habitats doivent être pondérées en fonction des coûts des éventuelles expansions de l'habitat de la lamproie marine. L'incapacité du barrage de la rivière Manistique à bloquer le passage des lamproies, et la production qui s'en suit, est un exemple de lien entre cette espèce et la connectivité du milieu aquatique. De plus, lorsque la qualité de l'eau s'améliore, les cours d'eau et les zones lentiques auparavant inhospitalières peuvent devenir des milieux viables de fraie et d'alevinage. Au milieu des années 2000, une population larvaire importante qui exigeait des traitements au lampricide réguliers s'est établie dans l'estuaire de la rivière Kaministiquia (lac Supérieur) après qu'une papeterie locale eut commencé le traitement tertiaire de ses

effluents. L'établissement de populations larvaires dans les rivières Sainte-Marie et Sainte-Claire et dans le cours inférieur de la rivière Niagara a fait suite aux efforts concertés d'amélioration de la qualité de l'eau. Puisque les observations indiquent que l'esturgeon jaune, le grand corégone et le chat-fou tacheté s'y sont reproduits, il est probablement inévitable que les lamproies marines se reproduisent dans la rivière Détroit.

Changements climatiques

La hausse de la température des Grands Lacs a récemment été corrélée avec l'augmentation de la taille des lamproies marines adultes (Kitchell et coll., 2014). Lorsque la température de l'eau augmente, les lamproies deviennent plus grosses, ce qui accroît leur métabolisme et les rend plus fécondes, entraînant une augmentation de leurs effectifs et des dommages qu'elles infligent aux poissons-hôtes. Les quantités accrues de précipitations peuvent causer des dommages aux barrages, comme cela a été le cas sur la rivière Tittabawassee (Michigan) en 2020, laissant le passage libre aux lamproies marines vers de nouveaux lieux. Les épisodes de précipitations peuvent également déplacer les larves de lamproies marines en aval ou dans des zones lentiques où le traitement est encore plus difficile à appliquer. Pour un examen récent des impacts possibles des changements climatiques sur la lamproie marine dans les Grands Lacs, veuillez consulter Lennox et *al.* (2020).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée, et il est possible d'en retracer l'origine.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues aux États-Unis sont comparables aux données obtenues au Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont connues et se situent dans les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées pour l'évaluation sont ouvertes et libres d'accès	Non			

Limites des données

- Les collectes de données par capture de lamproies marines adultes et les estimations des indices, les évaluations des populations de touladis et les données sur les blessures infligées aux touladis ont toutes été affectées par la pandémie de COVID-19 en 2020. Les valeurs estimatives peuvent ne pas être disponibles, peuvent reposer sur la modélisation plutôt que sur des captures véritables, ou sur un plus petit échantillon ou une plus petite zone d'échantillonnage géographique que d'habitude. Ces limites sont indiquées ci-dessus.
- Il n'existe aucune mesure directe des lamproies marines durant la période où elles parasitent les poissons des Grands Lacs. Les indices des lamproies adultes sont une mesure de remplacement; la mise en rapport de ces indices avec la population parasitaire suppose une mortalité négligeable, ou du moins constante entre le stade parasitaire et le stade adulte du cycle de vie.
- Les indices des lamproies adultes sont limités aux cours d'eau où il est possible de piéger les adultes qui migrent et d'estimer la population par marquage-recapture. Ainsi, les indices ne représentent qu'un sous-ensemble de cours d'eau dans le bassin d'un lac donné.
- Les données directes de marquage-recapture pour les lamproies adultes parasitaires ou fraîchement métamorphosées pourraient fournir de meilleures estimations des dommages causés aux autres poissons, mais ces estimations peuvent seulement être obtenues lorsqu'un grand nombre d'individus peut être capturé une seconde fois. Jusqu'à présent, les hypothèses des méthodes de marquage-recapture, particulièrement celles qui supposent un taux de survie égal parmi les individus marqués et non marqués, ne peuvent pas être vérifiées, et les estimations portant sur les lamproies juvéniles sont très incertaines.
- Les taux de blessures infligées par la lamproie marine aux autres espèces de poissons importantes peuvent aussi indiquer leurs répercussions sur l'écosystème des Grands Lacs; par souci de simplicité, ils ont cependant été exclus du présent sous-indicateur, car :

    1. les taux de blessure dans l'ensemble du lac sont actuellement connus uniquement pour le touladi, qui est considéré comme l'espèce la plus vulnérable et la plus appréciée, ce qui en faisait une bonne espèce indicatrice;
    2. les observations des taux de blessure sont difficiles à interpréter, car elles peuvent varient selon les effectifs de poissons de taille adéquate et selon la variété de ces poissons dans une zone;
    3. la classification des blessures des lamproies marines (c.-à-d. les marques de type A ou B) est subjective et peut varier parmi les personnes et les agences qui font les observations;
    4. la relation entre une blessure observée et la mortalité causée par les lamproies exige de comprendre la létalité d'une attaque. Les données expérimentales et d'observation sur la probabilité de survie des truites et des saumons après une attaque sont disponibles. Cependant, ces observations expérimentales sont limitées et la vérification de la létalité dans le domaine améliorera notre compréhension de la mortalité des lamproies marines.

Renseignements supplémentaires

L'augmentation des traitements au lampricide a réduit l'indice moyen d'abondance des lamproies marines adultes, les ramenant dans les fourchettes cibles pour trois des cinq Grands Lacs (dont les lacs Michigan et Ontario). Les

estimations de l'indice révèlent les effets des traitements accrus au lampricide deux ans après son application. Les travaux pour cibler les sources nouvelles ou non identifiées de lamproies marines doivent être poursuivis. De plus, pour atteindre les cibles et pour maintenir l'indice d'abondance des lamproies marines à ce niveau, il est essentiel de poursuivre les recherches afin de comprendre les interactions entre la lamproie et ses hôtes, la dynamique du recrutement et la dynamique des populations qui survivent au traitement; il est également nécessaire d'étudier et de perfectionner d'autres méthodes de lutte.

Remerciements

Auteurs

Michael J. Siefkes et Lisa M. Walter, Commission des pêcheries des Grands Lacs, 2200, boulevard Commonwealth, bur. 100, Ann Arbor, Michigan, 48105, États-Unis. Tél. : 734-669-3013 (Siefkes); (734)669-3002 (Walter). Courriel : msiefkes@glfc.org; lwalter@glfc.org.

Collaborateurs

Jean V. Adams, U.S. Geological Survey, Great Lakes Science Center, 223, East Steinfest Road, Antigo, Wisconsin, 54409, États-Unis. Tél. : 715-627-4317, poste 3125. Courriel : jvadams@usgs.gov.
Pete Hrodey, U.S. Fish and Wildlife Service, Marquette Biological Station, 3090, rue Wright, Marquette, Michigan, 49855, États-Unis. Tél. : 906-226-1225. Courriel : pete_hrodey@usfws.gov.
Gale Bravener, ministère des Pêches et des Océans du Canada, Centre de contrôle de la lamproie marine, 1219, rue Queen East, Sault Ste. Marie, Ontario, P6A 2E5, Canada. Tél. : 705-941-2625. Courriel : gale.bravener@dfo-mpo.gc.ca.

Sources d'information

Adams, J.V., Barber, J.M., Bravener, G.A., and Lewandoski, S.A. 2021. Quantifying Great Lakes sea lamprey populations using an index of adults. J. Great Lakes Res. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.04.009

Bergstedt, R.A. et C.P. Schneider. 1988. Assessment of sea lamprey (Petromyzon marinus) predation by recovery of dead lake trout (Salvelinus namaycush) from Lake Ontario, 1982-1985. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45 : 1406-1410.

Commission des pêcheries des Grands Lacs / Great Lakes fishery Commission. 2015. Sea Lampreys Reach Thirty-Year Low in Lake Huron. Reach Twenty-Year Low in Lake Michigan, and Trend Downward in the Other Lakes. http://www.glfc.org/pubs/pressrel/sea%20lamprey%20abundances%209-23-15.pdf.

DesJardine, R.L., Gorenflo, T.K., Payne, R.N., et Schrouder, J.D. 1995. Fish community objectives for Lake Huron (Objectifs de la communauté de poissons pour le lac Huron). Commission des pêcheries des Grands Lacs. Numéro spécial. 95-1.

Eshenroder, R.L., Holey, M.E., Gorenflo, T.K., et Clark, R.D., Jr. 1995. Fish-community objectives for Lake Michigan (Objectifs de la communauté de poissons pour le lac Michigan). Commission des pêcheries des Grands Lacs. Numéro spécial. 95-3.

Heinrich, J.W., K.M. Mullett, M.J. Hansen, J. V. Adams, G. T. Klar, D. A. Johnson, G.C. Christie et R. J. Young. 2003. Sea Lamprey abundance and management in Lake Superior, 1957-1999. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 566-583.

Horns, W.H., Bronte, C.R., Busiahn, T.R., Ebener, M.P., Eshenroder, R.L., Greenfly, T., Kmiecik, N., Mattes, W., Peck, J.W., Petzold, M. et Schneider, D.R. 2003. Fish-community objectives for Lake Superior (Objectifs de la communauté de poissons du lac Supérieur). Commission des pêcheries des Grands Lacs. Numéro spécial 03-01.

Kitchell, J.F. 1990. The scope for mortality caused by Sea Lamprey. Transactions of the American Fisheries Society, 119 : 642-648.

Kitchell, J.F., T.J. Cline, V. Bennington et G. McKinley. 2014. Climate change challenges management of invasive sea lamprey in Lake Superior. Dans : Keller, R., M. Cadotte et G. Sandiford (éditeurs). Invasive Species in a Globalized World. University of Chicago Press.

Larson, G.L., Christie, G.C., Johnson, D.A., Koonce, J.F., Mullett, K.M. et Sullivan, W.P. 2003. The history of sea lamprey control in Lake Ontario and updated estimates of suppression targets. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 637-654.

Lavis, D.S., Hallett, A., Koon, E.M. et McAuley, T. 2003. History of and advances in barriers as an alternative method to suppress sea lampreys in the Great Lakes. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 584-598.

Lennox, R.J., Bravener, G.A., Lin, H.-Y., Madenjian, C.P., Muir, A.M., Remucal, C.K., Robinson, K.F., Rous, A.M., Siefkes, M.J., Wilkie, M.P., Zielinski, D.P., Cooke, S.J. 2020. Potential changes to the biology and challenges to the management of invasive sea lamprey Petromyzon marinus in the Laurentian Great Lakes due to climate change. Glob. Change Biol. 26(3):1118-1137. https://doi.org/10.1111/gcb.14957

Morse, T.J., Ebener, M.P., Koon, E.M., Morkert, S.B., Johnson, D.A., Cuddy, D.W., Weisser, J.W., Mullet, K.M. et Genovese, J.H. 2003. A case history of sea lamprey control in Lake Huron: 1979-1999. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 599-614.

Mullett, K M., Heinrich, J.W., Adams, J. V. Young, R. J., Henson, M.P., McDonald, R.B., et Fodale, M.F. 2003. Estimating lakewide abundance of spawning-phase sea lampreys (Petromyzon marinus) in the Great Lakes: extrapolating from sampled streams using regression models. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 240-253.

Ryan, P.S., Knight, R., MacGregor, R., Towns, G., Hoopes, R., and Culligan, W. 2003. Fish-community goals and objectives for Lake Erie. Commission des pêcheries des Grands Lacs. Numéro spécial. 03-02.

Schleen, L.P., Christie, G.C., Heinrich, J.W., Bergstedt, R.A., Young, R.J., Morse, T.J., Lavis, D.S., Bills, T.D., Johnson J., and Ebener, M.P. 2003. Sous presse. Development and implementation of an integrated program for control of sea lampreys in the Ste. Marys River. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 677-693.

Scholefield, R.J., Slaght, K.S., and Stephens, B.E. 2008. Seasonal variation in sensitivity of larval sea lampreys to the lampricide 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol. North American journal of fisheries management, 28 : 1609-1617.

Smith, B.R., and Tibbles, J.J. 1980. Sea lamprey (Petromyzon marinus) in lakes Huron, Michigan and Superior: history of invasion and control, 1936-78. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 37 : 1780-1801.

Stewart, T.J., Lange, R.E., Orsatti, S.D., Schneider, C.P., Mathers, A., and Daniels M.E. 1999. Objectifs de la communauté de poissons pour le lac Ontario. Commission des pêcheries des Grands Lacs. Numéro spécial. 99-1.

Sullivan, W.P., Christie, G.C., Cornelius, F.C., Fodale, M.F., Johnson, D.A., Koonce, J.F., Larson, G.L., McDonald, R.B.,

Mullet, K.M., Murray, C.K., and Ryan, P.A. 2003. The sea lamprey in Lake Erie: a case history. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 615-637.

Liste des figures

Figure 1. Cours d'eau visés par l'indice d'abondance de la lamproie marine.

Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

Figure 2 Indices moyens d'abondance de la lamproie marine adulte sur trois ans selon les années de fraie. Les lignes horizontales représentent les cibles pour chacun des lacs. Attention à la différence d'échelle de chaque lac.

Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

Figure 3. Nombre moyen de blessures A1-A3 infligées en trois ans par la lamproie marine à 100 touladis de plus de 532 mm (lacs Supérieur, Huron, Michigan et Érié) et nombre moyen de blessures A1 infligées en trois ans à 100 touladis de plus de 432 mm (lac Ontario) d'après des évaluations normalisées. Les lignes horizontales représentent la cible des blessures pour chacun des lacs.

Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

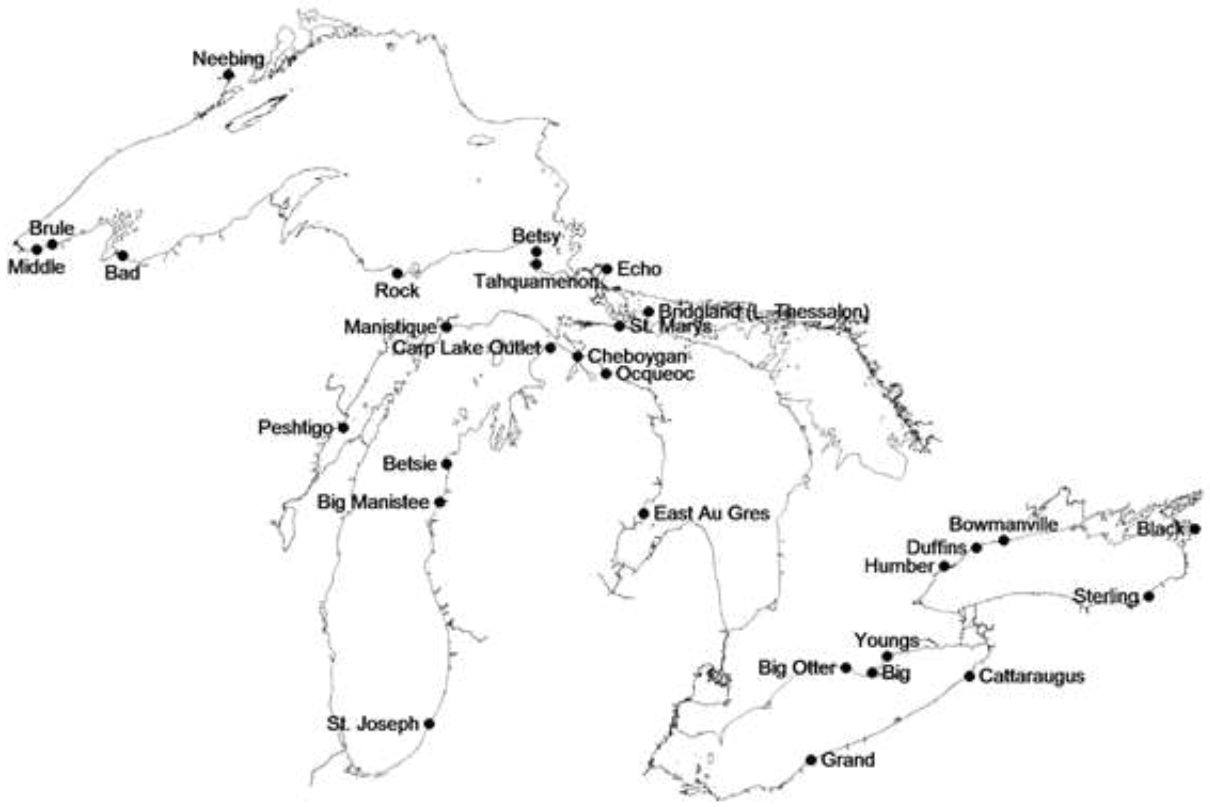


Figure 1. Cours d'eau visés par l'indice d'abondance de la lamproie marine. Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

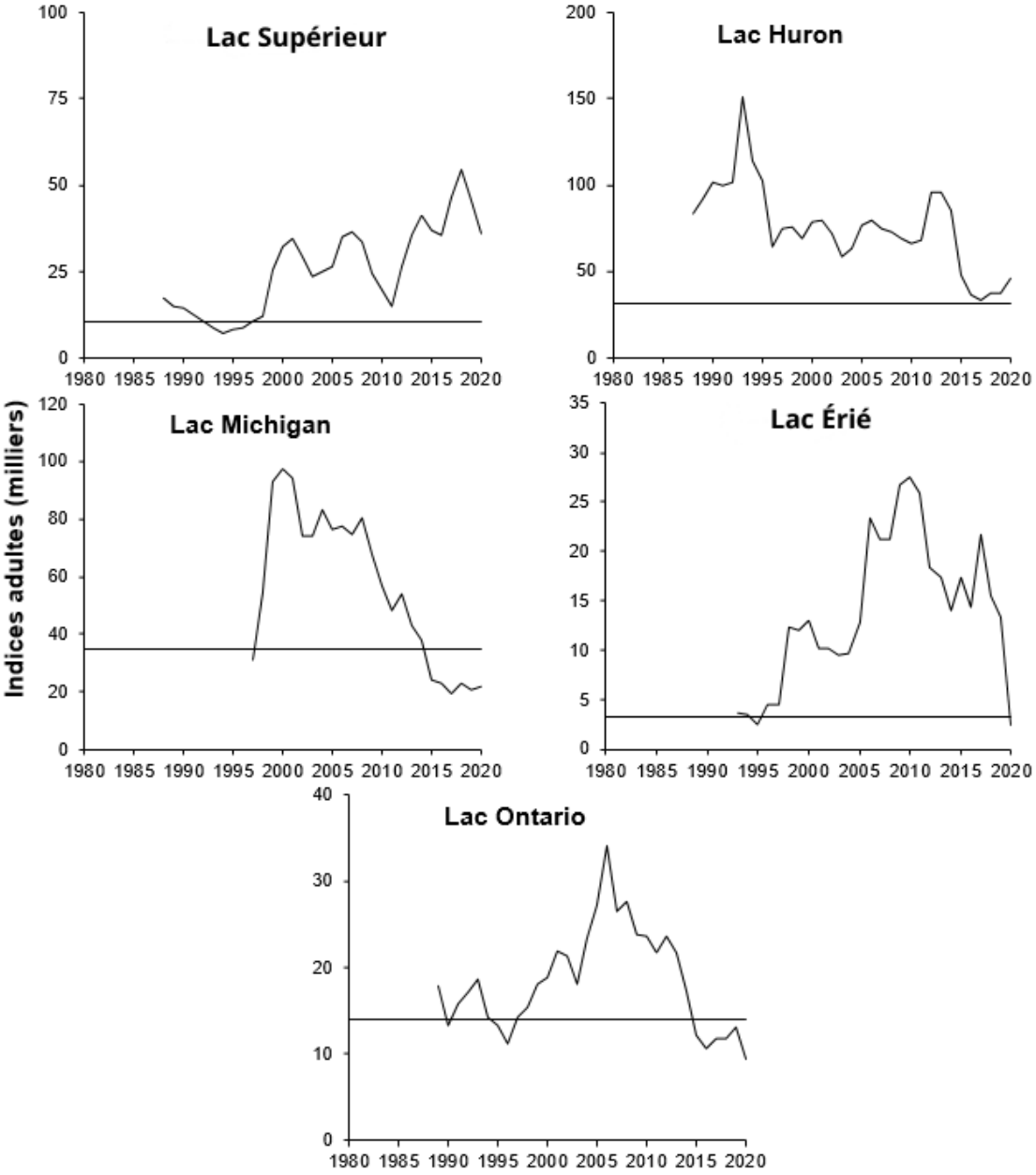


Figure 2. Indices moyens d'abondance de la lamproie marine adulte sur trois ans selon les années de fraie. Les lignes horizontales représentent les cibles pour chacun des lacs. Attention à la différence d'échelle de chaque lac. Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

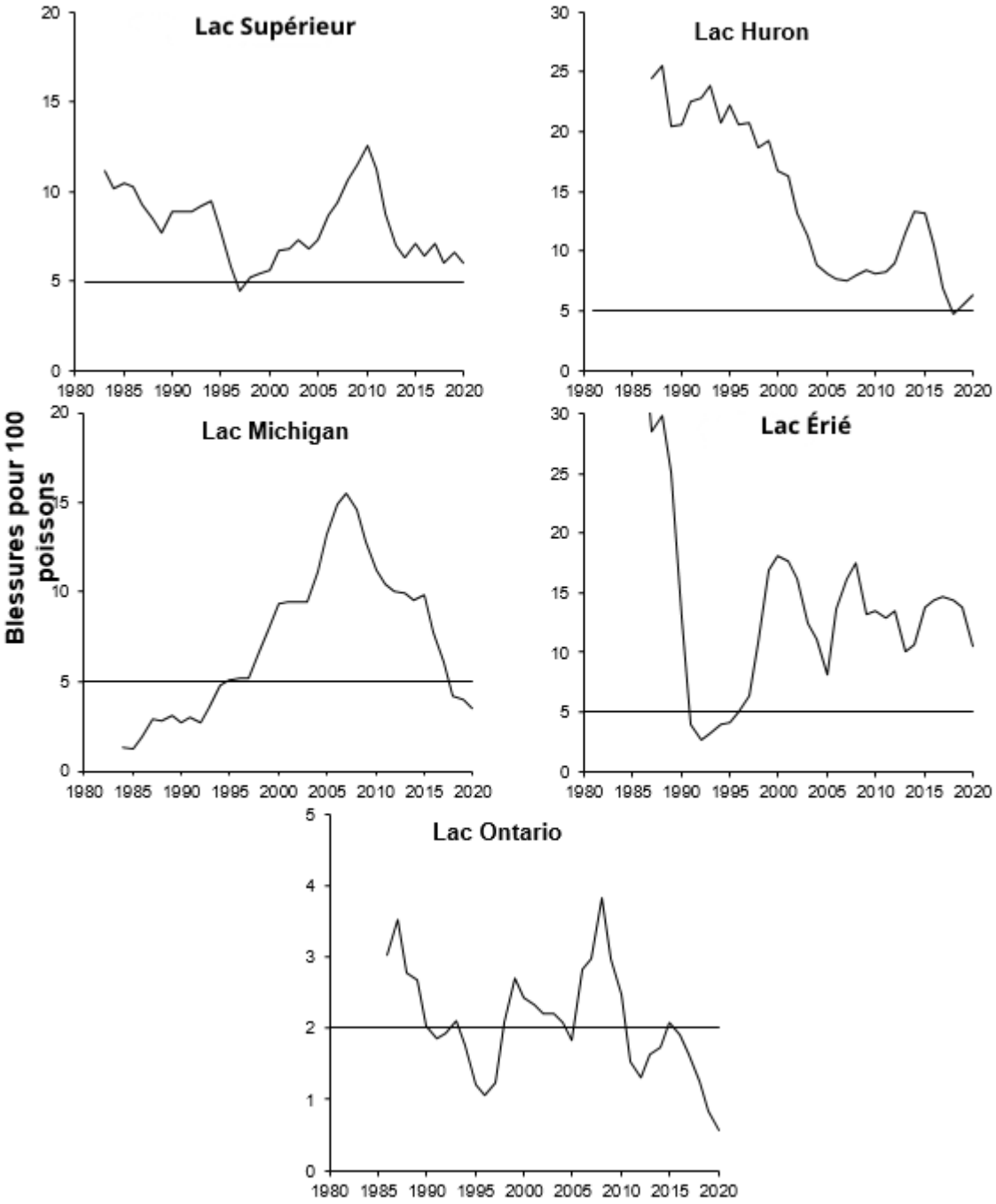


Figure 3. Nombre moyen de blessures A1-A3 infligées en trois ans par la lamproie marine à 100 touladis de plus de 532 mm (lacs Supérieur, Huron, Michigan et Érié) et nombre moyen de blessures A1 infligées en trois ans à 100 touladis de plus de 432 mm (lac Ontario) d'après des évaluations normalisées. Les lignes horizontales représentent la cible des blessures pour chacun des lacs. Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

Sous-indicateur : Moules de la famille des Dreissenidés

Évaluation globale

État : Médiocre

Tendances :

Tendance sur dix ans : Se détériore

Tendance à long terme (1989-2016) : Se détériore

Justification : La situation des populations de moules de la famille des Dreissenidés, soit la moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) et la moule zébrée (*D. polymorpha*), varie selon la profondeur de l'eau et la région du lac où elles se trouvent. En règle générale, les densités des dreissenidés dans les lacs Michigan, Huron et Ontario semblent s'être stabilisées ou avoir régressé à moins de 90 m de profondeur. Cependant, les dreissenidés demeurent la composante dominante du benthos et il n'est pas clair si leurs incidences diminuent en raison des déclins observés. La zone profonde (plus de 90 m) semble demeurer un front d'invasion des moules quaggas; la densité et la biomasse augmentent progressivement, mais à un taux de croissance démographique plus lent que dans les eaux moins profondes. Dans ces trois lacs, les moules quaggas ont remplacé les moules zébrées, sauf dans les baies et les zones littorales peu profondes. Depuis une décennie, les populations de dreissenidés du lac Érié sont relativement stables à des niveaux modérés dans le bassin oriental du lac, faibles dans le bassin central et en déclin dans le bassin occidental. Les populations du lac Supérieur restent faibles. Les données présentées ici sont principalement tirées des relevés panlacustres répétés au fil du temps par l'Environmental Protection Agency (EPA), la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) et le ministère des Pêches et des Océans (MPO) du Canada. Depuis 2002, les relevés benthiques font partie des relevés panlacustres de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS), lesquels sont menés sur chacun des lacs en rotation de cinq ans. Le présent rapport sur l'état des Grands Lacs est le premier à présenter des données d'évaluations régionales et les données de 1992 à 2016 du réseau de surveillance des zones littorales des Grands Lacs (*Nearshore Great Lakes Monitoring Network*) du ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (MEPNPO) (https://data.ontario.ca/dataset/benthic-invertebrate-community-great-lakes-nearshore-areas).

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur dix ans (2009-2019) : Inchangée

Tendance à long terme (1989-2019) : Inchangée

Justification : Les moules zébrées ont été observées pour la première fois dans le port de Duluth-Superior en 1989, et les moules quaggas l'ont été par la suite dans la même région en 2005 (Grigorovich et coll., 2008). Depuis lors, la propagation et la croissance de la population des deux espèces de dreissenidés ont été minimes. Les deux espèces sont très abondantes dans la région du port de Duluth ou tout près de celui-ci, à proximité immédiate des rives du lac Supérieur. Les échantillonnages dans la zone littorale canadienne du lac montrent que les dreissenidés en sont largement absents (figure 1), à l'exception de quelques spécimens trouvés dans un site près du parc provincial du

Lac-Supérieur en 1992 (MECP). Parmi les autres populations découvertes, mentionnons celle dans une baie de l'Isle Royale (partie nord-ouest du lac) en 2009, celle dans la baie Whitefish (partie est du lac) en 2002, celle dans la région des îles Apostle et une infestation de larves véligères dans la baie Nipigon (partie nord du lac) [Trebitz et coll., 2019]. Une petite moule quagga a été trouvée en 2019 près de Silver Bay, près de l'extrémité occidentale du lac, dans un relevé de surveillance à long terme du GLNPO de l'EPA (Burlakova, données inédites). Les larves véligères sont très rares dans les relevés du zooplancton du GLNPO de l'EPA : seules 16 occurrences de 2002 à 2017; une larve véligère a été trouvée dans l'est du lac en 2018, et aucune en 2019 (J. Watkins, comm. pers.). La vaste couverture spatiale mais la faible densité de ces occurrences indiquent que le lac Supérieur est probablement peu habitable pour les dreissenidés. La faible teneur en calcium et d'autres caractéristiques de la qualité de l'eau posent un défi au succès de reproduction et à la survie des larves véligères (Trebitz et coll., 2019). Le prochain relevé benthique panlacustre de l'ICSS est prévu pour 2021.

Lac Michigan

État : Médiocre

Tendance sur dix ans (2005-2015) : Se détériore

Tendance à long terme (1994-2015) : Se détériore

Justification : Les résultats du plus récent relevé panlacustre (2015) révèlent que la densité et la biomasse des dreissenidés varient selon la profondeur. Toutes les moules récoltées en 2015 étaient des moules quaggas. Bien qu'il y ait eu des diminutions notables de la densité à une profondeur de 31 m à 90 m entre 2010 et 2015 (figures 2 à 4), la biomasse est demeurée relativement stable (figure 3). Les différences observées entre l'abondance et la biomasse résultent de l'augmentation de la taille moyenne des moules. La densité et la biomasse des dreissenidés ont continué d'augmenter à plus de 90 m (figures 2 à 4). Malgré les diminutions observées dans l'intervalle de 31 à 90 m, la population de moules quaggas dépasse toujours de beaucoup les densités maximales atteintes auparavant par les moules zébrées à ces profondeurs. Le prochain relevé benthique panlacustre de l'ICSS est prévu pour 2021.

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)

État : Médiocre

Tendance sur dix ans (2007-2017) : Se détériore

Tendance à long terme (2000-2017) : Se détériore

Justification : Les données les plus récentes provenant d'un relevé panlacustre des populations de dreissenidés du lac Huron datent de 2017. Entre 2007 et 2012, la densité des dreissenidés (toutes des quaggas) semble s'être stabilisée entre 31 m et 90 m, mais elle a ensuite légèrement augmenté entre 2012 et 2017 (de 1 100/m^2 à 1 980/m^2; figure 2, panneau supérieur; Karatayev et coll., 2020). De 2007 à 2017, la diminution des densités entre 31 m et 50 m a été contrebalancée par leur augmentation entre 51 m et 90 m. Les densités continuent d'augmenter à plus de 90 m (figures 2 et 5), notamment au point que la densité des dreissenidés en eau profonde dans le lac Huron a rejoint celle des lacs Michigan et Ontario (figure 2, panneau inférieur). Dans la zone littorale canadienne du lac Huron, les densités des dreissenidés ont augmenté de 1991 à 2002 et se maintiennent à des niveaux modérés depuis (~350-650/m^2; figure 1; MEPNPO). Les moules au large dans la baie Georgienne ont des densités globales plus faibles que dans le bassin principal, mais elles ont connu des changements similaires selon la profondeur au fil du temps. Dans la zone littorale de la baie Georgienne, les densités des dreissenidés ont culminé en 2002 avant de chuter considérablement (de 1 230/m^2 en 2002 à 187/m^2 en 2015; figure 1; MEPNPO). Bien qu'aucune moule n'était

présente aux sites d'échantillonnage dans le chenal du Nord en 2007 et en 2012, quelques moules quaggas et une moule zébrée ont été observées dans le relevé de 2017. Aucun dreissenidé n'a été trouvé dans les eaux littorales de la rivière Ste-Marie ou du chenal du Nord (figure 1; MEPNPO). Le prochain relevé benthique panlacustre de l'ICSS est prévu pour 2022.

Lac Érié (y compris l'écosystème de la rivière et lac Ste-Claire et de la rivière Détroit)

État : Passable

Tendance sur dix ans (2011-2019) : Inchangée

Tendance à long terme (1992-2019) : S'améliore

Justification : Les plus récentes données disponibles sur les populations de dreissenidés du lac Érié proviennent d'un relevé panlacustre de l'ICSS (Karatayev et coll., 2021a). Globalement, la densité des dreissenidés pour l'ensemble du lac en 2019 était beaucoup plus faible que les sommets de 1993 (moules zébrées) et de 1998 (moules quaggas) et semblable à la densité observée en 2011. Les trois bassins du lac Érié présentent différentes tendances sur le plan des dreissenidés. Dans le bassin occidental, les deux espèces ont décliné depuis 2004 et ont atteint en 2019 une densité et une biomasse minimales (figure 6). Les données sur la zone littorale canadienne du lac Érié reflètent ces tendances : la densité a atteint un sommet en 1991 (141 057/m^2), puis a diminué durant les années 1990 et reste faible depuis (figure 7; MEPNPO). Les relevés dans les eaux littorales de l'écosystème de la rivière Ste-Claire et du lac Ste-Claire et de la rivière Détroit montrent que les densités sont toujours restées faibles dans la rivière Détroit et qu'elles ont beaucoup varié au fil du temps dans le lac Ste-Claire et la rivière Ste-Claire (figure 7; MEPNPO). En 2019, les moules zébrées étaient dominantes par rapport aux moules quaggas dans le bassin occidental du lac Érié pour la première fois depuis les années 1990 (représentant 72 % de la densité combinée des deux espèces). Par contre, les moules zébrées sont largement absentes du bassin oriental (1 % de toutes les moules) et peu abondantes dans le bassin central (20 % de toutes les moules). Les populations de dreissenidés dans le bassin occidental sont dominées par des moules de petite taille, ce qui, avec les faibles densités globales de moules, suggère que des mortalités massives périodiques se produisent tous les deux ou trois ans, très probablement en raison d'une hypoxie occasionnelle. Dans le bassin central, les densités de dreissenidés ont diminué par un facteur de cinq depuis leur sommet en 2002. Comme dans le bassin occidental, la population de *Dreissena* dans le bassin central est maintenant largement dominée par de petites moules, surtout à des profondeurs de plus de 20 m qui sont sujettes à une hypoxie saisonnière. Le bassin oriental abrite constamment la plus grande population de dreissenidés (principalement des moules quaggas), bien qu'elle ait fortement diminué depuis le sommet de 2002. La structure de taille des moules du bassin oriental indique qu'il ne s'y produit pas d'épisodes d'hypoxie et que le recrutement est constant à moins de 40 m de profondeur, tandis que la population des zones plus profondes est dominée par des moules mesurant plus de 16 mm, ce qui suggère un manque de recrutement (Burlakova et coll., 2017; Karatayev et coll., 2021a). Le prochain relevé benthique panlacustre de l'ICSS est prévu pour 2024.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et le tronçon international du fleuve Saint-Laurent)

État : Médiocre

Tendance sur dix ans (2008-2018) : Se détériore

Tendance à long terme (1994-2018) : Se détériore

Justification : Selon le relevé panlacustre de 2018 des populations de dreissenidés du lac Ontario, les densités des moules quaggas entre 31 m et 90 de profondeur étaient inférieures à celles en 2008 et très semblables à celles en

2003 (figure 2; Nalepa et Baldridge 2016; Karatayev et coll., 2021b). Les densités dans cet intervalle de profondeurs semblent avoir atteint un sommet en 2003. Les données obtenues dans la zone littorale canadienne du lac Ontario montrent également que la densité des dreissenidés a atteint un sommet au début des années 2000, puis a diminué (figure 8; MEPNPO). Malgré les diminutions de densité, la biomasse entre 31 m et 90 m de profondeur a augmenté depuis 2008 en raison d'une augmentation de la longueur moyenne des moules. La population à plus de 90 m semble être en expansion, car elle augmente de façon constante et graduelle depuis 1999 (figure 2). En fait, les estimations panlacustres de la densité et de la biomasse des moules dreissenidés en 2018 ont été les plus élevées jamais enregistrées (Karatayev et coll., 2021b). Aucune moule zébrée n'a été observée dans un relevé panlacustre depuis 2003 (Karatayev et coll., 2021b), et la surveillance de la zone littorale du lac Ontario n'a permis de n'en trouver que quelques-unes depuis 2006, bien que les densités de moules zébrées étaient très élevées dans la baie de Quinte en 2009 et en 2012 (MEPNPO). Les densités de dreissenidés dans le fleuve Saint-Laurent ont varié de faibles à modérées depuis le début des années 1990 (figure 8; MEPNPO). Le prochain relevé benthique panlacustre de l'ICSS est prévu pour 2023.

Définitions de l'évaluation de la situation

Puisqu'il n'existe aucune méthode connue pour éliminer les moules, ces évaluations de la situation sont relatives aux données historiques sur les populations recueillies dans les Grands Lacs.

Bon : Peu ou pas de moules

Passable : Abondance modérée

Médiocre : Abondance élevée

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions de l'évaluation des tendances

S'améliore : Évolution vers des conditions plus acceptables, c'est-à-dire une diminution statistiquement significative de la densité/biomasse des dreissenidés.

Inchangée : Peu ou pas de changement dans la densité/biomasse par rapport aux données précédentes, avec une préférence pour une période d'au moins dix ans pour indiquer si la population montre des signes de stabilisation.

Se détériore : Changement qui éloigne de conditions acceptables, c.-à-d. une augmentation statistiquement significative de la densité/biomasse des dreissenidés.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas une tendance générale claire ou il n'y a pas suffisamment de données disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Objectifs ou cibles

Un objectif quantitatif n'a pas été établi. Il n'est pas réaliste de proposer une cible correspondant à la disparition des dreissenidés. L'établissement de nouveaux points de référence est actuellement envisagé pour les futurs cycles de rapports sur l'état des Grands Lacs : ils correspondraient aux niveaux auquel la population de dreissenidés se stabilise ou varie à l'intérieur d'une plage donnée et seraient sans doute propres à l'écosystème. Ces points de

référence modifieraient la façon dont nous évaluons les populations et leurs tendances. La détermination de seuils propres à chaque écosystème permettra de mieux modéliser la dynamique des populations de dreissenidés et d'intégrer les seuils dans des modèles écosystémiques prédictifs. De tels modèles sont un préalable nécessaire à une gestion efficace des ressources.

Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur vise à évaluer la situation des populations de moules envahissantes *Dreissena rostriformis bugensis* (moules quaggas) et *Dreissena polymorpha* (moules zébrées) dans les Grands Lacs.

Objectif écosystémique

Les dreissenidés ont modifié l'intégrité des écosystèmes des Grands Lacs en augmentant la clarté de l'eau, en changeant le cycle des éléments nutritifs et de l'énergie, en favorisant les proliférations nuisibles d'algues benthiques et en nuisant à certaines espèces d'invertébrés et de poissons indigènes. L'intense activité de filtrage des moules quaggas a été mise en cause dans la réduction de la prolifération printanière des diatomées dans le lac Michigan (Vanderploeg et coll., 2010). Tang et coll. (2014) ont également associé l'alimentation sélective en phytoplancton des dreissenidés à des changements dans la composition de la communauté phytoplanctonique, lesquels pourraient entraîner des efflorescences algales nuisibles. En raison de ces changements, nous ne savons pas bien de quelle façon gérer efficacement les ressources. Le sous-indicateur a donc trait à l'objectif de maintien d'écosystèmes sains et durables.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 7 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et d'espèces terrestres envahissantes qui nuisent à sa qualité ».

Mesure

Ce sous-indicateur rendra compte de la densité (nombre/m^2) et, le cas échéant, de la biomasse et de la distribution de tailles des dreissenidés dans les milieux benthiques près et loin des rives des Grands Lacs. Ces paramètres peuvent être utilisés pour évaluer la situation des moules tant au niveau de la population qu'au niveau individuel. L'échantillonnage annuel est précieux dans des environnements comptant des populations nouvellement introduites ou des conditions qui changent rapidement. Il est également important d'échantillonner dans les zones plus profondes des lacs (plus de 90 m), car c'est la profondeur de croissance continue des populations de moules quaggas.

Les plus récentes données sur les dreissenidés dans les lacs Michigan, Huron, Ontario et Érié ont été recueillis dans le cadre de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS) en 2015, 2017, 2018 et 2019, respectivement. Les données sont habituellement résumées par zone de profondeur parce que la dynamique des dreissenidés est fortement influencée par la profondeur. Les données recueillies par le MPO au large du lac Ontario dans les années 1990 servent de données de référence pour le début de l'invasion de ces moules dans le lac. Le présent sous-indicateur comprend pour la première fois les données du réseau de surveillance des zones littorales des Grands Lacs du MEPNPO, notamment les données benthiques recueillies des années 1990 à 2016 dans les

eaux littorales et les cours d'eau interlacustres des Grands Lacs.

Dans le cadre de son programme de surveillance à long terme, le Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'USEPA évalue chaque année la densité des *Dreissena* (et d'autres organismes benthiques) au large de chacun des lacs. Les données pour certaines des stations du GLNPO sont incluses avec les données du relevé panlacustre de l'ICSS dans le lac évalué une année donnée. Autrement, certaines données du GLNPO sont incluses ici à titre anecdotique (p. ex. les quelques observations de *Dreissena* adultes et véligères dans le lac Supérieur), mais ne sont pas présentées dans les figures. Les données du GLNPO suivent généralement des tendances similaires dans chaque lac; elles sont accessibles sur demande à partir du portail de données GLENDA du GLNPO.

Conditions écologiques

Les populations de dreissenidés des Grands Lacs en sont à l'heure actuelle à diverses étapes de changement. Dans bon nombre de zones au large des lacs, les populations augmentent, mais les populations de certaines zones littorales semblent à la baisse ou présentent une forte variabilité. Bien qu'il faille s'attendre à une certaine variabilité interannuelle, un des objectifs de ce sous-indicateur est de déterminer à quel niveau d'abondance et de biomasse les populations deviennent stables et en équilibre avec le milieu environnant. Ces niveaux, ainsi que le degré d'incertitude qui leur est associé, peuvent ensuite être utilisés pour la préparation de modèles prédictifs qui permettront de mieux gérer les ressources des Grands Lacs. Les données pour le lac Érié suggèrent que les dreissenidés sont en déclin et pourraient avoir atteint la capacité de charge, mais nous avons besoin d'un ensemble de données plus long pour les autres lacs afin d'entrevoir l'avenir des populations de dreissenidés. Nous nous attendons à des capacités de charge qui varient selon le lac et la profondeur. Par exemple, la disponibilité de nourriture, les régimes de température et d'oxygénation et le mouvement de l'eau (p. ex. l'énergie des vagues et les courants) varient selon la profondeur et la zone, et auront une influence sur les populations locales de dreissenidés. Ces facteurs sont déjà impliqués dans le succès des moules quaggas par rapport aux moules zébrées parce que les premières sont plus efficaces énergétiquement, peuvent persister dans les zones où il y a moins de nourriture (Wilson et coll., 2006) et tolèrent des températures plus froides. La prédation par les poissons peut aussi avoir un effet sur les populations de dreissenidés (Rudstam et Gandino, 2020). Le grand corégone et le gobie à taches noires sont des prédateurs bien documentés des dreissenidés (Foley et coll., 2017; Pothoven et Madenjian, 2008). Rudstam et Gandino (2020) ont attribué au gobie à taches noires des baisses localisées de populations de dreissenidés dans le lac Onondaga, mais Foley et coll. (2017) ont jugé que l'alimentation du gobie à taches noires n'avait que de faibles effets dans la baie Saginaw. Nous ne disposons pas de suffisamment de données sur le gobie à taches noires dans l'ouest du lac Érié pour tirer de solides conclusions sur le rôle qu'il joue dans les déclins observés des populations de dreissenidés.

Des recherches récentes établissent un lien entre la distribution observée des dreissenidés dans le lac Érié et les épisodes d'hypoxie (Karatayev et coll., 2018, 2021a). Une hypoxie estivale régulière et de longue durée dans l'hypolimnion du bassin central du lac Érié pourrait expliquer pourquoi la population de dreissenidés est pratiquement absente aux sites à plus de 20 m de profondeur. Le bassin occidental connaît des épisodes d'hypoxie peu fréquents et brefs qui peuvent n'affecter les moules que tous les deux ans. Cependant, ces épisodes sont suffisants pour causer une mortalité massive et ainsi réduire la longévité des dreissenidés (Karatayev et coll., 2021a). Par contre, le bassin oriental ne connaît pas d'épisodes d'hypoxie et il contient les populations de moules les plus stables du lac Érié. La présence, la densité et la structure de tailles des populations de dreissenidés peuvent donc être de bons indicateurs de conditions hypoxiques. Les populations de dreissenidés sont exposées à l'hypoxie dans d'autres zones peu profondes et productives des Grands Lacs, comme Green Bay dans le lac Michigan et le port de Hamilton dans le lac Ontario.

Les données sur la biomasse et la répartition par taille peuvent être utilisées pour évaluer la dynamique des populations et prévoir leur direction au fil du temps. Par exemple, si une population compte un grand nombre d'individus et que leur répartition par taille est asymétrique et caractérisée par de petits individus, cela signifie que le recrutement est élevé et que, peut-être, la capacité de survie de la population est faible (ou si la capacité de survie est bonne, que le lieu a été colonisé récemment). Par contre, si la répartition par taille d'une population est asymétrique et caractérisée par un petit nombre de gros individus, cela indique une population vieillissante, ayant un recrutement relativement faible et une plus grande capacité de survie. Selon l'écologie traditionnelle des populations, les populations stables évoluent d'une distribution des fréquences de tailles de faible biomasse moyenne vers une distribution dans laquelle la biomasse moyenne est plus grande. Lorsqu'une population colonise une nouvelle zone, la grande quantité de ressources disponibles favorise un recrutement élevé. À mesure que les ressources sont accaparées par la population, le recrutement diminue et la biomasse moyenne augmente, puisque moins de nouveaux individus (biomasse faible) s'ajoutent à la population et que les membres survivants continuent de croître.

Liens

Les liens à d'autres sous-indicateurs sont les suivants :

- Benthos (eaux libres) – Les dreissenidés peuvent avoir une incidence sur l'abondance relative des espèces de la communauté benthique autres qu'eux-mêmes.
- *Cladophora* – *Dreissena* influence *Cladophora* par de multiples mécanismes principaux : (1) le filtrage par *Dreissena* augmente la clarté de l'eau, ce qui permet à plus de lumière d'atteindre *Cladophora* et favorise la croissance à de plus grandes profondeurs; (2) l'enrichissement en éléments nutritifs à l'échelle locale par les fèces et pseudofèces de moules; (3) les gisements de moules fournissent un substrat supplémentaire pour la fixation des algues.
- *Diporeia* (eaux libres) – *Diporeia* est une composante importante de la communauté benthique indigène à laquelle les dreissenidés nuisent. *Dreissena* a remplacé *Diporeia* comme organisme benthique dominant dans les milieux au large des lacs.
- Efflorescences algales nuisibles – Bien que les efflorescences algales soient principalement causées par l'apport de phosphore réactif dissous (Scavia et coll., 2014), le filtrage sélectif et, dans une moindre mesure, l'excrétion de nutriments par les dreissenidés peuvent accroître la fréquence, la répartition et la gravité des efflorescences et favoriser la prédominance de cyanobactéries productrices de toxines (Tang et coll., 2014).
- Phytoplancton – L'abondance et la composition du phytoplancton ont été radicalement modifiées dans les régions des Grands Lacs où les dreissenidés sont devenus abondants.
- Nutriments dans les lacs – Selon une récente étude, les dreissenidés sont devenus un important agent du cycle du phosphore dans les quatre Grands Lacs qu'ils ont envahis, et leurs tissus et coquilles contiennent maintenant presque autant de phosphore que la colonne d'eau au-dessus d'eux (Li et coll., 2021). Si la dynamique du phosphore dans les Grands Lacs est maintenant régulée par les populations de dreissenidés, il est important de continuer à surveiller leur biomasse et leur répartition et de reconnaître que des changements extrêmes dans ces populations, dans un sens ou dans l'autre, auront des conséquences à grande échelle sur l'écosystème.

- Incidences des espèces aquatiques envahissantes – les moules de la famille des Dreissenidés constituent deux des espèces envahissantes les plus répandues dans les Grands Lacs. La présence de *Dreissena* peut permettre le succès d'autres espèces envahissantes, notamment celles de la région pontocaspienne.

Un changement du régime thermique des lacs, tel que réalisé par des changements dans le moment de la stratification et du mélange des lacs, pourrait avoir une incidence importante sur les dreissenidés. Les dreissenidés ont le plus grand accès à la communauté phytoplanctonique lorsque la colonne d'eau est entièrement mélangée au printemps et à l'automne. Lors de la stratification, le potentiel de broutage par les moules est donc réduit. Si la hausse des températures à la surface de l'eau au printemps et en été prolonge la période de stratification, les moules peuvent connaître une diminution de leur approvisionnement alimentaire. De plus, la hausse des températures de l'eau dans les baies peu profondes pourrait augmenter la probabilité de l'hypoxie, qui aurait pour effet de réduire l'habitat qui convient aux moules.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Les données utilisées pour l'évaluation sont librement disponibles et accessibles.	Oui	Voici où trouver les données : **Données sur le lac Michigan** : NOAA GLERL Technical Memo 164 (1994-2010); NOAA GLERL Technical Memo 175 (2015). **Données sur le lac Huron :** NOAA GLERL Technical Memo 140 (1972, 2000-2003); NOAA GLERL Technical Memo 172 (2006-2012), **Données sur le lac Ontario :** Burlakova et coll. (2021), article de données (1964-2018) publié dans *Ecology*. Compilation de données canadiennes et américaines. https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecy.3528 **Données du MEPNPO sur les zones littorales canadiennes :** https://data.ontario.ca/fr/dataset/benthic-invertebrate-community-great-lakes-nearshore-areas

Limites des données

En raison du rythme rapide auquel les populations de dreissenidés se sont répandues dans de nombreuses régions et de la capacité des dreissenidés à provoquer des changements à l'échelle de l'écosystème, la documentation des tendances et la communication des données doivent être effectuées en temps opportun. En plus de la densité, la biomasse devrait être régulièrement surveillée et déterminée à l'aide de protocoles communs (p. ex. Nalepa et coll., 2014). Cela permet des comparaisons entre les lacs et avec les autres composantes du réseau trophique et est très utile pour les modèles prédictifs. Puisque les dreissenidés colonisent des substrats durs et des substrats mous, diverses méthodes d'échantillonnage peuvent être nécessaires pour évaluer véritablement la biomasse d'un lac donné ou d'une région donnée d'un lac. De nouvelles méthodes vidéo en cours d'élaboration sont prometteuses pour augmenter la couverture de l'échantillonnage et réduire le délai entre la collecte de données et la production de rapports (Karatayev et coll., 2021a). Les données présentées ici proviennent toutes d'échantillons prélevés à l'aide d'une benne Ponar dans des zones où le substrat est mou. Les zones de substrat dur du littoral sont généralement sous-échantillonnées, et les moules zébrées, qui préfèrent un substrat dur, risquent d'être sous-représentées dans les relevés effectués dans ces zones. De plus, ces évaluations se concentrent sur les bassins principaux des lacs, mais certaines données sur les cours d'eau qui relient les lacs sont disponibles auprès du réseau de surveillance des zones littorales des Grands Lacs du MEPNPO. Les facteurs physiques dans ces cours d'eau, comme la variabilité du substrat, les courants, etc., peuvent entraîner de fortes variations de population d'une année à l'autre, ce qui rend plus difficile l'interprétation des tendances temporelles. Les données de sources américaines et canadiennes sont comparables au fil du temps parce que les deux pays ont effectué des relevés benthiques panlacustres. Depuis quelques années, les sources de données sont plus complémentaires que comparables parce qu'elles couvrent différentes zones de profondeur et différents sites d'échantillonnage. Le programme de surveillance benthique mené par le MEPNPO couvre principalement les zones littorales (habituellement à moins de 3 km de rives), et le MPO n'effectue plus de surveillance à long terme au large des lacs. Toutefois, les relevés panlacustres de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance comprennent des données recueillies dans les eaux américaines et les eaux canadiennes à des profondeurs allant d'environ 10 m à plus de 200 m, selon le lac.

Renseignements supplémentaires

Les dreissenidés pourraient avoir causé des effets négatifs pour plusieurs autres sous-indicateurs. Ils ont nui directement ou indirectement à des espèces indigènes et ont donc une incidence négative sur l'intégrité biologique. Ils ont de plus altéré plusieurs utilisations bénéfiques énumérées à l'annexe 1 de l'AQEGL, dont la consommation de poisson et d'espèces sauvages, et les populations de poissons et d'espèces sauvages. Les dreissenidés et les espèces aquatiques envahissantes en général sont considérés comme hautement prioritaires dans la version révisée de l'AQEGL.

Le United States Invasive Mussel Collaborative (http://invasivemusselcollaborative.net/ – site en anglais) a été créé en 2014 pour faire progresser les technologies scientifiques de lutte contre les moules envahissantes. Ce groupe est constitué de représentants d'organismes fédéraux, provinciaux, d'État, tribaux, industriels, sans but lucratif et universitaires. Il vise à améliorer la communication et la coordination entre les chercheurs et les gestionnaires des ressources. À cette fin, le groupe tient à jour une liste de diffusion électronique et un site Web complet donnant accès à des ressources, comme des publications de recherche, un guide de décontamination et des plans de gestion. En 2019, le groupe a coordonné un projet de démonstration de lutte contre les moules envahissantes au récif Good Harbor Reef dans le nord du lac Michigan afin d'évaluer l'efficacité du recouvrement des gisements de moules par des tapis benthiques et de l'injection de Zequanox® sous les tapis. Un mois après le traitement, la

mortalité des moules était supérieure à 90 %, et la surveillance après le traitement révélera la vitesse et le degré de recolonisation. L'élimination des moules à grande échelle reste irréalisable, mais des mesures ciblées de lutte contre les dreissenidés dans des habitats de grande valeur sont à l'étude.

Les programmes de surveillance recueillent des données sur la densité, la biomasse, la distribution de la fréquence des tailles et les relations longueur-poids des dreissenidés. Les méthodes d'estimation de l'abondance des *Dreissena* sont généralement semblables partout dans les Grands Lacs. Les échantillons de substrat de fond sont recueillis à l'aide d'une benne et lavés dans un tamis à mailles de 0,5 mm (0,6 mm pour les relevés du MEPNPO en zone littorale). Bien que l'abondance soit la mesure de la situation des populations utilisée le plus souvent, la biomasse représente une meilleure mesure pour l'évaluation des conséquences écologiques et pour alimenter les modèles prédictifs. La biomasse a été mesurée à l'aide de différentes méthodes. Une approche consiste à mesurer uniquement les tissus mous des moules en pensant qu'ils représentent le mieux la partie biologiquement active de l'organisme. Certains protocoles prévoient la séparation des tissus mous de la coquille et la détermination directe du poids des tissus mous, tandis que d'autres déterminent la fréquence des tailles dans les populations (longueur de la coquille) et déduisent la biomasse tissulaire en fonction d'une relation prédéterminée entre la longueur de la coquille et le poids des tissus mous (p. ex. Nalepa et coll., 2020, Karatayev et coll., 2020). Le poids des tissus peut être exprimé en poids sec ou en poids sec organique (comme dans la figure 2). Une autre approche consiste à mesurer le poids humide de la moule entière (coquille et tissus), ce qui est conforme à la procédure normalisée d'exploitation pour l'analyse en laboratoire des invertébrés benthiques de l'USEPA (SOP LG407, révision 09, avril 2015; p. ex. Nalepa et coll., 2020; Karateyev et coll., 2020). Il est important de prêter attention au paramètre utilisé pour la biomasse afin que des valeurs comparables soient utilisées lors de la combinaison des sources de données. Les valeurs peuvent nécessiter une conversion à l'aide des régressions disponibles (p. ex. Nalepa et coll., 2020, pour le lac Michigan; Karatayev et coll., 2020).

Idéalement, la population de dreissenidés devrait être évaluée dans les zones au large des lacs tous les trois à cinq ans et plus fréquemment (tous les un ou deux ans) dans les zones présentant une plus grande variabilité temporelle comme les zones littorales, notamment les baies et bassins peu profonds, et les cours d'eau qui relient les lacs. Ce niveau d'échantillonnage nécessite des ressources et un soutien considérables. Les principales sources de données sont actuellement les relevés panlacustres de l'ICSS menés dans chacun des lacs tous les cinq ans, le relevé benthique annuel au large du GLNPO de l'EPA, le relevé benthique annuel dans le sud du lac Michigan du GLERL de la NOAA et les relevés du réseau de surveillance des zones littorales des Grands Lacs du MEPNPO. D'autres programmes évaluent les populations de dreissenidés dans des endroits particuliers en fonction de différents objectifs. Dans l'ensemble, les programmes de surveillance actuels sont adéquats pour détecter les changements démographiques, mais il serait utile d'échantillonner davantage dans les zones de substrat dur.

Remerciements

Auteurs

A. K. Elgin, Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL), National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Lake Michigan Field Station, Muskegon, MI. Courriel : ashley.elgin@noaa.gov.
L.E. Burlakova et A.Y. Karatayev, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State College, Buffalo, NY.
Courriels : bulakle@buffalostate.edu, karataay@buffalostate.edu.

Collaborateurs

N. Benoit, T. Howell et M. Thorburn, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, Etobicoke (Ontario) (personnes à qui demander l'accès aux données du réseau de surveillance des zones littorales des Grands Lacs ou à qui poser des questions concernant le réseau).

J. Watkins, Cornell University, Cornell Biological Field Station, Bridgeport, NY.

Sources d'information

Birkett, K., S.J. Lozano et L.G. Rudstam. 2015. Long-term trends in Lake Ontario's benthic macroinvertebrate community from 1994-2008. Aquatic Ecosystem Health & Management 18:76-88.

Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y., Mehler, K., et Daniel, S. 2017. Lake Erie Survey within Cooperative Sci-ence and Monitoring Initiative 2014. Chapter 1. In: Lake Erie and Lake Michigan Benthos: Cooperative Sci-ence and Monitoring Initiative. Final Report. USGS-GLRI G14AC00263. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY. Accessible à l'adresse http://greatlakescenter.buffalostate.edu/sites/greatlakescenter.buffalostate.edu/files/uploads/Documents/Publications/LakeErieandMichiganBenthos_CSMI2014-2015_FinalReport.pdf.

Dermott, R., et M. Geminiuc. 2003. Changes in the benthic fauna of Lake Ontario 1990–1995, with local trends after 1981. In State of Lake Ontario (SOLO)—Past, Present, and Future, M. Munawar, ed., pp. 323-345. Leiden, The Netherlands: Ecovision World Monograph Series, Backhuys Publishers

Foley, C.J., S. R. Andree, S. A. Pothoven, T. F. Nalepa and T. O. Höök. 2017. Quantifying the predatory effect of round goby on Saginaw Bay dreissenids. Journal of Great Lakes Research 43: 121-131.

Grigorovich, I.A., J.R. Kelly, J.A. Darling et C.W. West. 2008. The Quagga Mussel Invades the Lake Superior Basin. Journal of Great Lakes Research 34:342–350

Karatayev, A.V., L.E. Burlakova, C. Pennuto, J. Ciborowski, V.A. Karatayev, P. Juette et M. Clapsadl. 2014. Twenty years of changes in *Dreissena* spp. populations in Lake Erie. J. Great Lakes Res. 40: 550-559.

Karatayev, A.Y., L.E. Burlakova, K. Mehler, S.A. Bocaniov, P.D. Collingsworth, G. Warren, R.T. Kraus et E.K. Hinchey. 2018. Biomonitoring using invasive species in a large Lake: Dreissena distribution maps hypoxic zones. Journal of Great Lakes Research 44: 639–649.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova, K. Mehler, S. E. Daniel, A. K. Elgin et T. F. Nalepa. 2020. Lake Huron Benthos Survey Cooperative Science and Monitoring Initiative 2017. Technical Report. USEPA-GLRI GL00E02254. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY. Accessible à l'adresse http://greatlakescenter.buffalostate.edu/sites/greatlakescenter.buffalostate.edu/files/uploads/Documents/Publications/LakeHuronBenthosSurveyCSMI2017FinalReport.pdf.

Karatayev, A.Y., L. E. Burlakova, K. Mehler, E. K. Hinchey, M. Wick, M. Bakowska et N. Mrozinska. 2021a. Rapid assessment of *Dreissena* population in Lake Erie using underwater videography. Hydrobiologia https://doi.org/10.1007/s10750-020-04481-x

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova, K. Mehler, S. E. Daniel et A. R. Hrycik. 2021b. Lake Ontario Benthos Survey Cooperative Science and Monitoring Initiative 2018. Technical Report. USEPA-GLRI GL00E02254. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY. Accessible à l'adresse https://greatlakescenter.buffalostate.edu/sites/greatlakescenter.buffalostate.edu/files/uploads/Documents/Publicatio

ns/LakeOntarioBenthosSurveyCSMI2018FinalReport.pdf.

Li, J., V. Ianaiev, A. Huff, J. Zalusky, T. Ozersky et S. Katsev. 2021. Benthic invaders control the phospho-rus cycle in the world's largest freshwater ecosystem. Proceedings of the National Academy of Science 118(6): e2008223118.

Lozano, S. J., J. V. Scharold et T. F. Nalepa. 2001. Recent declines in benthic macroinvertebrate densities in

Lake Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58:518-529.

Nalepa, T.F., D.L. Fanslow, G.A. Lang, K. Mabrey et M. Rowe. 2014. Lake-wide benthic surveys in Lake Michigan in 1994-95, 2000, 2005, and 2010: Abundances of the amphipod Diporeia spp. and abundances and biomass of the mussels Dreissena polymorpha and Dreissena rostriformis bugensis. NOAA Technical Memorandum GLERL-164. NOAA, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, MI, 21 pp.

Nalepa, T. F., et Baldridge, A. K., 2016. Benthos. Lake Ontario Cooperative Science and Monitoring Initiative (CSMI) 2013. Summary Report.

Nalepa, T.F., C.M. Riseng, A.K. Elgin et G.A. Lang. 2018. Abundance and Distribution of Benthic Macroinvertebrates in the Lake Huron System: Saginaw Bay, 2006-2009, and Lake Huron, including Georgian Bay and North Channel, 2007 and 2012. NOAA Technical Memorandum GLERL-172. NOAA, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, MI, 54 pp.

Nalepa, T. F., L. E. Burlakova, A. K. Elgin, A. Y. Karatayev, G. A. Lang et K. Mehler, 2020. NOAA Tech Memo GLERL-175. Abundance and Biomass of Benthic Macroinvertebrates in Lake Michigan in 2015, With a Summary of Temporal Trends. Tech. Memo, NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory, NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor MI. doi:10.25923/g0d3-3v41.

Pothoven, S. A., et C. P. Madenjian. 2008. Changes in consumption by alewives and lake whitefish after dreissenid mussel invasions in Lakes Michigan and Huron. North American Journal of Fisheries Management 28: 308-320.

Rudstam, L.G., et C. J. Gandino. 2020. Zebra or quagga mussel dominance depends on trade-offs between growth and defense-field support from Onondaga Lake, NY. PLoS ONE 15(6): e0235387. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235387

Scavia, D., J. David Allan, K. K. Arend, S. Bartell, D. Beletsky, N. S. Bosch, S. B. Brandt, R. D. Briland, I. Daloğlu, J. V. DePinto, D. M. Dolan, M. A. Evans, T. M. Farmer, D. Goto, H. Han, T. O. Höök, R. Knight, S. A. Ludsin, D. Mason, A. M. Michalak, R. Peter Richards, J. J. Roberts, D. K. Rucinski, E. Rutherford, D. J. Schwab, T. M. Sesterhenn, H. Zhang et Y. Zhou. 2014. Assessing and addressing the re-eutrophication of Lake Erie: Central basin hypoxia. Journal of Great Lakes Research 40:226-246.

Tang, H., H. A. Vanderploeg, T. H. Johengen, and J. R. Liebig. 2014. Quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) selective feeding of phytoplankton in Saginaw Bay. Journal of Great Lakes Research 40: 83-94.

Trebitz, A.S., C.L. Hatzenbuhler, J.C. Hoffman, C.S. Meredith, G.S. Peterson, E.M. Pilgrim, J.T. Barge, A.M. Cotter et M. J. Wick. 2019. *Dreissena* veligers in western Lake Superior – Inference from new low-density detection. Journal of Great Lakes Research 45:691–699.

Vanderploeg, H.A., J. R. Liebig, T. F. Nalepa, G. L. Fahnenstiel et S. A. Pothoven. 2010. *Dreissena* and the disappearance of the spring phytoplankton bloom in Lake Michigan. Journal of Great Lakes Research 36: 50–59.

Watkins, J.M., R. Dermott, S.J. Lozano, E.L. Mills, L.G. Rudstam et J.V. Scharold. 2007. Evidence for Remote Effects of Dreissenid Mussels on the Amphipod Diporeia: Analysis of Lake Ontario Benthic Surveys, 1972–2003. Journal of Great Lakes Research 33:642.

Wilson, K.A., E.T. Howell et D.A. Jackson. 2006. Replacement of zebra mussels by quagga mussels in the Canadian nearshore of Lake Ontario: the importance of substrate, round goby abundance, and upwelling frequency. Journal of Great Lakes Research 32: 11–28.

Liste des figures

Figure 1. Densités moyennes (nombre au mètre carré) des *Dreissena* dans les eaux littorales canadiennes des lacs Supérieur et Huron. Lac Supérieur = X violets; rivière Ste-Marie = losanges orange; chenal du Nord = triangles verts; baie Georgienne = carrés bleus; lac Huron = cercles rouges. Notez que les points pour le lac Supérieur, la rivière Ste-Marie et le chenal du Nord touchent tous à l'axe des x parce que les valeurs sont essentiellement nulles.

Source des données : réseau de surveillance des zones littorales des Grands Lacs du MEPNPO.

Figure 2. Densités moyennes (nombre au mètre carré) des *Dreissena* à des sites d'une profondeur de 31 m à 90 m (panneau supérieur) et de plus de 90 m (panneau inférieur) dans les lacs Michigan, Huron et Ontario. Les données sont tirées de relevés panlacustres effectués pour la plupart à intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles bleus, ligne à longs tirets; lac Huron = carrés rouges, ligne à courts tirets; lac Ontario = cercles noirs, ligne pleine. Notez la différence d'échelle entre les deux panneaux.

Sources des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Dermott et Geminiuc, 2003; Lozano et coll., 2001; Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Nalepa et coll., 2014, 2018, 2020; Karatayev et coll., 2020, 2021b; Burlakova et coll., 2021.

Figure 3. Tendances à long terme du nombre total de *Dreissena* dans le lac Michigan en 1994-1995, en 2000, en 2005, en 2010 et en 2015. Les valeurs indiquées sont des moyennes panlacustres (± SE) à quatre intervalles de profondeurs : à moins de 30 m (noir, cercles), entre 31 m et 50 m (rouge, triangles), entre 51 m et 90 m (bleu, carrés), et à plus de 90 m (vert, diamants). Panneau supérieur = densité (nombre au mètre carré); panneau inférieur = biomasse (poids sec organique des tissus de moules en grammes par mètre carré).

Sources des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2014, 2020.

Figure 4. Densités (nombre au mètre carré) de moules zébrées (panneau supérieur) et quaggas (panneau inférieur) dans le lac Michigan de 1994-1995 à 2015.

Sources des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2014, 2020

Figure 5. Densités (nombre au mètre carré) de moules zébrées (panneau supérieur) et quaggas (panneau inférieur) dans le lac Huron de 2000 à 2017.

Sources des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2018; Karatayev et coll., 2020.

Figure 6. Dynamique à long terme de la densité (nombre au mètre carré) des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*; lignes rouges) et des moules quaggas (*D. r. bugensis*; lignes noires) dans le lac Érié (moyenne ± SE). Les données représentent une variété de stations d'échantillonnage non choisies au hasard et des méthodes d'échantillonnage différentes au fil des ans. Notez la différence d'échelle entre les panneaux.

Sources de données : Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Burlakova et coll., 2017 (et références)

Figure 7. Densités (nombre au mètre carré) des *Dreissena* dans les eaux littorales canadiennes du lac Érié et de l'écosystème de la rivière et lac Ste-Claire et de la rivière Détroit. Axe (des y) de gauche (valeurs plus élevées) : lac Érié = cercles rouges et ligne continue. Axe de droite : lac Ste-Claire = losanges orange, ligne tiretée;

rivière Détroit = triangles verts, ligne tiretée; rivière Ste-Claire = carrés bleus, ligne tiretée. Source des données : réseau de surveillance des zones littorales des Grands Lacs du MEPNPO.

Figure 8. Densités (nombre au mètre carré) des *Dreissena* dans les eaux littorales canadiennes du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Lac Ontario = cercles rouges; port de Hamilton = losanges orange; baie de Quinte = carrés bleus; fleuve Saint-Laurent = triangles verts. Source des données : réseau de surveillance des zones littorales des Grands Lacs du MEPNPO.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

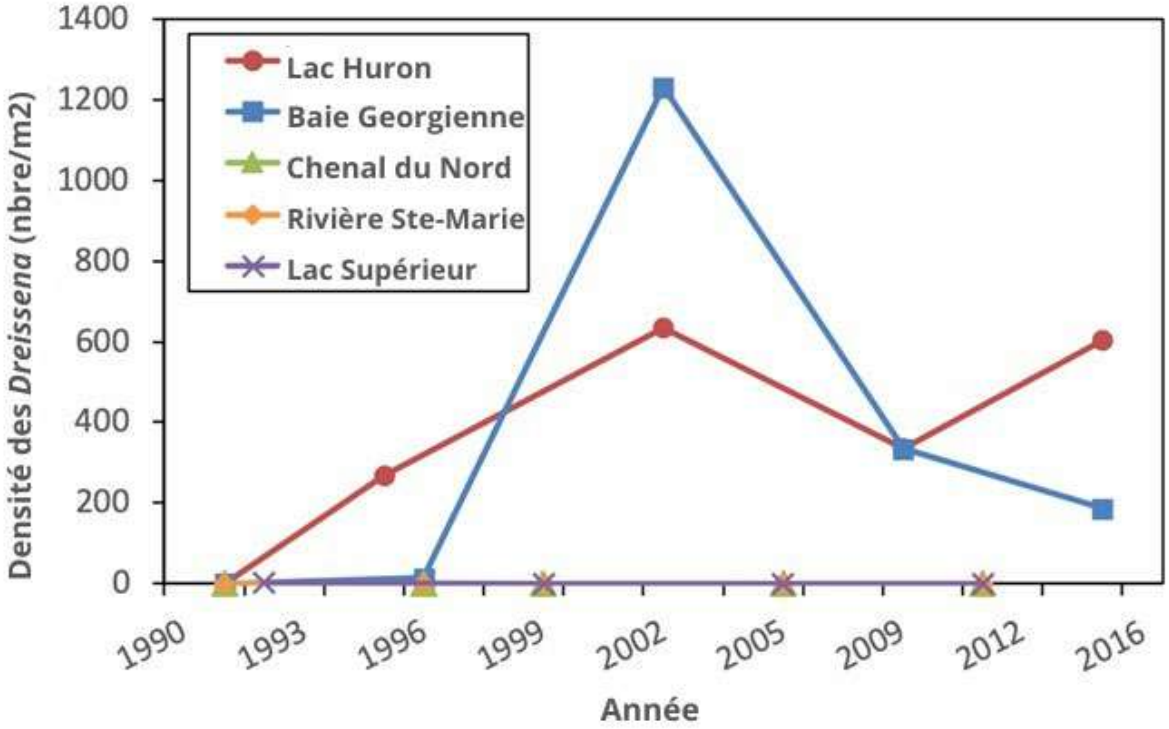


Figure 1. Densités moyennes (nombre au mètre carré) des Dreissena dans les eaux littorales canadiennes des lacs Supérieur et Huron. Lac Supérieur = X violets; rivière Ste Marie = losanges orange; chenal du Nord = triangles verts; baie Georgienne = carrés bleus; lac Huron = cercles rouges. Notez que les points pour le lac Supérieur, la rivière Ste Marie et le chenal du Nord touchent tous à l'axe des x parce que les valeurs sont essentiellement nulles.
Source des données : réseau de surveillance des zones littorales des Grands Lacs du MEPNPO.

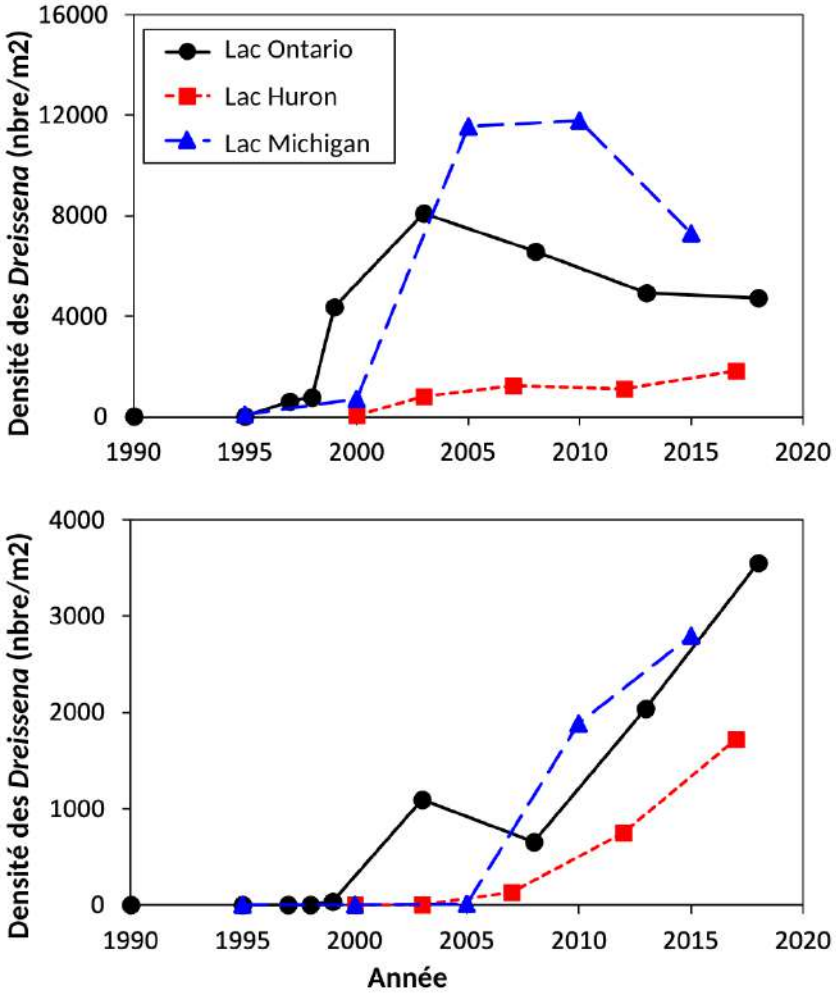


Figure 2. Densités moyennes (nombre au mètre carré) des *Dreissena* à des sites d'une profondeur de 31 m à 90 m (panneau supérieur) et de plus de 90 m (panneau inférieur) dans les lacs Michigan, Huron et Ontario. Les données sont tirées de relevés panlacustres effectués pour la plupart à intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles bleus, ligne à longs tirets; lac Huron = carrés rouges, ligne à courts tirets; lac Ontario = cercles noirs, ligne pleine. Notez la différence d'échelle entre les deux panneaux. Sources des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Dermott et Geminiuc, 2003; Lozano et coll., 2001; Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Nalepa et coll., 2014, 2018, 2020; Karatayev et coll., 2020, 2021b; Burlakova et coll., 2021.

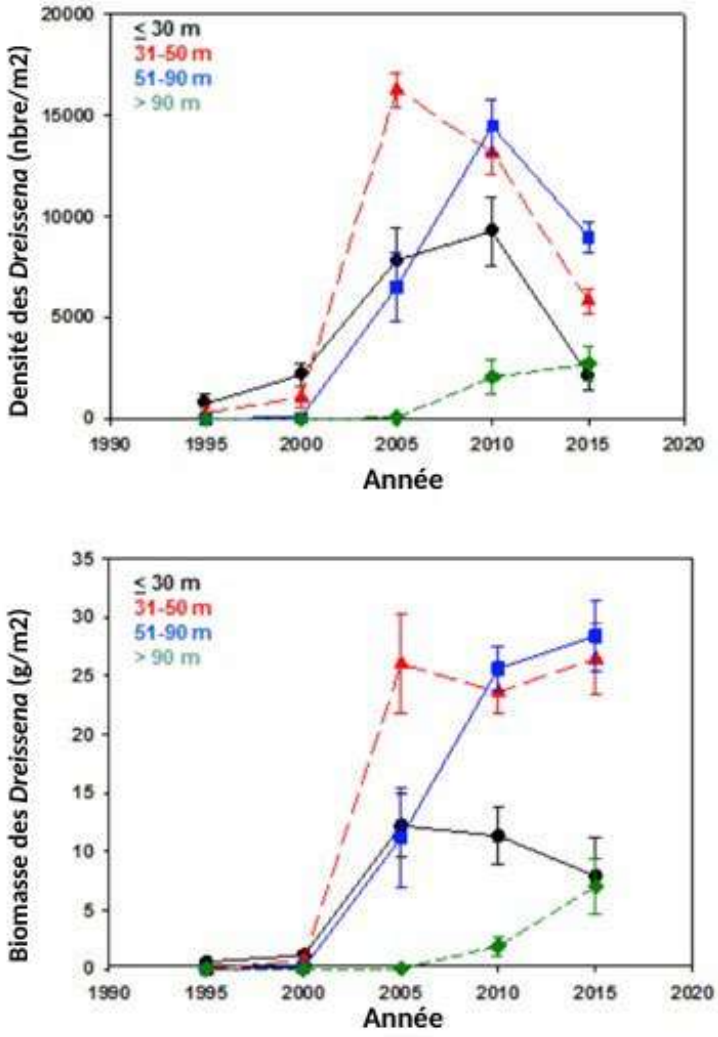


Figure 3. Tendances à long terme du nombre total de *Dreissena* dans le lac Michigan en 1994 1995, en 2000, en 2005, en 2010 et en 2015. Les valeurs indiquées sont des moyennes panlacustres (± SE) à quatre intervalles de profondeurs : à moins de 30 m (noir, cercles), entre 31 m et 50 m (rouge, triangles), entre 51 m et 90 m (bleu, carrés), et à plus de 90 m (vert, diamants). Panneau supérieur = densité (nombre au mètre carré); panneau inférieur = biomasse (poids sec organique des tissus de moules en grammes par mètre carré). Sources des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2014, 2020.

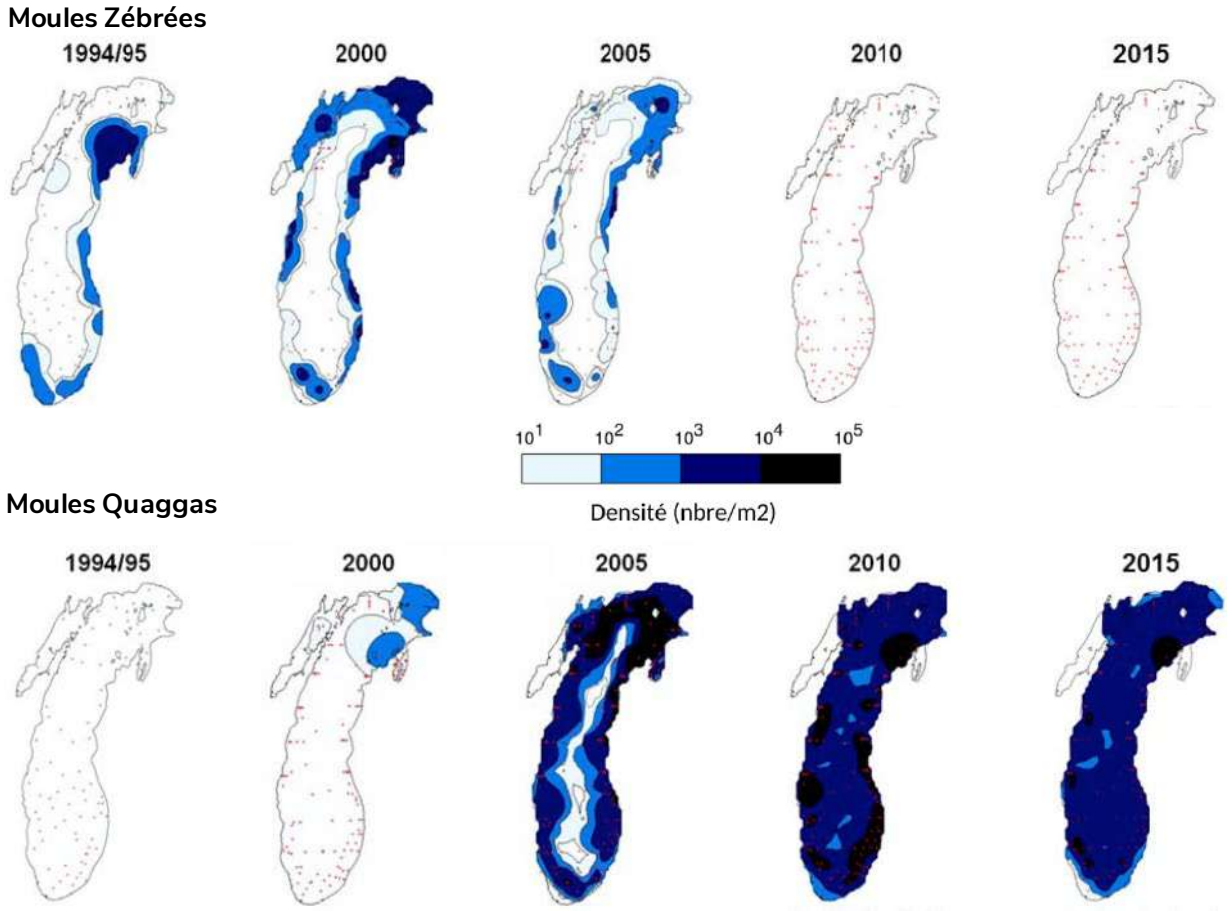


Figure 4. Densités (nombre au mètre carré) de moules zébrées (panneau supérieur) et quaggas (panneau inférieur) dans le lac Michigan de 1994-1995 à 2015. Sources des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2014, 2020.

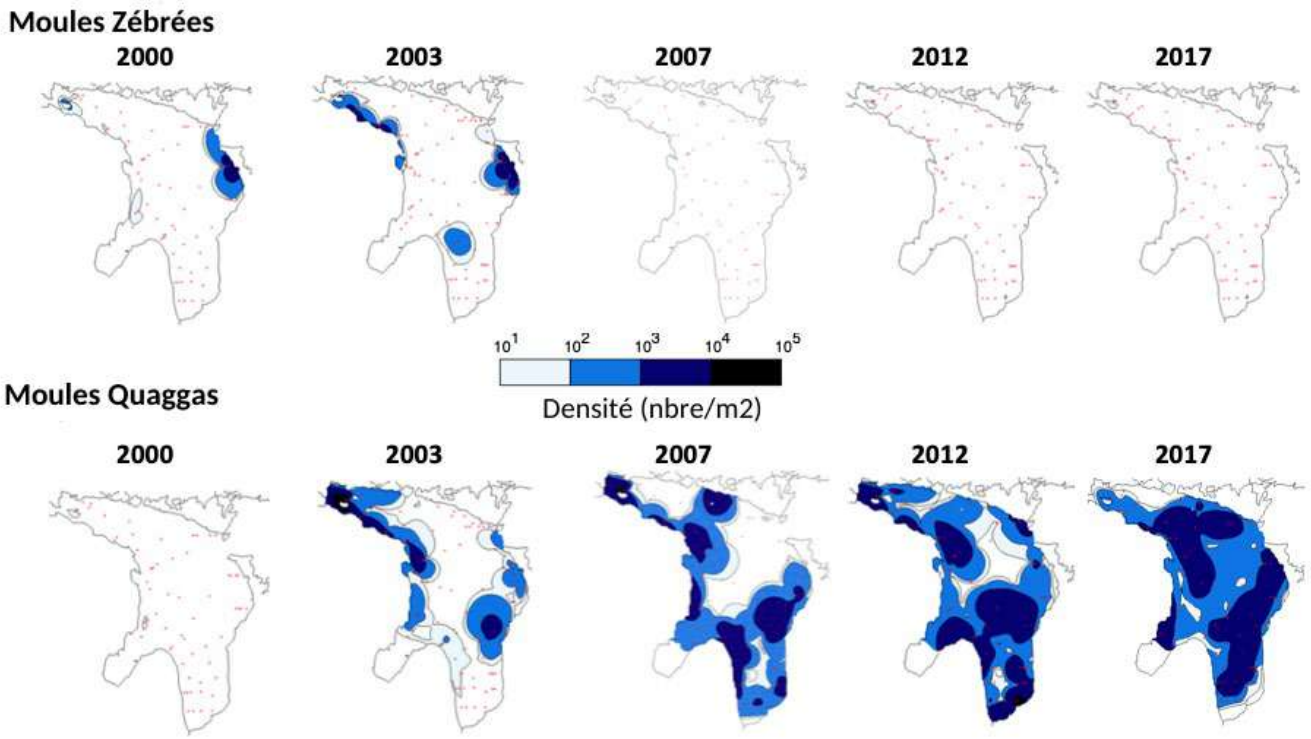


Figure 5. Densités (nombre au mètre carré) de moules zébrées (panneau supérieur) et quaggas (panneau inférieur) dans le lac Huron de 2000 à 2017. Sources des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2018; Karatayev et coll., 2020.

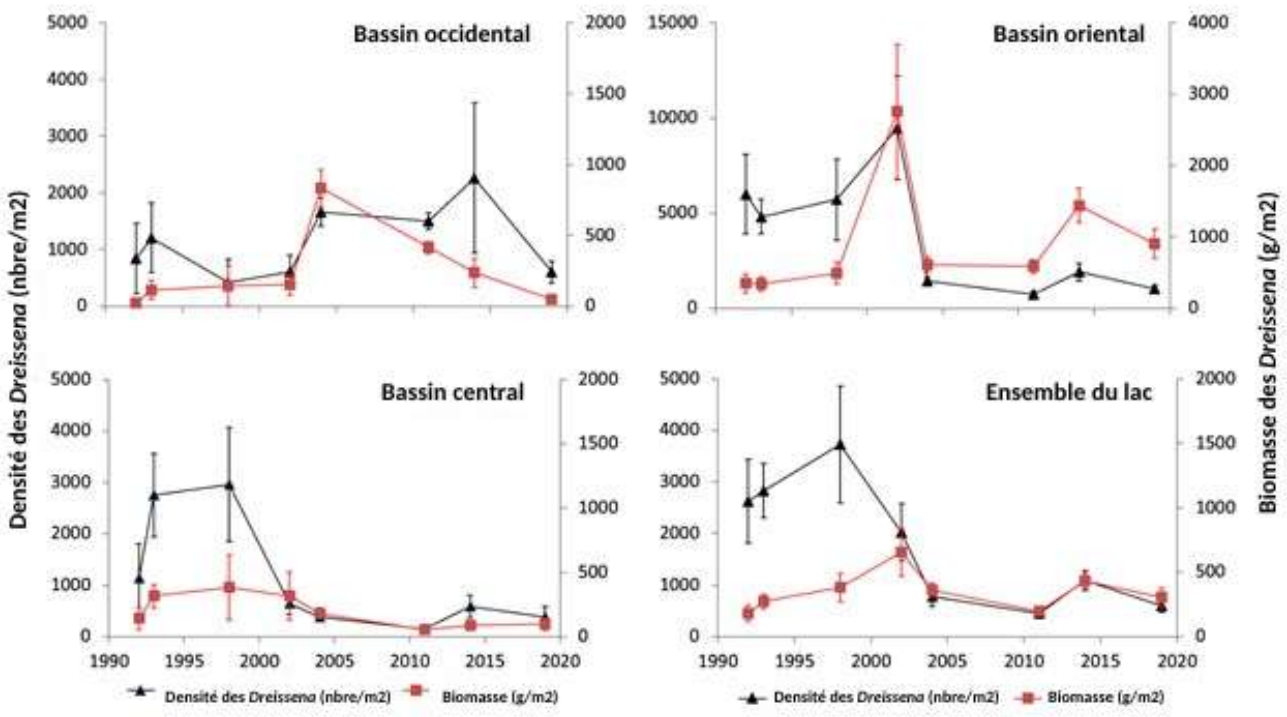


Figure 6. Dynamique à long terme de la densité (nombre au mètre carré) des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*; lignes rouges) et des moules quaggas (*D. r. bugensis*; lignes noires) dans le lac Érié (moyenne ± SE). Les données représentent une variété de stations d'échantillonnage non choisies au hasard et des méthodes d'échantillonnage différentes au fil des ans. Notez la différence d'échelle entre les panneaux. Sources de données : Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Burlakova et coll., 2017 (et références).

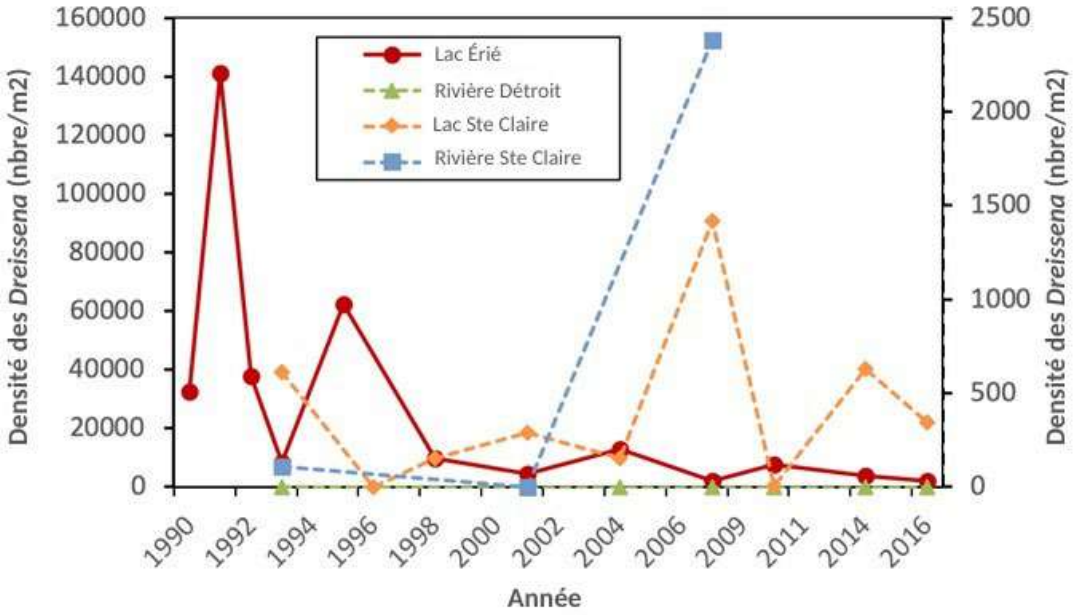


Figure 7. Densités (nombre au mètre carré) des *Dreissena* dans les eaux littorales canadiennes du lac Érié et de l'écosystème de la rivière et lac Ste-Claire et de la rivière Détroit. Axe (des y) de gauche (valeurs plus élevées) : lac Érié = cercles rouges et ligne continue. Axe de droite : lac Ste-Claire = losanges orange, ligne tiretée; rivière Détroit = triangles verts, ligne tiretée; rivière Ste-Claire = carrés bleus, ligne tiretée. Source des données : réseau de surveillance des zones littorales des Grands Lacs du MEPNPO.

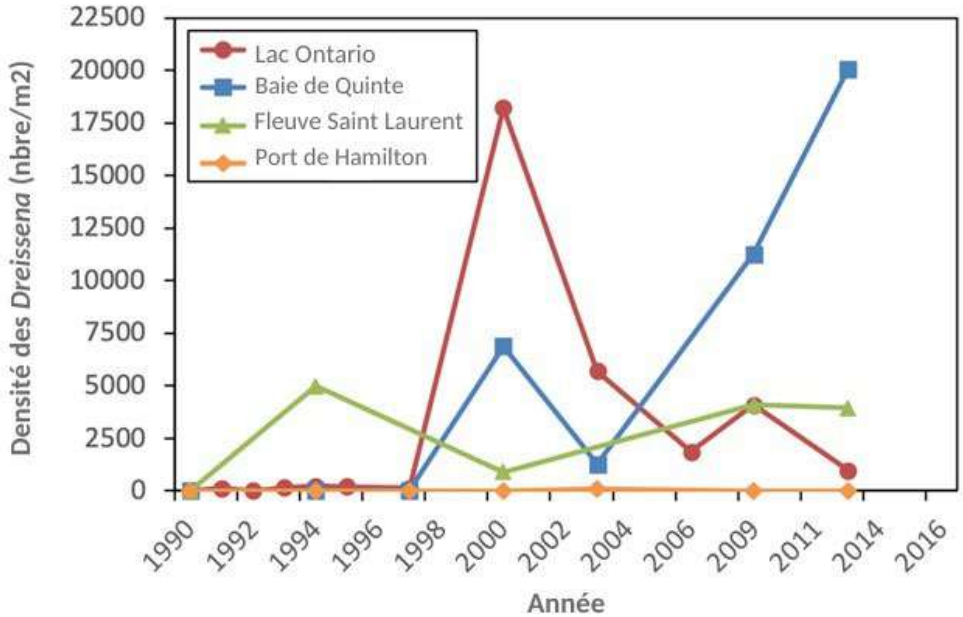


Figure 8. Densités (nombre au mètre carré) des *Dreissena* dans les eaux littorales canadiennes du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Lac Ontario = cercles rouges; port de Hamilton = losanges orange; baie de Quinte = carrés bleus; fleuve Saint-Laurent = triangles verts. Source des données : réseau de surveillance des zones littorales des Grands Lacs du MEPNPO.

Sous-indicateur : Espèces terrestres envahissantes

Évaluation globale

État : Indéterminé

Tendances :

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : L'état selon ce sous-indicateur est « Indéterminé ». Trois nouvelles espèces sont incluses dans le rapport sur ce sous-indicateur pour le présent cycle, à savoir le Cygne tuberculé, la renouée du Japon et le nerprun cathartique. Ces espèces s'ajoutent à la série en raison de leur impact négatif sur la santé de l'écosystème des Grands Lacs. Elles remplacent les *Phragmites* et la salicaire pourpre, dont l'évaluation est déjà incluse dans les rapports sur les sous-indicateurs relatifs à l'impact des espèces aquatiques envahissantes et au taux d'envahissement de nouvelles espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs. Les *Phragmites* et la salicaire pourpre ont été retirés du sous-indicateur Espèces terrestres envahissantes pour éviter le comptage en double de leurs impacts au sein de l'indicateur Espèces envahissantes. Comme il a été impossible de transposer la méthode utilisée lors des cycles antérieurs à l'évaluation des espèces ajoutées, celles-ci ne peuvent être évaluées de la même manière qu'au cours des cycles précédents. Le présent rapport ne sera donc pas comparable aux rapports antérieurs, et il ne contient pas d'évaluation lac par lac. Des efforts sont en cours afin d'adapter le critère d'impact et l'évaluation par note utilisée pour le sous-indicateur relatif aux impacts des espèces aquatiques envahissantes pour les cycles futurs.

Définitions relatives à l'évaluation de l'état

Bon : À déterminer

Passable : À déterminer

Médiocre : À déterminer

Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions relatives à l'évaluation des tendances

S'améliore : À déterminer

Inchangée : À déterminer

Se détériore : À déterminer

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas de tendance générale claire, ou on ne dispose pas de données pour rendre compte d'une tendance.

Objectifs ou cibles

À déterminer

Raison d'être du sous-indicateur

- Évaluer la présence, le nombre et la répartition de six espèces terrestres envahissantes (ETE) choisies qui sont présentes dans le bassin des Grands Lacs laurentiens et comprendre comment ces espèces se maintiennent dans l'écosystème.
- Contribuer à l'évaluation de la situation des communautés biotiques, puisque les espèces envahissantes compromettent l'intégrité biologique des lacs en modifiant à la fois la structure et le fonctionnement de ces systèmes.
- Donner un aperçu des relations complexes entre la terre et l'eau qui se répercutent sur la qualité de l'eau des Grands Lacs.

Objectif écosystémique

L'objectif est de réduire la propagation de six espèces terrestres envahissantes et d'empêcher qu'elles ne se répandent davantage dans le bassin des Grands Lacs parce qu'elles ont un impact négatif sur la biodiversité, l'habitat, les charges chimiques, le cycle des éléments nutritifs et l'hydrogéologie des écosystèmes terrestres et aquatiques des Grands Lacs. Les six espèces choisies sont le longicorne asiatique, l'agrile du frêne, l'alliaire officinale, le nerprun cathartique, la renouée du Japon et le Cygne tuberculé.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 7 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et d'espèces terrestres envahissantes qui nuisent à sa qualité ».

Mesure

L'état et les tendances selon ce sous-indicateur sont « indéterminés » jusqu'à ce que les nouvelles définitions relatives à l'évaluation de l'état et des tendances soient établies. Le présent rapport décrit la répartition, l'impact sur la qualité de l'eau et les mesures de lutte possibles pour six espèces terrestres envahissantes : le longicorne asiatique, l'agrile du frêne, le Cygne tuberculé, l'alliaire officinale, le nerprun cathartique et la renouée du Japon. Les données étayant ce rapport proviennent de bases de données cartographiques sur les espèces envahissantes, de rapports gouvernementaux, d'organisations non gouvernementales et de publications évaluées par les pairs. Au Canada, différents groupes et organismes fournissent des renseignements utiles sur la répartition des espèces terrestres envahissantes et leur impact sur la qualité de l'eau, notamment le Programme de sensibilisation aux espèces envahissantes de l'Ontario, l'Agence canadienne d'inspection des aliments et l'Ontario Invasive Plant Council. Aux États-Unis, ces groupes et organismes comprennent le Forest Service et l'Animal and Plant Health Inspection Service (APHIS) du département de l'Agriculture (United States Department of Agriculture – USDA), le Fish and Wildlife Service et des organismes étatiques. Par ailleurs, les systèmes de science participative comme EDDMapS et eBird sont des sources de renseignements précieux sur la répartition des espèces envahissantes.

D'autres bases de données, comme le Midwest Invasive Plant Network, fournissent des renseignements sur la réglementation des espèces envahissantes dans les États américains du bassin des Grands Lacs.

État de l'écosystème

L'introduction accrue d'espèces terrestres non indigènes dans le bassin des Grands Lacs est la conséquence involontaire de la circulation des personnes et des marchandises à l'échelle mondiale. Certaines espèces non indigènes sont considérées comme envahissantes parce qu'elles peuvent perturber considérablement les écosystèmes où elles s'établissent. Cependant, toutes les espèces non indigènes ne menacent pas l'aire dans laquelle elles sont introduites. Depuis les années 1800, il s'est produit une augmentation spectaculaire du nombre d'espèces végétales non indigènes envahissantes introduites au Canada (Canadian Food Inspection Agency, 2008; figure 1).

Le présent rapport décrit la répartition et l'impact sur la qualité de l'eau de six espèces terrestres envahissantes (longicorne asiatique, agrile du frêne, Cygne tuberculé, alliaire officinale, renouée du Japon, nerprun cathartique) et présente les mesures de lutte possibles contre ces espèces. Quand il est question de l'impact des espèces terrestres envahissantes sur la qualité de l'eau, les zones riveraines constituent un élément clé de l'analyse. Elles servent de zones tampons entre les écosystèmes terrestres et aquatiques et elles sont souvent inondées, soutenant des sols humides, des plantes hydrophiles et un régime de perturbations récurrentes dans la zone (Ramey et Richardson, 2017). Ces six espèces ont été choisies parce qu'elles sont présentes dans les zones riveraines des Grands Lacs et qu'elles constituent une menace pour la santé de l'écosystème aquatique des Grands Lacs. Cela signifie que ces espèces donneront surtout lieu à des évaluations « Médiocre » et « Se détériore ». Cela dit, des mesures de gestion sont déjà en place et d'autres mesures peuvent être prises pour réduire leur propagation et atténuer leurs effets. Il y a lieu de noter que la littérature disponible concernant l'impact des espèces terrestres envahissantes sur la qualité de l'eau est insuffisante, et que ces espèces peuvent avoir d'autres effets indirects ou inconnus qui ne sont pas abordés ici.

Longicorne asiatique

Le longicorne asiatique (*Anoplophora glabripennis*; figure 2a) est un scolyte qui a été détecté pour la première fois dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs en 1998 à Chicago, en Illinois, et dans la partie canadienne du bassin des Grands Lacs en 2003 à Vaughan, en Ontario (Haack et *al.*, 2010; Natural Resources Canada, 2020; U.S. Department of Agriculture Animal and Plant Health Inspection Service, 2020). Le longicorne asiatique est un ravageur forestier dont la larve creuse des galeries dans l'aubier et le duramen des arbres feuillus (Haack et *al.*, 2010; Meng et *al.*, 2015). Ces galeries affaiblissent l'intégrité structurale et le tissu vasculaire de l'arbre, causant potentiellement sa mort; il s'agit d'une menace pour la santé des forêts dans le bassin des Grands Lacs (Haack et *al.*, 2010). Les écosystèmes forestiers riverains en santé jouent un rôle essentiel dans la protection de la qualité de l'eau des Grands Lacs. Des liens ont été faits entre les paysages forestiers et le régime des éléments nutritifs, la stabilisation du sol et le contrôle de la quantité de polluants liés aux sédiments dans les eaux réceptrices (Guiry et *al.*, 2020; Turner et Rabalais, 2003). Par ailleurs, les forêts des Grands Lacs ne protègent pas seulement la qualité de l'eau; elles fournissent aussi de la nourriture et un habitat à de nombreuses espèces indigènes (p. ex. le castor, l'orignal et des oiseaux migrateurs), dont la survie dépend de la santé de l'écosystème des Grands Lacs.

Parce qu'il n'a pas de prédateurs naturels en Amérique du Nord, le longicorne asiatique représente une grave menace pour des millions d'arbres partout au Canada. Des mesures d'éradication à grande échelle sont appliquées en Amérique du Nord afin de limiter le nombre de longicornes asiatiques et leur propagation. Les options d'intervention comprennent une réglementation stricte des zones de quarantaine et de l'enlèvement des arbres

(Haack et *al.*, 2010). Les arbres sont habituellement brûlés ou passés à la déchiqueteuse à bois, ce qui tue les larves, les nymphes et les adultes présents dans l'écorce (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2020). En Ontario, les premières infestations observées à Toronto et à Vaughan ont été éradiquées avant que deux nouvelles populations soient découvertes en 2013 à Toronto et à Mississauga. Les arbres infestés et susceptibles d'être infestés qui se trouvaient dans les deux sites repérés ont été enlevés, et les sites ont été surveillés pendant cinq ans. Après qu'aucune nouvelle infestation n'ait été signalée, le longicorne asiatique a été déclaré éradiqué en Ontario et les restrictions ont été levées en 2020 (Canadian Food Inspection Agency, 2020). Aux États-Unis, la population de longicornes asiatiques des Grands Lacs est éradiquée en Illinois depuis 2008 (U.S. Department of Agriculture Animal and Plant Health Inspection Service, 2020). Toutefois, même si les populations de longicornes asiatiques ont été éradiquées du bassin des Grands Lacs, tout juste au sud, dans les États de l'Ohio et de New York, les efforts de mise en quarantaine et d'éradication se poursuivent pour limiter leur propagation (U.S. Department of Agriculture Animal and Plant Health Inspection Service, 2020).

Agrile du frêne

L'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*; figure 2b) est un scolyte détecté pour la première fois en Amérique du Nord dans la région de Detroit-Windsor au début des années 2000. On le retrouve maintenant partout dans le bassin des Grands Lacs (Haack et *al.*, 2015). Ce ravageur xylophage serait arrivé dans des conteneurs d'expédition en bois. Il a été souvent observé se nourrissant de différentes espèces de frênes en Ontario et dans les huit États des Grands Lacs (Haack et *al.*, 2015). Les infestations d'agriles du frêne ont causé la perte de millions de frênes dans le bassin, et des impacts importants ont été observés sur l'écosystème des milieux humides où pousse le frêne noir dans l'ouest des Grands Lacs (Cianciolo et *al.*, 2021). La perte de frênes indigènes, une composante importante des habitats riverains, peut se répercuter sur le réseau trophique, l'habitat physique et la qualité de l'eau de l'écosystème des Grands Lacs. Avec la perte de milieux humides riverains essentiels pour le frêne noir causée par ces infestations, on peut s'attendre à ce que le niveau plus élevé de la nappe phréatique aggrave l'érosion du sol et augmente les inondations. L'érosion du sol dans les cours d'eau est particulièrement préoccupante, parce que les polluants se lient aux sédiments, altérant les propriétés chimiques du cours d'eau et augmentant sa charge en éléments nutritifs (Hewlett et *al.*, 2015). Les zones riveraines jouent également un rôle essentiel dans la régulation de la température de l'eau grâce à l'ombre offerte par le couvert forestier; la mortalité accrue des frênes et la réduction du couvert forestier qui en découle, causées par des infestations d'agriles du frêne, peuvent donc avoir des répercussions sur la température de l'eau de surface des Grands Lacs (Nisbet et *al.*, 2015). Une autre interaction complexe observée dans les zones riveraines est le transfert d'énergie qui s'opère entre les écosystèmes aquatique et terrestre pour soutenir le réseau trophique aquatique. Les zones riveraines fournissent à l'écosystème aquatique des éléments nutritifs essentiels, comme l'azote, par l'intermédiaire de la litière de feuilles et des eaux de ruissellement des sols riverains. De plus, les espèces de frênes (arbres du genre *Fraxinus*) constituent une source de nourriture privilégiée par les invertébrés aquatiques (Kreutzweiser et *al.*, 2018; Nisbet et *al.*, 2015). Les frênes produisent une litière de feuilles riche en azote qui s'est révélée une importante source d'énergie dans les écosystèmes aquatiques (Nisbet et *al.*, 2015). Un déclin de l'apport en éléments nutritifs et en matière organique engendré par la perte de frênes causée par l'agrile du frêne peut se répercuter sur les communautés d'invertébrés et microbiennes aquatiques dans les Grands Lacs et leurs affluents environnants et avoir des effets en cascade sur le reste du réseau trophique aquatique (Kreutzweiser et *al.*, 2018; Nisbet et *al.*, 2015; Cianciolo et *al.*, 2021; Kolka et *al.*, 2018). La perte de frênes a aussi un impact direct sur les modes de vie traditionnels des communautés autochtones dans le bassin des Grands Lacs, notamment les Mohawks d'Akwesasne, qui utilisent le frêne noir et le frêne blanc pour fabriquer des paniers. Le tressage traditionnel de paniers est un aspect très important du mode de vie des Mohawks d'Akwesasne qui unit les générations et qui est utilisé comme remède pour promouvoir des esprits sains et la paix (St. Regis Mohawk Tribe, s.d.). En réponse à la menace posée par l'agrile du frêne, la tribu mohawk de Saint-Regis a préparé un plan d'intervention qui présente des outils et des stratégies pour combattre l'agrile du chêne et s'adapter à sa

présence, définit des buts et des objectifs pour la poursuite du tressage traditionnel de paniers par les Mohawks, et fournit un résumé des solutions possibles pour préserver les frênes (St. Regis Mohawk Tribe, s.d.).

L'agrile du frêne a de lourdes répercussions économiques partout au Canada. Selon les scientifiques du Service canadien des forêts, 2 milliards de dollars canadiens seront nécessaires sur 30 ans pour enlever et remplacer les peuplements infestés dans les villes canadiennes (Pegler, 2018). À Toronto, sur la rive nord-ouest du lac Ontario, on estime à 71,2 millions de dollars canadiens le coût de la gestion de l'agrile du frêne entre 2013 et 2020 (City of Toronto Parks, Forest and Recreation Division, 2012). De plus, des taux de mortalité élevés sont courants lorsqu'une infestation se produit; 8 à 10 ans après le début de l'infestation d'un boisé, environ 99 % des arbres ont été tués (Natural Resources Canada, 2021). En 2018, on a estimé à 4 580 le nombre d'hectares où les frênes ont subi un déclin et une mortalité partout dans le sud de l'Ontario (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2019). Bien que l'agrile du chêne soit bien présent dans le sud de l'Ontario et qu'on prévoit qu'il s'étendra partout dans la province, les pièges à phéromones déployés dans des districts du nord-ouest de l'Ontario n'ont permis de détecter aucun agrile du frêne (Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, 2020). Cependant, le ravageur constitue toujours une menace potentielle pour les forêts dans la partie nord du bassin des Grands Lacs. Par exemple, en octobre 2015, des populations d'agriles du frêne ont été signalées à Duluth, au Minnesota (City of Duluth, Minnesota, 2016). Le USDA Forest Service et la Michigan State University tiennent à jour le site Web du Emerald Ash Borer Information Network (réseau binational d'information sur l'agrile du frêne) (http://www.emeraldashborer.info/about-eab.php) (en anglais seulement), qui comprend des mises à jour mensuelles sur les emplacements confirmés de cette espèce aux États-Unis et au Canada. Fruit d'un effort multinational, ce réseau fournit les renseignements les plus récents sur les infestations d'agriles du frêne et sur l'espèce en général, suit les populations détectées (figure 3) et propose des mesures de prévention pour freiner sa propagation (Emerald Ash Borer Information Network, s.d.).

Le traitement, l'enlèvement et le remplacement des peuplements infestés par l'agrile du frêne sont coûteux et demandent des efforts intensifs. Des zones de quarantaine, une réglementation stricte, des programmes d'éducation et l'enlèvement des frênes dans les zones infestées sont au nombre des mesures qu'il est important de prendre pour limiter la propagation de l'agrile du frêne dans le bassin des Grands Lacs et au-delà. Récemment, les mesures de quarantaine ont été levées du côté américain du bassin des Grands Lacs en raison de difficultés et parce qu'elles étaient généralement inefficaces contre la propagation de l'agrile du frêne (U.S. Department of Agriculture Animal and Plant Health Inspection Service, 2021). Le USDA s'affaire à concevoir des approches de gestion et de lutte plus efficaces qui ne font pas appel à la réglementation, par exemple le recours aux agents de lutte biologique (U.S. Department of Agriculture Animal and Plant Health Inspection Service, 2021). En Ontario, les exigences en matière de quarantaine sont toujours en vigueur et elle sont gérées par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA); les zones réglementées à l'égard de l'agrile du frêne se trouvent tout le long du bassin inférieur des Grands Lacs, et une zone réglementée se trouve le long du lac Supérieur, à Thunder Bay (Canadian Food Inspection Agency, 2019; figure 4).

Cygne tuberculé

Le Cygne tuberculé (*Cygnus olor*; figure 2c) est une espèce envahissante qui a été introduite en Amérique du Nord à la fin des années 1800 ou au début des années 1900 à des fins ornementales (Petrie et Francis, 2003). Il a été observé pour la première fois dans le bassin des Grands Lacs en 1919 à Charlevoix, au Michigan (Gehring et *al.*, 2020). Depuis, les populations ont augmenté dans le bassin inférieur des Grands Lacs en Ontario, atteignant un sommet de 4 100 selon le relevé du Cygne tuberculé du milieu de l'été 2017 (Environment and Climate Change Canada, 2019). Sa présence a de multiples impacts écologiques et sociaux dans le bassin des Grands Lacs. L'un des impacts les plus visibles sur l'écosystème aquatique est la dégradation de la végétation aquatique submergée (VAS). Dans l'écosystème des milieux humides, la VAS est essentielle au fonctionnement des

communautés biotiques et des systèmes abiotiques, car elle sert de refuge aux invertébrés aquatiques et aux poissons tout en constituant une source de nourriture pour les mammifères aquatiques, les poissons et la sauvagine (Stafford et *al.*, 2012). Outre son importance pour la communauté biotique, la VAS contribue à diminuer le transport des sédiments et la turbidité en stabilisant le substrat et en réduisant la remise en suspension des sédiments dans la colonne d'eau (Tang et *al.*, 2020). Les milieux humides en santé contenant de la VAS peuvent contribuer à réduire la prolifération d'algues et à empêcher l'altération du cycle de l'oxygène et des éléments nutritifs dans le plan d'eau (Guillaume et *al.*, 2014; Tang et *al.*, 2020). Ces plantes submergées sont la principale source de nourriture du Cygne tuberculé, qui peut en consommer près de 3,8 kg par jour. De plus, dans sa recherche de nourriture, le Cygne tuberculé se trouve à déraciner encore plus de plantes aquatiques submergées (Stafford et *al.*, 2012). Puisque les populations de Cygnes tuberculés continuent de croître dans le bassin inférieur des Grands Lacs, les communautés de plantes aquatiques submergées sont menacées.

Certains impacts du Cygne tuberculé sont limités au milieu terrestre ou anthropique; il s'agit notamment du risque accru de propagation aux humains et aux espèces agricoles de maladies infectieuses comme celles causées par le virus de la grippe aviaire et par le sérotype 1 du paramyxovirus aviaire, présents dans des Cygnes tuberculés hôtes (Pedersen et *al.*, 2013). En outre, les couples de Cygnes tuberculés présentent en période de reproduction un comportement territorial et agressif envers la sauvagine indigène, comme le Cygne trompette et le plongeon huard, lorsque vient le temps de concourir pour un site de reproduction et de le défendre (Guillaume et *al.*, 2014). Selon certaines données, la présence de Cygnes tuberculés dans l'écosystème des Grands Lacs menace également l'intégrité génétique des cygnes indigènes, comme le Cygne trompette, par le biais de croisements entre ces derniers et les cygnes envahissants (Environment and Climate Change Canada, 2019).

Au moyen de la plateforme de science participative eBird, où sont notées les observations de différentes espèces d'oiseaux partout sur la planète, des observations de Cygnes tuberculés ont été signalées le long des rives de chaque Grand Lac. La population binationale de Cygnes tuberculés dans le bassin inférieur des Grands Lacs a augmenté de 10 à 18 % entre 1980 et 2000, et on prévoit qu'elle comptera 30 000 individus d'ici 2030 (Petrie et Francis, 2003). Dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs, les programmes de gestion et de lutte varient; dans certains États, la lutte contre l'espèce est gérée par le USDA APHIS. En vertu de la politique du Michigan de 2012 intitulée *Mute Swan Management and Control Program Policy and Procedures*, des permis peuvent être délivrés pour l'enlèvement d'œufs et de nids de Cygnes tuberculés ainsi que pour la capture et l'euthanasie sans cruauté d'individus par les titulaires de permis ou par le personnel du Michigan Department of Natural Resources (Michigan Department of Natural Resources – Wildlife Division, 2012). Le New York State Department of Environmental Conservation a constaté que la population de Cygnes tuberculés dans le nord-ouest de l'État, le long de la rive sud du lac Ontario, ne comptait plus que 39 individus en 2014, grâce en grande partie aux pratiques de gestion mises en place (secouement des œufs et enlèvement d'individus matures) (New York State Department of Environmental Conservation, 2019). Toutefois, en l'absence de mesures de contrôle, le nombre d'observations de Cygnes tuberculés a augmenté par la suite pour atteindre 327 selon le relevé du Cygne tuberculé du milieu de l'été 2017 (New York State Department of Environmental Conservation, 2019). Au Canada, le Cygne tuberculé est protégé par la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*; cependant, on peut obtenir des permis pour l'enlèvement d'individus ou de leurs œufs auprès du Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada (Environnement et Changement climatique Canada, 2019). Pour protéger la productivité des milieux humides côtiers et de leurs communautés biotiques, l'éducation continue du public, la gestion des espèces envahissantes comme le Cygne tuberculé et les mesures de contrôle demeurent essentielles pour l'écosystème des Grands Lacs.

Alliaire officinale

L'alliaire officinale (*Alliaria petiolata*; figure 2d) est une plante herbacée agressive détectée pour la première fois

dans le bassin des Grands Lacs en 1868 dans l'État de New York et en 1879 en Ontario (Anderson, 2012a; Meekins et McCarthy, 2001). Vraisemblablement introduite à des fins culinaires ou médicinales, elle est présente dans de nombreux écosystèmes, notamment les rives, les plaines inondables et les forêts de feuillus (Anderson, 2012a; Meekins et McCarthy, 2001). L'alliaire officinale arriver à dominer les écosystèmes grâce à ses nombreux traits associés au caractère envahissant, dont son évitement général par les herbivores indigènes, sa phénologie hâtive et sa production de substances allélopathiques qui inhibent la croissance des plantes indigènes en nuisant aux communautés de champignons mycorhiziens bénéfiques qui sont présentes dans le sol (Haines et *al.*, 2018). Si l'impact de l'alliaire officinale sur les espèces indigènes varie, les données disponibles montrent que ses effets allélopathiques peuvent nuire aux espèces qui dépendent des champignons mycorhiziens, notamment l'érythrone d'Amérique, la trientale boréale, le maïanthème du Canada et les plantules d'érable rouge et de frêne blanc (Haines et *al.*, 2018). De plus, deux espèces indigènes – le stylophore à deux feuilles et l'aster des tourbières – ont respectivement été désignées « en voie de disparition » et « menacée » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, en partie en raison de la propagation de l'alliaire officinale. L'impact de l'espèce sur la composition des écosystèmes forestiers, et plus précisément sur les plantules dans les écosystèmes riverains envahis, peut avoir des conséquences sur les écosystèmes riverains à venir. Puisque l'alliaire officinale inhibe la croissance des nouvelles plantules dans les zones riveraines, le couvert forestier actuel n'est pas remplacé par des espèces indigènes. Les écosystèmes aquatiques peuvent donc être menacés par la perturbation du cycle des éléments nutritifs causée par l'apport limité de litière de feuilles et la température plus élevée de l'eau de surface, l'insuffisance du couvert forestier laissant passer plus de lumière. Par ailleurs, les feuilles de l'alliaire officinale sont riches en éléments nutritifs, ce qui accélère la décomposition de la litière de feuilles indigène dans le milieu terrestre (Anderson, 2012a). Un changement dans la composition et la décomposition de la couverture morte peut avoir un impact sur l'habitat des oiseaux qui nichent au sol, sur les salamandres et sur d'autres animaux qui vivent dans le tapis forestier (Anderson, 2012a).

Suivre la répartition de l'alliaire officinale est une étape importante des activités d'éradication, car cela permet de repérer les zones nécessitant des mesures de gestion. Le système de détection précoce et de cartographie de la répartition EDDMapS est une plateforme importante qui recueille des renseignements géographiques fournis par des bénévoles qui observent l'alliaire officinale au Canada et aux États-Unis. Les données tirées du EDDMapS indiquent que l'alliaire officinale a été observée partout en Ontario et dans les huit États des Grands Lacs (EDDMapS, 2021; figure 5). On prévoit qu'avec le temps, l'alliaire officinale continuera de se répandre partout en Amérique du Nord parce qu'elle possède une combinaison particulière de caractères qui en font un compétiteur redoutable dans plusieurs écosystèmes différents (Rodgers et *al.*, 2008). Puisque l'alliaire officinale pousse dans de nombreux écosystèmes différents, des mesures de gestion uniques sont nécessaires pour chacun des sites (The Nature Conservancy of Canada, 2007). Certaines mesures de lutte pouvant être prises sont le brûlage, la coupe et l'application d'herbicides contenant du glyphosate (Nuzzo, 1991). Comme l'alliaire officinale est une plante bisannuelle, les mesures de lutte peuvent être plus efficaces à certaines étapes du cycle vital de l'espèce. Selon des études, les mesures de lutte sont plus efficaces la deuxième année du stade adulte que la première année, au stade de la rosette (Anderson, 2012a; Nuzzo, 1991; Pardini et *al.*, 2009). Les mesures de lutte devront être répétées chaque année jusqu'à l'épuisement du réservoir de graines présent dans le sol (Anderson, 2012a). La lutte biologique est une autre méthode qui peut être efficace contre les populations d'alliaires officinales. En 2018, on a approuvé le lâcher au Canada du *Ceutorhynchus scrobicollis* Neresheimer & Wagner, un charançon mineur de collets. Cet insecte se nourrit d'alliaires officinales, réduisant ainsi leur croissance, leur survie et leur production de graines (Gerber et *al.*, 2009).

Renouée du Japon

La renouée du Japon (*Reynoutria japonica*; figure 2e) a été introduite en Amérique du Nord à des fins horticoles

dans la deuxième moitié du 19e siècle (Anderson, 2012c). Cette plante très envahissante pousse dans plusieurs écosystèmes différents, aussi bien dans les zones riveraines et les milieux humides qu'en bordure des routes et des clôtures (Anderson, 2012c). Son caractère agressif et compétitif et son vaste réseau de rhizomes sont parmi les raisons qui en font une des espèces les plus envahissantes (Anderson, 2012c). Sa propagation dans les zones riveraines et les milieux humides menace le rôle que jouent ces écosystèmes dans la protection de la qualité de l'eau du bassin des Grands Lacs.

Même s'il y a des lacunes dans les connaissances actuelles concernant l'impact direct de la renouée du Japon sur la qualité de l'eau des Grands Lacs, on a constaté que cette espèce a des effets à la fois néfastes et bénéfiques sur le biote dans les zones riveraines (Lavoie, 2017). La littérature semble indiquer que la présence de la renouée du Japon a des effets bénéfiques sur des espèces de champignons et de déchiqueteurs de feuilles aquatiques; or, elle a aussi un impact négatif sur certaines espèces d'oiseaux, d'amphibiens, de bactéries du sol, d'arthropodes et de gastropodes (Lavoie, 2017). Les invertébrés terrestres sont un groupe d'espèces touchées – à différents degrés – par la propagation de la renouée du Japon dans les zones riveraines. L'étude de zones riveraines envahies par la renouée du Japon indique une diminution de la diversité et de l'abondance des espèces d'invertébrés terrestres (Seeney et *al.*, 2019). Les invertébrés terrestres dans les écosystèmes riverains peuvent être des sources essentielles de nourriture pour les espèces de poissons des plans d'eau voisins et aussi favoriser le transfert d'énergie entre les réseaux trophiques terrestre et aquatique (Baxter et *al.*, 2005; Seeney et *al.*, 2019). En conséquence, la diminution de la diversité et de l'abondance des invertébrés terrestres dans les zones riveraines, causée par la renouée du Japon, pourrait menacer le rôle que jouent les espèces de ce groupe dans le réseau trophique aquatique des Grands Lacs.

La renouée du Japon se reproduit souvent par des rhizomes dans le sol ou des fragments de tige (Anderson, 2012c; Weston et *al.*, 2005). Ces rhizomes peuvent s'établir dans une nouvelle zone s'ils sont dispersés par l'eau ou du fait de l'activité humaine (Colleran et *al.*, 2020; Weston et *al.*, 2005). Après l'établissement initial, le réseau de rhizomes s'étend de manière à former des peuplements denses assimilables à des monocultures (Colleran et *al.*, 2020; Weston et *al.*, 2005). Ces monocultures supplantent la végétation indigène, prenant la place de plantes riveraines essentielles à la stabilisation des rives (Colleran et *al.*, 2020). Le remplacement du réseau racinaire des espèces indigènes (qui a un effet stabilisateur) par le réseau de rhizomes (plus faible) de la renouée du Japon dans les zones riveraines constitue une menace potentielle pour la qualité et la santé de l'écosystème des Grands Lacs en raison de la charge de sédiments accrue par l'érosion, sédiments qui transportent avec eux un excédent d'éléments nutritifs et des substances chimiques potentiellement nocives (Colleran et *al.*, 2020).

Des modèles climatiques produits en 2008 montrent que 53 % du sud de l'Ontario, y compris des parties du bassin du lac Ontario, du lac Érié et du lac Huron, ont un climat propice à la croissance de la renouée du Japon (Bourchier et Hezewijk, 2010). Selon des données tirées du système de détection précoce et de cartographie de la répartition EDDMapS, la renouée du Japon a été observée dans chaque bassin des Grands Lacs. Sa propagation limitée dans la partie nord des Grands Lacs s'explique probablement par les conditions climatiques défavorables et par le moins grand nombre de possibilités de transport anthropique **(**EDDMapS, 2021; figure 6). Dans le bassin canadien des Grands Lacs, la majorité des invasions de renouées du Japon se sont produites au cours des 20 à 30 dernières années, les populations le plus au nord des bassins, à Thunder Bay et Sault Ste. Marie, ayant été confirmées en 2012 (Anderson, 2012c). La cartographie de la répartition géographique des invasions de renouées du Japon faite au moyen de spécimens d'herbiers récoltés entre 1900 et 2000 montre une croissance rapide de l'effectif de cette espèce en Amérique du Nord. De fortes concentrations ont été observées dans le Nord-Est des États-Unis et dans la partie sud-est de l'Ontario, qui abritent des parties du bassin des Grands Lacs (Barney, 2006). En 2000, environ 71 % des comtés des États du Nord-Est avaient signalé des invasions de renouées du Japon; à l'échelle nord-américaine, 577 comtés américains et 93 municipalités canadiennes en avaient aussi signalé (Barney, 2006). La

meilleure façon de contrôler et de gérer la renouée du Japon est de mettre en œuvre des mesures de prévention et de lutte avant que l'espèce s'établisse dans une zone. La renouée du Japon est une espèce envahissante faisant l'objet de restrictions aux termes de la *Loi sur les espèces envahissantes* de l'Ontario, qui en interdit l'importation, la sélection, l'achat et le commerce. Les mesures de lutte ne sont pas parfaites et elles aboutissent rarement à l'éradication complète des peuplements, mais les herbicides à base de glyphosate utilisés sous différentes conditions, y compris en application bisannuelle sur le feuillage, se sont avérés efficaces (Bashtanova *et al.*, 2009; Jones *et al.*, 2018). Les mesures actuelles de lutte biologique à l'intérieur et en dehors du bassin des Grands Lacs font intervenir le lâcher du psylle de la renouée (*Aphalara itadori*) (Grevstad *et al.*, 2020). L'utilisation de cet agent de lutte biologique a été approuvée pour la première fois au Canada en 2014, et des recherches sont en cours dans le but de maintenir des populations stables et durables à l'échelle du pays (Grevstad *et al.*, 2020). Aux États-Unis, l'utilisation du *Aphalara itadori* a été approuvée en 2020, et la première population a été lâchée la même année (Grevstad *et al.*, 2020).

Nerprun cathartique

Le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*; figure 2f) a vraisemblablement été introduit en Amérique du Nord au 19e siècle à des fins médicinales, et des populations ont été observées dans tous les États des Grands Lacs et en Ontario (Kurylo et Endress, 2012). Dans les zones riveraines, cette espèce envahissante peut retarder la décomposition de la matière organique et toucher les populations d'amphipodes dans les plans d'eau. Les amphipodes ou déchiqueteurs de feuilles jouent un rôle essentiel dans l'écosystème aquatique, et ils constituent une source de nourriture pour les organismes de niveaux trophiques supérieurs. L'énergie fournie par la litière de feuilles riveraine est convertie par les amphipodes en formes d'énergie plus facilement accessibles par d'autres organismes du réseau trophique aquatique (Lewis, Freund *et al.*, 2017; Lewis, Piatt *et al.*, 2017). Des études montrent que la litière de feuilles du nerprun cathartique se décompose plus rapidement que celle des espèces indigènes poussant dans les mêmes milieux, comme le frêne (Freund *et al.*, 2013). Combiné à la défeuillaison tardive du nerprun cathartique, cela modifie la disponibilité de l'énergie au sein du plan d'eau dans les zones où le couvert forestier riverain est majoritairement constitué de nerpruns (Freund *et al.*, 2013). Même si les espèces d'amphipodes étudiées semblent préférer la litière de feuilles du nerprun cathartique à celle des espèces indigènes, la consommation des feuilles déposées par cette espèce envahissante était associée à des taux de mortalité plus élevés et à une masse corporelle plus faible chez les populations d'amphipodes étudiées (Lewis, Freund *et al.*, 2017; Lewis, Piatt *et al.*, 2017).

Le nerprun cathartique se propage de façon prolifique dans le Midwest américain et dans le sud du Canada. Dans une étude menée au Wisconsin, le nerprun cathartique représentait 45 % de la surface terrière et 81 % de la densité relative des huit peuplements forestiers étudiés (Mascaro et Schnitzer, 2007). En 2010, le USDA Forest Service a déterminé que les populations les plus abondantes de nerpruns cathartiques du bassin canadien des Grands Lacs se trouvaient dans le sud de l'Ontario; aux États-Unis, elles trouvaient dans le sud du Michigan et du Wisconsin, et dans le nord de l'Illinois (Zouhar, 2011). Puisque le nerprun cathartique est une espèce si envahissante en Amérique du Nord, il est essentiel de prendre de mesures pour en réduire la propagation et l'impact. Différentes tactiques peuvent être utilisées, dont l'arrachage, la coupe ou l'annélation, le fauchage et l'application d'herbicides, avec plus ou moins de succès (Anderson, 2012b; Pergams et Norton, 2006). La combinaison de méthodes comprenant la coupe ou l'annélation d'une seule tige et l'application d'un herbicide, comme le Roundup, s'est avérée efficace (Pergams et Norton, 2006). Toutefois, pour protéger les écosystèmes terrestres et aquatiques de l'impact des espèces terrestres envahissantes, les mesures de gestion et de lutte contre des peuplements établis doivent s'accompagner de mesures pour prévenir les nouvelles introductions et réduire la propagation et l'établissement futur de l'espèce. Si la coupe ou l'annélation et l'application d'un herbicide ont permis d'éliminer des buissons établis, certaines études montrent que la plantation de végétaux indigènes peut contribuer à

réduire l'abondance de la repousse du nerprun cathartique et la probabilité qu'il s'établisse de nouveau (Wragg et *al.*, 2021).

Liens

Impacts sur le bassin et tendances climatiques :

- Tendances climatiques : L'impact d'une espèce envahissante terrestre est limité par l'aire de répartition dans laquelle l'espèce se propage. À l'heure actuelle, les données sur la répartition tirées d'EDDMapS et d'eBird indiquent une propagation limitée des espèces envahissantes choisies dans la partie nord des Grands Lacs. Mais puisque le climat continue de changer, l'aire envahie par ces espèces pourrait s'étendre encore plus au nord (Clements et DiTommaso, 2012). L'augmentation des températures pourrait aussi allonger la durée de vie de certaines espèces. Par exemple, l'agrile du frêne a un taux de survie plus faible lorsqu'il fait un froid extrême; l'augmentation des températures pourrait donc accroître sa survie. En vivant plus longtemps, cette espèce envahissante peut s'attaquer à un plus grand nombre de frênes, puisqu'elle n'a pas à affronter le froid extrême (Cuddington et *al.*, 2018).
- Température de l'eau de surface : Le couvert forestier riverain aide à diminuer la quantité de lumière qui atteint directement les eaux de surface (Moore, 2005; Nisbet et *al.*, 2015). Combiné à une multitude d'autres facteurs, cela permet de modérer la température de l'eau des Grands Lacs et des affluents avoisinants (Moore, 2005; Nisbet et *al.*, 2015). Cependant, les invasions d'agriles du frêne provoquent un déclin du couvert forestier riverain dans le bassin et réduisent la capacité du couvert forestier à maintenir l'eau de surface à une température adéquate.
- Population humaine : La croissance de la population humaine dans le bassin des Grands Lacs contribue à augmenter la demande de nouveaux logements adéquats et de voies de transport pour desservir la population. L'intensification du développement dans le bassin des Grands Lacs pourrait entraîner le déplacement d'espèces terrestres envahissantes dans le bassin dû à l'activité humaine.
- Couvert forestier : Le longicorne asiatique et, dans une plus grande mesure, l'agrile du frêne se nourrissent du bois des arbres dans le bassin des Grands Lacs, ce qui nuit à la survie des arbres et réduit le couvert forestier partout dans le bassin (Haack et *al.*, 2010, 2015). Cependant, il y a lieu de noter qu'en raison de l'éradication du longicorne asiatique dans les Grands Lacs, l'impact continu sur le couvert forestier est largement imputable à l'agrile du frêne.

Habitat et espèces – sous-indicateur Milieux humides côtiers :

- Les six espèces terrestres envahissantes examinées dans le présent rapport ont des conséquences différentes sur l'écosystème des milieux humides côtiers. Ces effets comprennent entre autres : la mortalité accrue des invertébrés aquatiques qui mangent la litière de feuilles du nerprun cathartique; la compétition entre les Cygnes tuberculés et les oiseaux des milieux humides côtiers; la dégradation par le Cygne tuberculé de la végétation aquatique submergée des milieux humides côtiers et des services qu'elle procure aux poissons et aux invertébrés; la perte de milieux humides essentiels où pousse le frêne noir engendrée par l'agrile du frêne.
- Éléments nutritifs et algues : Les zones riveraines en santé et fonctionnelles jouent un rôle important dans la filtration de l'excédent d'éléments nutritifs et de polluants des eaux de ruissellement avant leur entrée dans le plan d'eau. L'invasion de renouées du Japon, qui forment des monocultures et s'étendent par rhizomes, nuit au fonctionnement des zones riveraines en les rendant vulnérables à une érosion accrue et à une

augmentation de la charge en éléments nutritifs dans le plan d'eau (Colleran et *al.*, 2020).

Connaissances écologiques traditionnelles (CET), science participative et autres ensembles de connaissances

Le présent rapport est étayé par des données tirées du système de détection précoce et de cartographie de la répartition (EDDMapS) et de la base de données eBird. EDDMapS est une base de données nord-américaine qui fournit des jeux de données vérifiés, à long terme et à grande échelle sur la répartition des espèces envahissantes à partir de renseignements fournis par les bénévoles qui les observent et d'autres bases de données de surveillance ou de science participative. En juin 2021, EDDMapS comptait plus de 5,6 millions de signalements à l'échelle des comtés. eBird est une base de données internationale qui recueille des renseignements fournis par les citoyens sur la répartition, l'abondance et l'habitat des oiseaux et sur les tendances qui les concernent. Elle sert ici à documenter la répartition du Cygne tuberculé. On encourage les citoyens à continuer de signaler les espèces envahissantes qu'ils observent afin d'appuyer la surveillance des espèces terrestres envahissantes dans le bassin des Grands Lacs et la production de rapports à ce sujet.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées, validées ou assujetties à un contrôle de la qualité par un organisme reconnu.				X*
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et il est possible de remonter à leur première source.				X*
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.				X*
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.				X*
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables pour le présent sous-indicateur.				X*
Les données utilisées dans l'évaluation sont disponibles en libre accès.	Non			

** Étant donné que l'état selon ce sous-indicateur est « Indéterminé » pour le présent cycle de production de rapports sur l'état des Grands Lacs, et qu'aucune donnée n'a été analysée pour réaliser une évaluation officielle, les champs de ce tableau indiquent tous « Sans objet ».*

Limites des données

En raison de la nature très précise du sujet, il est difficile d'évaluer l'impact que les espèces terrestres envahissantes ont sur la qualité de l'eau des Grands Lacs. L'analyse effectuée dans le cadre des recherches actuelles est limitée à leur impact direct sur le bassin des Grands Lacs et au bassin propre à chaque lac. En conséquence, la plupart des impacts décrits dans le présent rapport sont des effets présumés ou potentiels étayés par des recherches qui portaient peut-être sur des zones géographiques en dehors du bassin des Grands Lacs ou des Grands Lacs proprement dits. Qui plus est, ces impacts ne représentent peut-être que les effets dans certaines zones ou régions du bassin, et non dans le bassin en entier. En raison du manque de données d'observation de qualité dans les limites géographiques des Grands Lacs, il est difficile de déterminer la répartition des espèces choisies. Les bases de données comme EDDMapS et eBird sont utiles et elles sont mises à profit, mais elles comportent leur lot de problèmes. Comme les efforts de surveillance ne sont pas uniformes, il y a une possibilité de divergence entre les observations faites à différents endroits dans le bassin. De plus, les lieux d'observation dépendent des utilisateurs qui transmettent les données et de la quantité de ressources consacrées dans une région (en général, plus les ressources sont importantes, plus les observations sont nombreuses). Les bases de données participatives indiquent seulement les observations qui ont été signalées, pas les interventions qui ont été faites. Par exemple, un peuplement de renouées du Japon peut avoir été éradiqué après l'envoi de la donnée d'observation au système EDDMapS. Par ailleurs, d'autres données sur le Cygne tuberculé sont disponibles par le biais du programme de surveillance des marais des Grands Lacs et du Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program. Cependant, nous n'avions pas une capacité suffisante pour analyser ces jeux de données pendant le présent cycle de production de rapports.

Renseignements supplémentaires

La mondialisation (c.-à-d. la circulation des personnes et des marchandises) a entraîné une augmentation spectaculaire du nombre d'espèces terrestres non indigènes transportées d'un pays à l'autre et d'un océan à l'autre. Il est difficile de bien évaluer l'impact et la répartition des espèces terrestres envahissantes dans le bassin des Grands Lacs en raison de l'étendue de cette région, du nombre d'espèces terrestres envahissantes et des différences entre les activités de surveillance dans le temps et dans l'espace. Il faut absolument lutter contre les espèces envahissantes parce qu'elles représentent l'une des plus grandes menaces contre la biodiversité dans la région des Grands Lacs. Un plus grand nombre de recherches est donc nécessaire, non seulement pour savoir où se trouvent les espèces terrestres envahissantes, mais aussi pour connaître leur impact sur les différents habitats et sur la qualité de l'eau.

On sait que les espèces qui peuvent avoir un impact sur l'écosystème des Grands Lacs sont nombreuses, et qu'il est impossible de les répertorier au complet pour le moment. Les six espèces présentées dans le présent rapport ont été choisies parce qu'elles ont un impact sur la qualité de l'eau, que des données sur leur répartition sont disponibles et qu'elles ont été mises en évidence dans des rapports antérieurs sur les Grands Lacs, dont les plans d'action et d'aménagement panlacustres. Avant que les six espèces soient choisies, plusieurs autres espèces terrestres envahissantes ont été prises en considération. Elles n'ont pas été retenues en raison du manque de données sur leur répartition, ou parce qu'elles n'ont pas d'impact connu sur la qualité de l'eau. Cependant, leur liste est fournie ci-dessous (sans suivre un ordre particulier) pour garantir qu'elles seront prises en compte dans les prochains cycles de production de rapports.

Autres espèces terrestres envahissantes préoccupantes

- Maladie hollandaise de l'orme
- Vers de terre envahissants
- Sanglier/cochon sauvage
- Spongieuse
- Dompte-venin/dompte-venin de Russie
- Chèvrefeuille envahissant
- Oléastre à ombelles
- Gypsophile paniculée
- Lotier corniculé
- Chardon vulgaire
- Chardon des champs
- Laiteron des champs
- Carex bleuâtre
- Épilobe à petites fleurs
- Renouée à soies longues
- Armoise vulgaire
- Microstégie en osier
- Puceron lanigère de la pruche
- Fulgore tacheté

Future évaluation des espèces terrestres envahissantes

Pour le présent cycle de production de rapports, l'état selon le sous-indicateur Espèces terrestres envahissantes est « Indéterminé ». Cela s'explique en partie par le retrait de deux espèces qui étaient incluses auparavant dans le rapport sur ce sous-indicateur (les *Phragmites* et la salicaire pourpre) et par l'inclusion de trois nouvelles espèces : le Cygne tuberculé, la renouée du Japon et le nerprun cathartique. De plus, aucun processus officiel actuellement en place ne permet de déterminer de façon satisfaisante le statut et les tendances pour ce sous-indicateur. Des efforts sont en cours pour définir les critères d'évaluation de l'impact et de la répartition des espèces envahissantes choisies afin de déterminer l'état et les tendances qui leur sont associés. Des solutions permettant d'améliorer la procédure d'évaluation dans le cadre du présent rapport sont à l'étude, et elles seront probablement mises en œuvre durant le prochain cycle.

Une des méthodes envisagées pour évaluer l'état selon ce sous-indicateur est l'adoption d'une approche similaire à celle qui est chapeautée par le National Oceanic and Atmospheric Administration – Great Lakes Environmental Research Laboratory (NOAA-GLERL) dans le but d'évaluer l'impact des espèces aquatiques envahissantes des Grands Lacs. Cette approche, utilisée dans le rapport sur le sous-indicateur Espèces aquatiques envahissantes, permet d'évaluer chaque espèce en fonction de critères pour déterminer le niveau d'impact (élevé, modéré ou faible). Des critères modifiés provisoires ont été créés pour évaluer l'impact des espèces terrestres envahissantes sur la qualité de l'eau des Grands Lacs. À partir de ces critères, une « note » est donnée aux impacts des espèces terrestres envahissantes choisies sur la qualité de l'eau des Grands Lacs; l'évaluation globale pour le sous-indicateur est ensuite déterminée en utilisant les notes attribuées individuellement aux espèces. Une approche appropriée d'évaluation des tendances pour le sous-indicateur est également en train d'être explorée; elle pourrait être mise en œuvre durant le prochain cycle. Cette approche peut se servir de jeux de données étayés par la science participative,

comme ceux du système EDDMapS, qui peuvent être utilisés pour évaluer la répartition des espèces envahissantes dans le bassin des Grands Lacs au fil du temps.

Voici d'autres renseignements qui peuvent être pris en considération pour appuyer la procédure d'évaluation pour ce sous-indicateur dans les cycles futurs de production de rapports :

- Points chauds pour les espèces terrestres envahissantes – Déterminer l'emplacement de la première occurrence de chaque espèce au moyen d'une base de données accessible au public, comme EDDMapS, et déterminer les zones qui nécessitent une plus grande attention.
- Établir une période de référence pour les données de répartition. Pour cela, il faudrait déterminer la période dans laquelle une politique particulière visant à freiner la propagation des espèces terrestres envahissantes a été mise en œuvre. La date de mise en œuvre pourrait servir de période de référence pour cette évaluation.
- Examiner les zones bien étudiées qui sont régulièrement visitées (p. ex. parcelles de forêt surveillées à petite échelle ou parcs ayant des programmes de surveillance). Étudier l'évolution du nombre d'espèces terrestres envahissantes dans ces parcelles plus petites, mais soumises à un échantillonnage intensif, ou dans des zones surveillées régulièrement. Cette approche contribue à réduire les limites des données liées aux délais et aux différents efforts d'échantillonnage.

Remerciements

Auteure

Erika Kolli, Environnement et Changement climatique Canada
Jacob Orlandi, Environnement et Changement climatique Canada

Contributeurs

Lindsay Wong, Environnement et Changement climatique Canada
Jenique Kennedy, Environnement et Changement climatique Canada
Stacey Cherwaty-Pergentile, Environnement et Changement climatique Canada

Sources d'information

Anderson, H. (2012a). *Garlic Mustard (Alliaria petiolata) Best Management Practices in Ontario*, Ontario Invasive Plant Council. Internet : https://www.ontarioinvasiveplants.ca/wp-content/uploads/2016/07/OIPC_BMP_GarlicMustard.pdf

Anderson, H. (2012b). *Invasive Common (European) Buckthorn (Rhamnus cathartica) Best Management Practices in Ontario*, Ontario Invasive Plant Council. Internet : https://www.ontarioinvasiveplants.ca/wp-content/uploads/2018/05/OIPC_BMP_Buckthorn_May282012_D61.pdf

Anderson, H. (2012c). *Japanese Knotweed (Fallopia japonica) Best Management Practice in Ontario*. Ontario Invasive Plant Council. Internet : https://www.ontarioinvasiveplants.ca/wp-content/uploads/2016/06/OIPC_BMP_JapaneseKnotweed.pdf

Barney, J. N. (2006). « North American History of Two Invasive Plant Species: Phytogeographic Distribution, Dispersal Vectors, and Multiple Introductions », *Biological Invasions*, *8*(4), 703–717. Internet : https://doi.org/10.1007/s10530-005-3174-9

Bashtanova, U. B., K. P Beckett et T.J. Flowers. (2009). « Review Physiological Approaches to the Improvement of Chemical Control of Japanese Knotweed (Fallopia japonica) » *Weed Science*, 57(6), 584–592. Internet : https://doi.org/10.1614/WS-09-069.1

Baxter, C. V., K. D Fausch et W. C. Saunders. (2005). « Tangled webs: Reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones », *Freshwater Biology*, 50(2), 201–220. Internet : https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x

Bourchier, R. S. et B. H. V. Hezewijk. (2010). « Distribution and Potential Spread of Japanese Knotweed (Polygonum cuspidatum) in Canada Relative to Climatic Thresholds », *Invasive Plant Science and Management*, 3(1), 32–39. Internet : https://doi.org/10.1614/IPSM-09-007.1

Canadian Food Inspection Agency. (2008). *Invasive Alien Plants in Canada – Technical Report*. Canadian Food Inspection Agency. Internet : https://epe.lac-bac.gc.ca/100/206/301/cfia-acia/2011-09-21/www.inspection.gc.ca/english/plaveg/invenv/techrpt/techrese.shtml. [Également disponible en français : AGENCE CANADIENNE D'INSPECTION DES ALIMENTS. (2008). *Plantes exotiques envahissantes du Canada – Rapport technique*, Agence canadienne d'inspection des aliments. Internet : http://epe.lac-bac.gc.ca/100/206/301/cfia-acia/2011-09-21/www.inspection.gc.ca/francais/plaveg/invenv/techrpt/techresf.shtml.]

Canadian Food Inspection Agency. (2019, 17 septembre). *Emerald ash borer* – Agrilus planipennis [document de référence], Government of Canada. Internet : https://inspection.canada.ca/plant-health/invasive-species/insects/emerald-ash-borer/eng/1337273882117/1337273975030. [Également disponible en français : AGENCE CANADIENNE D'INSPECTION DES ALIMENTS. (2019, 17 septembre). *Agrile du frêne* – Agrilus planipennis [document de référence], gouvernement du Canada. Internet : https://inspection.canada.ca/protection-des-vegetaux/especes-envahissantes/insectes/agrile-du-frene/fra/1337273882117/1337273975030.]

Canadian Food Inspection Agency. (2020, 25 juin). *Asian longhorned beetle declared eradicated in the cities of Mississauga and Toronto* [communiqué de presse], Government of Canada. Internet : https://www.canada.ca/en/food-inspection-agency/news/2020/06/asian-longhorned-beetle-declared-eradicated-in-the-cities-of-mississauga-and-toronto.html. [Également disponible en français : AGENCE CANADIENNE D'INSPECTION DES ALIMENTS. (2020, 25 juin). *Éradication du longicorne asiatique dans les villes de Mississauga et de Toronto* [communiqué de presse], gouvernement du Canada. Internet : https://www.canada.ca/fr/agence-inspection-aliments/nouvelles/2020/06/eradication-du-longicorne-asiatique-dans-les-villes-de-mississauga-et-de-toronto.html.]

Cianciolo, T. R., J. S. Diamond, D. L. McLaughlin, R. A. Slesak, A. W. D'Amato et B. J Palik (2021). « Hydrologic variability in black ash wetlands: Implications for vulnerability to emerald ash borer », *Hydrological Processes*, 35(4), e14014. Internet : https://doi.org/10.1002/hyp.14014

City of Toronto Parks, Forest and Recreation Division. (2012), *Update on the Strategy for the Management of Emerald Ash Borer* (p. 14), Ville de Toronto. Internet : https://www.toronto.ca/legdocs/mmis/2012/pe/bgrd/backgroundfile-44989.pdf

City of Minnesota, Duluth. (2016) *City of Duluth Emerald Ash Borer Management Plan*. Internet : final-eab-plan-11-29-16.pdf (duluthmn.gov)

Clements, D. R. et A. DiTommasoé (2012). « Predicting weed invasion in Canada under climate change: Evaluating evolutionary potential », *Canadian Journal of Plant Science*, *92*(6), 1013–1020. Internet : https://doi.org/10.4141/cjps2011-280

Colleran, B., S. N. Lacy et M. R. Retamal (2020). « Invasive Japanese knotweed (Reynoutria japonica Houtt.) and related knotweeds as catalysts for streambank erosion », *River Research and Applications*, *36*(9), 1962–1969. Internet : https://doi.org/10.1002/rra.3725

Cuddington, K., S. Sobek-Swant, J. C. Crosthwaite, D. B. Lyons et B. J Sinclair (2018). « Probability of emerald ash borer impact for Canadian cities and North America: A mechanistic model », *Biological Invasions*, *20*(9), 2661–2677. Internet : https://doi.org/10.1007/s10530-018-1725-0

EDDMapS. (2021). *Early Detection & Distribution Mapping System*, The University of Georgia - Center for Invasive Species and Ecosystem Health (consulté le 24 juin 2021). Internet : http://www.eddmaps.org/.

EMERALD ASH BORER INFORMATION NETWORK. (s.d.). *Emerald Ash Borer | About Emerald Ash Borer (EAB)*, (consulté le 18 juin 2021). Internet : http://www.emeraldashborer.info/about-eab.php.

Environment and Climate Change Canada. (2019, 10 mai). *Managing conflicts with migratory birds*, Government of Canada. Internet : https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/migratory-bird-conservation/managing-conflicts.html. [Également disponible en français : ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA. (2019, 10 mai). *Gestion des conflits avec les oiseaux migrateurs*, gouvernement du Canada. Internet : https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/conservation-oiseaux-migrateurs/gestion-conflits.html#toc1.]

Freund, J. G., E. Thobaben, N. Barkowski et C. Reijo, C. (2013). « Rapid in-stream decomposition of leaves of common buckthorn (Rhamnus cathartica), an invasive tree species » *Journal of Freshwater Ecology*, *28*(3), 355–363. Internet : https://doi.org/10.1080/02705060.2013.770802

Gehring, T. M., C. R. Blass, B. A Murry et D. G. Uzarski. (2020). « Great Lakes coastal wetlands as suitable habitat for invasive mute swans in Michigan », *Journal of Great Lakes Research*, *46*(2), 323–329. Internet : https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.12.013

Gerber, E., G. Cortat, H. Hinz, B. Blossey, E. Katovich et L. Skinner. (2009). « Biology and host specificity of Ceutorhynchus scrobicollis (Curculionidae; Coleoptera), a root-crown mining weevil proposed as biological control agent against Alliaria petiolata in North America », *Biocontrol Science and Technology - BIOCONTROL SCI TECHNOL*, *19*, 117–138. Internet : https://doi.org/10.1080/09583150802609924

Grevstad, F. S., J. E. Andreas, R. S. Bourchier, R. Shaw, R. L. Winston, C. B. Randall et R. C. Reardon. (2020). *Biology and Biological Control of Knotweeds*, USDA Forest Service, Forest Health Assessment and Applied Science Team.

Guillaume, G., G. Matthieu, D. du R. Pierre et G. Patrick. (2014). « Effects of mute swans on wetlands: A synthesis », *Hydrobiologia*, *723*(1), 195–204. Internet : https://doi.org/10.1007/s10750-013-1704-5

Guiry, E. J., M. Buckley, T. J. Orchard, A. L. Hawkins, S. Needs-Howarth, E. Holm et P. Szpak, P. (2020). « Deforestation caused abrupt shift in Great Lakes nitrogen cycle », *Limnology and Oceanography*, *65*(8), 1921–1935. Internet : https://doi.org/10.1002/lno.11428

Haack, R. A., Y. Baranchikov, L. S. Bauer et T. M. Poland. (2015). Chapter 1: Emerald ash borer biology and invasion history », *in* R. G. Van Driesche et R. C. Reardon (éd.), *Biology and control of emerald ash borer* (pp. 1–13), U.S.

Department of Agriculture, Forest Service, Forest Health Technology Enterprise Team. Internet : https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/49254

Haack, R. A., F. Hérard, J. Sun et J. J. Turgeon. (2010). « Managing Invasive Populations of Asian Longhorned Beetle and Citrus Longhorned Beetle: A Worldwide Perspective », *Annual Review of Entomology*, 55(1), 521–546. Internet : https://doi.org/10.1146/annurev-ento-112408-085427

Haines, D. F., J. A. Aylward, S. D. Frey et K. A. Stinson. (2018). « Regional Patterns of Floristic Diversity and Composition in Forests Invaded by Garlic Mustard (Alliaria petiolata) », *Northeastern Naturalist*, 25(3), 399–417. Internet : https://doi.org/10.1656/045.025.0307

Hewlett, C., R. L. North, J. Johansson, D. M. Vandergucht et J. J. Hudson. (2015). « Contribution of shoreline erosion to nutrient loading of the Lake Diefenbaker reservoir, Saskatchewan, Canada », *Journal of Great Lakes Research*, *41*, 110–117. Internet : https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.11.020

Jones, D., D. Bruce, M. S. Fowler, R. Law-Cooper, I. Graham, A. Abel, F. A. Street-Perrott et D. Eastwood. (2018). « Optimising physiochemical control of invasive Japanese knotweed », *Biological Invasions*, 20(8), 2091–2105. Internet : https://doi.org/10.1007/s10530-018-1684-5

Kolka, R. K., A. W. D'Amato, J. W. Wagenbrenner, R. A. Slesak, T. G. Pypker, M. B. Youngquist, A. R. Grinde et B. J. Palik. (2018). « Review of Ecosystem Level Impacts of Emerald Ash Borer on Black Ash Wetlands: What Does the Future Hold? ». *Forests*, 9(4), 179. Internet : https://doi.org/10.3390/f9040179

Kreutzweiser, D., D. Nisbet, P. Sibley et T. Scarr, T. (2018). « Loss of ash trees in riparian forests from emerald ash borer infestations has implications for aquatic invertebrate leaf-litter consumers », *Canadian Journal of Forest Research*. Internet : https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0283

Kurylo, J. et A. G. Endress. (2012). « Rhamnus cathartica: Notes on Its Early History in North America », *Northeastern Naturalist*, 19(4), 601–610. Internet : https://doi.org/10.1656/045.019.0405

Lavoie, C. (2017). « The impact of invasive knotweed species (Reynoutria spp.) on the environment: Review and research perspectives » *Biological Invasions*, 19(8), 2319–2337. Internet : https://doi.org/10.1007/s10530-017-1444-y

Lewis, S. E., J. G. Freund et M. Beaver. (2017). « Consumption of Native Green Ash and Nonnative Common Buckthorn Leaves by the Amphipod Gammarus pseudolimnaeus », *The American Midland Naturalist*, 177(1), 100–111. Internet : https://doi.org/10.1674/0003-0031-177.1.100

Lewis, S. E., J. J. Piatt et A. S. L. Lewis. (2017). « Amphipods (Gammarus pseudolimnaeus) prefer but are harmed by a diet of non-native leaves », *Freshwater Science*, 36(4), 739–749. Internet : https://doi.org/10.1086/694855

Mascaro, J. et S. A. Schnitzer. (2007). « Rhamnus cathartica L. (Common Buckthorn) as an Ecosystem Dominant in Southern Wisconsin Forests », *Northeastern Naturalist*, 14, 387–402. Internet : https://doi.org/10.1656/1092-6194(2007)14[387:RCLCBA]2.0.CO;2

Meekins, J. F. et B. C. McCarthy. (2001). « Effect of Environmental Variation on the Invasive Success of a Nonindigenous Forest Herb », *Ecological Applications*, *11*(5), 1336–1348. Internet : https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1336:EOEVOT]2.0.CO;2

Meng, P. S., K. Hoover et M. A. Keena. (2015). « Asian Longhorned Beetle (Coleoptera: Cerambycidae), an Introduced Pest of Maple and Other Hardwood Trees in North America and Europe », *Journal of Integrated Pest Management*, 6(4). Internet : https://doi.org/10.1093/jipm/pmv003

Michigan Department of Natural Resources - Wildlife Division. (2012). *Mute Swan Management and Control Program Policy and Procedures*, Michigan Department of Natural Resources. Internet : https://www.michigan.gov/documents/dnr/2012_Mute_Swan_Policy_378701_7.pdf

Moore, B. (2005, Novembre). *Alien Invasive Species: Impacts on Forests and Forestry—A Review*, [document en ligne], FAO. Internet : http://www.fao.org/3/j6854e/J6854E00.htm#TopOfPage

Natural Resources Canada. (2020). *Asian longhorned beetle*, Government of Canada; Natural Resources Canada. Internet : https://www.nrcan.gc.ca/our-natural-resources/forests/wildland-fires-insects-disturbances/top-forest-insects-and-diseases-canada/asian-longhorned-beetle/13369. [Également disponible en français : RESSOURCES NATURELLES CANADA. (2020). *Longicorne asiatique*, gouvernement du Canada; Ressources naturelles Canada. Internet : https://www.rncan.gc.ca/nos-ressources-naturelles/forets/feux-insectes-perturbations/principaux-insectes-et-maladies-des-forets-au-canada/longicorne-asiatique/13370.]

Natural Resources Canada. (2021, 13 avril). *Emerald ash borer*, Government of Canada, Natural Resources Canada. Internet : https://www.nrcan.gc.ca/our-natural-resources/forests/wildland-fires-insects-disturbances/top-forest-insects-and-diseases-canada/emerald-ash-borer/13377. [Également disponible en français : RESSOURCES NATURELLES CANADA. (2021, 13 avril). *Agrile du frêne*, gouvernement du Canada; Ressources naturelles Canada. Internet : https://www.rncan.gc.ca/nos-ressources-naturelles/forets/feux-insectes-perturbations/principaux-insectes-et-maladies-des-forets-au-canada/agrile-du-frene/13378.]

New York State Department of Environmental Conservation. (2019). *Mute Swans in New York: A Final Management Plan to Prevent Population Growth and Minimize Impacts of an Invasive Species*, New York State Department of Environmental Conservation. Internet : https://www.dec.ny.gov/docs/wildlife_pdf/muswmgmtplan19.pdf

Nisbet, D., D. Kreutzweiser, P. Sibley et T. Scarr. (2015). « Ecological risks posed by emerald ash borer to riparian forest habitats: A review and problem formulation with management implications », *Forest Ecology and Management*, *358*, 165–173. Internet : https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.030

Nuzzo, V. A. (1991). « Experimental control of garlic mustard [Alliaria petiolata (Bieb.) Cavara & Grande] in northern Illinois using fire, herbicide, and cutting », *Natural Areas Journal*, *11*(3), 158–167.

Ontario Ministry of natural resources and forestry. (2020a, 15 octobre). *Asian long-horned beetle*, Ontario. Internet : https://www.ontario.ca/page/asian-long-horned-beetle. [Également disponible en français : MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES ET DES FORÊTS DE L'ONTARIO. (2020a, 15 octobre). *Longicorne asiatique*, Ontario. Internet : https://www.ontario.ca/fr/page/longicorne-asiatique.]

Ontario Ministry of natural resources and forestry, Science and Research Branch. (2019). *Forest Health Conditions in Ontario, 2018*, Queen's Printer for Ontario. Internet : https://files.ontario.ca/mnrf-foresthealthconditionsontario2018.pdf

Ontario Ministry of natural resources and forestry, Science and Research Branch. (2020b). *Forest Health Conditions in Ontario 2019*, Queen's Printer for Ontario. Internet : https://files.ontario.ca/mnrf-forest-health-conditions-report-2019-en-2020-07-31.pdf

Pardini, E. A., J. M. Drake, J. M. Chase et T. M. Knight. (2009). « Complex population dynamics and control of the invasive biennial Alliaria petiolata (garlic mustard) », *Ecological Applications*, *19*(2), 387–397. Internet : https://doi.org/10.1890/08-0845.1

Pedersen, K., D. R. Marks, D. M. Arsnoe, C. L. Afonso, S. N. Bevins, P. J. Miller, A. R. Randall et T. J. DeLiberto. (2013). « Avian Paramyxovirus Serotype 1 (Newcastle Disease Virus), Avian Influenza Virus, and Salmonella spp. In Mute

Swans (Cygnus olor) in the Great Lakes Region and Atlantic Coast of the United States », *Avian Diseases*, 58(1), 129–136. Internet : https://doi.org/10.1637/10638-081413-Reg.1

Pegler, S. (2018, 31 mai). *Combattre l'argile du frêne à l'aide de la science*, Ressources naturelles Canada; Ressources naturelles Canada. Internet : https://www.rncan.gc.ca/la-science-simplifiee/articles/combattre-lagrile-du-frene-laide-de-la-science/21145

Pergams, O. R. W. et J. E. Norton. (2006). « Treating a Single Stem Can Kill the Whole Shrub: A Scientific Assessment of Buckthorn Control Methods », *Natural Areas Journal*, *26*(3), 300–309. Internet : https://doi.org/10.3375/0885-8608(2006)26[300:TASSCK]2.0.CO;2

Petrie, S. A. et C. M. Francis. (2003). « Rapid Increase in the Lower Great Lakes Population of Feral Mute Swans: A Review and a Recommendation », *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, *31*(2), 407–416.

Ramey, T. L. et J. S. Richardson. (2017). « Terrestrial Invertebrates in the Riparian Zone: Mechanisms Underlying Their Unique Diversity », *BioScience*, *67*(9), 808–819. Internet : https://doi.org/10.1093/biosci/bix078

Rodgers, V. L., K. A. Stinson et A. C. Finzi. (2008). « Ready or Not, Garlic Mustard Is Moving In: Alliaria petiolata as a Member of Eastern North American Forests », *BioScience*, 58(5), 426–436. Internet : https://doi.org/10.1641/B580510

Saint Regis Mohawk Tribe (s.d.). *Akwesasne Mohawk Territory Emerald Ash Borer Community Response Plan*. Internet : Akwesasne Mohawk Territory Emerald Ash Borer Community Response Plan (forestadaptation.org)

Seeney, A., S. Eastwood, Z. Pattison, N. J. Willby et C. D. Bull. (2019). « All change at the water's edge: Invasion by non-native riparian plants negatively impacts terrestrial invertebrates », *Biological Invasions*, *21*(6), 1933–1946. Internet : https://doi.org/10.1007/s10530-019-01947-5

Stafford, J. D., M. W, Eichholz et A. C. Phillips. (2012). « Impacts of Mute Swans (Cygnus olor) on Submerged Aquatic Vegetation in Illinois River Valley Backwaters » *Wetlands*, *32*(5), 851–857. Internet : https://doi.org/10.1007/s13157-012-0316-6

Tang, R. W. K., S. E. Doka, J. D. Midwood et J. M. Gardner Costa. (2020). « Development and spatial application of a submerged aquatic vegetation model for Cootes Paradise Marsh, Ontario, Canada », *Aquatic Sciences*, *83*(1), 9. Internet : https://doi.org/10.1007/s00027-020-00760-w

Turner, R. E. et N. N. Rabalais. (2003). « Linking Landscape and Water Quality in the Mississippi River Basin for 200 Years », *BioScience*, 53(6), 563–572. Internet : https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0563:LLAWQI]2.0.CO;2

U.S. Department of Agriculture Animal and Plant Health Inspection Service. (2020, 21 août). *Asian Longhorned Beetle*. USDA APHIS. Internet : https://www.aphis.usda.gov/aphis/ourfocus/planthealth/plant-pest-and-disease-programs/pests-and-diseases/asian-longhorned-beetle/asian-longhorned-beetle

U.S. Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service. (2021, 19 mai). *Emerald Ash Borer*. USDA APHIS. Internet : https://www.aphis.usda.gov/aphis/ourfocus/planthealth/plant-pest-and-disease-programs/pests-and-diseases/emerald-ash-borer

Weston, L. A., J. N. Barney et A. DiTommaso. (2005). « A Review of the Biology and Ecology of Three Invasive Perennials in New York State: Japanese Knotweed (Polygonum cuspidatum), Mugwort (Artemisia vulgaris) and Pale Swallow-wort (Vincetoxicum rossicum) », *Plant and Soil*, *277*(1), 53–69. Internet : https://doi.org/10.1007/s11104-005-3102-x

Wragg, P. D., M. J. Schuster, A. M. Roth, Pé Bockenstedt, L. E. Frelich et P. B. Reich. (2021). « Revegetation to slow buckthorn reinvasion: Strengths and limits of evaluating management techniques retrospectively », *Restoration Ecology*, 29(1), e13290. Internet : https://doi.org/10.1111/rec.13290

Zouhar, K. (2011). « Rhamnus cathartica, R. davurica », *in Fire Effects Information System*, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. Internet : https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/shrub/rhaspp/all.html#DISTRIBUTION%20AND%20OCCURRENCE

Liste des figures

Figure 1. Estimation du nombre cumulatif d'espèces végétales non indigènes envahissantes introduites au Canada entre 1600 et 2005

Figure 2. Photos des espèces terrestres envahissantes incluses dans le présent rapport : a) longicorne asiatique, b) agrile du frêne, c) Cygne tuberculé, d) alliaire officinale, e) renouée du Japon, f) nerprun cathartique

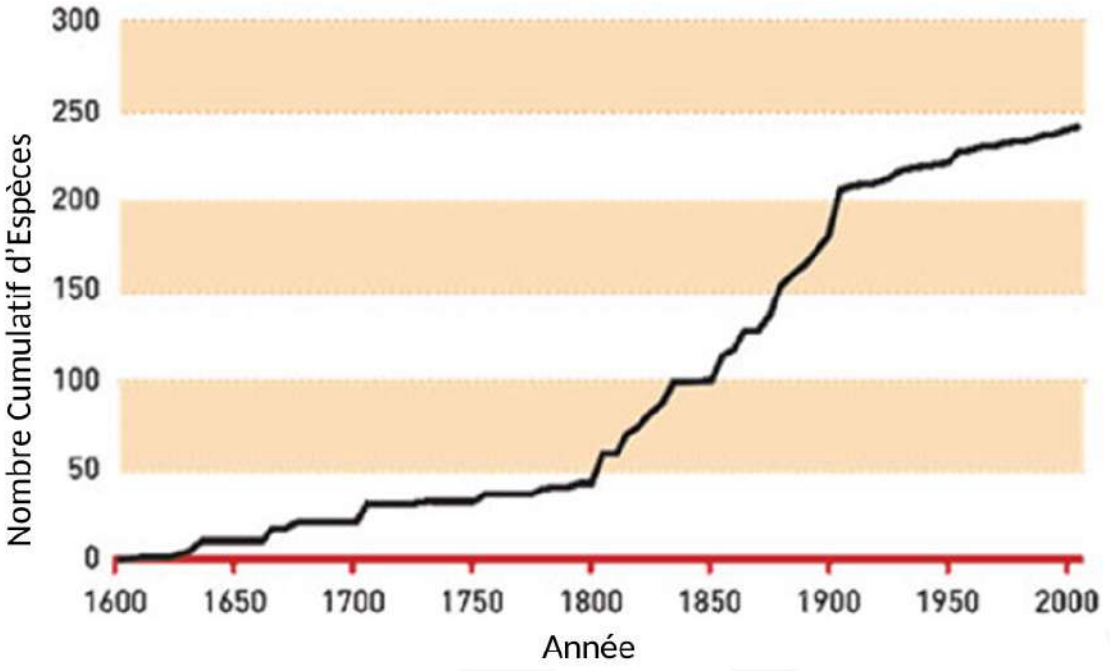
Figure 3. Premières détections de l'agrile du frêne en Amérique du Nord, par comté (janvier 2021)

Figure 4. Zones réglementées à l'égard de l'agrile du frêne au Canada

Figure 5. Aire de répartition de l'alliaire officinale dans les États des Grands Lacs et en Ontario, par comté

Figure 6. Aire de répartition de la renouée du Japon dans les États des Grands Lacs et en Ontario, par comté

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs de 2022



Note : tirée de *Plantes exotiques envahissantes au Canada – Rapport technique*, Agence canadienne d'inspection des aliments, 2008. (https://epe.lac-bac.gc.ca/100/206/301/cfia-acia/2011-09-21/www.inspection.gc.ca/francais/plaveg/invenv/techrpt/techresf.shtml)

Figure 1. Estimation du nombre cumulatif d'espèces végétales non indigènes envahissantes introduites au Canada entre 1600 et 2005

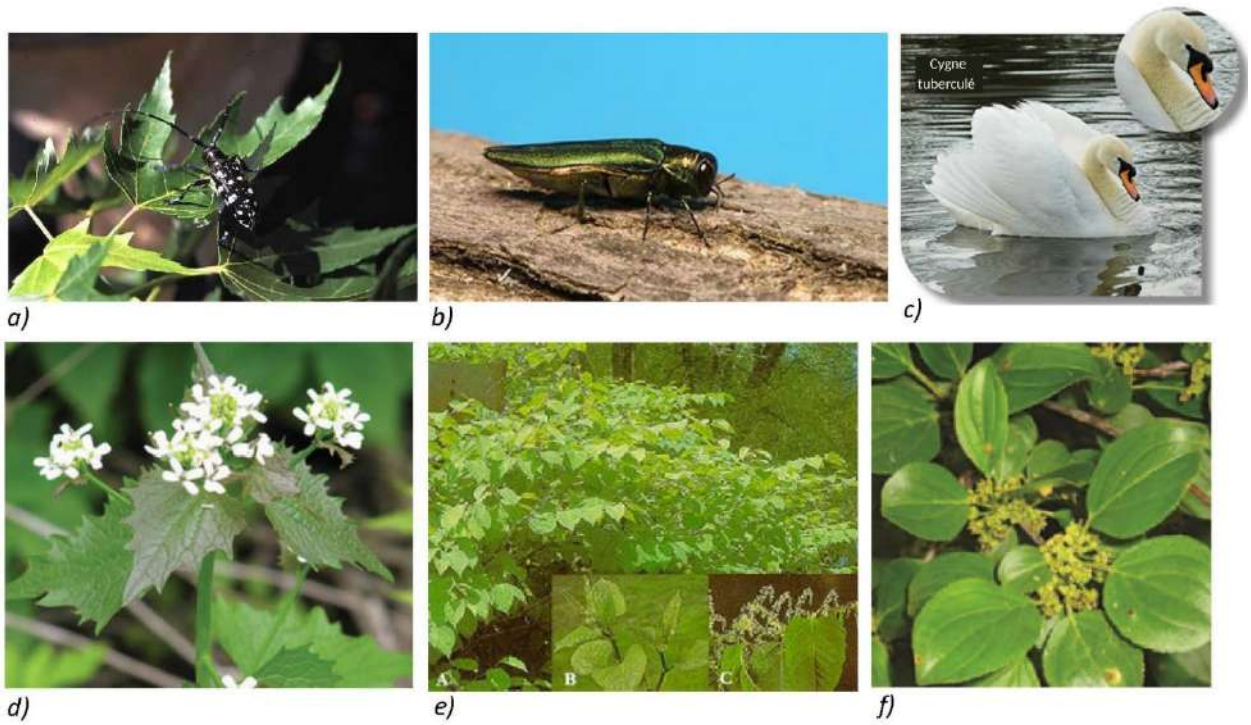
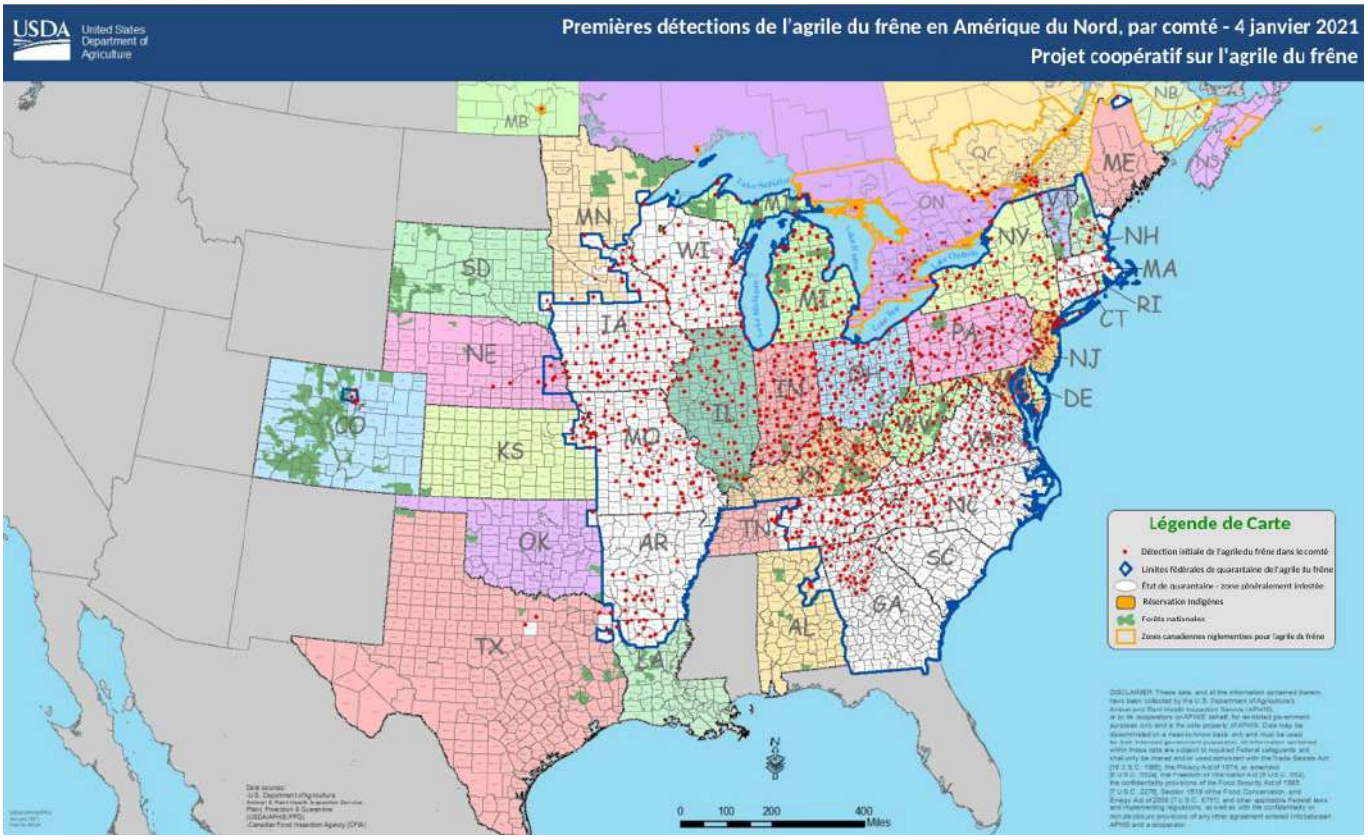


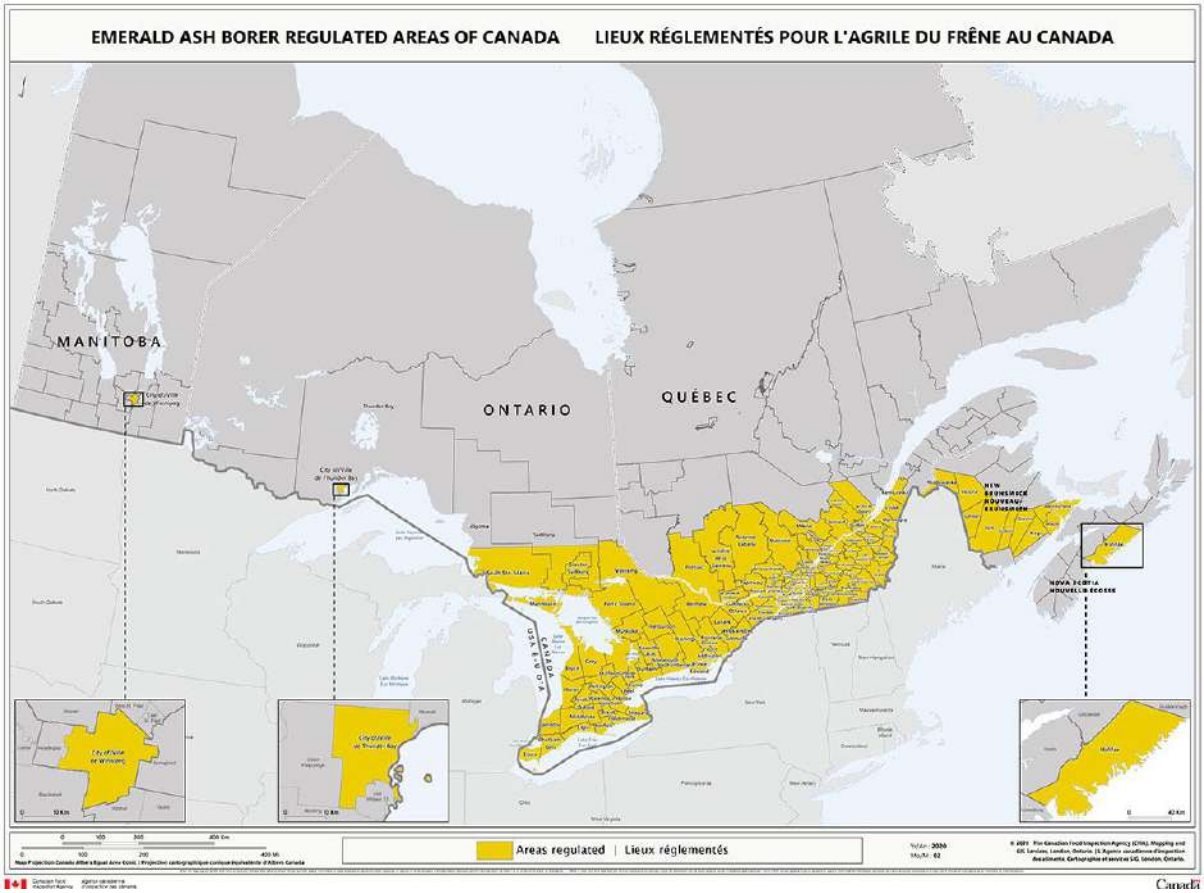
Figure 2. Photos des espèces terrestres envahissantes incluses dans le présent rapport : a) longicorne asiatique, b) agrile du frêne, c) Cygne tuberculé, d) alliaire officinale, e) renouée du Japon, f) nerprun cathartique

Sources des images : a) *Longicorne asiatique* (2021), [photographie]. Ministère du Développement du Nord, des Mines, des Richesses naturelles et des Forêts. Longicorne asiatique | ontario.ca; b) Pegler, S. (2018), *Combattre l'agrile du frêne à l'aide de la science* [photographie]. Ressources naturelles Canada. Combattre l'agrile du frêne à l'aide de la science (rncan.gc.ca); c) *Espèces envahissantes : Cygne tuberculé* (2017) [photographie]. Environnement et Changement climatique Canada. Espèces envahissantes : Cygne tuberculé – Canada.ca; d) Mehrhoff, L. J. (2021), *Lors de leur première année, les plantes produisent une rosette de feuilles vert foncé en forme de haricot* [photographie]. University of Connecticut. Alliaire officinale | ontario.ca; e) *Les mauvaises herbes de l'Ontario : Renouée japonaise* (2021), [photographie]. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario. Les mauvaises herbes de l'Ontario : Renouée japonaise (gov.on.ca); f) *Feuilles et fleurs du nerprun cathartique* (2021) [photographie]. Source : Valley Conservation Area. Nerprun cathartique | ontario.ca



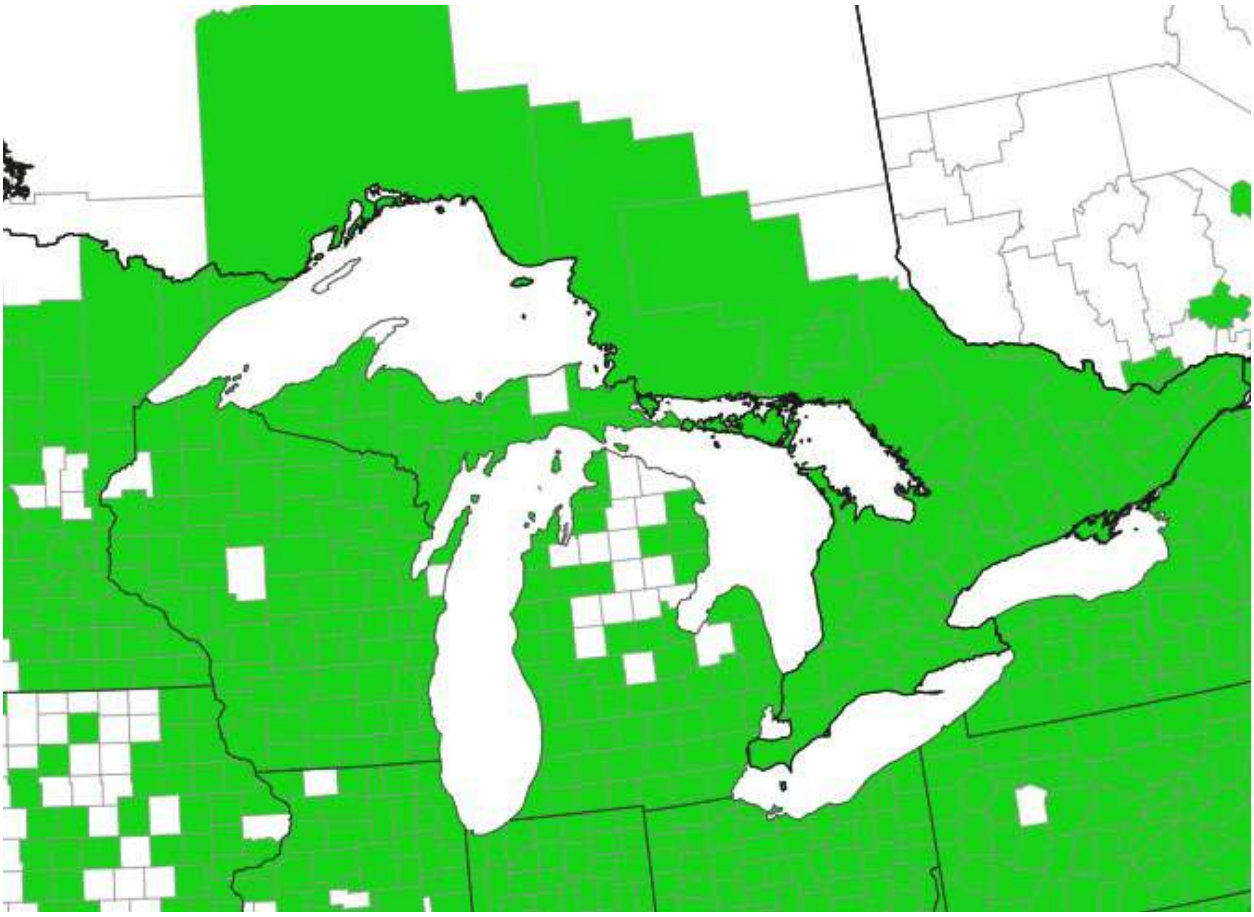
Note : tirée de *Emerald Ash Borer Information Network*, USDA APHIS, 2021 (Emerald Ash Borer | About Emerald Ash Borer [EAB]) (en anglais seulement)

Figure 3. Premières détections de l'agrile du frêne en Amérique du Nord, par comté (janvier 2021)



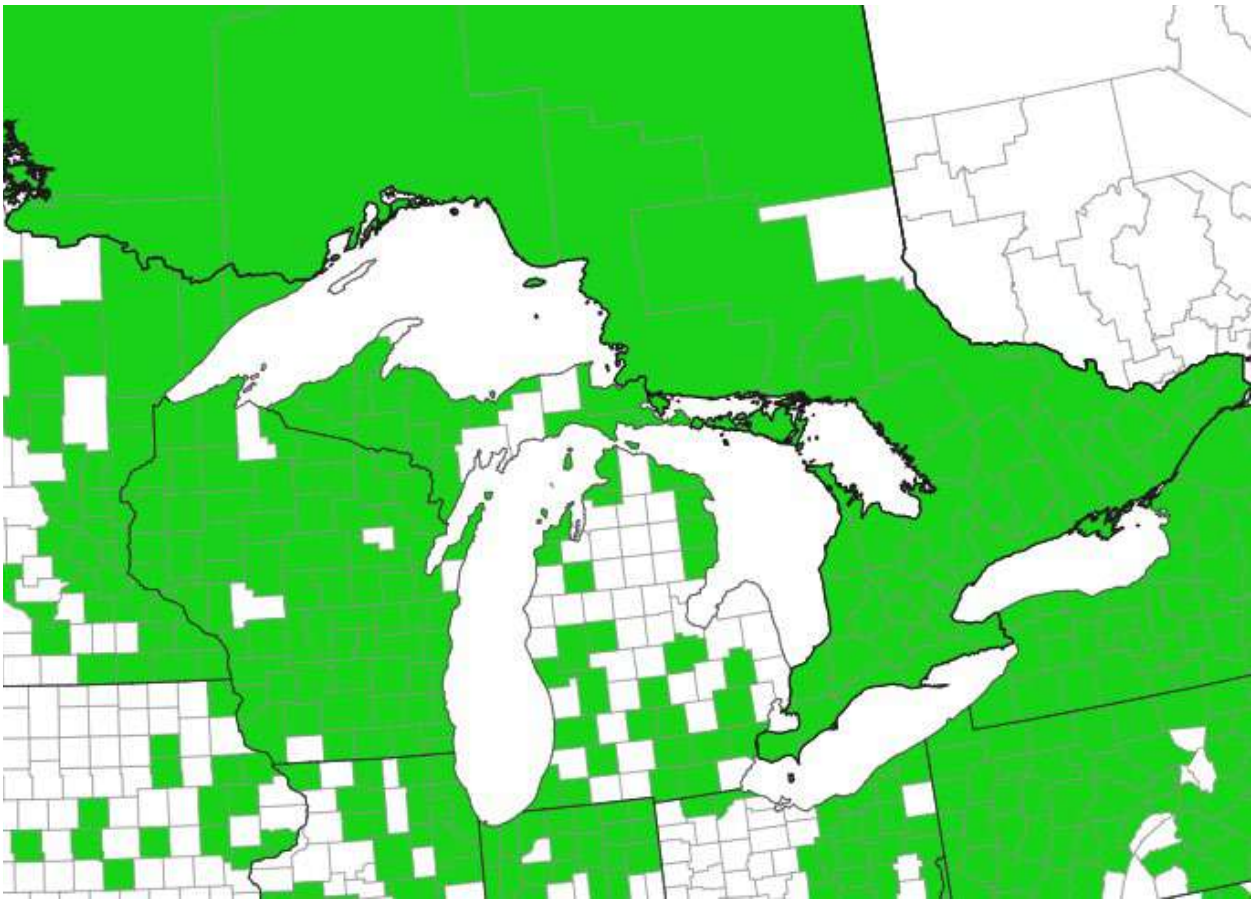
Note : tirée de Zones réglementées à l'égard de l'agrile du frêne, Agence canadienne d'inspection des aliments, 2020. (Zones réglementées à l'égard de l'agrile du frêne – Agence canadienne d'inspection des aliments [canada.ca])

Figure 4. Zones réglementées à l'égard de l'agrile du frêne au Canada



Note : EDDMapS, 2021. *Early Detection & Distribution Mapping System*. The University of Georgia - Center for Invasive Species and Ecosystem Health, (consulté le 22 décembre 2021). Internet : http://www.eddmaps.org/

Figure 5. Aire de répartition de l'alliaire officinale dans les États des Grands Lacs et en Ontario, par comté (États-Unis) et municipalité (Canada). Les zones en vert représentent les comtés et municipalités où des signalements d'alliaires officinales ont été faits et vérifiés au moins une fois, tandis que les zones en blanc correspondent aux comtés ou municipalités où aucun signalement n'a été fait ou vérifié.



Note : *EDDMapS. 2021. Early Detection & Distribution Mapping System*, The University of Georgia – Center for Invasive Species and Ecosystem Health, (consulté le 23 septembre 2021). Internet : http://www.eddmaps.org/.

Figure 6. Aire de répartition de la renouée du Japon dans les États des Grands Lacs et en Ontario, par comté (États-Unis) et municipalité (Canada). Les zones en vert représentent les comtés et municipalités où des signalements de renouées du Japon ont été faits et vérifiés au moins une fois, tandis que les zones en blanc correspondent aux comtés ou municipalités où aucun signalement n'a été fait ou vérifié.

Sous-indicateur : Qualité des eaux souterraines

Évaluation globale

État : Bon

Tendances :

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification :

L'état global de la qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs est évalué comme « bon » (figure 1). Pour la partie évaluée du bassin (84 % de la superficie totale), la qualité des eaux souterraines est « bonne » dans 58 % de la superficie, « passable » dans 41 % de la superficie et « médiocre » dans 1 % de la superficie, ce qui donne l'évaluation globale « bon ». Les parties du bassin pour lesquelles il n'y a pas de données suffisantes (16 % de la superficie totale du bassin, par exemple la partie nord du bassin du lac Supérieur) ne sont pas évaluées, et leur état d'indicateur est classé « indéterminé » (voir les évaluations bassin par bassin ci-dessous). La tendance globale de la qualité des eaux souterraines dans le bassin est « indéterminée », principalement en raison de l'absence d'échantillonnage répété pour la plupart des sites (il n'y a qu'un résultat d'échantillonnage pour la plupart des sites). Cependant, des tendances à la hausse des concentrations de chlorure et de nitrate dans les eaux souterraines ont été signalées pour divers bassins versants du bassin (voir la section sur les conditions écologiques, plus bas).

Évaluation bassin par bassin

Bassin du lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : Comme l'illustre la figure 2, sur les 272 puits évalués, la qualité des eaux souterraines est évaluée comme étant « bonne » dans 194 puits (71 %), « passable » dans 60 (22 %) et « médiocre » dans 18 (7 %). Pour la partie évaluée de la superficie du bassin lacustre (52 %), la qualité des eaux souterraines est évaluée comme « bonne » dans 66 % de la superficie évaluée et comme « passable » dans 34 % de la superficie; la qualité des eaux souterraines n'est nulle part évaluée comme « médiocre ». Au total, 48 % de la superficie du bassin (principalement dans la partie nord du bassin lacustre) est classée « indéterminée » en raison de données insuffisantes. L'analyse des tendances n'a pas été effectuée dans le cadre de la présente évaluation, mais elle devrait faire partie des évaluations futures.

Bassin du lac Michigan

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : Comme l'illustre la figure 3, sur les 2 968 puits évalués, la qualité des eaux souterraines est évaluée comme « bonne » dans 1 582 puits (53 %), « passable » dans 735 (25 %) et « médiocre » dans 651 (22 %). Pour toute la superficie du bassin lacustre (évaluée à 100 %), la qualité des eaux souterraines est évaluée comme « bonne » dans 77 % de la superficie et comme « passable » dans 23 % de la superficie; la qualité des eaux souterraines n'est nulle part évaluée comme « médiocre ». L'analyse des tendances ne faisait pas partie de la présente évaluation, mais elle devrait faire partie des évaluations futures.

Bassin du lac Huron

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : Comme l'illustre la figure 4, sur les 1 308 puits évalués, la qualité des eaux souterraines est évaluée comme « bonne » dans 739 puits (57 %), « passable » dans 318 (24 %) et « médiocre » dans 251 (19 %). Pour la partie évaluée de la superficie du bassin lacustre (94 %), la qualité des eaux souterraines est évaluée comme « bonne » dans 62 % de la superficie, comme « passable »dans 35 % de la superficie et comme « médiocre »dans 3 % de la superficie. L'analyse des tendances ne faisait pas partie de la présente évaluation, mais elle devrait faire partie des évaluations futures.

Bassin du lac Érié

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : Comme l'illustre la figure 5, sur les 1 084 puits évalués, la qualité des eaux souterraines est évaluée comme « bonne » dans 511 puits (47 %), « passable » dans 318 (27 %) et « médiocre » dans 251 (26 %). Pour la partie évaluée de la superficie du bassin lacustre (97 %), la qualité des eaux souterraines est évaluée comme « bonne » dans 51 % de la superficie, comme « passable » dans 48 % de la superficie et comme « médiocre » dans 1 % de la superficie. L'analyse des tendances ne faisait pas partie de la présente évaluation, mais elle devrait faire partie des évaluations futures.

Bassin du lac Ontario

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : Comme l'illustre la figure 6, sur les 922 puits évalués, la qualité des eaux souterraines est évaluée comme étant « bonne » dans 340 puits (37 %), « passable » dans 292 (32 %) et « médiocre » dans 290 (31 %). Pour toute la superficie du bassin lacustre (évalué à 100 %), la qualité des eaux souterraines est évaluée comme « bonne » dans 17 % de la superficie et comme « passable » dans 83 % de la superficie; la qualité des eaux souterraines n'est nulle part évaluée comme « médiocre ». L'analyse des tendances ne faisait pas partie de la présente évaluation, mais elle devrait faire partie des évaluations futures.

Définitions de l'évaluation de l'état

Les autorités assumant des responsabilités réglementaires dans le bassin des Grands Lacs ont établi diverses normes et recommandations (tableau 1). Conformément à l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL), les indicateurs écosystémiques pour le bassin des Grands Lacs doivent être évalués tous les trois ans pour déterminer l'état de la qualité de l'eau et de la santé des écosystèmes aquatiques. Les critères des recommandations du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME, 2012) pour la qualité de l'eau visant la protection de la vie aquatique (c.-à-d. 120 mg/L de chlorure et 3 mg N/L de nitrate) ont donc été choisis pour le sous-indicateur. Ces critères sont les plus stricts parmi les normes et recommandations applicables énumérées au tableau 1. Les critères d'évaluation suivants ont d'abord été appliqués à chaque site de surveillance, puis extrapolés à chaque bassin versant des Grands Lacs.

Étape 1 – Puits

Pour chaque site ou puits de surveillance, la qualité des eaux souterraines est évaluée en fonction des concentrations de chlorure (Cl^-) et de nitrate (N/L NO_3^-) comme suit :

Bonne : concentrations inférieures ou égales à (≤) 0,8 mg N/L $NO3^-$ ET ≤ 30 mg/L (Cl^-);

Passable : concentrations supérieures à (>) 0,8, MAIS inférieures à (<) 3 mg N/L $NO3^-$ ET/OU > 30, MAIS < 120 mg/L (Cl^-);

Médiocre : concentrations supérieures ou égales à (≥) 3 mg N/L $NO3^-$ ET/OU ≥ 120 mg/L (Cl^-).

Ces critères d'évaluation sont illustrés à la figure 7. Dans l'approche en question, la distinction entre « passable » et « médiocre » est fondée sur les critères des recommandations pour la qualité de l'eau de 2012 du CCME. La distinction entre « bonne » et « passable » est fondée sur des concentrations équivalentes à un quart (25 %) des mêmes concentrations recommandées (c.-à-d. 30 mg/L de chlorure; 0,75, arrondi à 0,8 mg N/L de nitrate). Conformément aux évaluations précédentes, ces critères établis en fonction du seuil de « 25 % des concentrations recommandées » fournissent une méthode provisoire et protectrice d'évaluation du sous-indicateur qui est fondée sur le jugement, plutôt que directement sur les critères établis. Elles pourront être modifiées à l'avenir s'il existe un appui suffisant pour d'autres critères.

Les puits de surveillance utilisés dans la présente analyse ont été établis à diverses fins, parfois sans tenir compte du contexte régional. Toutefois, pour le sous-indicateur, l'objectif est de fournir une évaluation régionale de la qualité des eaux souterraines en fonction des paramètres d'intérêt sélectionnés. Des méthodes statistiques ainsi que des approches de système d'information géographique pourraient être utilisées dans le cadre de futures évaluations afin de sélectionner des emplacements de surveillance qui fourniraient suffisamment de renseignements aux fins d'une évaluation régionale pour une partie de bassins de drainage lacustres ou de plusieurs.

Étape 2 – Bassins versants tertiaires

Idéalement, l'unité d'observation de superficie (géographique) pour le sous-indicateur serait le bassin de drainage de chaque Grand Lac, ainsi que l'ensemble du bassin des Grands Lacs. Toutefois, en raison de lacunes spatiales dans les données disponibles sur les eaux souterraines, les données étaient insuffisantes pour évaluer certaines parties de la plupart des bassins lacustres. Par conséquent, l'état de l'indicateur pour chaque bassin versant tertiaire a été évalué avant de terminer l'évaluation pour son bassin respectif des Grands Lacs en fonction des critères suivants :

- bon : si plus de 50 % des puits d'un bassin versant sont évalués comme « bons », ALORS le bassin versant est évalué comme « bon »;

- médiocre : si plus de 50 % des puits d'un bassin versant sont évalués comme étant « médiocre », ALORS le bassin versant est évalué comme étant « médiocre »;
- passable : si plus de 50 % des puits d'un bassin versant sont évalués comme « passable » ou si aucune des évaluations « bon », « passable » ou « médiocre » n'est dominante (c.-à-d. > 50 %), ALORS le bassin versant est évalué comme « passable ».
- indéterminé : les bassins versants ayant moins de deux points de données n'ont pas été évalués et sont indiqués comme « indéterminés ».

Le tableau 2 présente un résumé des résultats de l'étape 2, par bassin versant et pour le bassin des Grands Lacs.

Étape 3 – Bassins versants lacustres

Si plus de 50 % de la superficie du bassin lacustre est évaluée, un indicateur d'état du bassin est établi. La qualité globale des eaux souterraines de chacun des bassins des Grands Lacs est évaluée comme suit :

- bonne : si plus de 50 % de la superficie du bassin est évaluée comme « bonne », ALORS le bassin est évalué comme « bon »;
- médiocre : si plus de 50 % de la superficie du bassin est évaluée comme « médiocre », ALORS le bassin est évalué comme « médiocre »;
- passable : si plus de 50 % de la superficie du bassin est évaluée comme « passable » ou si aucune des évaluations « bon », « passable » ou « médiocre » n'est dominante (c.-à-d. > 50 %), ALORS le bassin est évalué comme « passable »;
- indéterminée : si plus de 50 % de la superficie du bassin n'est pas évaluée en raison de données insuffisantes, ALORS le bassin est indiqué comme « indéterminé ».

La qualité globale des eaux souterraines de l'ensemble du bassin des Grands Lacs est calculée sur une base surfacique à l'aide des mêmes critères décrits ci-dessus pour chaque bassin lacustre. Le tableau 3 présente un résumé des résultats de l'étape 3 par bassin versant et pour le bassin des Grands Lacs.

Les tableaux 2 et 3 et la figure 8 montrent les pourcentages globaux de puits dans chaque catégorie d'évaluation pour chaque bassin de drainage lacustre et la façon dont le sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines se compare entre les bassins. Il convient de noter que l'évaluation du bassin versant est fondée sur les pourcentages d'évaluation des puits, ce qui pourrait générer un biais potentiel là où les puits sont regroupés. Les évaluations futures pourraient examiner et mettre en œuvre des méthodes pour une évaluation sans biais spatial (p. ex. Belitz *et al.*, 2010).

Comme il est mentionné ci-dessous, les données utilisées pour le sous-indicateur seront généralement tirées de programmes de surveillance et de suivi permanents des eaux souterraines. Cela permettra d'utiliser les mêmes données pour l'évaluation des tendances, comme il est précisé ci-dessous. Toutefois, cette méthode n'exclut pas la possibilité d'inclure des données « ponctuelles » pour les évaluations de l'état de la qualité des eaux souterraines, en particulier dans les superficies où des lacunes dans les données sont relevées.

Définitions des tendances évaluées

Les critères suivants sont suggérés pour l'évaluation des tendances futures :

s'améliore : les concentrations de nitrate et de chlorure sont à la baisse, ou la tendance à la baisse est dominante entre les deux paramètres (c.-à-d. qu'un paramètre est à la baisse et que l'autre est inchangé ou à la hausse selon une tendance plus faible);

inchangée : les concentrations de nitrate et de chlorure ne changent pas;

se détériore : les concentrations de nitrate et de chlorure sont à la hausse, ou la tendance à la hausse est dominante entre les deux paramètres (c.-à-d. qu'un paramètre est à la hausse et que l'autre est inchangé ou à la baisse selon une tendance plus faible);

indéterminée : les données ne sont pas disponibles ou ne sont pas claires pour déterminer les tendances.

Une méthode statistique sera choisie au cours d'un prochain cycle de production de rapports pour établir si la trajectoire de concentration diminue, augmente, demeure inchangée ou est indéterminée. L'analyse des tendances futures permettrait d'évaluer s'il y a un changement statistiquement significatif des concentrations de nitrate et de chlorure (ou des deux) dans un groupe de puits dans le bassin des Grands Lacs pour lesquels il existe des données « continues » (p. ex. DeSimone et *al.*, 2014) ou des données partielles (bassin versant ou sous-bassin versant lacustre). La plage de temps et le nombre d'étapes ou d'analyses séquentielles à utiliser pour déterminer les tendances à court et à long terme seront décidés dans les prochains rapports d'évaluation. Aux fins du présent rapport, les tendances générales à l'échelle nationale ou à l'échelle des Grands Lacs qui sont signalées dans des articles et des revues évalués par les pairs sont citées en référence, s'il y a lieu.

Un projet d'examen d'une méthode d'analyse des tendances lancé par le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (MEPNP) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et réalisé par Kilgour & Associates Ltd. est décrit dans la section Renseignements supplémentaires du présent rapport.

Objectifs ou cibles

Le principal critère d'évaluation de la qualité des eaux souterraines est la concentration la plus faible qui est précisée comme norme ou comme recommandation visant la protection de la vie aquatique, ou le niveau maximal prévu par l'une ou plusieurs des normes ou des recommandations présentées au tableau 1. Conformément à l'AQEGL, le sous-indicateur et les indicateurs sont utilisés pour rendre compte de la qualité de l'eau et de la santé des écosystèmes aquatiques. Les recommandations visant la protection de la vie aquatique seront utilisées à des fins d'évaluation. Cela étant, le critère relatif au nitrate ($NO3^-$) est de 3 milligrammes d'azote par litre (mg N/L), et le critère relatif au chlorure (Cl^-) est de 120 mg/L.

Raison d'être du sous-indicateur

Le but du sous-indicateur est d'évaluer l'état général de la qualité des eaux souterraines peu profondes dans le bassin des Grands Lacs, qui interagissent avec d'autres composantes du cycle de l'eau et qui pourraient avoir une incidence sur la qualité des eaux des Grands Lacs. Certains composants chimiques des eaux souterraines peuvent être utilisés pour fournir des renseignements sur la santé des écosystèmes et les risques pour les eaux du bassin des Grands Lacs.

Objectif écosystémique

Le sous-indicateur appuie les travaux visant à atteindre l'objectif général nº 8 de l'AQEGL de 2012, qui prévoit que les eaux des Grands Lacs doivent être « à l'abri des effets nocifs des eaux souterraines contaminées ».

Mesure

Le sous-indicateur utilise les mesures disponibles des concentrations dissoutes de deux composants pertinents de la qualité de l'eau dans les eaux souterraines du bassin des Grands Lacs : le nitrate et le chlorure. Les données proviennent d'échantillons d'eau souterraine analysés dans le cadre d'un suivi continu, d'une surveillance et d'autres programmes ou projets, le cas échéant. Les organismes qui exécutent des programmes de surveillance et de suivi de la qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs à une échelle allant du sous-bassin versant à la région (c.-à-d. qui ne visent pas un site en particulier) comprennent l'U.S. Geological Survey (USGS), en coordination avec les organismes d'État, le MEPNP, en coordination avec diverses autorités de protection de la nature et municipalités, ainsi que la Commission géologique de l'Ontario.

Il est important de noter que, pour le sous-indicateur, les données disponibles proviennent, à l'aide de divers critères, en grande partie des réseaux de surveillance existants, qui ont été établis dans le cadre de programmes antérieurs. Ces réseaux n'ont pas été établis aux fins du sous-indicateur. Dans la présente évaluation de la situation de 2022, les données existantes pour la période 2000-2020 de l'USGS, du MEPNP, de la Commission géologique de l'Ontario et des programmes de surveillance et de suivi municipaux ont été incluses. Les types de puits comprennent les puits de surveillance, des puits privés d'approvisionnement en eau et des puits publics d'approvisionnement en eau dans le bassin des Grands Lacs. Pour les puits dans lesquels plusieurs échantillons ont été prélevés durant la période en question (2000-2020), les concentrations dans les échantillons les plus récentes ont été utilisées.

Les données sur la qualité de l'eau pour les États américains proviennent principalement d'un ensemble de données compilées à partir de trois sources : Le système national d'information sur l'eau (NWIS) de l'USGS (USGS, 2016), le système d'information sur la salubrité de l'eau potable (SDWIS) de l'U.S. Environmental Protection Agency (USEPA, 2013) et de nombreux organismes aux niveaux étatique, régional et local. La plupart des données portent sur les dates d'échantillonnage de 2005 à 2013, et l'échantillon le plus récent de chaque site a été utilisé. De plus amples renseignements sur les méthodes de compilation des ensembles de données sont fournis dans la publication de données de l'USGS ScienceBase (Erickson et Wilson, 2021). Les données sur la qualité de l'eau et l'information sur la construction des puits sont disponibles dans la publication (Erickson et Wilson, 2021). Des données sur la qualité des eaux souterraines et de l'information sur la construction des puits ont été obtenues relativement aux puits au Minnesota dans lesquels le Minnesota Pollution Control Agency prélève régulièrement des échantillons dans le cadre de son programme de surveillance des eaux souterraines (Minnesota Pollution Control Agency, 2021). Des données sur la qualité des eaux souterraines et de l'information sur la construction des puits ont été obtenues relativement aux puits en Ohio dans lesquels l'Ohio Environmental Protection Agency prélève régulièrement des échantillons dans le cadre de son programme de surveillance des eaux souterraines ambiantes (Ohio Environmental Protection Agency, 2021).

La principale source de données couvrant le sud de l'Ontario est le Réseau provincial de contrôle des eaux souterraines du MEPNP, qui comprend environ 400 puits actifs de surveillance à long terme de la qualité des eaux souterraines. Lancé en 2000, le programme est mis en œuvre en partenariat avec les offices de protection de la nature de l'Ontario et les municipalités participantes. Des échantillons annuels d'eaux souterraines sont prélevés à l'automne depuis la création du Réseau.

Comme il est mentionné dans le rapport de 2019, le programme de géochimie des eaux souterraines ambiantes de la Commission géologique de l'Ontario a publié un vaste ensemble de données (plus de 2 300 échantillons ont été prélevés de 2007 à 2014) pour le sud de l'Ontario (Hamilton, 2015). Depuis, le programme a été axé sur l'échantillonnage des eaux souterraines dans le bassin du lac Huron. En 2016, des échantillons ont été prélevés dans 196 puits dans la région de Sudbury (Dell et *al.*, 2016). En 2017, des échantillons ont été prélevés dans 143 puits sur l'île Manitoulin et le long de la rive nord adjacente du lac Huron (Dell et *al.*, 2017). En 2018, les efforts étaient axés sur la région de North Bay, notamment une partie du bassin du lac Huron (données non encore disponibles). Les données disponibles sur la géochimie des eaux souterraines ambiantes ont été utilisées pour l'évaluation de l'état afin de combler certaines des lacunes en matière de données spatiales qui avaient déjà été relevées, en particulier dans le bassin du lac Huron. Cependant, il n'est pas prévu que les mêmes puits du programme fassent l'objet à l'avenir d'un nouvel échantillonnage continu qui appuierait l'évaluation des tendances requise pour le sous-indicateur.

Les données d'échantillonnage des eaux souterraines de certains puits d'approvisionnement et de surveillance municipaux de la région du Grand Toronto compilées dans le cadre du programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges ont également été utilisées pour l'évaluation de l'état de 2022. De plus, certaines données sur la partie nord du bassin du lac Huron et sur le bassin du lac Supérieur ont été compilées par Waters Environmental Geosciences Ltd. (2017). Ces données provenaient de deux sources : les puits d'observation des conditions de fond pour la surveillance des sites d'enfouissement et les programmes municipaux de surveillance de l'approvisionnement en eau.

Pour les évaluations de l'état subséquentes, le nombre et l'emplacement des points d'échantillonnage devraient changer au fil du temps à mesure que de nouveaux puits sont ajoutés, que d'anciens puits sont mis hors service, etc. Les analyses des eaux souterraines recueillies à partir de points d'accès temporaires peu profonds pourraient être incluses dans les évaluations de l'état futures. D'autres données disponibles sur les eaux souterraines peu profondes provenant de projets et de programmes de surveillance, de suivi et de recherche peuvent être incluses dans l'évaluation de l'état, s'il y a lieu. Il faudra envisager des mesures de contrôle et d'assurance de la qualité pour toute donnée supplémentaire envisagée. Même si l'utilisation de telles données entraînerait une certaine incohérence (en ce qui concerne les emplacements des données utilisées pour les évaluations), leur inclusion pourrait éventuellement combler les lacunes en matière d'information dans certains secteurs du bassin des Grands Lacs.

Les données de surveillance recueillies dans le cadre d'enquêtes sur la contamination connue d'eaux souterraines (par exemple les études liées aux enquêtes sur les panaches) sont exclues parce que ces données ne sont pas représentatives de la qualité de l'eau à l'échelle régionale qui est évaluée au moyen du sous-indicateur. Les problèmes de contamination ponctuelle des eaux souterraines devraient être traités site par site, et des résumés de ces données propres à un site pourraient être présentés dans une section particulière du rapport sur le sous-indicateur à titre d'information contextuelle. Les sources ponctuelles de contamination qui ne sont pas incluses dans le présent rapport peuvent avoir des répercussions sur la qualité des eaux souterraines, mais le sous-indicateur vise à évaluer la qualité des eaux souterraines ambiantes à l'échelle des bassins lacustres et du bassin des Grands Lacs. Les efforts et les ressources nécessaires pour inclure une évaluation de tous les puits ou sites d'eaux souterraines contaminés connus dans le bassin des Grands Lacs seraient extrêmement importants. Les travaux réalisés au titre de l'annexe 8 (eaux souterraines) de l'AQEGL envisage d'inclure ce type d'efforts dans les rapports futurs.

Seuls les échantillons d'eaux souterraines « peu profondes » (prélevés dans des puits à des profondeurs inférieures à 40 mètres) sont inclus dans la présente évaluation, étant donné que les eaux souterraines peu profondes sont les plus interactives avec le reste du système hydrologique, y compris les eaux de surface dans le bassin des Grands

Lacs (Conant et *al.*, 2016). La majeure partie des eaux souterraines peu profondes du bassin s'écoule vers les Grands Lacs et finira par s'y déverser. Ce lien a de nombreuses répercussions sur la qualité de l'eau. Les eaux souterraines peu profondes ont tendance à être « plus jeunes », c'est-à-dire qu'elles ont été rechargées plus récemment, et, par conséquent, elles reflètent mieux les répercussions des activités récentes sur la qualité des eaux souterraines dans la région d'alimentation (p. ex. les pratiques d'utilisation des terres). Cela dit, il faut comprendre qu'il faut parfois des années ou des décennies pour que des changements dans les pratiques de gestion des terres aient une incidence mesurable sur les eaux souterraines peu profondes (p. ex. Zebarth et *al.*, 2015).

La définition d'« eaux souterraines peu profondes » est arbitraire. Aux fins du sous-indicateur, les eaux souterraines peu profondes sont définies comme des eaux souterraines recueillies à partir de puits crépinés à moins de 40 mètres sous la surface du sol. Dans le cas des puits de surveillance à plusieurs niveaux, seuls des échantillons de la profondeur la plus proche de la nappe phréatique seraient inclus. La crépine est la partie perforée d'un puits qui recueille les eaux souterraines dans un certain intervalle de profondeur. Dans le cas des puits dont l'intervalle de profondeur crépinée est défini dans la base de données (491 puits sur 6 554), environ 70 % d'entre eux pourraient recueillir des eaux souterraines à des profondeurs de 20 mètres ou moins (figure 9). La profondeur de 40 mètres est un critère qui nécessite des recherches plus poussées, de sorte que le critère de la profondeur pour le choix des « eaux souterraines peu profondes » pour le sous-indicateur sera examiné et pourrait changer au fil du temps. Si le critère est révisé, les données historiques seront réévaluées en fonction du nouveau critère.

Conditions écologiques

Contexte

Les eaux souterraines peuvent être contaminées par diverses substances, notamment des éléments nutritifs, des sels, des métaux, des pesticides, des produits pharmaceutiques et d'autres contaminants. Les eaux souterraines jouent un rôle important en tant que réservoir d'eau qui, s'il est contaminé, peut devenir une source continue de contamination des Grands Lacs. Des paramètres chimiques, comme le nitrate et le chlorure, peuvent être utilisés pour évaluer la qualité des eaux souterraines et fournir des renseignements sur la santé des écosystèmes et le risque pour la qualité de l'eau des Grands Lacs.

L'azote est un nutriment essentiel pour les plantes et les animaux. Il favorise une croissance rapide, augmente la production de semences et de fruits et améliore la qualité des feuilles et des cultures fourragères. L'azote existe dans l'environnement sous de nombreuses formes dans le cadre du cycle de l'azote, notamment le nitrate (NO_3^-) et l'ammonium (NH_4^+) qui sont des composés inorganiques importants dans les systèmes aquatiques. Les concentrations de nitrate dans les eaux souterraines sont souvent élevées dans les milieux urbains et agricoles (Dubrovsky et *al.*, 2010; CMI, 2010). Le chlorure est considéré principalement comme un contaminant urbain provenant du sel de déglaçage des routes, mais il peut être naturellement présent dans des saumures du substratum rocheux.

Il a été démontré que des concentrations élevées de nitrates dans l'eau ont des effets nuisibles sur les organismes et les écosystèmes aquatiques (p. ex. toxicité directe ou accroissement du risque de prolifération d'algues et d'eutrophisation) (CCME, 2012) et sur la santé humaine (Santé Canada, 2013). De même, des concentrations élevées de chlorure dans l'eau s'attaquent aux organismes et aux écosystèmes aquatiques (p. ex. toxicité) (CCME, 2012).

Le nitrate et le chlorure sont considérés comme des contaminants indicateurs clés dans les eaux souterraines pour les raisons suivantes :

- ce sont deux des contaminants les plus prévalents et les plus répandus dans les eaux souterraines qui ont été mesurés et signalés dans le bassin des Grands Lacs (et ailleurs);
- ils proviennent de sources multiples de contaminants dans les régions rurales (agricoles) et urbaines; même si certaines sources géologiques de ces composés existent dans l'environnement, le nitrate et le chlorure sont considérés comme des indicateurs généraux de l'incidence anthropique sur les systèmes aquatiques;
- en tant qu'anions, ils sont tous deux extrêmement mobiles (solubles) dans l'eau, de sorte qu'ils s'infiltrent facilement dans le sol et, par la suite, dans le système d'eaux souterraines;
- ce sont des contaminants stables qui n'ont pas beaucoup d'interactions physiques ou chimiques avec les matières qu'ils traversent (bien que le nitrate puisse être réduit ou éliminé par la dénitrification dans certains environnements souterrains) et qui peuvent donc avoir un effet nocif à long terme sur l'écosystème;
- le chlorure est persistant dans le sous-sol; il n'est pas sujet à l'atténuation par des processus tels que la biodégradation ou la sorption.

Comme il est indiqué dans « Science des eaux souterraines applicable à l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs » (Grannemann et Van Stempvoort, 2016) : [traduction] « L'écoulement naturel des eaux souterraines vers les Grands Lacs et leurs affluents peut améliorer la qualité et la quantité de l'eau et fournir des habitats essentiels aux écosystèmes des Grands Lacs. Les eaux souterraines peuvent être un vecteur de contaminants et de charges excessives d'éléments nutritifs, qui proviennent de sources ponctuelles et diffuses, dans les Grands Lacs. En plus de l'écoulement direct d'eaux souterraines qui transportent des contaminants et des éléments nutritifs dans les Grands Lacs, il faut tenir compte de l'écoulement d'eaux souterraines dans les affluents des Grands Lacs doit, car l'écologie et les habitats des cours d'eau sont interreliés à l'écologie des Grands Lacs (par exemple la fraie et la migration des poissons) ».

Évaluation de l'état

L'évaluation du sous-indicateur à l'échelle régionale a reposé sur la mesure (2000-2020) des concentrations dissoutes de nitrate et de chlorure dans les eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs, dans le cadre de la surveillance permanente de la qualité des eaux souterraines. Aux fins de la présente évaluation, les données ont été obtenues des réseaux de surveillance des eaux souterraines maintenus par 1) l'USGS et ses partenaires, ainsi que 2) le MEPNP et ses partenaires et ont été complétées par des données de la Commission géologique de l'Ontario et de certaines municipalités.

Comme l'illustre la figure 7, la définition de « passable » est plus inclusive que celle de « médiocre » ou de « bonne », parce que « passable » comprend tous les cas où il n'y a pas de majorité de puits évalués comme « médiocres », « passables » ou « bons » (c.-à-d. la partie centrale du diagramme, colorée en orange, où le pourcentage est de moins de 50 % pour les trois catégories).

Bien que la répartition spatiale des données se soit grandement améliorée par rapport à celle des évaluations précédentes, celle utilisée dans la présente évaluation demeure inégale (figures 2 à 6), notamment dans la partie nord du bassin du lac Supérieur, les parties nord et est du bassin du lac Huron et la partie sud du bassin du lac Érié.

La qualité des eaux souterraines tendait plus fortement à varier de « médiocre » à « passable » dans les parties du bassin où l'aménagement était plus intense, notamment en raison de l'urbanisation (p. ex. les secteurs des bassins des lacs Michigan, Érié et Ontario; figures 3, 5 et 6) et tendait à varier de « passable » à « bonne » dans les secteurs

moins aménagés (p. ex. bassins des lacs Supérieur et Huron; figures 2 et 4). Pour les sous-bassins versants du bassin du lac Supérieur qui ont été évalués, la qualité globale des eaux souterraines est « bonne ». Cependant, seulement un peu plus de la moitié du bassin (par secteur) a été évaluée en raison du manque de données dans de nombreux secteurs. Les sous-bassins versants non évalués ont tendance à se trouver au nord du lac dans des secteurs où les populations sont faibles et où les pressions liées à l'aménagement sont limitées. Par conséquent, il est probable que la qualité des eaux souterraines dans au moins certains de ces sous-bassins versants relativement vierges soit également « bonne ».

Il y avait des différences statistiquement significatives dans les concentrations de nitrate et de chlorure lorsque les puits étaient regroupés en fonction de la couverture terrestre et de la profondeur (figure 10). Par exemple, la concentration médiane de chlorure et la concentration médiane de nitrate étaient les plus élevées dans les puits les moins profonds. Les concentrations médianes de chlorure étaient les plus élevées dans les secteurs aménagés, et les concentrations médianes de nitrate étaient les plus élevées dans les secteurs agricoles. Les différences entre les concentrations médianes dans les différentes couvertures terrestres et fourchettes de profondeur de puits peuvent refléter des différences dans les paramètres de l'emplacement des puits qui n'étaient pas visés par la présente analyse (p. ex. différences dans les charges de nitrate par rapport à la surface et différences dans les conditions souterraines, comme la perméabilité des unités géologiques, et dans l'intensité de l'activité microbienne).

Bien que la qualité des eaux souterraines ait été évaluée comme « bonne » pour tous les bassins lacustres, à l'exception de celui du lac Ontario, les répartitions des concentrations de chlorure et de nitrate étaient généralement différentes d'un bassin à un autre et à diverses profondeurs (figure 11). La concentration médiane de chlorure était beaucoup plus faible dans le bassin du lac Supérieur que dans les autres bassins, et elle était beaucoup plus élevée dans les bassins des lacs Ontario et Érié que dans ceux des lacs Michigan et Huron. À des profondeurs plus faibles (c.-à-d. dans les puits de moins de 20 mètres de profondeur), la concentration médiane de chlorure était la plus élevée dans le bassin du lac Érié. À de plus grandes profondeurs (c.-à-d. dans les puits de 20 à 40 mètres de profondeur), elle était la plus élevée dans le bassin du lac Ontario. La concentration médiane de nitrate était légèrement plus faible dans le bassin du lac Ontario et légèrement plus élevée dans le bassin du lac Michigan que dans d'autres bassins. Cependant, le bassin du lac Érié affichait une concentration médiane de nitrate dans les eaux souterraines peu profondes beaucoup plus élevée que les autres bassins (c.-à-d. dans les puits de moins de 10 mètres de profondeur).

Il est important de noter que, si seulement un des deux composants (chlorure et nitrate) qui ont été regroupés pour le sous-indicateur était évalué séparément, les résultats seraient très différents. Par exemple, l'évaluation de la qualité « médiocre » de l'eau du bassin versant le long de la rive nord-est du lac Huron était fondée sur trois points d'échantillonnage où la concentration de chlorure était élevée, mais où la concentration de nitrate était faible. Les trois puits sont situés juste à côté de routes dans des secteurs relativement aménagés qui ont probablement été touchées par le sel de voirie. Cet exemple montre que différents secteurs du bassin présentent des problèmes de contaminants différents qui peuvent orienter l'évaluation globale lorsque celle-ci est combinée à une approche multicontaminant. Toutefois, pour les raisons exposées dans les sections précédentes, il est instructif d'analyser en particulier les deux contaminants ensemble, puisqu'il s'agit d'une évaluation plus représentative de la qualité des eaux souterraines ambiantes dans le bassin des Grands Lacs, compte tenu de ces deux contaminants provenant de sources multiples. Par conséquent, l'ajout à l'avenir d'autres substances chimiques ou composants aurait probablement une incidence sur les évaluations. Il faudra peut-être fournir des explications au moment de comparer les résultats mis à jour (qui comprennent des composants supplémentaires) à ceux des rapports antérieurs sur le sous-indicateur.

Tendances signalées des concentrations de chlorure et de nitrate dans les eaux souterraines du bassin des Grands Lacs

Au cours des dernières décennies, diverses études et divers rapports d'état ont fourni des renseignements sur les tendances des concentrations de chlorure et de nitrate dans les eaux de surface et les eaux souterraines du bassin des Grands Lacs. Des études ont indiqué que les concentrations de chlorure et/ou de nitrate dans les eaux souterraines de la plupart des bassins des Grands Lacs avaient augmenté, tant aux États-Unis (DeSimone et *al.*, 2014; figure 12) qu'au Canada (Sawyer, 2009). La surveillance permanente de la qualité de l'eau en Ontario a montré que les concentrations de chlorure ont augmenté dans les lacs et les cours d'eau durant les dernières décennies (ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, 2016).

Dans le but d'établir une méthode d'analyse des tendances pour le sous-indicateur, Kilgour & Associates Ltd. a analysé les données d'essai de 24 puits municipaux en Ontario où des échantillons ont été prélevés régulièrement entre 1987 et 2017 dans le cadre du Programme de surveillance de l'eau potable du MEPNP. Dans son rapport, Kilgour & Associates Ltd. (2018) a fait état de neuf tendances différentes relativement aux données sur le chlorure et l'azote (tableau 4). De nombreux puits ont affiché une augmentation des concentrations de chlorure et d'azote au fil du temps, mais d'autres ont affiché des tendances à la baisse. Si la mesure dans laquelle ces résultats sont représentatifs pour le bassin des Grands Lacs est inconnue, le rapport présente des éléments contextuels utiles qui pourraient appuyer une analyse future des tendances pour le sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines.

Chlorure

D'après de nombreuses études réalisées tout le long du côté américain du bassin des Grands Lacs, les concentrations de chlorure dans les eaux souterraines avaient connu une augmentation à l'échelle décennale (Bubeck et *al.*, 1971; Kelly et Wilson, 2008). Le programme national d'évaluation de la qualité de l'eau (NAWQA) de l'USGS a évalué divers réseaux de puits aux États-Unis pour déterminer les tendances dans les composants chimiques. Les réseaux de puits dans les bassins des lacs Michigan, Huron et Érié affichent tous une tendance à la hausse des concentrations de chlorure (Lindsey et *al.*, 2016, 2018).

Il est généralement signalé que les concentrations de chlorure étaient les plus élevées dans les eaux souterraines peu profondes (DeSimone et *al.*, 2014; Thomas, 2000a; Mullaney et *al.*, 2009), et qu'elles découlaient de l'utilisation de sels de déglaçage, d'adoucisseurs d'eau et de nombreuses autres sources anthropiques de chlorure dans des secteurs urbains et suburbains (Bubeck et *al.*,1971; Kelly et Wilson, 2008; Warner et Ayotte, 2014; Rayne et *al.*, 2019; Minnesota Groundwater Association, 2020). En revanche, des études récentes menées par Curtis et *al.* (2018, 2019) ont suggéré que la remontée naturelle des saumures était la principale cause des concentrations élevées de chlorure observées dans les zones d'évacuation du sud du Michigan. Une limite importante de la base de données sur la chimie des eaux souterraines de l'État du Michigan (WaterChem) qui a été utilisée dans ces études (Curtis et *al.*, 2018, 2019) était qu'elle ne comprend pas de renseignements sur la profondeur des puits.

Les résultats du côté canadien du bassin sont semblables. Howard et Haynes (1993) et Perera et *al.* (2013) ont documenté une augmentation décennale de la concentration de chlorure dans un bassin versant de la région métropolitaine de Toronto. Leurs études, ainsi que celle d'Eyles et de Meriano (2010), ont toutes montré un lien entre les eaux souterraines peu profondes affectées par le sel de voirie et leur évacuation par des sources et l'écoulement de base. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (1998) a fait état d'une proportion élevée de stations de surveillance de la qualité de l'eau des cours d'eau le long du lac Érié présentait des concentrations de chlorure à la hausse, [traduction] « témoignant de l'urbanisation et de l'aménagement importants qui ont eu lieu dans les bassins versants du Sud de l'Ontario depuis le début des années 1980 ». À certains endroits dans le sud de l'Ontario, des concentrations naturelles élevées de chlorure dans les eaux souterraines sont associées aux schistes

(saumures) (p. ex. Singer et *al.*, 2003).

Il a été signalé que la concentration de chlorure dans les eaux souterraines dépassait de 100 à 1 000 fois la concentration de fond dans certaines sources urbaines et eaux peu profondes du sud de l'Ontario (Howard et Beck, 1993). L'augmentation des concentrations de chlorure a été attribuée aux sels de voirie, aux lixiviats de sites d'enfouissement, aux engrais agricoles et aux eaux salines du substrat rocheux (Howard et Beck, 1993; Bowen et Hinton, 1998; Williams et *al.*, 2000). Les augmentations de la concentration de chlorure dans les eaux souterraines et le liens avec la croissance urbaine et les utilisations connexes des terres ont également été notés dans certains puits municipaux du sud de l'Ontario (Sawyer et *al.*, 2009; Comité de protection des sources du sud de la baie Georgienne et du lac Simcoe, 2015; Credit Valley Conservation Authority, 2012, 2015; Office de protection de la nature du lac Ontario Centre, 2015).

Nitrate

Il existe peu d'études sur les tendances des concentrations de nitrate dans les eaux souterraines, surtout à l'échelle régionale ou du bassin. Le NAWQA de l'USGS n'a relevé aucune tendance ou tendance à la hausse des concentrations de nitrate dans les bassins des lacs Érié et Michigan (Lindsey et *al.*, 2016, 2018). Gardner et *al.* (2020) n'ont observé aucune tendance distincte de la concentration de nitrate dans les eaux souterraines à trois emplacements dans différents contextes hydrogéologiques et d'utilisation des terres dans le bassin nord-est du lac Érié. D'après l'étude en question, les conditions climatiques, la pression exercée sur l'utilisation des terres et le milieu hydrogéologique ont joué ensemble un rôle important dans les caractéristiques des tendances chronologiques du nitrate des eaux souterraines. À l'instar du chlorure, une augmentation des concentrations de nitrate a été relevée dans certains puits d'approvisionnement municipaux du sud de l'Ontario (Credit Valley Conservation Authority, 2015; Office de protection de la nature de l'Ontario, 2015).

Certaines études sur la qualité des eaux souterraines ont remarqué des liens entre des concentrations élevées de nitrate dans les eaux souterraines et des sources humaines, comme les engrais, le fumier et les fosses septiques (Hill, 1982; Sawyer, 2009; Thomas, 2000b). D'autres ont constaté que la présence et la concentration de nitrates dans les eaux souterraines étaient directement proportionnelles à la profondeur du puits (c.-à-d. concentration plus élevée dans les puits forés ou forés peu profondément) et à la perméabilité du sol (Goss et *al.*, 1998). Une étude de la qualité de l'eau du système aquifère glaciaire dans le nord des États-Unis a révélé que le nitrate d'une concentration de plus de 10 mg N/L était également associé à des conditions d'eau souterraine oxydante (Erickson et *al.*, 2019).

Liens

Liens avec d'autres sous-indicateurs des Grands Lacs

- Eau potable traitée – Le sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines ne comprend que des renseignements sur le chlorure et le nitrate dans les eaux souterraines ambiantes (c.-à-d. non traitées), alors que l'évaluation de la qualité de l'eau potable tient compte d'un éventail beaucoup plus large de paramètres dans les eaux de surface et les eaux souterraines.
- Qualité de l'eau dans les affluents – Ce sous-indicateur est fondé sur l'indice de la qualité des eaux, qui est calculé à l'aide d'un total de huit paramètres, y compris les concentrations de chlorure et de nitrate dans les eaux de surface.

- Étendue et composition des terres humides côtières – Les eaux souterraines s'infiltrent dans les terres humides côtières, qui, pour certaines, dépendent des eaux souterraines. La santé de ces écosystèmes est influencée par la qualité des eaux souterraines qui s'y déversent.
- Éléments nutritifs dans les lacs (eaux libres) – Les éléments nutritifs dans les eaux souterraines qui se déversent dans les lacs ou dans les cours d'eau qui s'y déversent peuvent avoir une incidence sur les éléments nutritifs dans les lacs, en particulier dans les zones littorales.
- Couverture terrestre – Dans une certaine mesure, la tendance de l'état de la qualité des eaux souterraines semble être associée aux tendances d'utilisation des terres et d'aménagement. Les eaux souterraines de moindre qualité ont tendance à se trouver dans les puits peu profonds dans les secteurs de couverture urbaine et agricole. Une analyse statistique supplémentaire est justifiée pour confirmer les liens en questions dans les prochains rapports.
- Population humaine – De même, la qualité des eaux souterraines est généralement moins bonne dans les régions plus densément peuplées. Une analyse statistique supplémentaire est justifiée pour confirmer les liens en question dans les prochains rapports.
- Débit de base dû aux eaux souterraines – L'évacuation des eaux souterraines est une composante principale du débit de base, et la qualité de ces eaux souterraines influe sur la qualité des cours d'eau.
- Niveaux d'eau – Les changements des niveaux d'eau des lacs pourraient être liés à des changements de la qualité des eaux souterraines, en particulier dans les zones littorales, et à des changements du débit de base.
- Quantités de précipitations – Les variations des quantités de précipitations pourraient être liées à des changements du débit de base et de la qualité des eaux souterraines, en partie en modifiant la profondeur de la nappe phréatique et en affectant les systèmes d'écoulement des eaux souterraines peu profondes et l'interaction entre les eaux de surface et les eaux souterraines.

La prise en compte future des liens ci-dessus pourrait être utile pour démontrer comment les profils régionaux de la qualité des eaux souterraines sont liés à la qualité des eaux de surface, aux habitats et aux divers facteurs de stress.

Les considérations futures pourraient inclure la façon dont les changements climatiques, y compris les changements des quantités et du moment des précipitations et/ou de la température des eaux de surface, pourraient avoir des répercussions indirectes sur le sous-indicateur. À l'heure actuelle, la nature des répercussions demeure inconnue.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité	X			
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X		
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables pour le sous-indicateur.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont ouvertement disponibles et accessibles.	Oui	Les données se trouvent ici : Données sur la qualité des eaux souterraines du Réseau provincial de contrôle des eaux souterraines du MEPNP : (https://data.ontario.ca/fr/dataset/provincial-groundwater-monitoring-network). Publication des données de l'USGS : (https://doi.org/10.5066/P9JT8PXS)		

Limites des données

Les réseaux de puits de surveillance utilisés pour la présente évaluation diffèrent des côtés États-Unis et du Canada de la frontière. Précisément, l'âge des puits, leur méthode de construction et les critères utilisés pour choisir ces puits de surveillance étaient différents. Bien que les méthodes d'analyse chimique utilisées pour les données des États-Unis et du Canada aient également été différentes, il est peu probable que cela ait eu un effet important sur le résultat de l'évaluation.

L'ensemble de données sur la construction des puits et la qualité de l'eau a été compilé à partir de plusieurs sources afin d'obtenir des renseignements sur les profondeurs des puits et des données sur la qualité de l'eau. Les organismes ont volontairement communiqué des données, de sorte que la densité des données varie selon la zone étudiée. Le nitrate et le chlorure ne sont pas surveillés de façon égale dans la zone étudiée. Par conséquent, le degré

d'évaluation des composants individuels n'est pas le même partout dans la zone étudiée. Les résultats pour les zones évaluées ne peuvent pas être généralisés directement et appliqués aux zones non évaluées. Nous avons effectué une assurance de la qualité raisonnable pendant la compilation des données pour nous assurer que les puits avaient moins de 40 mètres de profondeur et que les échantillons provenaient de sources d'eau brute (non traitée et non mélangée). Toutefois, l'assurance exhaustive de la qualité pour la myriade de sources de données dépassait la portée de l'étude.

Le sous-indicateur ne tient compte que de deux contaminants (nitrate et chlorure) et n'est donc pas conçu pour saisir tous les problèmes possibles de contamination des eaux souterraines à un endroit donné. Les eaux souterraines peuvent être contaminées par de nombreuses autres substances, y compris les composants de sources géologiques (p. ex. l'arsenic et le manganèse), les composants de sources humaines (p. ex. les composés pétroliers ou les pesticides organiques) ou d'autres substances, comme des microorganismes pathogènes. De plus, l'incidence de certains secteurs industriels sur la qualité des eaux souterraines n'est pas bien évaluée par les deux composants chimiques qui ont été sélectionnés (p. ex. le secteur minier).

L'évaluation de la qualité des eaux souterraines est fondée sur les échantillons et les puits disponibles, et cette limitation a entraîné d'importantes lacunes dans les données spatiales (p. ex. le bassin du lac Supérieur), dont il est question ci-dessus. Il semble y avoir des puits dans la plupart des endroits où un aménagement a eu lieu; cependant, certaines données qui pouvaient être utiles pouvaient ne pas être facilement accessibles (p. ex. réseaux de surveillance privés).

Certaines zones du bassin des Grands Lacs peuvent comporter des eaux souterraines peu profondes contenant des concentrations élevées de chlorure, lesquelles sont régies par des conditions hydrogéologiques ou géochimiques. Une approche pour déterminer la source de chlorure consisterait à examiner les rapports de chlorure par rapport au bromure (Cl/Br), ce qui est prometteur pour ce qui est d'aider à faire la distinction entre le chlorure géologique et le chlorure anthropique (p. ex. dérivé du sel de déglaçage) (p. ex. Thomas, 2000a; Panno et *al.*, 2006; Katz et *al.*, 2011). Les zones où la teneur en chlorure est élevée dans les eaux souterraines provenant de sources géologiques pourraient être particulièrement vulnérables à la contamination anthropique par le chlorure (c.-à-d. des concentrations encore plus élevées de chlorure), et, en ce sens, pourraient toujours être considérées comme « médiocres ». Toutefois, d'autres recherches ou une analyse documentaire pour déterminer si de telles zones pourraient soutenir des écosystèmes de terres humides ou de cours d'eau qui sont adaptés à une teneur plus élevée en chlorure dans les eaux souterraines pourraient être utiles. Dans les évaluations futures, une certaine analyse sera effectuée pour établir comment les ensembles de données se comparent des deux côtés de la frontière internationale (p. ex. espacement des données, profondeur des puits et types de méthodes d'échantillonnage et d'analyse) et se comparent par rapport à l'objectif initial des puits installés. Les renseignements sur les aquifères ne sont pas inclus dans la présente évaluation.

Renseignements supplémentaires

Potentiel pour les évaluations futures des tendances

En février 2018, en collaboration avec le MEPNP, ECCC a lancé un projet visant à appuyer l'élaboration future des évaluations des tendances requises aux fins du sous-indicateur. Précisément, ECCC a confié à Kilgour & Associates Ltd. les quatre tâches suivantes : 1) effectuer une analyse documentaire pour établir la ou les méthodes les plus appropriées pour déterminer les tendances significatives dans les concentrations de nitrate et de chlorure dans les eaux souterraines du bassin des Grands Lacs; 2) réaliser les premières étapes de la détermination des méthodes de tendance appropriées et pertinentes, comme les tests de l'état normal; 3) appliquer la méthode choisie à un

ensemble de données représentatives sur la qualité des eaux souterraines des puits; et 4) examiner le logiciel utilisé pour appliquer les méthodes sélectionnées et discuter des limites, des erreurs courantes et des résultats de leur application. Les résultats de ces travaux contractuels sont maintenant disponibles aux fins d'évaluation future des tendances.

Possibilité d'intégration future de données supplémentaires provenant d'autres sources pour combler les lacunes dans les réseaux de surveillance

En février 2017, ECCC a retenu les services de Waters Environmental Geosciences Ltd. pour étudier d'autres sources possibles de données sur la qualité des eaux souterraines dans des parties des bassins des lacs Supérieur, Huron et Ontario, dans la province de l'Ontario. Des données ont été tirées de 31 puits supplémentaires, dont 9 dans le bassin du lac Supérieur et 22 dans le bassin du lac Huron. Au total, 14 de ces 31 puits étaient des puits « d'observation des conditions de fond » prévus dans le cadre de programmes de surveillance de sites d'enfouissement et qui étaient présumés ne pas être touchés par les répercussions des sites d'enfouissement. Les 17 autres étaient des puits d'approvisionnement en eau municipaux, qui étaient concentrés dans six milieux urbains (y compris des villes et de petites collectivités). Selon les critères d'état pour le sous-indicateur, la qualité des eaux souterraines dans la majorité des puits d'observation des conditions de fond dans le cadre de la surveillance des sites d'enfouissement était « bonne », alors que la qualité des eaux souterraines de la majorité des puits d'approvisionnement en eau municipaux était « passable ». Dans ces derniers puits, les concentrations de nitrate étaient faibles, mais le chlorure se situait souvent entre 30 et 120 mg/L, d'où la classification « passable ». Ces données supplémentaires relevées par Waters Environmental Geosciences Ltd. (2017) ont été incluses dans l'évaluation de l'état actuel. Cependant, en raison de la répartition éparse des données et de la concentration importante des puits d'approvisionnement en eau municipaux dans les milieux urbains, de grandes lacunes spatiales subsistent au sujet de la qualité des eaux souterraines dans les bassins des lacs Supérieur et Huron.

Aux fins d'examen futur, Waters Environmental Geosciences Ltd. (2017) a relevé plusieurs sources de données qui pourraient être utilisées à l'avenir pour combler ces lacunes. Les sources de données clés seraient mises à jour à l'avenir (et seraient donc aussi utiles pour les analyses des tendances relatives au sous-indicateur) sont celles concernant les puits « d'observation des conditions de fond » supplémentaires prévus dans le cadre des programmes de surveillance des sites d'enfouissement et d'autres puits de surveillance utilisés pour les programmes de protection des sources d'eau et les réseaux municipaux d'approvisionnement en eau souterraine.

Des travaux supplémentaires à envisager consistent : 1) à déterminer les sources de données supplémentaires sur la qualité des eaux souterraines pertinentes pour la région à l'étude; 2) à saisir et à agréger les données relevées par Waters Environmental Geosciences Ltd. (2017); 3) créer une carte illustrant l'emplacement géographique de toutes les données saisies; et 4) documenter la faisabilité de déterminer et de saisir des données provenant de quelque 4 000 sites d'enfouissement du sud de l'Ontario.

Meilleures pratiques de gestion pour réduire le chlorure et le nitrate

L'élaboration continue de meilleures pratiques de gestion, y compris au chapitre de la recherche et du développement, de la promotion et de la mise en œuvre, pourrait entraîner une réduction des concentrations de chlorure et de nitrate dans les eaux souterraines du bassin des Grands Lacs.

Diverses meilleures pratiques de gestion ont été mises de l'avant pour réduire les flux d'azote (y compris de nitrate) provenant de sources agricoles vers les eaux souterraines, notamment en évitant une charge d'azote excessive (fumier de bétail et épandage d'azote dans les champs pour les cultures); en entreposant le fumier de manière appropriée; en épandant l'azote en temps opportun pour une absorption maximale par les cultures; et en ayant recours à des bandes tampons dans les zones riveraines. Certaines recherches ont permis de documenter la mise en

œuvre réussie de telles meilleures pratiques de gestion. Par exemple, après une décennie de mise en œuvre de meilleures pratiques de gestion visant à réduire la charge en nitrate dans le comté d'Oxford, en Ontario, la concentration moyenne de nitrate dans un aquifère exploité par les services municipaux a chuté d'environ 50 % (Rudolph, 2015).

De meilleures pratiques de gestion ont également été élaborées pour atténuer l'impact des sels de déglaçage sur l'environnement. Par exemple, Environnement Canada (2004) a publié un « Code de pratique pour la gestion environnementale des sels de voirie », qui comprenait une « Synthèse des meilleures pratiques ». En juillet 2018, Conservation Ontario a publié le document intitulé « Good Practices Guidance for Winter Maintenance in Salt Vulnerable Areas », qui comprend des recommandations qui mettent actuellement l'accent sur la protection des sources municipales d'eau potable qui affichent des niveaux élevés de sodium ou de chlorure (Conservation Ontario, 2018). De plus, la municipalité régionale de Waterloo, en Ontario, a adopté en 2003-2004 plusieurs meilleures pratiques de gestion pour réduire l'utilisation des sels de voirie. Dans les six ans qui ont suivi, il a été constaté que les concentrations de chlorure dans les eaux souterraines peu profondes affichaient une tendance à la baisse dans un parc de puits municipaux (Stone et *al.*, 2010). En outre, certaines études ont suggéré d'optimiser l'utilisation d'adoucisseurs d'eau, en particulier dans les collectivités desservies par de l'eau dure, afin de réduire la contribution du chlorure aux eaux souterraines peu profondes par l'entremise des fosses septiques (Strifling et *al.*, 2017; Kyser et Doucette, 2018).

Cependant, une adoption plus poussée de ces pratiques serait bénéfique, en gardant à l'esprit qu'il peut falloir de nombreuses années avant que des changements dans les pratiques de gestion des terres aient une incidence positive sur la qualité des eaux souterraines peu profondes.

Application à l'ensemble du bassin des Grands Lacs

À condition que des données suffisantes soient disponibles (d'après un jugement professionnel), la même méthode que celle utilisée pour les bassins versants et les sous-bassins versants des lacs est utilisée pour fournir une évaluation des eaux souterraines pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs. Dans ce cas, toutes les données pour les cinq bassins de drainage des lacs seront incluses dans l'évaluation.

Les principales considérations pour les évaluations futures sont les suivantes :

- améliorer la méthode d'évaluation de l'état pour corriger le biais potentiel associé à la répartition spatiale inégale des points de données;
- déterminer la méthode statistique à utiliser pour établir les tendances pour le bassin des Grands Lacs;
- envisager d'inclure d'autres composants pour évaluer la qualité des eaux souterraines dans les prochains rapports. Bien que le phosphate ait été une grande préoccupation dans les évaluations actuelles de la qualité des eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs, le phosphate n'a pas été utilisé comme composant pour le sous-indicateur. Le phosphate est généralement beaucoup moins mobile dans le sous-sol que le nitrate et le chlorure. Il peut néanmoins être mobile dans les eaux souterraines dans certaines conditions, de sorte qu'il pourrait être approprié d'inclure le phosphate dans les évaluations futures;
- envisager d'inclure des données de surveillance sur le chlorure et le nitrate qui ne font pas partie des programmes de surveillance permanente dans le prochain cycle de production de rapports, et examiner leur valeur, afin de combler les lacunes sur le plan des données.

L'« USGS Online Mapper » (https://www.usgs.gov/news/usgs-online-mapper-provides-decadal-look-groundwater-quality) est un outil interactif de cartographie en ligne qui résume les variations décennales de la qualité des eaux

souterraines à l'échelle des États-Unis, notamment dans le bassin des Grands Lacs (Lindsey et *al.*, 2016, 2018). Signalons qu'il faudra mieux comprendre comment les eaux souterraines contaminées influent sur l'eau des Grands Lacs et interagissent avec elle, en particulier dans la zone littorale.

Remerciements

Auteurs

Helen Zhang, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario; Melinda Erickson, U.S. Geological Survey; Dale Van Stempvoort, Environnement et Changement climatique Canada; George Zhang, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario; John Spoelstra, Environnement et Changement climatique Canada.

Parmi les autres auteurs ayant contribué aux versions précédentes de la présente évaluation, mentionnons Chris Hoard, U.S. Geological Survey; Norman Grannemann, U.S. Geological Survey; et Scott MacRitchie, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario.

Toute utilisation de noms commerciaux, de sociétés ou de produits est uniquement à des fins descriptives et n'implique pas l'approbation du gouvernement des États-Unis.

Sources d'information

Belitz, K., B. Jurgens, M.K. Landon, M.S. Fram et T. Johnson. 2010. Estimation of aquifer scale proportion using equal area grids: assessment of regional scale groundwater quality. *Water Resour. Res.* 46, 1-14. https://doi.org/10.1029/2010WR009321.

Bowen, G.S. et M.J. Hinton. 1998. The temporal and spatial impacts of road salt on streams draining the Greater Toronto area. Proceedings of the Groundwater in a Watershed Context symposium, A.R. Piggott (éd.), p. 303-310.

Bubeck, R.C., W.H. Diment B.L. Deck, A.L. Baldwin et S.D. Lipton. 1971. Runoff of deicing salt: Effect on Irondequoit Bay, Rochester, New York. *Science*, 172(3988) : 1128-1132.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 2012. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement.

Office de protection de la nature du lac Ontario Centre. Approved Updated Assessment Report: Central Lake Ontario Source Protection Area, Watershed Characterization. Juillet 2015.

Conant, B., S. Danielescu, H. Reeves et P. Coulibaly. 2016. Groundwater/surface water interaction. Chapitre 2 dans Grannemann, G. et D. Van Stempvoort (éd.), Science des eaux souterraines applicable à l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : rapport de situation. Document produit par le Comité exécutif des Grands Lacs

par le sous-comité sur l'annexe 8, version définitive, mai 2016. Publication (en ligne) d'Environnement et Changement climatique Canada et de l'U.S. Environmental Protection Agency.

Conservation Ontario, 2018. Good Practices for Winter Maintenance in Salt Vulnerable Areas. Juillet 2018. http://conservationontario.ca/fileadmin/pdf/conservation_authorities_section/SWP_Good_Practices_Salt_Vulnerable_Areas_2018.pdf.

Credit Valley Conservation Authority. 2012. Chapitre 6, Groundwater Quality, Credit River Watershed Health

Report. Décembre 2012.

Credit Valley Conservation Authority. 2015. Approved updated assessment report: Credit Valley Source Protection Area, volume 1 sur 2, rapport du 27 juillet 2015.

Curtis, Z.K., S.-G. Li, H.-S. Liao, D. Lusch. 2018. Data-Driven Approach for Analyzing Hydrogeology and Groundwater Quality Across Multiple Scales. *Groundwater* 56(3), 377-398.

Curtis, Z.K., H.-S. Liao, S.-G. Li, P.V. Sampath, D.P. Lusch. 2019. A Multiscale Assessment of Shallow Groundwater Salinization in Michigan. *Groundwater* 57(5), 784-806.

Dell, K.M., M.A. Francis et S.M. Hamilton. 2017. The Ambient Groundwater Geochemistry Program: Manitoulin Island and North Shore Areas. Chapitre 26, Projet NE-17-004 dans : Summary of Field Work and Other Activities, 2017, Commission géologique du Canada, rapport de dossier public 6333, p. 26-1 à 26-10.

Dell, K.M., S.P. Fudge et S.M. Hamilton. 2016. The Ambient Groundwater Geochemistry Program: Sudbury Area. Chapitre 32, projet NE-16-001 dans : Summary of Field Work and Other Activities, 2016, Commission géologique du Canada, rapport public 6323, p. 32-1 à 32-11.

DeSimone, L.A., P.B. McMahon et M.R. Rosen. 2014. The quality of our Nation's waters—Water quality in Principal Aquifers of the United States, 1991-2010: *U.S. Geological Survey Circular* 1360, 151 p., http://dx.doi.org/10.3133/cir1360.

Dubrovsky, N., K. Burrow, G. Clark, J. Gronberg, P. Hamilton, K. Hitt et *al.* 2010. The quality of our Nation's waters—Nutrients in the Nation's streams and groundwater, 1992-2004. Reston (VA) : *US Geological Survey Circular* 1350, 174 p., http://pubs.usgs.gov/circ/1350/.

Environnement Canada. Code de pratique pour la gestion environnementale des sels de voirie. SPE 1/CC/5, avril 2004.

Erickson, M.L., R.M. Yager, L.J. Kauffman et J.T. Wilson. 2019. Drinking water quality in the glacial aquifer system, northern USA. *Science of The Total Environment*, 694, p. 133735.

Erickson, M.L. et J.T. Wilson. 2021. Nitrate and chloride groundwater quality data, selected well construction characteristics, and aquifer assignments for wells in the Great Lakes Watershed, United States : publication de données de l'U.S. Geological Survey, https://doi.org/10.5066/P9JT8PXS.

Eyles, N. et M. Meriano. 2010. Road-impacted sediment and water in a Lake Ontario watershed and lagoon, City of Pickering, Ontario, Canada: An example of urban basin analysis. *Sedimentary Geology* 224(1-4) :15-28.

Gardner, S.G., J. Levison, B. Parker et R.C. Martin. 2020. Groundwater nitrate in three distinct hydrogeologic and land-use settings in southwestern Ontario, Canada. *Hydrogeology Journal* (2020) 28 :1891-1908.

Goss, M.J., D.A.J. Barry et D.L. Rudolph. 1998. Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1. Results from drinking water wells. *Journal of Contaminant Hydrology* 32 (3-4) : 267-293.

Grannemann, N., D. Van Stempvoort (éd.). 2016. Résumé, Science des eaux souterraines applicable à l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : rapport de situation. Document produit par le Comité exécutif des Grands Lacs par le sous-comité sur l'annexe 8, version finale, mai 2016. Publication (en ligne) d'Environnement et Changement climatique Canada et de l'U.S. Environmental Protection Agency, https://binational.net/2016/06/13/groundwater-science-f/.

Hamilton, S.M. 2015. Ambient groundwater geochemistry data for southern Ontario, 2007-2014; Commission

géologique de l'Ontario, Données hors série 283 – révisé.

Hill, A.R. 1982. Nitrate distribution in the ground water of the Alliston region of Ontario, Canada. *Groundwater* 20(6), 696-702.

Howard, K.W.F. et P.J. Beck. 1993. Hydrogeochemical implications of groundwater contamination by road de-icing chemicals. *Environ. Journal of Contaminant Hydrology* 12 : 245-268.

Howard, K.W.F. et J. Haynes. 1993. Urban geology 3. Groundwater contamination due to road de-icing chemicals - Salt balance implications. *Geoscience Canada* 20(1) : 1-8.

Commission mixte internationale. 2010. Les eaux souterraines du bassin des Grands Lacs : rapport présenté à la Commission mixte internationale par son Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs. Windsor (Ont.), 162 p.

Katz, B.G., S.M. Eberts et L.J. Kauffman. 2011. Using Cl/Br ratios and other indicators to assess potential impacts on groundwater quality from septic systems: A review and examples from principal aquifers in the United States. *Journal of Hydrology* 397 : 151-166.

Kelly, W.R. et S.D. Wilson. 2008. An evaluation of temporal changes in shallow groundwater quality in northeastern Illinois using historical data. Illinois State Water Survey, Center for Groundwater Science, Champaign, février 2008.

Kilgour & Associates Ltd. 2018. Statistical Trend Analysis of Groundwater Data to Guide Mandatory Reporting on the State of the Great Lakes and Groundwater Science. Rapport (ébauche) pour Environnement et Changement climatique Canada, 16 avril 2018.

Kyser, S. et E. Doucette. (2018). Alternatives for addressing chloride in wastewater effluent. https://www.pca.state.mn.us/sites/default/files/wq-wwprm2-18.pdf.

Lindsey, B.D., T.D. Johnson et K. Belitz. 2016. Decadal Changes in groundwater quality : page Web de l'U.S. Geological Survey, http://nawqatrends.wim.usgs.gov/Decadal/.

Lindsey, B.D., T.D. Johnson, L.M. Privette et N.J. Estes. 2018, Decadal changes in groundwater quality : page Web de l'U.S. Geological Survey, https://nawqatrends.wim.usgs.gov/Decadal/.

Minnesota Groundwater Association. Impacts of stormwater infiltration on chloride in Minnesota groundwater. Extrait de https://www.mgwa.org/documents/whitepapers/impacts_of_stormwater_infiltration_on_chloride_in_minnesota_groundwater.pdf.

Minnesota Pollution Control Agency. 2021. https://www.pca.state.mn.us/water/groundwater-data.

Mullaney, J.R., D.L. Lorenz et A.D. Arntson. Chloride in groundwater and surface water in areas underlain by the glacial aquifer system, northern United States. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009-5086, 41 p.

Ohio Environmental Protection Agency. 2021. https://epa.ohio.gov/ddagw/gwqcp#115414902-access-data.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario. Surface Water Monitoring and Assessment, 1998 Lake Erie Report. Direction de la surveillance environnementale.

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario. Rapport sur la qualité de l'eau en Ontario, 2014. Publié en mars 2016. https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-sur-la-qualite-de-leau-en-ontario-2014.

Panno, S.V., K.C. Hackley, H.H. Hwang, S.E. Greenberg, I.G. Krapac, S. Landsberger, D.J. O'Kelly. 2006. Characterization and identification of Na–Cl sources in ground water. *Ground Water* 44, 176-187.

Perera, N., K.W.F. Howard et B. Gharabaghi. 2013. Groundwater chloride response in the Highland Creek watershed due to road salt application: a re-assessment after 20 years. *Journal of Hydrology* 479(4) : 159-168.

Rayne, T.W., K.R. Bradbury, J.J. Krause. 2019. Impacts of a Rural Subdivision on Groundwater Quality: Results of Long-Term Monitoring. *Groundwater* 57(2), 279-291.

Rudolph, D. 2015. Towards sustainable groundwater management in the agricultural landscape. Réseau canadien de l'eau. Université de Waterloo, rapport publié en avril 2015.

Santé Canada. 2013. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le nitrate et le nitrite.

Sawyer, A., S. Cooke, J. Pitcher et P. Lapcevic. 2009. Qualité naturelle des eaux souterraines et changements causés par les êtres humains, indicateur nº 7100. Dans « État des Grands Lacs 2009 », Environnement Canada et l'U.S. Environmental Protection Agency, p. 329-334.

Singer, S.N., C.K. Cheng et M.G. Scafe. 2003. The hydrogeology of Southern Ontario Report (2e édition). Ministère de l'Environnement de l'Ontario; Direction de la surveillance environnementale.

Comité de protection des sources du sud de la baie Georgienne et du lac Simcoe, 2015. Chapitre 8, City of Barrie.

Approved Assessment Report: Lakes Simcoe and Couchiching-Black River Source Protection Area, partie 1.

Stone, M., M.B. Emelko, J. Marsalek, J.S. Price, D.L. Rudolph, H. Saini et S.L. Tighe. 2010. Assessing the efficacy of current road salt management programs. Rapport de l'Université de Waterloo et de l'Institut national de recherche sur les eaux.

Strifling, D. 2017. Reducing Chloride Discharges to Surface Water and Groundwater: A Menu of Options for Policymakers. Environmental Law, Forthcoming, *Marquette Law School Legal Studies Paper* nº 17-07. https://ssrn.com/abstract=2928805.

Thomas, MA. 2000a. The effect of residential development on ground-water quality near Detroit, Michigan. *J Environmental Quality* 36 : 1023-1038.

Thomas, M.A. 2000b. Ground-water quality and vulnerability to contamination in selected agricultural areas of southeastern Michigan, northwestern Ohio, and northeastern Indiana. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 00-4146, 22 p.

U.S. Environmental Protection Agency. 2013. Safe drinking water information system (SDWIS). Base de données de l'U.S. Environmental Protection Agency. https://www3.epa.gov/enviro/facts/sdwis/search.html (date de consultation : 28 novembre 2017).

U.S. Environmental Protection Agency. National Primary Drinking Water Regulations, 2015. Accessible à : http://water.epa.gov/drink/contaminants/index.cfm#List (consulté le 19 novembre 2015).

Warner, K.L. et J.D. Ayotte. 2014. The quality of our Nation's waters - Water quality in the glacial aquifer system, northern United States, 1993-2009 : *U.S. Geological Survey Circular* 1352, 116 p., http://dx.doi.org/10.3133/cir1352.

Waters Environmental Geosciences Ltd. 2017. Great Lakes Groundwater Quality Database, Lake Superior and Lake Huron Basins. Rapport préparé dans le cadre d'un contrat pour Environnement et Changement climatique Canada.

Williams, D.D., N.E. Williams et Y. Cao. 2000. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Research* 34(1) : 127-138.

Zebarth, B.J., M.C. Ryan, G. Graham, T.A. Forge et D. Neilsen. 2015. Groundwater monitoring to support development of BMPs for groundwater protection: The Abbotsford-Sumas aquifer case study. *Groundwater Monitoring & Remediation* 35(1) : 82-96. doi:10.1111/gwmr.12092.

Liste des tableaux

Tableau 1. Exemples de normes et d'objectifs en matière de qualité de l'eau de certaines des autorités responsables de la protection de la santé humaine et de la qualité de l'eau dans l'environnement dans le bassin des Grands Lacs.

Tableau 2. Résumé des évaluations des données sur les puits individuels pour chaque bassin des Grands Lacs et l'ensemble des bassins.

Sources : MEPNP, USGS, Commission géologique de l'Ontario et programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges.

Tableau 3. Résumé des évaluations des données de superficie par bassin de drainage pour chaque Grand Lac et l'ensemble des bassins.

Sources : MEPNP, USGS, Commission géologique de l'Ontario et programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges.

Tableau 4. Exemples de facteurs à prendre en considération lors de la sélection des données pour l'analyse des tendances, et exemples de tests statistiques utilisant les données du Programme de surveillance de l'eau potable du MEPNP.

Source : Rapport de Kilgour & Associates Ltd. (2018).

Liste des figures

Figure 1. L'état de la qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs est fondé sur les concentrations de nitrate et de chlorure dans les eaux souterraines peu profondes (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Au total, 6 554 puits dans le bassin ont été inclus dans l'analyse. La qualité des eaux souterraines a été évaluée comme étant « bonne » dans 3 366 puits, « passable » dans 1 694 puits et « médiocre » dans 1 494 puits. Les zones ombrées (voir la légende) précisent l'état dans chacun des bassins lacustres : « passable » dans le bassin du lac Ontario et « bon » dans les quatre autres bassins lacustres. Voir les figures 2 à 6 pour plus de détails.

Sources des données : MEPNP, USGS, Commission géologique de l'Ontario, programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges et autres sources en Ontario (Waters Environmental Geosciences Ltd., 2017).

Figure 2. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Supérieur (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Les symboles indiquent les résultats pour chaque puits de surveillance.

Sources des données : USGS, MEPNP et autres sources en Ontario (Waters Environmental Geosciences Ltd., 2017).

Figure 3. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines pour le bassin du

lac Michigan (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Les symboles indiquent les résultats pour chaque puits de surveillance.

Source des données : USGS.

Figure 4. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines pour le bassin du lac Huron (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Les symboles indiquent les résultats pour chaque puits de surveillance.

Sources de données : USGS, MEPNP, Commission géologique de l'Ontario et autres sources en Ontario (Waters Environmental Geosciences Ltd., 2017).

Figure 5. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines pour le bassin du lac Érié (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Les symboles indiquent les résultats pour chaque puits de surveillance.

Sources des données : MEPNP, Commission géologique de l'Ontario et USGS.

Figure 6. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines pour le bassin du lac Ontario (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Les symboles indiquent les résultats pour chaque puits de surveillance.

Sources des données : MEPNP, USGS, Commission géologique de l'Ontario et programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges.

Figure 7. Diagramme des critères pour l'évaluation de l'état de l'indicateur de la qualité des eaux souterraines.

Figure 8. Diagramme ternaire résumant les évaluations individuelles des puits pour chaque bassin lacustre (voir le tableau 2). Pour améliorer la clarté lorsque les symboles se chevauchent, les symboles des deux lacs sont de couleur bleue.

Sources des données : MEPNP, USGS, Commission géologique de l'Ontario, programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges et d'autres sources en Ontario (Waters Environmental Geosciences Ltd., 2017).

Figure 9. Pourcentage cumulatif de puits crépinés au-dessus d'une profondeur donnée (mètres sous la surface du sol). Par exemple, pour les puits dont les profondeurs de l'intervalle crépiné ont été définies dans la base de données (491 puits sur 6 554), environ 50 % d'entre eux recueillent potentiellement des eaux souterraines à une profondeur de 12 mètres ou moins, et environ 70 %, à une profondeur de 20 mètres ou moins.

Figure 10. Diagrammes des quartiles des concentrations de chlorure et de nitrate (N) dans tous les puits visés par la présente évaluation selon la couverture terrestre et la profondeur. Bien que les plages de concentrations soient grandes, la concentration médiane de chlorure diminue en fonction de la profondeur et est toujours la plus élevée dans les zones aménagées et la plus faible dans les zones classées « autres ». La concentration médiane de nitrate est la plus élevée dans les puits les moins profonds (moins de 10 m) dans les zones agricoles. Lorsque les puits sont regroupés, il y a des différences statistiquement significatives de nitrate à différentes profondeurs pour tous les types de couvertures terrestres, ainsi qu'entre, d'une part, les puits des zones classées « autres » et, d'autre part, les puits des zones aménagées et des zones agricoles, selon des tests t à 2 échantillons (niveau de confiance de 0,95). Il existe également des différences significatives de chlorure entre les puits des zones aménagées à une profondeur inférieure à 10 m et ceux des zones classées autres à une profondeur inférieure à 10 m, ainsi qu'entre les puits des zones classées « autres » à des profondeurs plus faibles (moins de 10 m) et ceux à des profondeurs de 20 à moins de 30 m.

Figure 11. Diagrammes des quartiles des concentrations de chlorure et de nitrate (N) dans les puits de surveillance de chaque bassin lacustre. Les concentrations des paramètres sont également présentées selon quatre sous-groupes en fonction de la profondeur des puits (c.-à-d. moins de 10 m, de 10 à moins de 20 m, de 20 à moins de 30 m et de 30 à moins de 40 m).

Figure 12. Cartes illustrant les variations décennales (du début des années 1990 à 2010) des concentrations de chlorure et de nitrate dans les eaux souterraines aux États-Unis, y compris les concentrations croissantes de chlorure et de nitrate à proximité des Grands Lacs.

Source : DeSimone et *al.* (2014).

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Autorité	Norme ou recommandation pour le chlorure (milligrammes par litre)	Norme ou recommandation pour le nitrate (milligrammes d'azote par litre)
U.S. Environmental Protection Agency	230 (critère chronique pour la vie aquatique = critère de concentration continue)	10 (objectif de niveau maximal de contaminants pour l'eau potable)
Conseil canadien des ministres de l'Environnement	120 (recommandation de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique, concentration en eau douce, long terme)	3 (recommandation de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique, concentration en eau douce, long terme)
Santé Canada	≤ 250 (objectif d'ordre esthétique)	10 (concentration maximale acceptable fondée sur la santé)
MEPNP	250 (objectif d'ordre esthétique)	10 (concentration maximale acceptable dans l'eau potable)

Tableau 1. Exemples de normes et d'objectifs en matière de qualité de l'eau de certaines des autorités responsables de la protection de la santé humaine et de la qualité de l'eau dans l'environnement dans le bassin des Grands Lacs. Sources : U.S. Environmental Protection Agency, Conseil canadien des ministres de l'Environnement, Santé Canada et MEPNP.

	Nombre total de puits	Évalués comme « bons »		Évalués comme « passables »		Évalués comme « médiocres »	
		Nombre de puits	%	Nombre de puits	%	Nombre de puits	%
Lac Supérieur	272	194	71,3 %	60	22,1 %	18	6,6 %
Lac Michigan	2 968	1 582	53,3 %	735	24,8 %	651	21,9 %
Lac Huron	1 308	739	56,5 %	318	24,3 %	251	19,2 %
Lac Érié	1 084	511	47,1 %	289	26,7 %	284	26,2 %
Lac Ontario	922	340	36,9 %	292	31,7 %	290	31,5 %
Ensemble des bassins	**6 554**	**3 366**	**51,4 %**	**1 694**	**25,8 %**	**1 494**	**22,8 %**

Tableau 2. Résumé des évaluations des données sur les puits individuels pour chaque bassin des Grands Lacs et pour l'ensemble des bassins. Sources : MEPNP, USGS, Commission géologique de l'Ontario et programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges.

	Nombre total de bassins versants tertiaires	Nombre de bassins versants tertiaires évalués	Pourcentage de superficie du bassin lacustre				Évaluation à l'échelle du bassin
			Évalués comme « bons »	Évalués comme « passables »	Évalués comme « médiocres »	Non évalués (« indéterminés »)	
Lac Supérieur	25	17	66 %	34 %	0 %	48,1 %	BONNE
Lac Michigan	33	33	76,7 %	23,3 %	0 %	0 %	BONNE
Lac Huron	38	35	62 %	35,4 %	2,6 %	5,7 %	BONNE
Lac Érié	31	30	51,5 %	47,6 %	0,9 %	2,6 %	BONNE
Lac Ontario	23	23	17,3 %	82,7 %	0 %	0 %	PASSABLE
Ensemble des bassins	**150**	**138**	**58,5 %**	**40,6 %**	**0,9 %**	**14,6 %**	**BONNE**

Tableau 3. Résumé des évaluations des données de superficie par bassin de drainage pour chaque Grand Lac et l'ensemble des bassins. Sources : MEPNP, USGS, Commission géologique de l'Ontario et programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges.

Type de tendance	Nombre de puits dont les données sur le chlorure ont suivi la tendance en question	Nombre de puits dont les données sur l'azote ont suivi la tendance en question
1. Augmentation linéaire	5	0
2. Augmentation qui se stabilise au fil du temps	4	1
3. Augmentation presque nulle et très graduelle	3	9
4. Période stable suivie d'une augmentation	1	2
5. Augmentation qui se stabilise, puis reprise de l'augmentation	3	0
6. Diminution qui se stabilise au fil du temps	0	2
7. Période stable et suivie d'une diminution	4	4
8. Augmentation suivie d'une diminution	4	3
9. Diminution qui se stabilise, puis reprise de la diminution	0	3

Tableau 4. Types de tendances relevées d'après les données du Programme de surveillance de l'eau potable du MEPNP. Source : Rapport de Kilgour & Associates Ltd. (2018).

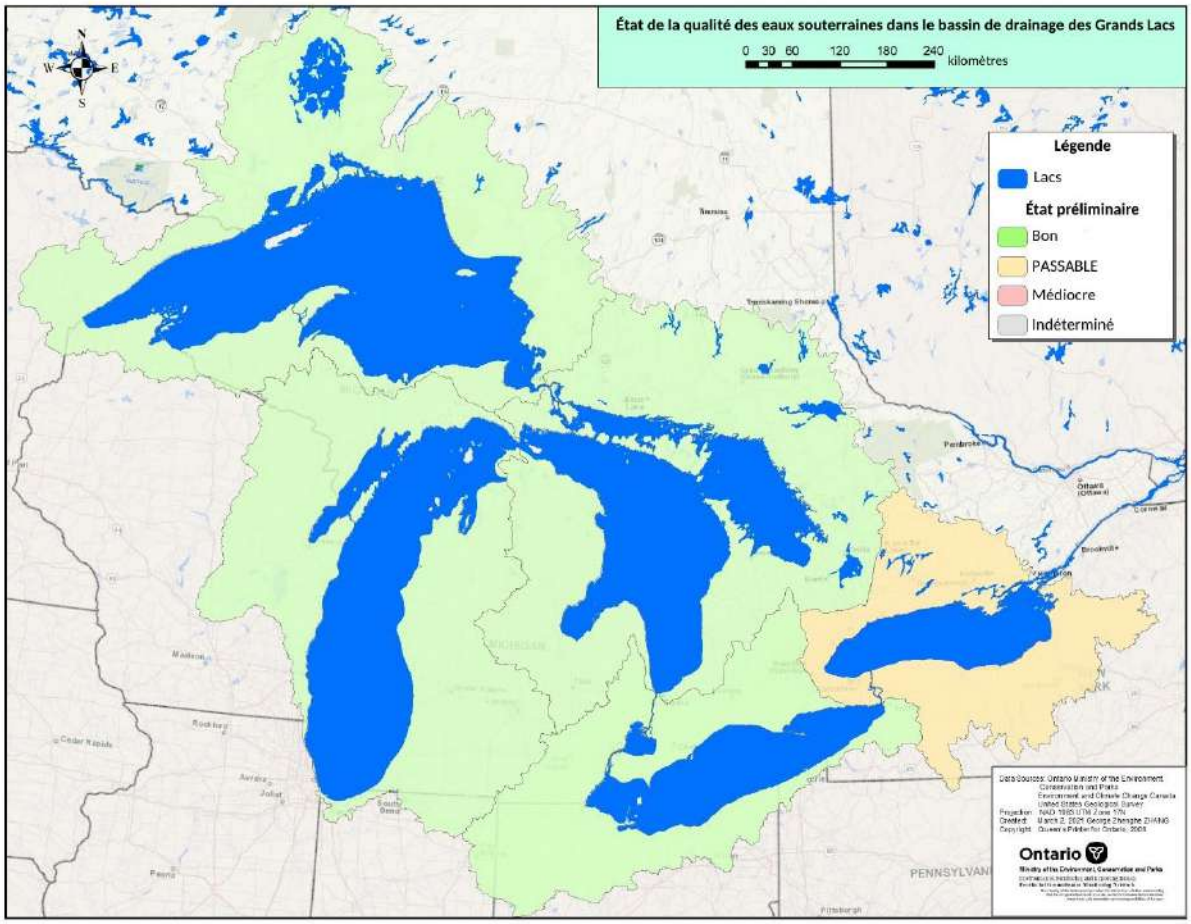


Figure 1. L'état de la qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs est fondé sur les concentrations de nitrate et de chlorure dans les eaux souterraines peu profondes (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Au total, 6 554 puits dans le bassin ont été inclus dans l'analyse. La qualité des eaux souterraines a été évaluée comme étant « bonne » dans 3 366 puits, « passable » dans 1 694 puits et « médiocre » dans 1 494 puits. Les zones ombrées (voir la légende) précisent l'état dans chacun des bassins lacustres : « passable » dans le bassin du lac Ontario et « bon » dans les quatre autres bassins lacustres. Voir les figures 2 à 6 pour plus de détails. Sources des données : MEPNP, USGS (Erickson and Wilson, 2021), Commission géologique de l'Ontario, programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges et autres sources en Ontario (Waters Environmental Geosciences Ltd., 2017).

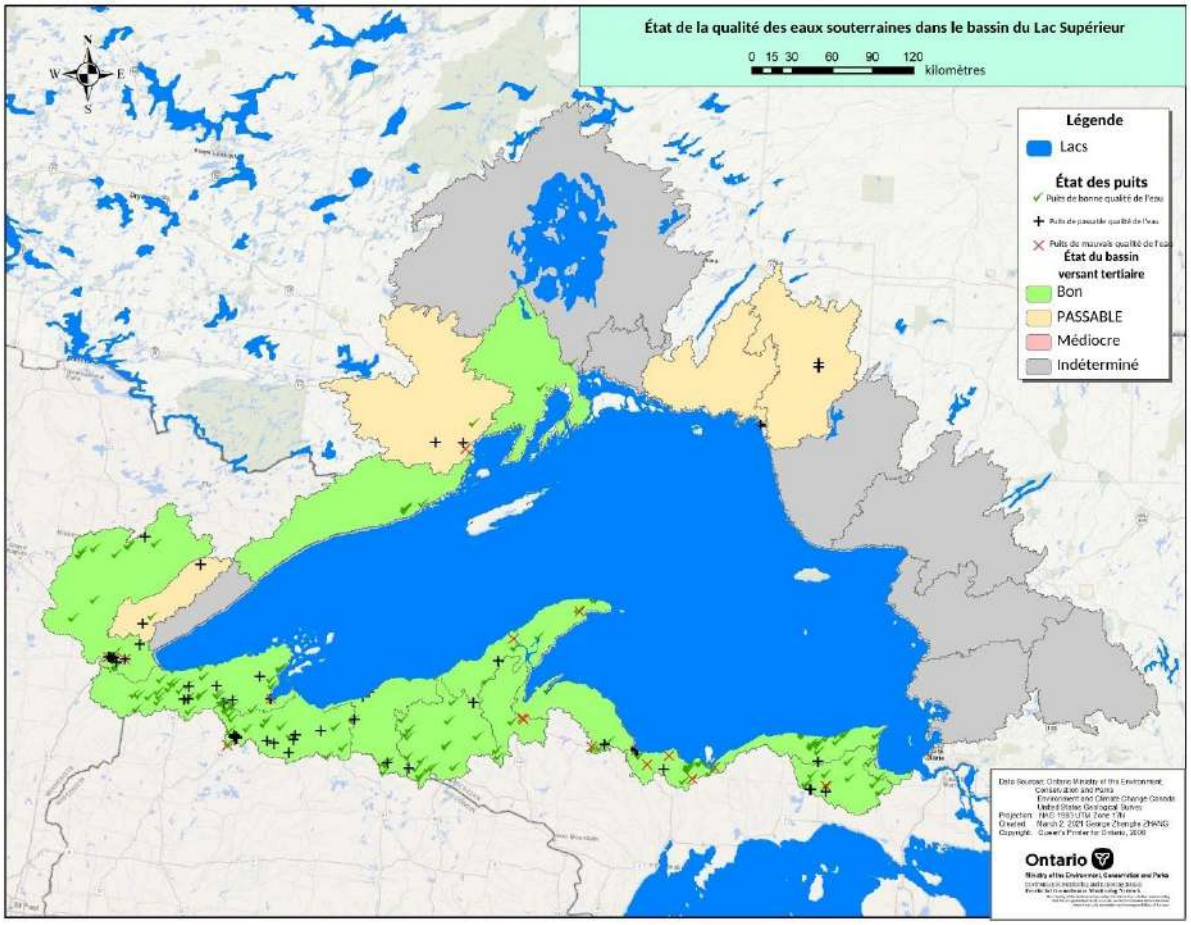


Figure 2. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Supérieur (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Les symboles indiquent les résultats pour chaque puits de surveillance. Sources des données : USGS (Erickson and Wilson, 2021), MEPNP et autres sources en Ontario (Waters Environmental Geosciences Ltd., 2017).

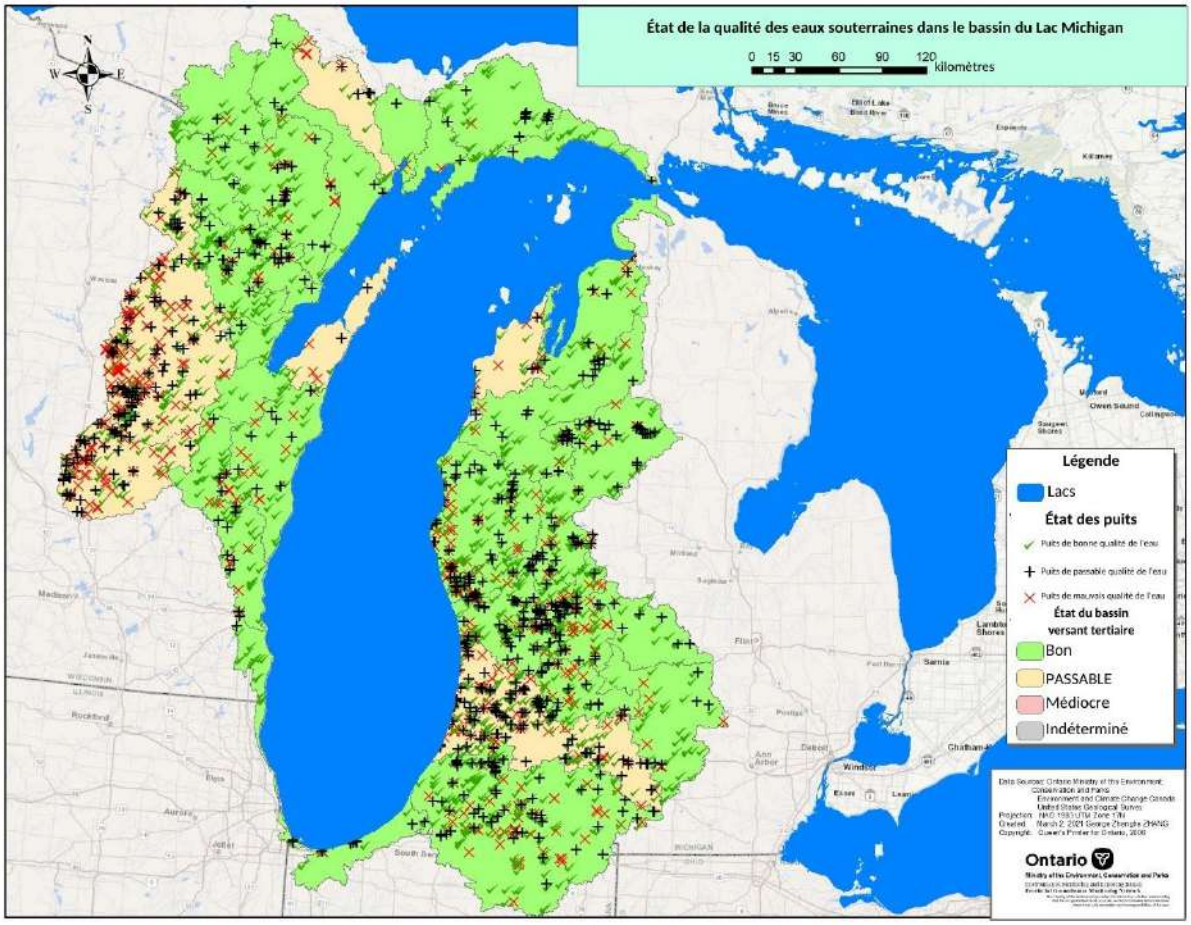


Figure 3. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines pour le bassin du lac Michigan (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Les symboles indiquent les résultats pour chaque puits de surveillance. Source des données : USGS (Erickson and Wilson, 2021).

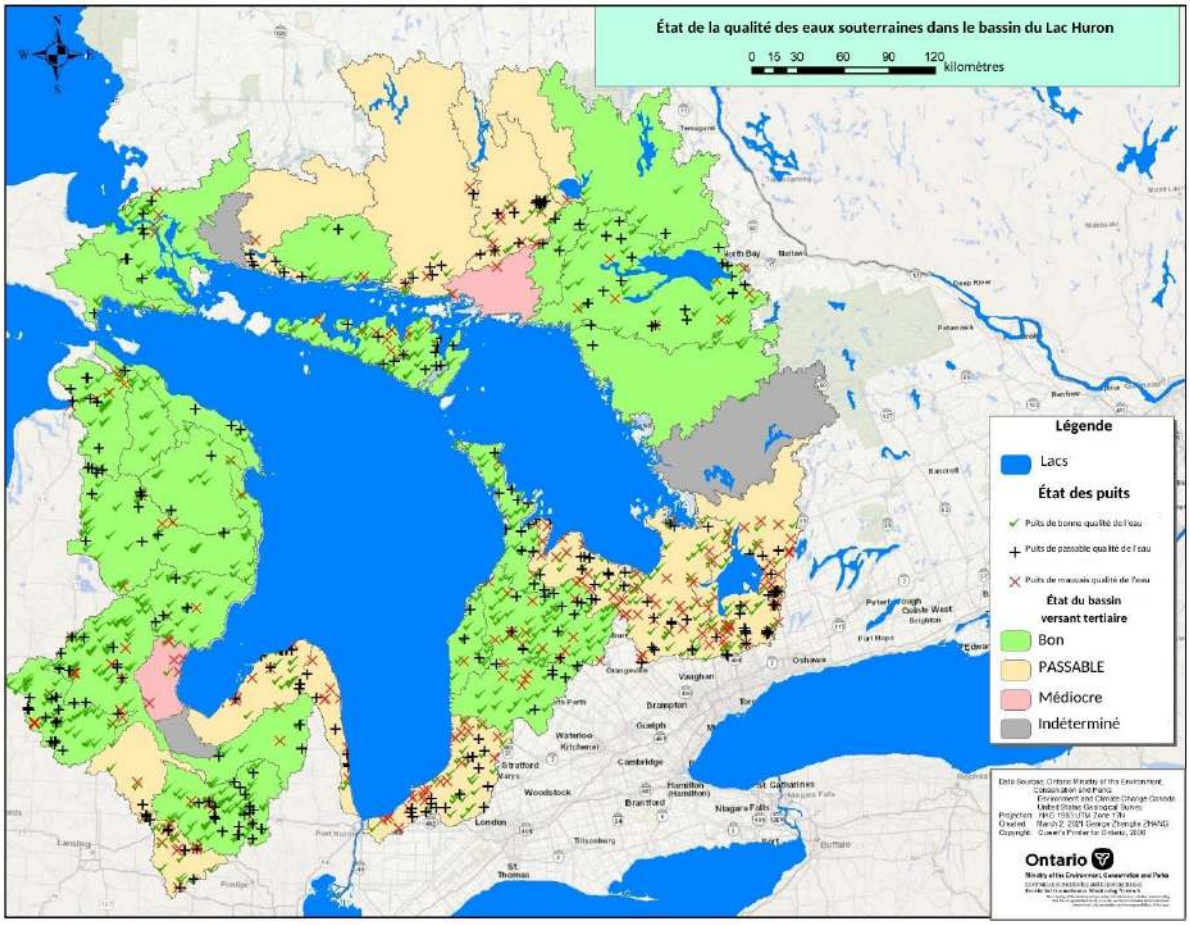


Figure 4. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines pour le bassin du lac Huron (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Les symboles indiquent les résultats pour chaque puits de surveillance. Sources de données : USGS (Erickson and Wilson, 2021), MEPNP, Commission géologique de l'Ontario et autres sources en Ontario (Waters Environmental Geosciences Ltd., 2017).

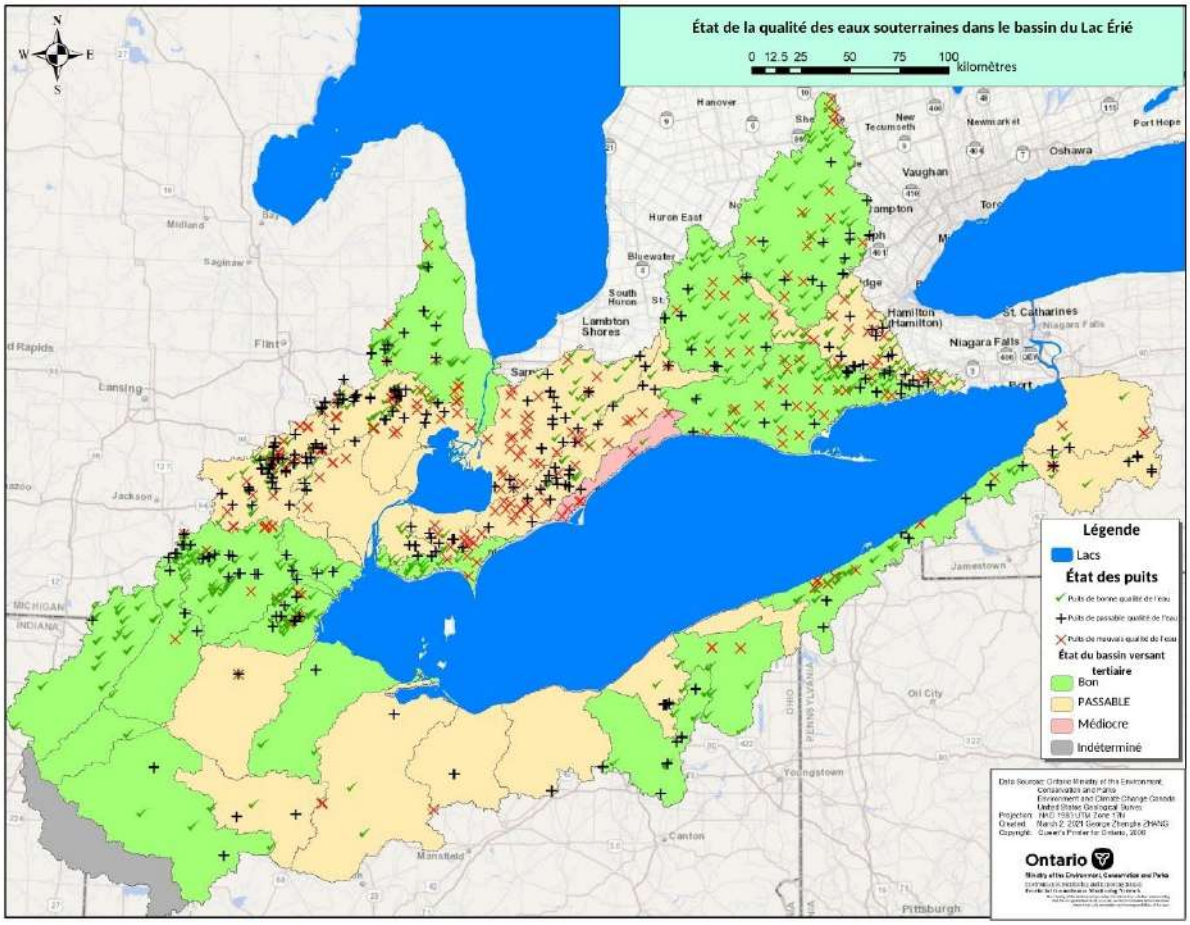


Figure 5. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines pour le bassin du lac Érié (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Les symboles indiquent les résultats pour chaque puits de surveillance. Sources des données : MEPNP, Commission géologique de l'Ontario et USGS (Erickson and Wilson, 2021).

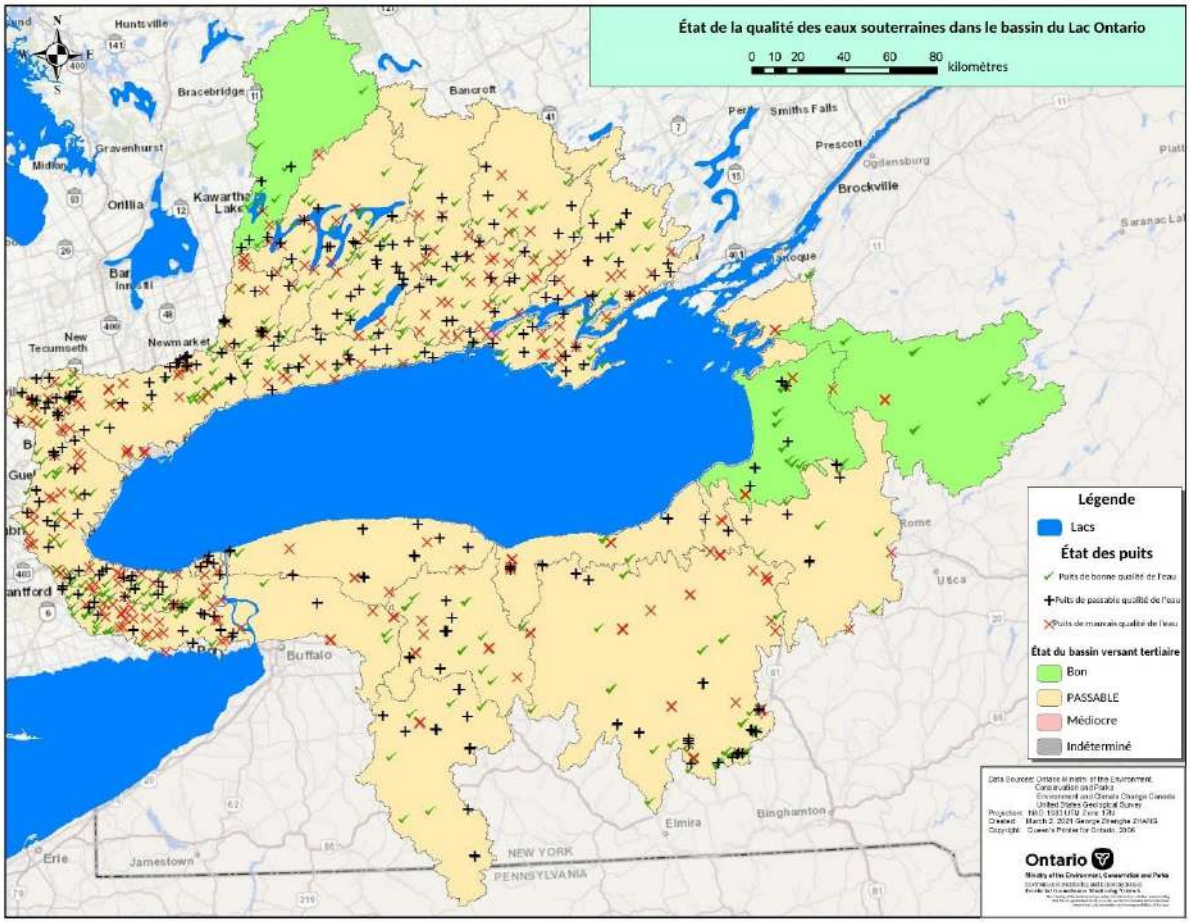


Figure 6. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines pour le bassin du lac Ontario (d'après les mesures de 2000 à 2020 pour les puits d'au plus 40 m sous la surface). Les symboles indiquent les résultats pour chaque puits de surveillance. Sources des données : MEPNP, USGS (Erickson and Wilson, 2021), Commission géologique de l'Ontario et programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges.

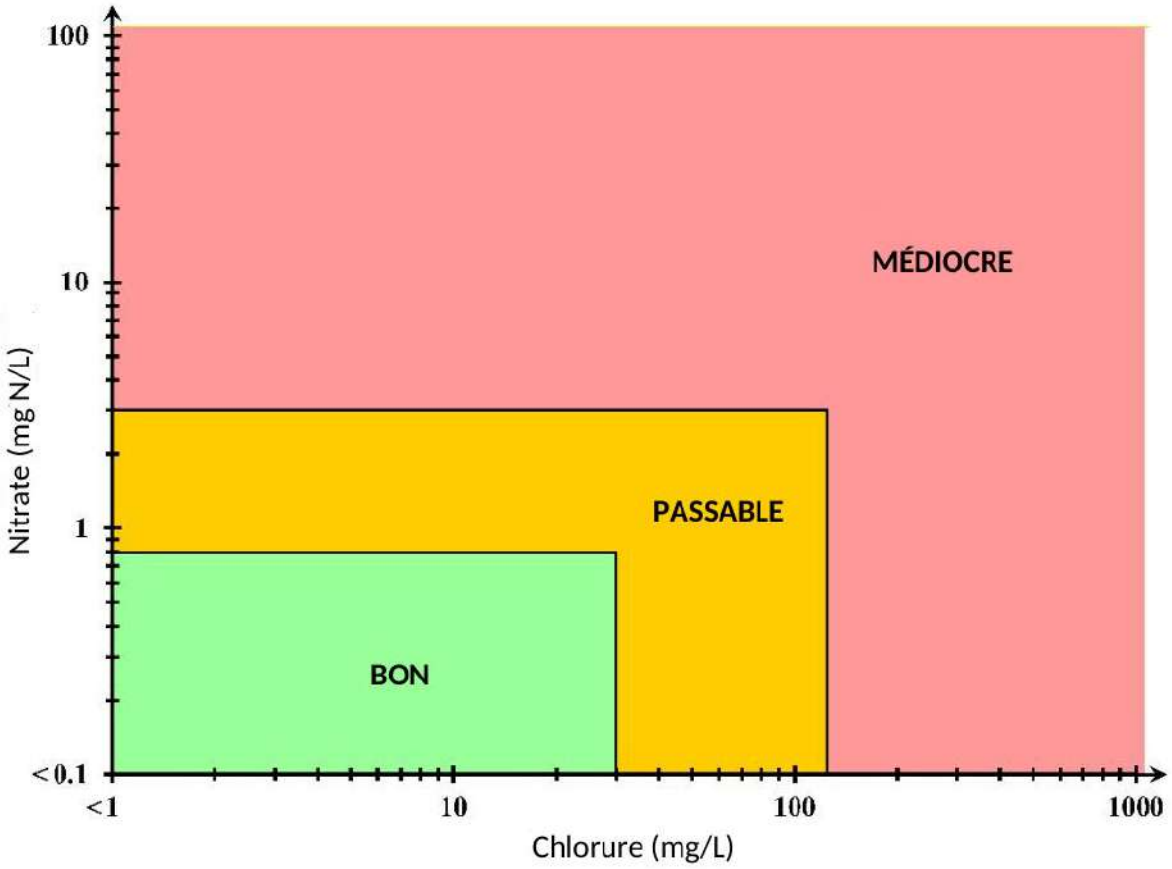


Figure 7. Diagramme des critères pour l'évaluation de l'état de l'indicateur de la qualité des eaux souterraines. Source : Conseil canadien des ministres de l'Environnement.

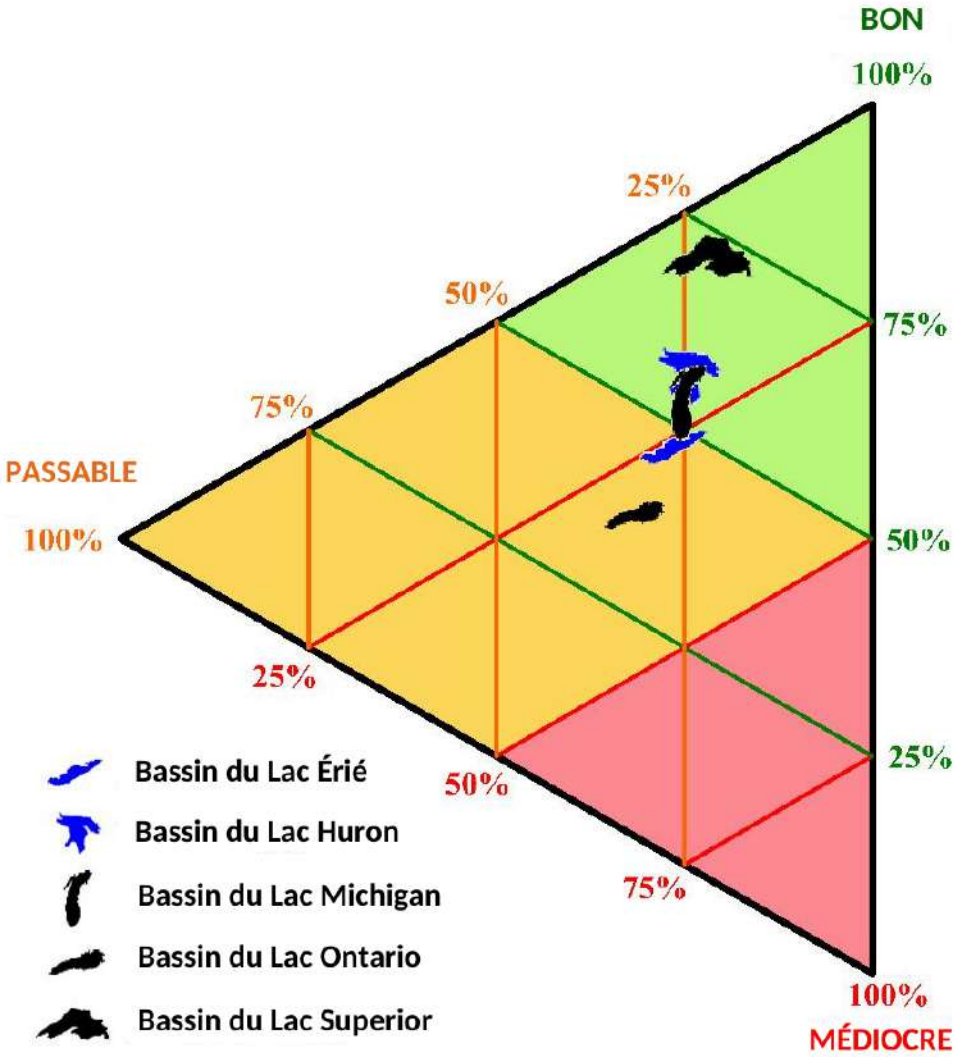


Figure 8. Diagramme ternaire résumant les évaluations individuelles des puits pour chaque bassin lacustre (voir le tableau 2). Pour améliorer la clarté lorsque les symboles se chevauchent, les symboles des deux lacs sont de couleur bleue. Sources des données : MEPNP, USGS (Erickson and Wilson, 2021), Commission géologique de l'Ontario, programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges et d'autres sources en Ontario (Waters Environmental Geosciences Ltd., 2017).

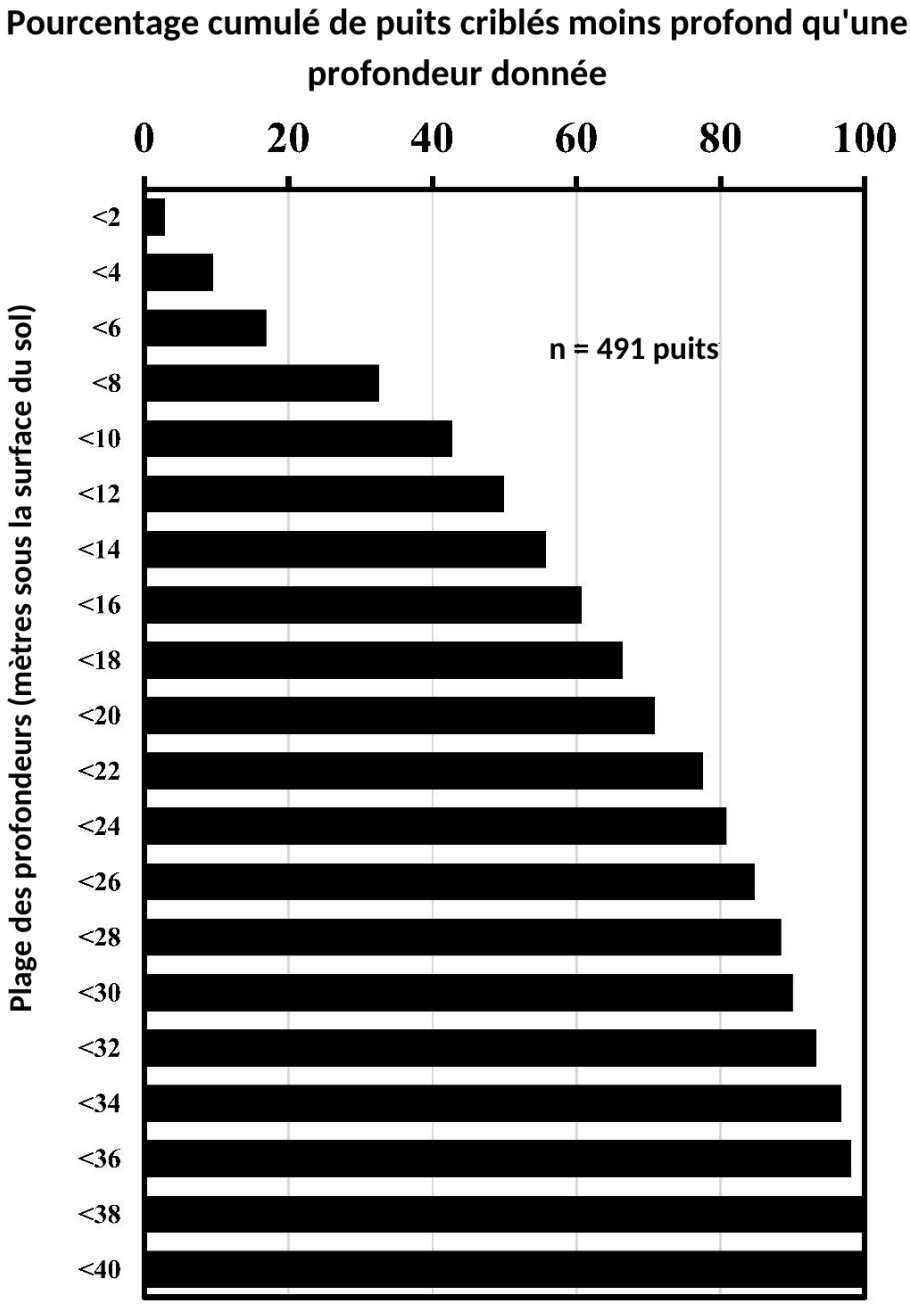


Figure 9. Pourcentage cumulatif de puits crépinés au-dessus d'une profondeur donnée (mètres sous la surface du sol). Par exemple, pour les puits dont les profondeurs de l'intervalle crépiné ont été définies dans la base de données (491 puits sur 6 554), environ 50 % d'entre eux recueillent potentiellement des eaux souterraines à une profondeur de 12 mètres ou moins; et environ 70 %, à une profondeur de 20 mètres ou moins. Sources des données : MEPNP, USGS (Erickson and Wilson, 2021), Commission géologique de l'Ontario, programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges et d'autres sources en Ontario (Waters Environmental Geosciences Ltd., 2017).

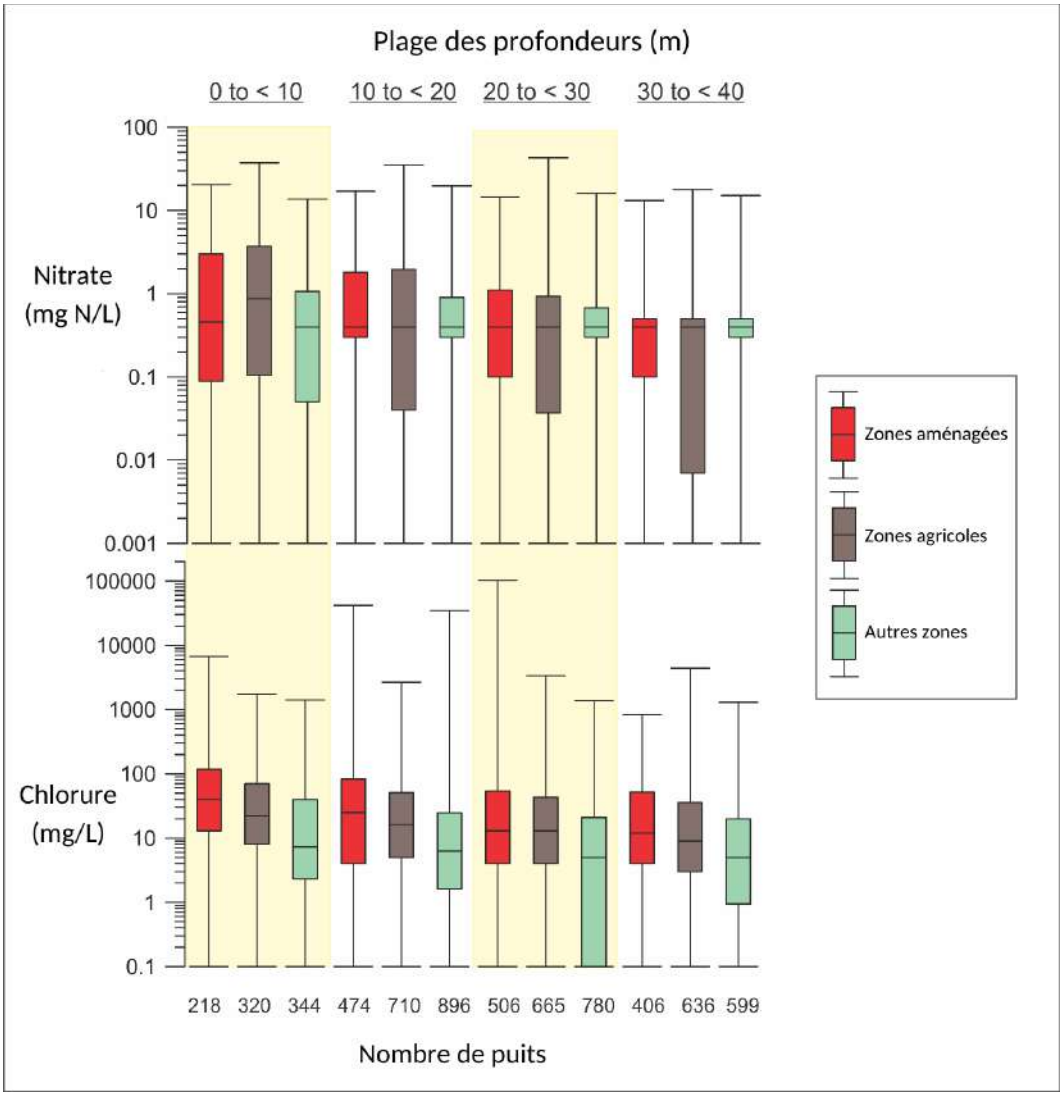


Figure 10. Diagrammes des quartiles des concentrations de chlorure et de nitrate (N) dans tous les puits visés par la présente évaluation selon la couverture terrestre et la profondeur. Bien que les plages de concentrations soient grandes, la concentration médiane de chlorure diminue en fonction de la profondeur et est toujours la plus élevée dans les zones aménagées et la plus faible dans les zones classées « autres ». La concentration médiane de nitrate est la plus élevée dans les puits les moins profonds (moins de 10 m) dans les zones agricoles. Lorsque les puits sont regroupés, il y a des différences statistiquement significatives de nitrate à différentes profondeurs pour tous les types de couvertures terrestres, ainsi qu'entre, d'une part, les puits des zones classées « autres » et, d'autre part, les puits des zones aménagées et des zones agricoles, selon des tests t à 2 échantillons (niveau de confiance de 0,95). Il existe également des différences significatives de chlorure entre les puits des zones aménagées à une profondeur inférieure à 10 m et ceux des zones classées autres à une profondeur inférieure à 10 m, ainsi qu'entre les puits des zones classées « autres » à des profondeurs plus faibles (moins de 10 m) et ceux à des profondeurs de 20 à moins de 30 m. La boîte englobe le 25e à 75e percentile des données et les moustaches la gamme complète des données. Sources des données : MEPNP, USGS (Erickson and Wilson, 2021), Commission géologique de l'Ontario, programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges et d'autres sources en Ontario (Waters Environmental Geosciences Ltd., 2017).

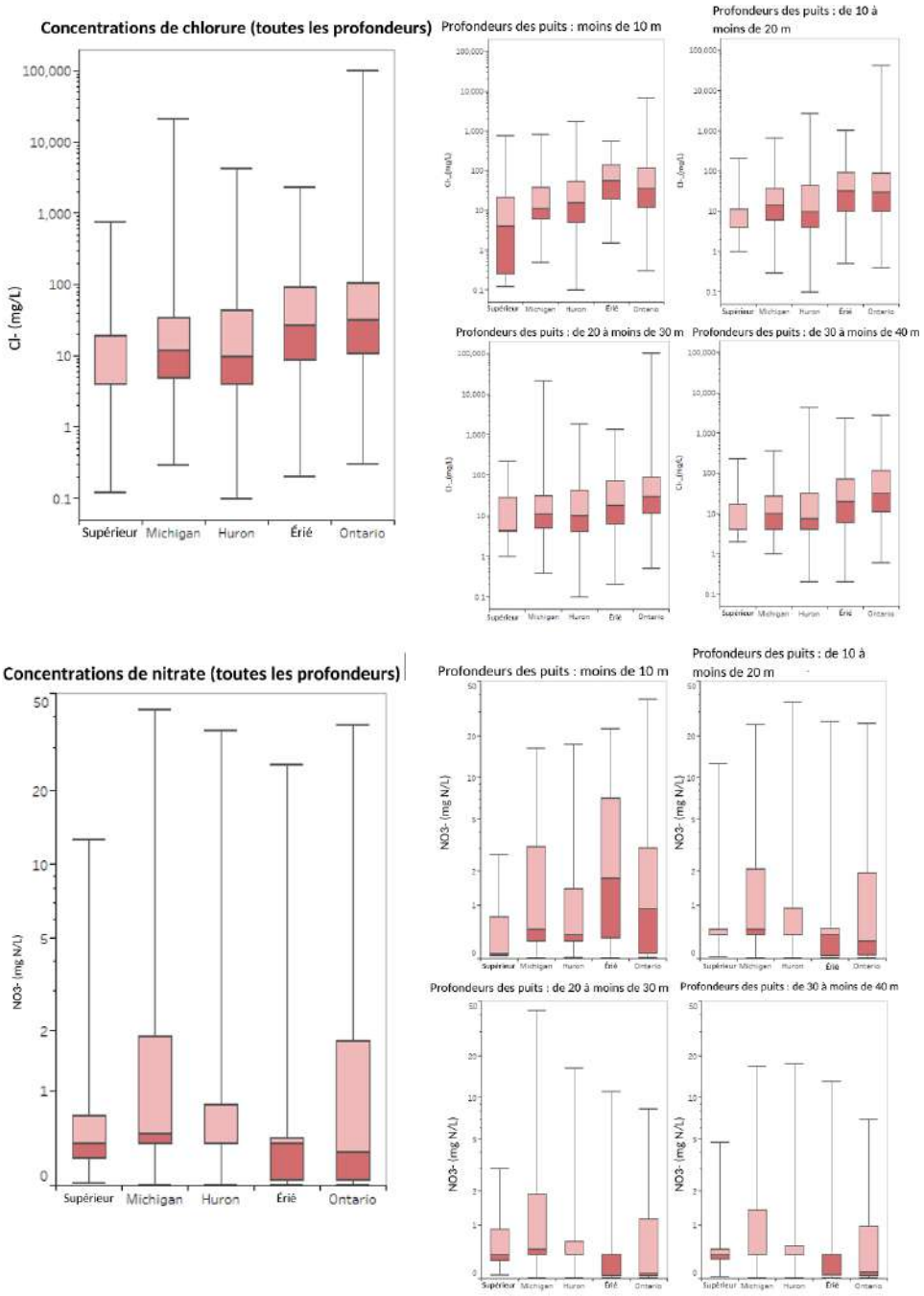


Figure 11. Diagrammes des quartiles des concentrations de chlorure et de nitrate (N) dans les puits de surveillance de chaque bassin lacustre. Les concentrations des paramètres sont également présentées selon quatre sous-groupes en fonction de la profondeur des puits (c.-à-d. moins de 10 m, de 10 à moins de 20 m, de 20 à moins de 30 m et de 30 à moins de 40 m). La boîte englobe le 25e à 75e percentile des données et les moustaches la gamme complète des données. Sources des données : MEPNP, USGS (Erickson and Wilson, 2021), Commission géologique de l'Ontario, programme des eaux souterraines de la moraine d'Oak Ridges et d'autres sources en Ontario (Waters Environmental Geosciences Ltd., 2017).

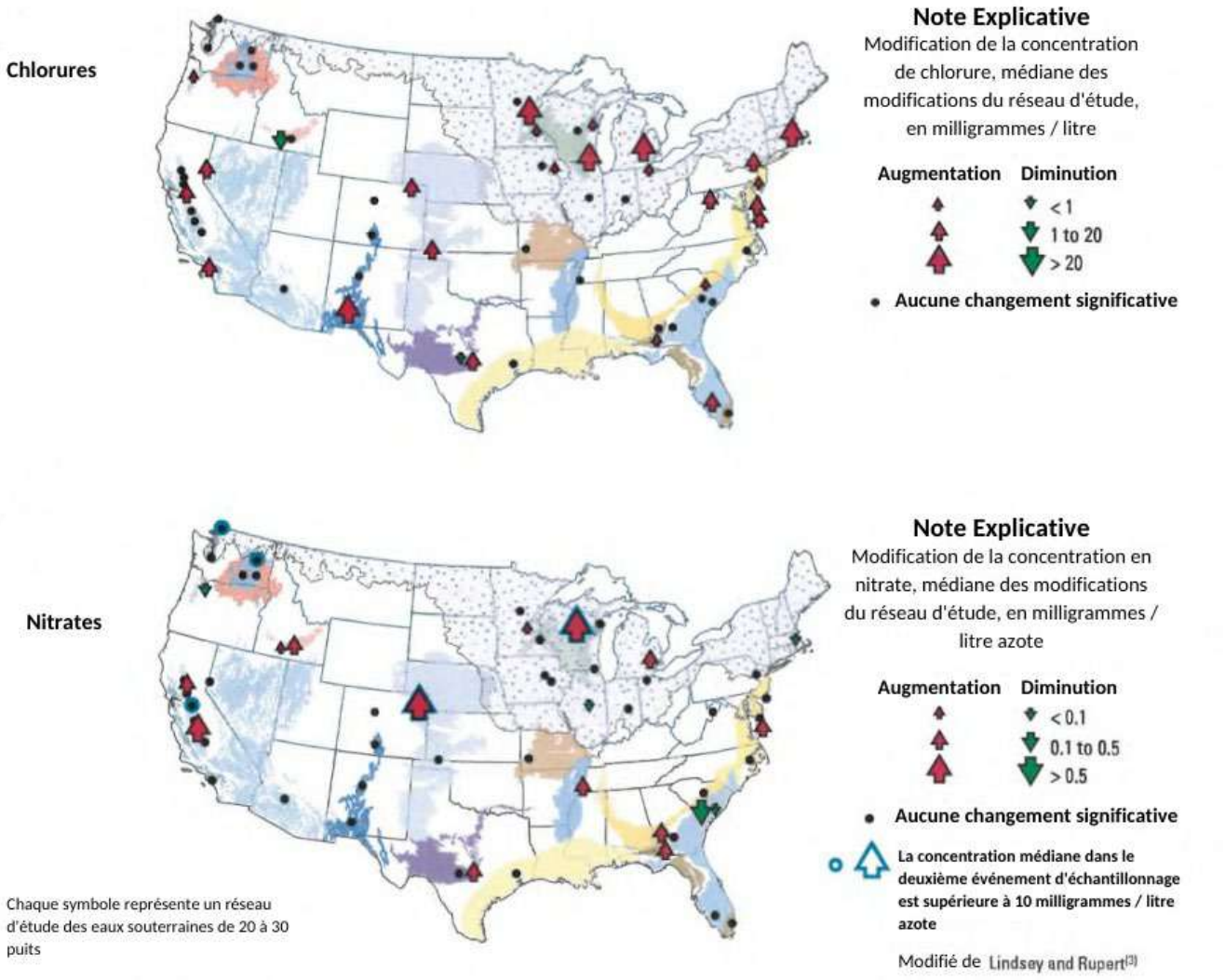


Figure 12. Cartes illustrant les variations décennales (du début des années 1990 à 2010) des concentrations de chlorure et de nitrate dans les eaux souterraines aux États-Unis, y compris les concentrations croissantes de chlorure et de nitrate à proximité des Grands Lacs. Source : DeSimone et *al.* (2014).

Sous-indicateur : Couvert forestier dans les zones riveraines

Couvert forestier

Évaluation globale

Situation : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2006-2016 pour les É.-U. et 2008-2018 pour le Canada) : Inchangée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : D'après l'imagerie satellitaire, le couvert forestier occupe un fort pourcentage de la zone riveraine des plans d'eau dans le bassin du lac Supérieur (96 %), un pourcentage moyen dans le bassin des lacs Michigan, Huron et Ontario (65 % à 78 %) et un médiocre pourcentage (35 %) dans celui du lac Érié. Le couvert forestier (2006 à 2016 aux É.-U. et 2008 à 2018 au Canada) dans les zones riveraines semble avoir légèrement augmenté dans le bassin du lac Supérieur (+1,1 %) et ne semble pas avoir changé dans ceux des lacs Michigan, Huron, Ontario et Érié. Le pourcentage des zones riveraines boisées est beaucoup plus élevé dans les bassins versants du nord que dans ceux du sud, où l'agriculture et les milieux bâtis sont bien plus importants.

De même, d'après l'imagerie satellitaire, les terrains boisés occupent un fort pourcentage de la superficie totale des terres dans le bassin du lac Supérieur (85 %) et celui du lac Huron (62 %), un pourcentage moyen dans ceux des lacs Michigan (54 %) et Ontario (48 %) et un médiocre pourcentage dans celui du lac Érié (20 %). Les tendances relatives au couvert forestier des bassins des lacs sont très semblables à l'évaluation des zones riveraines et montrent une légère augmentation dans le bassin du lac Supérieur (1,2 %) et une situation inchangée dans ceux des lacs Michigan, Huron, Ontario et Érié.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Situation : Bonne

Tendance sur 10 ans (2006-2016 pour les É.-U. et 2008-2018 pour le Canada) : S'améliore

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : Dans l'ensemble, le couvert forestier des zones riveraines dans le bassin du lac Supérieur est important dans l'ensemble (96 %) et a augmenté du côté américain du bassin (+3,5 %). Le couvert forestier est important aussi dans l'ensemble du bassin du lac Supérieur. Ces données semblent indiquer qu'une dégradation à long terme de la qualité de l'eau causée par le changement du couvert forestier est peu probable.

Lac Michigan

Situation : Passable

Tendance sur 10 ans (2006-2016 pour les É.-U. et 2008-2018 pour le Canada) : Inchangée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : Dans l'ensemble, le couvert forestier dans les zones riveraines du bassin du lac Érié est moyennement important (66 %). Le couvert forestier est important dans les zones riveraines des bassins versants septentrionaux de ce bassin et il est réduit dans ses bassins versants méridionaux, ce qui peut diminuer la qualité de l'eau et l'intégrité de l'écosystème. Il existe une tendance semblable pour le couvert forestier de l'ensemble du bassin, qui est important dans les bassins versants septentrionaux, et peu important dans les bassins versants méridionaux. Ces données semblent indiquer que le changement du couvert forestier pourrait entraîner la dégradation de la qualité de l'eau et de l'intégrité de l'écosystème dans les bassins méridionaux.

Lac Huron (dont la rivière St. Marys)

Situation : Passable

Tendance sur 10 ans (2006-2016 pour les É-.U. et 2008-2018 pour le Canada) : Inchangée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : Le couvert des zones riveraines dans le bassin du lac Huron est moyennement important (78 %). Le couvert forestier est important dans les zones riveraines des bassins versants septentrionaux de ce bassin et il est réduit dans ses bassins versants méridionaux, ce qui peut diminuer la qualité de l'eau et l'intégrité de l'écosystème. Il existe une tendance semblable pour le couvert forestier de l'ensemble du bassin, qui est important dans les bassins versants septentrionaux, et peu important dans les bassins versants méridionaux. Ces données semblent indiquer que le changement du couvert forestier pourrait entraîner la dégradation de la qualité de l'eau et de l'intégrité de l'écosystème dans les bassins méridionaux.

Lac Érié (comprenant l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

Situation : Médiocre

Tendance sur 10 ans (2006-2016 pour les É-.U. et 2008-2018 pour le Canada) : Inchangée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : Dans l'ensemble, le couvert forestier des zones riveraines dans le bassin du lac Érié est peu important (35 %). La tendance (entre 2006-2008 et 2016-2018) demeure inchangée tant du côté américain que du côté canadien du bassin. Le couvert forestier est également peu important dans ce bassin et demeure inchangé des deux côtés du bassin. Ces données semblent indiquer qu'il est fort probable que le changement du couvert forestier soit problématique pour la qualité de l'eau et entraîne des risques pour l'intégrité écologique.

Lac Ontario (comprenant la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Passable

Tendance sur 10 ans (2006-2016 pour les É.-U. et 2008-2018 pour le Canada) : Inchangée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : Dans l'ensemble, le couvert forestier dans les zones riveraines du bassin du lac Ontario est moyennement important (65 %). De même, le couvert forestier, qui est demeuré inchangé des deux côtés du bassin au cours de la période de 2006-2008 à 2016-2018, est moyen dans la plupart des bassins versants du lac Ontario. Ces données semblent indiquer que le couvert forestier pourrait être problématique pour la qualité de l'eau et entraîner des risques pour l'intégrité écologique.

Terminologie relative à l'évaluation des situations

Les répercussions sur la qualité de l'eau et sa quantité sont difficiles à évaluer, mais les données donnent un aperçu des tendances générales en matière de durabilité des forêts. Des forêts saines et vigoureuses sont essentielles à la santé de l'écosystème du bassin. Il sera toutefois nécessaire de solliciter également l'aide des experts et des intervenants du secteur forestier pour interpréter les données relatives à la santé des forêts.

Évaluation suggérée de la situation des zones riveraines :

Bonne : plus 80 % de couvert forestier dans les zones riveraines

Passable : de 50 à 80 % de couvert forestier dans les zones riveraines

Médiocre: moins de 50 % de couvert forestier dans les zones riveraines

Indéterminée : Les données sont inaccessibles ou insuffisantes pour évaluer l'état des éléments de l'écosystème.

Terminologie relative à l'évaluation des tendances

Couvert forestier des zones riveraines

S'améliore : augmentation du % du couvert forestier des zones riveraines (> 1 %).

Inchangée : aucun changement du % du couvert forestier des zones riveraines (≤ ± 1 %).

Se détériore : diminution du % du couvert forestier des zones riveraines et changement si < - 1 %.

Indéterminée : Les données sont inaccessibles ou insuffisantes pour évaluer l'état des éléments de l'écosystème.

Critères d'effet et/ou objectifs

Les critères d'effet n'ont pas encore été définis. Leur définition requiert un consensus sur les tendances souhaitées en matière de couvert forestier.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à quantifier le couvert forestier des zones riveraines étant donné le rôle qu'il joue dans l'exécution des fonctions hydrologiques, la fourniture de processus essentiels (p. ex., l'évapotranspiration et le transport des éléments nutritifs) et la protection de l'intégrité physique des bassins versants (p. ex. lutte contre l'érosion), qui tous sont nécessaires pour que l'approvisionnement en eau soit de grande qualité.

Objectif pour l'écosystème

Que la composition et la structure des forêts reflètent la diversité écologique naturelle (c.-à-d. dans les conditions climatiques actuelles) de la région.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général no 9 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique,

physique ou biologique ».

Mesure

Ce sous-indicateur fait appel à la télédétection pour mesurer le pourcentage du couvert forestier dans les zones riveraines des bassins versants pour chaque bassin lacustre, au fil du temps.

Pour les besoins du présent sous-indicateur, la zone riveraine se définit comme la zone tampon de 30 mètres qui présente un couvert forestier autour de tous les plans d'eau, c'est-à-dire que les polygones, les rivières à deux côtés, les ruisseaux arqués et les ruisseaux intermittents, le cas échéant.

Le pourcentage de terrains boisés dans le bassin versant de chacun des lacs, au fil du temps, est inclus aussi afin d'étayer les évaluations globales et lac par lac, et de donner leur contexte. Les types de couvert ont été désignés à partir de l'imagerie satellitaire Landsat. Le couvert forestier comprend des zones classées comme étant des forêts ainsi que des milieux humides boisées ou arborées. Comme des données à plus haute résolution sont désormais accessibles du côté canadien du bassin, on a pris la décision d'inclure les terres arbustives (broussailles/aulnes, arbustes/arbustes) à la catégorie des forêts pour les deux administrations étant donné que ces terres jouent un rôle fonctionnel semblable pour les forêts dans les zones riveraines (c.-à-d. couvert forestier et prévention de l'érosion). Ce changement s'est traduit par une augmentation de la superficie forestière. On travaille actuellement à ce que le mode de classification des données de télédétection soit uniforme et comparable entre les administrations et les intervalles de temps.

Conditions écologiques

Le pourcentage de terrains boisés dans les zones riveraines, par bassin versant, au fil du temps, est la principale composante évaluée par ce sous-indicateur. Le pourcentage de terrains boisés dans le bassin versant de chacun des lacs, au fil du temps, est inclus aussi afin d'étayer les évaluations globales et lac par lac, et de donner leur contexte.

Des décennies de recherche et de surveillance ont montré que l'eau s'écoulant des bassins hydrographiques forestiers est de grande qualité, comme il est mesuré par l'apport de sédiments, les charges en éléments nutritifs, les concentrations de contaminants et les températures. Bien que la végétation non forestière joue différents rôles pour le maintien de la qualité de l'eau et de la quantité d'eau, le couvert forestier des zones riveraines illustre bien la protection de l'eau. Les zones riveraines peuvent également contribuer à la régulation et au maintien de la température de l'eau. Le couvert forestier contribue également à de nombreux autres services écosystémiques, notamment le contrôle de l'érosion des sols, l'augmentation de l'infiltration des eaux souterraines, la stabilisation des rivages et la diminution du ruissellement des eaux pluviales. La couche de feuilles mortes et les débris ligneux fournissent la nourriture et l'habitat essentiels aux poissons et autres espèces sauvages aquatiques. Bien que la végétation non forestière joue différents rôles pour le maintien de la qualité de l'eau et de la quantité d'eau, le couvert forestier des zones riveraines illustre bien la protection de l'eau.

En général, l'augmentation du couvert forestier entraîne une amélioration de la qualité de l'eau. Une brève étude sur les systèmes d'approvisionnement en eau des municipalités a montré que les coûts du traitement de l'eau pouvaient être directement liés au pourcentage de couvert forestier dans le bassin hydrographique d'origine. La fonction qu'elle a développée donne à penser que les coûts du traitement sont les plus bas lorsque le pourcentage de couvert forestier dépasse environ 60 %. D'autres études ont plus difficilement mis à jour les rapports empiriques entre le couvert forestier et l'aspect économique de l'approvisionnement en eau des municipalités.

Lorsque les bassins hydrographiques ont connu des changements importants dans l'utilisation des terres en raison d'activités agricoles, d'urbanisation ou de suburbanisation, l'augmentation du couvert forestier en zone riveraine peut atténuer bon nombre des incidences néfastes éventuelles sur les plans d'eau. Les zones riveraines boisées peuvent faire diminuer le ruissellement de surface vers les plans d'eau (réduisant ainsi l'érosion), réduire les charges d'éléments nutritifs associés à l'épandage de fertilisants et à d'autres polluants de source diffuse et faire augmenter la capacité de l'écosystème à stocker de l'eau. Les zones riveraines sont aussi des sources importantes d'énergie et de matières pour les réseaux aquatiques et elles contribuent à la régulation des températures de l'eau. Le pourcentage du couvert forestier dans les zones riveraines (zone tampon de 30 m autour de tous les plans d'eau, c'est-à-dire les polygones d'eau, les rivières, les ruisseaux et les ruisseaux intermittents, le cas échéant) du bassin de chacun des lacs sert donc à évaluer l'état dans ce sous-indicateur. Les critères suivants ont été utilisés pour l'évaluation des situations : Bonne = > 80 % de couvert forestier dans les zones riveraines; Passable = de 50 à 80 % de couvert forestier dans les zones riveraines; Médiocre = < 50 % de couvert forestier dans les zones riveraines. Pour ce qui est des tendances, une tendance est considérée comme inchangée si le changement est ≤ ±1 % et en voie de changer s'il est > ±1 %. Le couvert forestier de l'ensemble d'un bassin lacustre est utilisé comme renseignement supplémentaire qui fournit un contexte plus vaste.

La création d'une zone tampon de 30 m autour de tous les plans d'eau et son utilisation comme cache sur les couches de données du couvert forestier ont permis d'évaluer la zone riveraine. À l'échelle des bassins lacustres (figure 1), 96 % des zones riveraines du bassin du lac Supérieur sont boisées, alors que les zones riveraines des lacs Michigan (66 %), Huron (78 %) et Ontario (65 %) sont moyennement boisées. Seulement 35 % des zones riveraines du lac Érié sont boisées (tableau 1). La variation est substantielle aussi à l'échelle des bassins tertiaires pour chacun des bassins du lac (figure 2). Le pourcentage des zones riveraines boisées est beaucoup plus élevé dans les bassins versants du nord que dans ceux du sud, où l'agriculture et les milieux bâtis sont bien plus importants.

Évaluer les tendances relatives au couvert forestier dans les zones riveraines s'avère difficile. Bien qu'il soit facile d'évaluer la situation du couvert forestier en analysant des données satellitaires référencées et soigneusement vérifiées, ces données ne sont habituellement disponibles que pour certains points dans le temps. Pour les besoins du présent rapport, les données de l'imagerie satellitaire ont été utilisées pour les portions américaines des bassins des lacs de 2006 à 2016 et pour les portions canadiennes de 2008 et 2018. L'analyse des tendances a montré que la situation des forêts riveraines s'améliore dans le bassin du lac Supérieur (1,1 %) et qu'elle demeure inchangée dans ceux des lacs Michigan, Huron, Érié et Ontario. Ces tendances doivent être interprétées avec une certaine prudence, particulièrement du côté canadien des bassins, compte tenu des changements considérables dans le type d'imagerie, la résolution et le partage des catégories de terres. Une période plus longue (>20 ans) et une uniformité dans l'imagerie et les méthodes sont nécessaires pour qu'il soit possible de déterminer les tendances avec un certain degré de certitude.

Les tendances relatives au couvert forestier dans les bassins versants sont similaires à celles qui ont trait au couvert forestier dans les zones riveraines. La figure 3 montre les bassins tertiaires qui se jettent dans les Grands Lacs et le pourcentage de leur couvert forestier. Ce pourcentage présente un fort gradient nord-sud, comme il fallait s'y attendre étant donné le gradient nord-sud semblable qui existe pour la population et l'activité agricole. Dans le bassin du lac Supérieur, 85 % de la superficie est boisée (tableau 2). Dans tous les autres bassins, les forêts ont été remplacées par des milieux bâtis et des terres agricoles, ne laissant à la forêt que 54 % (Michigan), 62 % (Huron), 20 % (Érié) et 48 % (Ontario) des bassins (tableau 2). Il faut toutefois souligner qu'il existe, dans chaque bassin, des bassins versants dont le couvert forestier va de passable à bon (figure 4). Le tableau 2 montre que la situation demeure inchangée dans les forêts de tous les bassins, à l'exception du bassin du lac Supérieur où il y a une légère augmentation (1,2 %) dans les forêts.

Liens

La capacité bien connue des terres boisées de produire de l'eau de grande qualité et, en particulier, la capacité des zones riveraines boisées de protéger les ressources hydriques sont liées à bon nombre d'autres sous-indicateurs. Plus particulièrement, le couvert forestier dans les zones riveraines contribue directement à la réduction des éléments nutritifs et d'autres polluants de sources non ponctuelles, des charges de sédiments dans les affluents et les lacs, et aide à l'atténuation des effets négatifs des dépôts atmosphériques. Indirectement, l'eau de grande qualité qui provient des zones boisées répond aux besoins de diverses communautés aquatiques. En raison de leurs effets sur la composition et la fonction des forêts, ainsi que sur les processus hydrologiques locaux, les changements climatiques réduisent probablement la capacité des forêts de produire de l'eau de grande qualité; l'ampleur et l'orientation de ces effets sont toutefois mal connues. Par exemple, une réduction du ruissellement annuel total attribuable à l'augmentation de la température de l'air ou à des conditions plus sèches dans de nombreux bassins des Grands Lacs peut entraîner une augmentation des concentrations d'éléments nutritifs et de contaminants dans les affluents. Le moment du rejet des éléments nutritifs et des contaminants peut également changer si des conditions plus sèches entraînent leur rétention dans les sols jusqu'à ce qu'ils soient rincés lors de tempêtes épisodiques. De plus, la modification de la composition des forêts, causée par des activités humaines (p. ex., l'aménagement forestier) ou des vecteurs naturels (p. ex., l'agrile du frêne, une espèce invasive), peut nuire à la qualité de l'eau ou à la quantité d'eau.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables pour ce sous-indicateur.	X			
Les données utilisées pour l'évaluation sont disponibles et accessibles	Oui	On peut trouver les données ci-dessous		

URL des données

Canada (Ontario)

Couches des bassins hydrographiques de CarrefourGéo (sous-ensemble extrait récemment mis à jour, ci-joint) https://geohub.lio.gov.on.ca/datasets/mnrf::great-lakes-st-lawrence-basin-watersheds-glbw

Couche des rivières et des ruisseaux ou du réseau hydroélectrique de l'Ontario – ligne hydrographique de CarrefourGéo – https://geohub.lio.gov.on.ca/datasets/mnrf::ontario-hydro-network-ohn-hydrographic-line

Couche des lacs de CarrefourGéo ou Réseau des données hydrographiques de l'Ontario – Plan d'eau – https://geohub.lio.gov.on.ca/datasets/mnrf::ontario-hydro-network-ohn-waterbody

Produits de l'inventaire des ressources forestières – non disponibles en ligne actuellement dans l'ensemble de données sur la planification de la gestion – https://www.ontario.ca/fr/page/inventaire-des-ressources-forestieres

Version 2 du Système d'information sur les terres du Sud de l'Ontario (SITSO) de CarrefourGéo (données 2009-11) – https://geohub.lio.gov.on.ca/datasets/southern-ontario-land-resource-information-system-solris-2-0

Version 3 du Système d'information sur les terres du Sud de l'Ontario (SITSO) de CarrefourGéo (2011-15) – https://geohub.lio.gov.on.ca/datasets/southern-ontario-land-resource-information-system-solris-3-0

Couverture terrestre provinciale de CarrefourGéo 2002 (avec mises à jour de 2008) – https://geohub.lio.gov.on.ca/datasets/provincial-land-cover

États-Unis

National Land Cover Dataset 2006 (NLCD 2006; [Fry et al. 2011]) et 2016 (NLCD 2016; [Yang et al 2018]), https://www.mrlc.gov/data?f%5B0%5D=category%3Aland%20cover&f%5B1%5D=year%3A2016

National Hydrography Dataset (NHD) (plans d'eau, zones et conduites d'eau) – fichiers de formes à : http://prd-tnm.s3-website-us-west-2.amazonaws.com/?prefix=StagedProducts/Hydrography/NHD/HU8/HighResolution/Shape

ou base de données géographiques à http://prd-tnm.s3-website-us-west-2.amazonaws.com/?prefix=StagedProducts/Hydrography/NHD/HU8/HighResolution/GDB/

Limites des données

- L'absence de consensus sur le pourcentage recherché de terres forestières dans le bassin des Grands Lacs, pour chaque bassin lacustre ou zone riveraine (et la taille recherchée de la zone riveraine elle-même) rend difficile la détermination des répercussions précises.
- Aucune donnée historique sur la « gamme de variation » du couvert forestier n'est disponible pour établir des tendances afin d'aider à évaluer les changements potentiels à la fonction et à la diversité de l'écosystème. Par exemple, quel était le contexte naturel et historique des bassins? Certains fonctionnent-ils bien avec un couvert forestier de 50 %? Certains n'ont-ils déjà eu qu'un couvert forestier de 40 %? Toutefois, aux fins de ce sous-indicateur, les seuils suggérés seront utilisés selon le meilleur jugement professionnel.

- Il se peut que les données ne soient pas disponibles pour toutes les terres privées du bassin des Grands Lacs du Canada, de sorte qu'une évaluation complète des forêts pourrait ne pas être disponible.

Renseignements supplémentaires

Ce sous-indicateur est basé sur les critères et les indicateurs du Processus de Montréal pour la conservation et l'aménagement durable des forêts tempérées et boréales, troisième édition, décembre 2007, plus précisément le critère 4 (Conservation et maintien des ressources en sol et en eau), élément 4.1. (fonction de protection), Indicateur 4.1.a.

Les auteurs envisageront de regrouper les deux mesures déclarées en une seule évaluation globale à l'avenir. Une option pourrait être d'utiliser le ratio des zones riveraines : couvert forestier total. Des valeurs plus proches de 1 indiqueraient que la zone forestière est préférable aux zones riveraines, tandis que de faibles valeurs indiqueraient que les zones boisées ne se trouvent pas dans les zones riveraines.

Les données des États-Unis peuvent être consultées sur la base de données U.S.D.A. Forest Service, Forest Inventory and Analysis Database (USFS, FIADB; Burrill et al. 2018). Données brutes disponibles en ligne à : https://www.fia.fs.fed.us/tools-data/default.asp. Il s'agit d'ensembles de données à l'échelle de l'État et il faut donc recourir au géotraitement à l'aide d'un logiciel SIG pour extraire des données pertinentes pour le bassin des Grands Lacs seulement. Il y a sept époques intégrées de produits de couverture terrestre aux États-Unis entre 2001 et 2016 (c.-à-d. 2001, 2003, 2006, 2008, 2011, 2013 et 2016), celles de 2006 et de 2016 étant utilisées dans la présente évaluation. Le ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario (MRNFO) est la seule autorité du côté canadien des Grands Lacs qui possède des données terrestres pertinentes. Le traitement sommaire de l'inventaire et le géotraitement des données propres au bassin sont également requis pour les données de l'Ontario. Les données de l'inventaire des ressources forestières (IRF) de l'Ontario ne sont disponibles que pour les unités de gestion forestière du Centre et du Nord de l'Ontario et doivent être combinées à d'autres données de télédétection interprétées pour le Sud de l'Ontario. Les données sur les récoltes pour le sud de l'Ontario ne sont pas recueillies, car les terres privées ne relèvent pas du ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario. Les données sur la couverture terrestre utilisées pour l'évaluation de 2008 sont fondées sur des images de 2002, et les mises à jour de 2004 à 2008 sont fondées sur des couches réelles de récolte, de perturbation et de renouvellement à une résolution de 30 m. Les données sur la couverture terrestre utilisées pour l'évaluation de 2018 consistent en de nouvelles images plus détaillées à une résolution de 5 m (nord de l'Ontario) et de 15 m (sud de l'Ontario). Les nouvelles données à plus haute résolution offrent une meilleure différenciation des caractéristiques plus petites et, à l'avenir, permettront une meilleure évaluation future des changements. Pour l'évaluation de 2018, sur les 24,4 millions d'hectares évalués, 16,9 millions d'ha comparent la couverture terrestre de 2008 à l'Inventaire des ressources forestières (IRF) de 2018, 700 000 ha n'ont pas été mis à jour, d'après la couverture terrestre de 2008 (principalement l'île Manitoulin), et 6,8 millions d'ha ont été mis à jour en fonction des données du SITSO de 2009 par rapport à 2015. De plus, deux bassins versants supplémentaires ont été ajoutés au nord du lac Nipigon dans le bassin du lac Supérieur.

L'estimation du couvert forestier au moyen de la télédétection est une méthode largement utilisée et généralement fiable. Cependant, bon nombre des ensembles de données disponibles ne contiennent pas les longues séries chronologiques nécessaires à l'évaluation des tendances de manière adéquate. Il faut réunir à intervalles réguliers les ensembles de données transfrontières pour mesurer les changements du couvert forestier et comprendre les facteurs de changement. Les données des inventaires forestiers (p. ex., la base de données de l'inventaire et de l'analyse des forêts [USFS Forest Inventory and Analysis database]) du US Forest Service) sont utiles également, mais il n'existe pas de système équivalent pour le Canada. L'intégration des systèmes d'inventaire forestier et des

données de télédétection à l'échelle provinciale, étatique ou nationale demeure difficile en raison de la diversité des objectifs visés et des méthodes employées.

Il est reconnu que le type de forêt et la structure par âge et la composition des forêts comme fonction des types et de l'intensité des perturbations influencent la qualité de l'eau et la quantité d'eau. Bien qu'il puisse être souhaitable d'élargir l'analyse à ces facteurs, il demeure difficile de trouver une façon de compiler et de calculer de façon uniforme les indicateurs compte tenu des diverses sources de données utilisées, ce qui représente encore un problème. Il est reconnu aussi que les zones tampons standard de 30 m ne sont peut-être pas suffisantes pour protéger les plans d'eau et qu'il pourrait être plus avantageux d'évaluer des zones tampons de tailles différentes ou variables.

Les mesures possibles suivantes pour les rapports futurs pourraient comprendre :

- les routes forestières et les traversées de cours d'eau
- la zone de perturbation (naturelle et anthropique)
- la structure et la composition de la forêt selon l'âge
- la largeur variable de la zone tampon

Remerciements

Auteurs

Kara Webster, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs, 1219, rue Queen Est, Sault Ste. Marie, ON, P6A 2E5; courriel : kara.webster@canada.ca
Dale Gormanson, USDA Forest Service, 1992 Folwell Avenue, St. Paul, MN 55108; courriel : dale.gormanson@usda.gov

Contributeur(s)

Larry Watkins, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario (MRNFO), 70, promenade Foster, bureau 400, Sault Ste. Marie, ON, P6A 6V5; courriel : larry.watkins@ontario.ca

Sources d'information

Burrill, Elizabeth A.; Wilson, Andrea M.; Turner, Jeffery A.; Pugh, Scott A.; Menlove, James; Christiansen, Glenn; Conkling, Barbara L.; David, Winnie. 2018. The Forest Inventory and Analysis Database: database description and user guide version 8.0 for Phase 2 U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 9946 p. Disponible [en ligne] à l'adresse Web : https://www.fia.fs.fed.us/library/database-documentation/current/ver80/FIADB%20User%20Guide%20P2_8-0.pdf

Fry, J., G. Xian, S. Jin, J. Dewitz, C. Homer, L. Yang, C. Barnes, N. Herold et J. Wickham. 2011. Completion of the 2006 National Land Cover Database for the Conterminous United States, PE&RS, Vol. 77(9), p. 858 à 864.

Lien : http://www.mrlc.gov/nlcd2006.php (consulté le 10 octobre 2011).

Yang, L., Jin, S., Danielson, P., Homer, C., Gass, L., Case, A., Costello, C., Dewitz, J., Fry, J., Funk, M., Grannemann, B., Rigge, M. et G. Xian. 2018. A New Generation of the United States National Land Cover Database: Requirements, Research Priorities, Design, and Implementation Strategies, ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing,

146, p. 108 à 123.

Liste des tableaux

Tableau 1. Pourcentage du couvert forestier dans les zones riveraines et variation en pourcentage par bassin pour les États-Unis (2006 et 2016) et le Canada (2008 et 2018) et la région combinée des Grands Lacs des États-Unis et du Canada. Les données sont fondées sur la somme des types de couverts forestiers dans une zone tampon de 30 m autour des plans d'eau. Le couvert forestier a été établi au moyen de l'imagerie satellitaire Landsat pour les États-Unis et le Canada (Ontario)

Sources : Base de données nationale sur la couverture terrestre des États-Unis (U.S. National Land Cover Database) de 2006 (Fry et al. 2006) et de 2016 (Yang et al. 2018), et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2002 (mises à jour de 2004 à 2008), IRF de 2008, SITSO 2009 (MRNFO 2015, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites) et IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaire des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites).

Tableau 2. Pourcentage du couvert forestier et pourcentage de changement par bassin lacustre pour les États-Unis (2006 et 2016) et le Canada (2008 et 2018) et l'ensemble du bassin des Grands Lacs aux É.-U. et au Canada. Le couvert forestier a été établi au moyen de l'imagerie satellitaire Landsat pour les États-Unis et le Canada (Ontario)

Sources : Base de données nationale sur la couverture terrestre des États-Unis (U.S. National Land Cover Database) de 2006 (Fry et al. 2006) et de 2016 (Yang et al. 2018), et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2002 (mises à jour de 2004 à 2008), IRF de 2008, SITSO 2009 (MRNFO 2015, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites), IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaires des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites).

Liste des figures

Figure 1. Pourcentage du couvert forestier dans les zones riveraines (zone tampon de 30 m autour des plans d'eau) pour les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire; il comprend divers types de forêts (c.-à-d. les forêts de feuillus, les forêts de conifères et les forêts mixtes), de milieux humides boisés ou arborés et d'arbustaies.

Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database) des États-Unis de 2016 (Yang et al. 2018), IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaire des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites).

Figure 2. Couvert forestier dans les zones riveraines (zone tampon de 30 m autour des plans d'eau) pour les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire et comprend divers types de forêts (c.-à-d. les forêts de feuillus, les forêts de conifères et les forêts mixtes), de milieux humides boisés ou arborés et d'arbustaies.

Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database) des États-Unis de 2016 (Yang et al. 2018), IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaire des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites).

Figure 3. Pourcentage du couvert forestier dans les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres aux É.-U. et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire; il comprend divers types de forêts (c.-à-d. les forêts de feuillus, les forêts de conifères et les forêts mixtes), de milieux humides boisés ou arborés et d'arbustaies.

Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database) des États-Unis de 2016 (Yang et al. 2018), IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaire des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites).

Figure 4. Situation du couvert forestier dans les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres aux É.-U. et à quatre chiffres en Ontario)

Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database) des États-Unis de 2016 (Yang et al. 2018), IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaire des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites).

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Bassin étatsunien	Forêts riveraines 2006 (ha)	Forêts riveraines 2016 (ha)	Changements des forêts riveraines en %	Quantité de forêts riveraines 2016	Catégorie
Supérieur	175,791	181,864	3.5%	87.8%	Bonne
Michigan	297,540	299,914	0.8%	65.8%	Passable
Huron	103,744	104,794	1.0%	61.3%	Passable
Érié	107,862	107,569	-0.3%	38.4%	Médiocre
Ontario	112,925	113,651	0.6%	65.1%	Passable
Total:	797,862	807,792	1.2%	62.7%	Passable

Bassin canadien	Forêts riveraines 2008 (ha)	Forêts riveraines 2018 (ha)	Changements des forêts riveraines en %	Quantité de forêts riveraines 2018	Catégorie
Supérieur	768,993	773,493	0.6%	98.6%	Bonne
Michigan					
Huron	720,239	726,571	0.9%	81.7%	Bonne
Érié	60,430	60,240	-0.3%	30.6%	Médiocre
Ontario	206,613	208,533	0.9%	65.3%	Passable
Total:	1,756,275	1,768,837	0.7%	80.8%	Passable

Bassin des Grands Lacs	Forêts riveraines 2006/08 (ha)	Forêts riveraines 2016/18 (ha)	Changements des forêts riveraines en %	Quantité de forêts riveraines 2016/18	Catégorie
Supérieur	944,784	955,357	1.1%	96.3%	Bonne
Michigan	297,540	299,914	0.8%	65.8%	Passable
Huron	823,983	831,365	0.9%	78.4%	Passable
Érié	168,292	167,809	-0.3%	35.2%	Médiocre
Ontario	319,538	322,184	0.8%	65.2%	Passable
Total:	2,554,137	2,576,629	0.9%	74.1%	Passable

Tableau 1. Pourcentage du couvert forestier dans les zones riveraines et variation en pourcentage par bassin pour les États-Unis (2006 et 2016) et le Canada (2008 et 2018) et la région combinée des Grands Lacs des États-Unis et du Canada. Les données sont fondées sur la somme des types de couverts forestiers dans une zone tampon de 30 m autour des plans d'eau. Le couvert forestier a été établi au moyen de l'imagerie satellitaire Landsat pour les États-Unis et le Canada (Ontario). Sources : Base de données nationale sur la couverture terrestre des États-Unis (U.S. National Land Cover Database) de 2006 (Fry et al. 2006) et de 2016 (Yang et al. 2018), et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2002 (mises à jour de 2004 à 2008), IRF de 2008, SITSO 2009 (MRNFO 2015, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites) et IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaire des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites.

Bassin étatsunien	Toutes les forêts 2006 (ha)	Toutes les forêts 2016 (ha)	Changement des forêts, en %	Quantité de forêts 2016	Catégorie
Supérieur	3,559,647	3,664,054	2.9%	90.9%	Bonne
Michigan	5,953,351	5,985,525	0.5%	54.0%	Passable
Huron	2,258,736	2,292,059	1.5%	56.7%	Passable
Érié	1,231,150	1,226,715	-0.4%	23.2%	Médiocre
Ontario	1,747,823	1,751,709	0.2%	52.9%	Passable
Total:	14,750,707	14,920,062	1.1%	53.7%	Passable

Bassin canadien	Toutes les forêts 2008 (ha)	Toutes les forêts 2018 (ha)	Changement des forêts, en %	Quantité de forêts 2018	Catégorie
Supérieur	8,347,140	8,387,781	0.5%	82.9%	Bonne
Michigan					
Huron	5,864,178	5,904,824	0.7%	64.7%	Bonne
Érié	326,759	326,020	-0.2%	13.8%	Médiocre
Ontario	1,204,526	1,213,688	0.8%	42.3%	Passable
Total:	15,742,602	15,832,314	0.6%	64.7%	Bonne

Bassin des Grands Lacs	Toutes les forêts 2006/08 (ha)	Toutes les forêts 2016/18 (ha)	Changement des forêts, en %	Quantité de forêts 2016/2018	Catégorie
Supérieur	11,906,787	12,051,835	1.2%	85.2%	Bonne
Michigan	5,953,351	5,985,525	0.5%	54.0%	Passable
Huron	8,122,914	8,196,883	0.9%	62.2%	Bonne
Érié	1,557,909	1,552,735	-0.3%	20.3%	Médiocre
Ontario	2,952,349	2,965,397	0.4%	48.0%	Passable
Total:	30,493,309	30,752,376	0.8%	58.9%	Passable

Tableau 2. Pourcentage du couvert forestier et pourcentage de changement par bassin lacustre pour les États-Unis (2006 et 2016) et le Canada (2008 et 2018) et l'ensemble du bassin des Grands Lacs aux É.-U. et au Canada. Le couvert forestier a été établi au moyen de l'imagerie satellitaire Landsat pour les États-Unis et le Canada (Ontario) Sources : Base de données nationale sur la couverture terrestre des États-Unis (U.S. National Land Cover Database) de 2006 (Fry et al. 2006) et de 2016 (Yang et al. 2018), et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2002 (mises à jour de 2004 à 2008), IRF de 2008, SITSO 2009 (MRNFO 2015, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites), IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaires des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites.

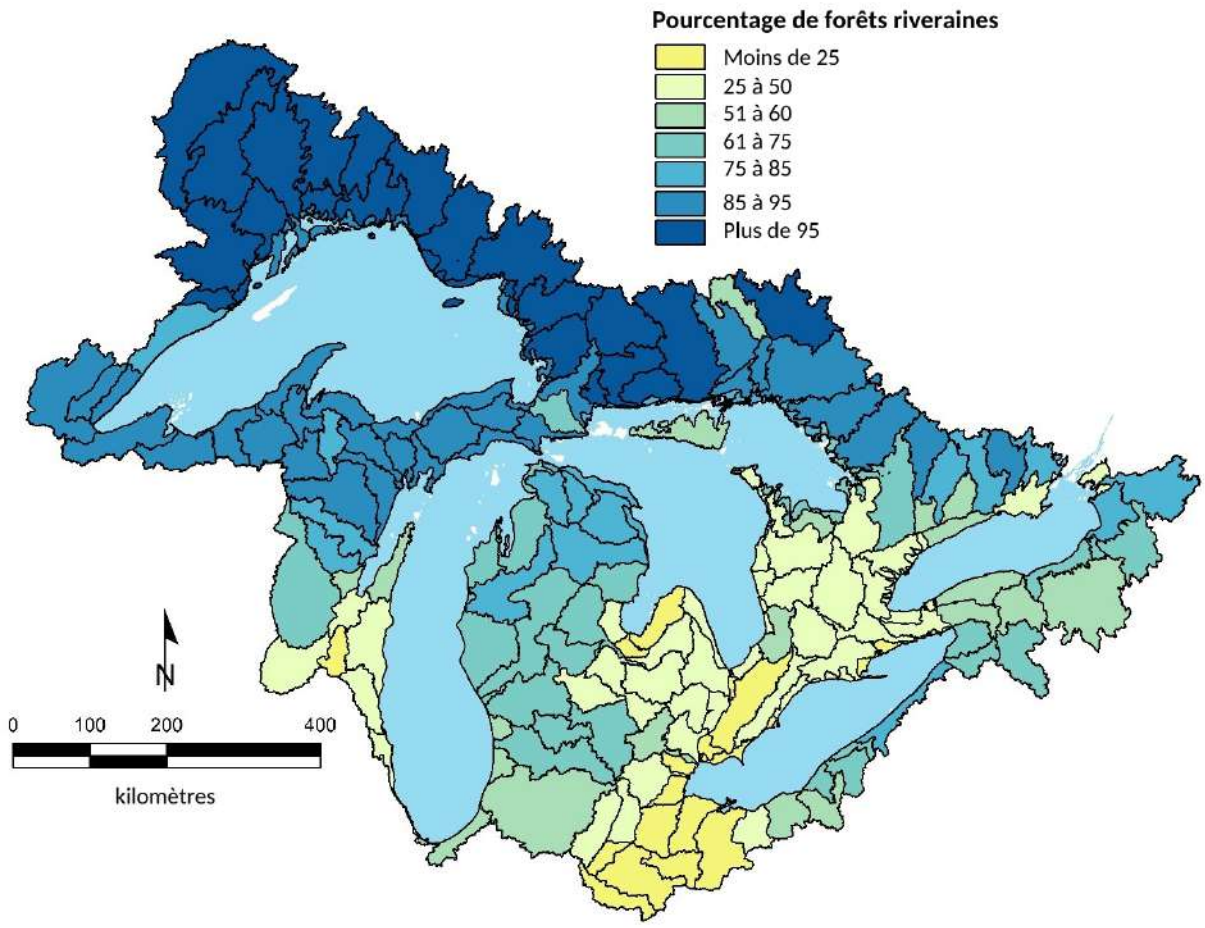


Figure 1. Pourcentage du couvert forestier dans les zones riveraines (zone tampon de 30 m autour des plans d'eau) pour les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire; il comprend divers types de forêts (c.-à-d. les forêts de feuillus, les forêts de conifères et les forêts mixtes), de milieux humides boisés ou arborés et d'arbustaies. Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database) des États-Unis de 2016 (Yang et al. 2018), IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaire des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites).

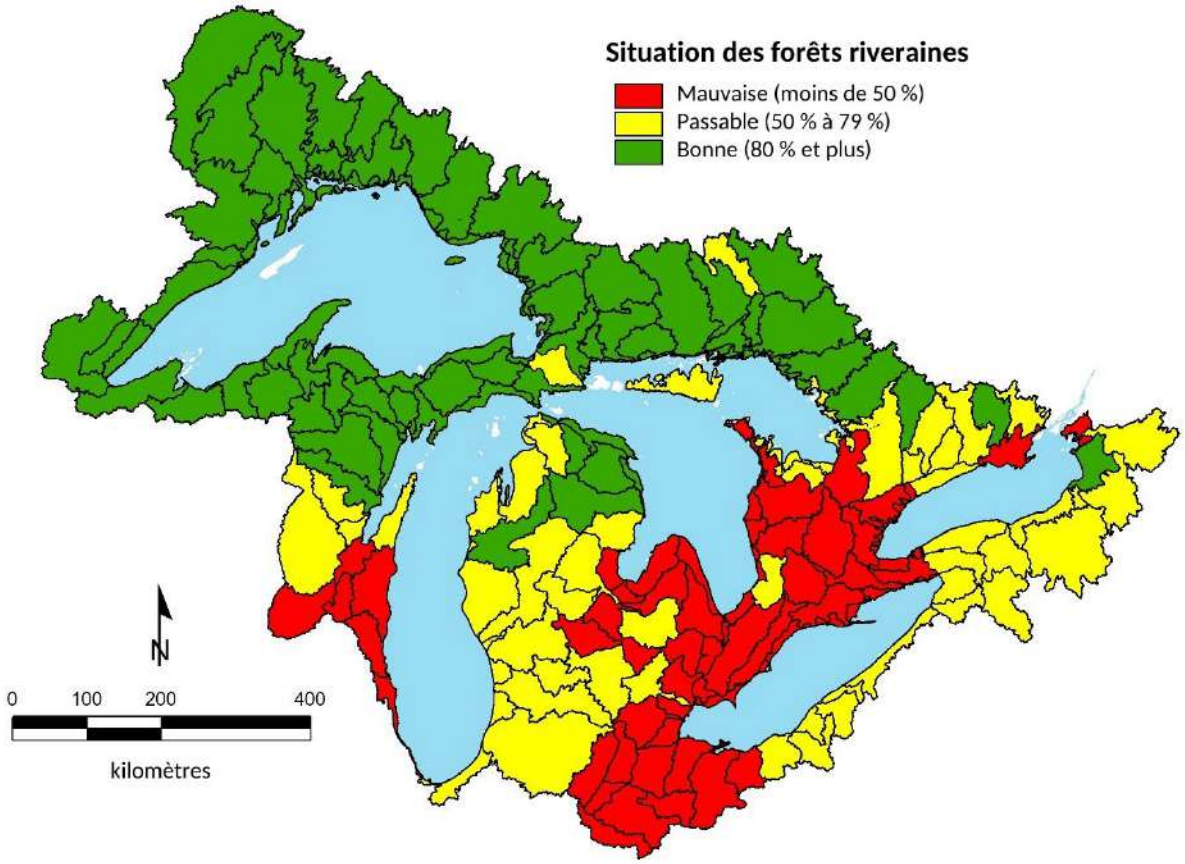


Figure 2. Couvert forestier dans les zones riveraines (zone tampon de 30 m autour des plans d'eau) pour les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire; il comprend divers types de forêts (c.-à-d. les forêts de feuillus, les forêts de conifères et les forêts mixtes), de milieux humides boisés ou arborés et d'arbustaies. Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database) des États-Unis de 2016 (Yang et al. 2018), IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaire des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites).

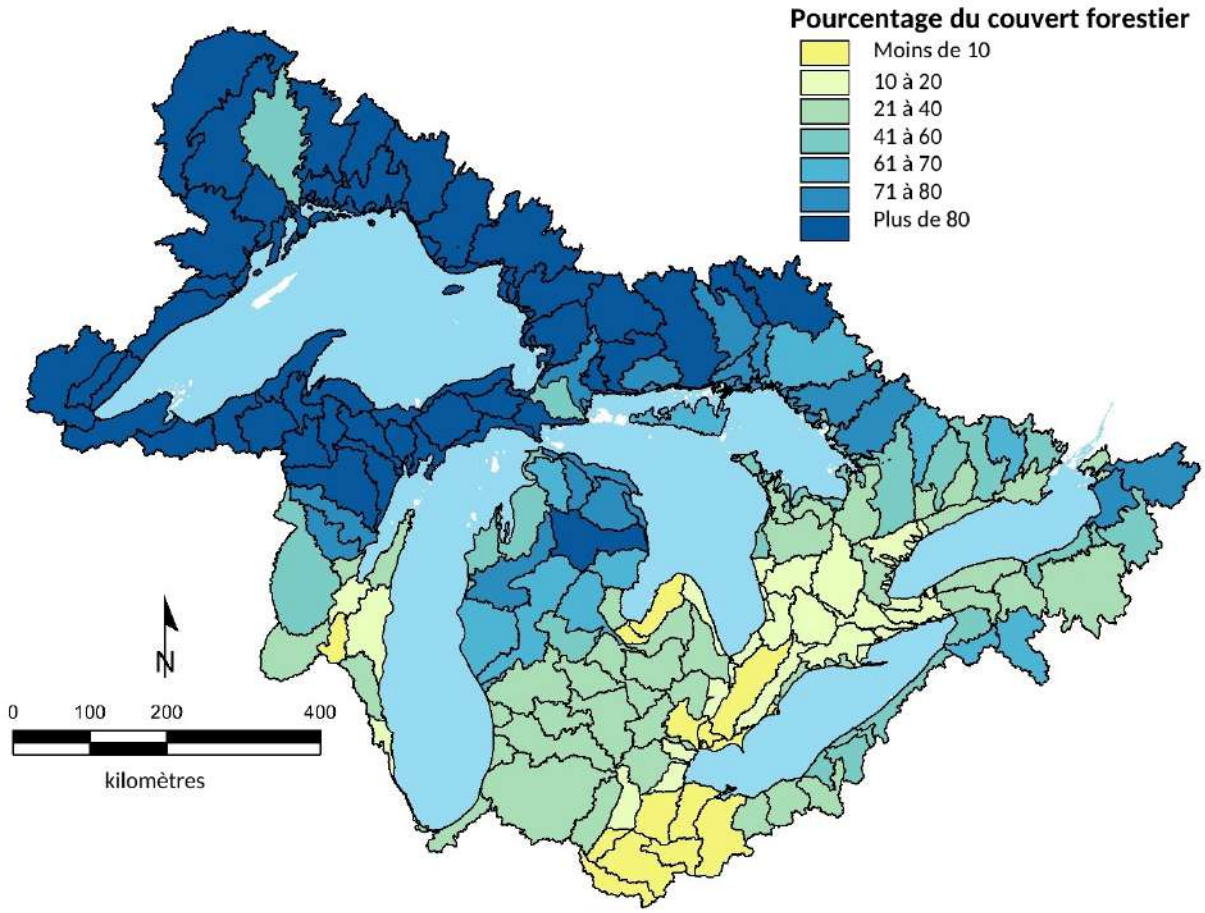


Figure 3. Pourcentage du couvert forestier dans les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres aux É.-U. et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire; il comprend divers types de forêts (c.-à-d. les forêts de feuillus, les forêts de conifères et les forêts mixtes), de milieux humides boisés ou arborés et d'arbustaies. Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database) des États-Unis de 2016 (Yang et al. 2018), IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaire des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites).

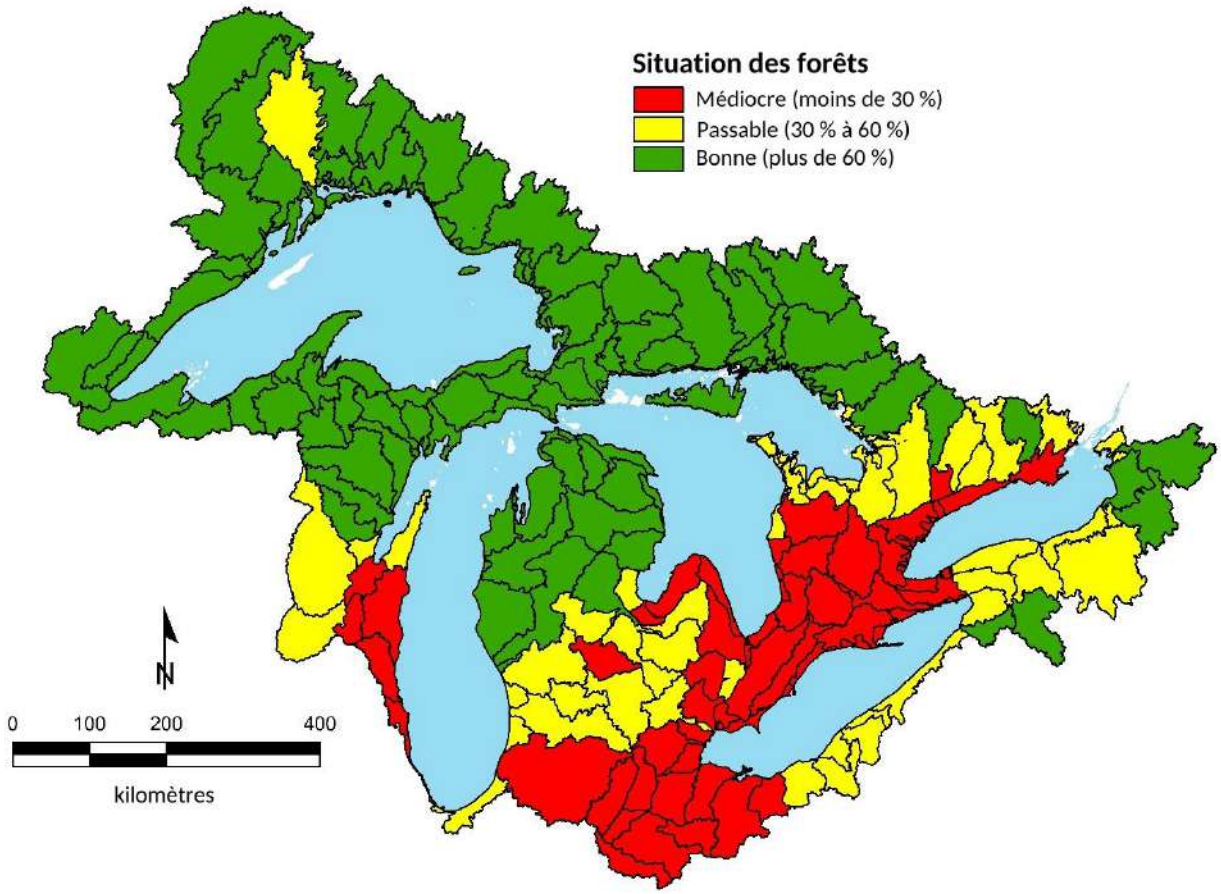


Figure 4. Situation du couvert forestier dans les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres aux É.-U. et à quatre chiffres en Ontario). Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database) des États-Unis de 2016 (Yang et al. 2018), IRF de 2018 et SITSO 2015 (Inventaire des ressources forestières) (MRNFO 2020, Section de la durabilité des forêts et de l'information, données inédites).

Sous-indicateur : Couverture terrestre

Évaluation globale

État : Passable

Tendances

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance à long terme (2000-2015) : Inchangée

Justification : Les terres dans le bassin des Grands Lacs ont été classées comme étant aménagées dans une proportion d'environ 8 %, agricoles dans une proportion d'environ 26 % et à l'état naturel dans une proportion d'environ 66 %. Cela indique un risque moyen de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat en raison des terres aménagées et des terres agricoles, ce qui fonde l'évaluation de l'état « passable » (tableau 3). De 2000 à 2015, il y a eu une augmentation nette estimée des terres aménagées de 2 893 km^2 et des diminutions nettes estimées du couvert forestier et des milieux humides de 2 900 km^2 et de 583 km^2 respectivement. Les changements dans les terres agricoles comprenaient des effets presque compensatoires de la conversion de terres à l'état naturel en terres agricoles et de la conversion de terres agricoles en terres aménagées. Malgré ces changements, la tendance à long terme est jugée « inchangée ». Une tendance distincte n'a pas été calculée pour la période de 10 ans, car elle devrait être semblable à la tendance sur 15 ans. Une évaluation de l'exactitude effectuée dans le cadre de la présente analyse donne à penser que les taux de variation de la couverture terrestre sont probablement inférieurs à ce qui est indiqué dans le présent rapport. Le tableau 1 présente les catégories de couverture terrestre utilisées dans la présente évaluation; les tableaux 2 et 3 et la figure 1 résument l'information utilisée dans l'évaluation de l'état; les tableaux 4 à 14 et la figure 2 résument l'information utilisée dans l'évaluation des tendances; et les figures 3 à 8 présentent des cartes illustrant la répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre à l'échelle du bassin et pour chaque bassin versant lacustre en 2015.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance à long terme (2000-2015) : Inchangée

Justification : En 2015, les terres du bassin versant du lac Supérieur ont été classées comme étant aménagées dans une proportion d'environ 2 %, agricoles dans une proportion d'environ 1 % et à l'état naturel dans une proportion d'environ 97 %. Cela indique un faible risque de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat en raison des terres aménagées et des terres agricoles, ce qui fonde l'évaluation de l'état « bonne » (tableau 3). Environ 76 % de la couverture terrestre du bassin versant est constituée de forêts (tableau 2 et figure 1). De 2000 à 2015, il y a eu une diminution nette estimée du couvert forestier d'environ 521 km^2. La couverture terrestre aménagée a augmenté d'environ 177 km^2, alors que la couverture agricole a diminué d'environ 14 km^2 (tableau 4). La tendance à long terme est jugée « inchangée » (tableau 14 et figure 2). Une évaluation de l'exactitude effectuée pour la présente

analyse donne à penser que les tendances réelles de l'évolution de la couverture terrestre au cours de la période en question pourraient être moins importantes (voir la section « Limites des données »).

Lac Michigan

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance à long terme (2000-2015) : Inchangée

Justification : En 2015, les terres du bassin versant du lac Michigan ont été classées comme étant aménagées dans une proportion d'environ 10 %, agricoles dans une proportion d'environ 32 % et à l'état naturel dans une proportion d'environ 58 %. Cela indique un risque moyen de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat en raison des terres aménagées et des terres agricoles, ce qui fonde l'évaluation de l'état « passable » (tableaux 2 et 3 et figure 1). De 2000 à 2015, il y a eu une diminution nette estimée du couvert forestier de 353 km^2. La couverture terrestre aménagée a augmenté d'environ 528 km^2, alors la couverture agricole a diminué d'environ 297 km^2 (tableau 5). La tendance à long terme est jugée « inchangée » (tableau 14 et figure 2). Une évaluation de l'exactitude effectuée pour la présente analyse donne à penser que les tendances réelles de l'évolution de la couverture terrestre au cours de la période en question pourraient être moins importantes (voir la section « Limites des données »).

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance à long terme (2000-2015) : Inchangée

Justification : En 2015, les terres du bassin versant du lac Huron ont été classées comme étant aménagées dans une proportion d'environ 6 %, agricoles dans une proportion d'environ 22 % et à l'état naturel dans une proportion d'environ 72 %. Cela indique un risque faible ou moyen de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat en raison des terres aménagées, un risque moyen de dégradation de la qualité de l'eau et de l'habitat en raison des terres agricoles, ce qui fonde l'évaluation de l'état « passable ». (Tableau 3). Environ 52 % de la couverture terrestre du bassin versant est constituée de forêts (tableau 2 et figure 1). De 2000 à 2015, il y a eu des diminutions nettes estimées du couvert forestier et des milieux humides de 1 064 km^2 et de 217 km^2 respectivement. La couverture terrestre aménagée a augmenté d'environ 714 km^2. La couverture agricole a augmenté d'environ 386 km^2, ce qui reflète une conversion nette estimée de terres à l'état naturel en terres agricoles de 627 km^2 et une conversion nette de terres agricoles en terres aménagées de 241 km^2 (tableau 6). La tendance à long terme est jugée « inchangée » (tableau 14 et figure 2). Une évaluation de l'exactitude effectuée pour la présente analyse donne à penser que les tendances réelles de l'évolution de la couverture terrestre au cours de la période en question pourraient être moins importantes (voir la section « Limites des données »).

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance à long terme ((2000-2015) : Se détériore

Justification : En 2015, les terres du bassin versant du lac Érié ont été classées comme étant aménagées dans une proportion d'environ 18 %, agricoles dans une proportion d'environ 61 % et à l'état naturel dans une proportion d'environ 21 % (tableaux 2 et 3 et figure 1). Cela indique un risque moyen de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat en raison des terres aménagées, un risque élevé de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat en raison des terres agricoles, ce qui fonde l'évaluation de l'état « passable ». De 2000 à 2015, il y a eu des diminutions nettes estimées du couvert forestier et des milieux humides de 388 km^2 et de 179 km^2 respectivement. La couverture terrestre aménagée a augmenté d'environ 762 km^2. La couverture agricole a diminué d'environ 224 km^2, ce qui reflète une conversion nette estimée de terres à l'état naturel en terres agricoles de 284 km^2 et une conversion nette de terres agricoles en terres aménagées de 508 km^2 (tableau 7). Il est jugé que la tendance à long terme « se détériore » compte tenu du taux d'augmentation nette des terres aménagées et du taux de perte nette de forêts et de terres humides par rapport aux terres aménagées ou aux terres agricoles (tableau 14 et figure 2). Une évaluation de l'exactitude effectuée pour la présente analyse donne à penser que les tendances réelles de l'évolution de la couverture terrestre au cours de la période en question pourraient être moins importantes (voir la section « Limites des données »).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance à long terme (2000-2015) : Se détériore

Justification : En 2015, les terres du bassin versant ont été classées comme étant aménagées dans une proportion d'environ 12 %, agricoles dans une proportion d'environ 34 % et à l'état naturel dans une proportion d'environ 54 % (tableau 2 et figure 1). Cela indique un risque moyen de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat en raison des terres aménagées et des terres agricoles, ce qui fonde l'évaluation de l'état « passable » (tableau 3). De 2000 à 2015, il y a eu une diminution nette estimée du couvert forestier de 574 km^2 et une diminution nette estimée des milieux humides de 184 km^2. La couverture terrestre aménagée a augmenté d'environ 712 km^2. La couverture agricole a augmenté d'environ 34 km^2, ce qui reflète une conversion nette estimée de terres à l'état naturel en terres agricoles de 422 km^2 et une conversion nette de terres agricoles en terres aménagées de 388 km^2 (tableau 8). Il est jugé que la tendance à long terme « se détériore » compte tenu du taux d'augmentation nette des terres aménagées et du taux de perte nette de forêts et de terres humides par rapport aux terres aménagées ou aux terres agricoles (tableau 14 et figure 2). Une évaluation de l'exactitude effectuée pour la présente analyse donne à penser que les tendances réelles de l'évolution de la couverture terrestre au cours de la période en question pourraient être moins importantes (voir la section « Limites des données »).

Définitions de l'évaluation de l'état

Les définitions de l'évaluation de l'état sont fondées sur des seuils provisoires représentant les degrés de risque de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat des eaux réceptrices. Aux fins du sous-indicateur, un risque élevé de dégradation correspond à l'évaluation de l'état « médiocre »; un risque modéré de dégradation, à l'évaluation de l'état « passable »; et un risque relativement faible de dégradation, à l'évaluation de l'état « bonne ». Voir les sections « Conditions écologiques » et « Renseignements supplémentaires » pour obtenir plus de détails.

Bonne : Moins de 6 % de la couverture terrestre est classée comme « aménagée », et moins de 20 % de la couverture terrestre est classée comme « agricole ».

Passable : De 6 % à 27 % (inclusivement) de la couverture terrestre est classée comme « aménagée » ou de 20 % à 50 % (inclusivement) de la couverture terrestre est classée comme « agricole », et l'état n'est pas jugé « médiocre » compte tenu des terres aménagées ou agricoles.

Médiocre : Plus de 27 % de la couverture terrestre est classée comme « aménagée » ou plus de 50 % de la couverture terrestre est classée comme « agricole ».

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées

Les définitions des tendances évaluées ont été révisées par rapport à celles des rapports précédents afin de tenir compte de la nature du changement de la couverture terrestre comme facteur de stress potentiel de l'écosystème des Grands Lacs. Les évaluations des tendances antérieures portaient sur le changement absolu de la superficie de la couverture terrestre par catégorie en proportion de la superficie du bassin versant (p. ex. changement de la superficie des terres aménagées en proportion de la superficie totale du bassin versant). L'approche révisée mesure les tendances en fonction du changement relatif de la superficie de chaque catégorie de couverture terrestre par rapport à une base de référence (p. ex. changement des terres aménagées de 2000 à 2015 en proportion des terres aménagées en 2000). L'approche révisée met l'accent sur le taux d'augmentation ou de diminution d'une catégorie de couverture terrestre et s'harmonise mieux avec le concept de facteur de stress.

L'évaluation des tendances traduit la compréhension que les augmentations nettes des terres aménagées et agricoles et que les pertes nettes de couverture terrestre naturelle (forêts et terres humides) présentent un risque accru de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat. Les seuils utilisés dans l'évaluation des tendances correspondent à un taux moyen de variation nette (augmentation ou diminution) de 1 % par catégorie de couverture terrestre sur une période de 10 ans, soit une moyenne de 0,1 % par année. La tendance à long terme « se détériore » lorsque l'analyse a estimé une augmentation d'au moins 0,1 % par année de la couverture des aménagées ou agricoles et une diminution d'au moins 0,1 % par année de la couverture des terres forestières ou humides. Pour l'évaluation des tendances à long terme, l'année de référence 2000 a été utilisée, soit la première année pour laquelle des données fiables et cohérentes sont disponibles pour l'ensemble des secteurs américains et canadiens du bassin des Grands Lacs.

L'analyse des changements d'utilisation des terres est sujette à une grande incertitude, et les taux de conversion réelle de la couverture terrestre selon les catégories prises en compte dans l'évaluation des tendances sont probablement plus faibles que ceux fondés sur les changements mesurés (voir la section « Limites des données »). Par conséquent, le seuil effectif appliqué au sous-indicateur est probablement inférieur à 0,1 % par année. Toutefois, ce seuil est considéré comme un indicateur raisonnable d'une tendance réelle, en particulier en tant que mesure des tendances de la conversion des terres à l'état naturel ou agricoles en terres aménagées. Les estimations d'une variation de moins de 10 km^2 pour toute catégorie de couverture terrestre ne sont pas présentées dans les résumés lac par lac, car cela est considéré comme faisant partie de la plage d'erreur pour le processus d'estimation des changements.

S'améliore : Diminution nette de la couverture des terres aménagées ou agricoles d'au moins 0,1 % par année ou augmentation nette de la couverture des terres forestières ou des terres humides combinées (terres humides en forêt et terres humides) d'au moins 0,1 % par année et aucune tendance évaluée d'une catégorie de couverture terrestre en particulier qui « se détériore ».

Inchangée : Aucune tendance évaluée d'une catégorie de couverture terrestre en particulier qui « s'améliore » ou qui « se détériore ».

Se détériore : Augmentation nette de la couverture des terres aménagées ou agricoles d'au moins 0,1 % par année et diminution nette de la couverture des terres forestières ou des terres humides combinées (terres humides en forêt et terres humides) d'au moins 0,1 % par année.

Indéterminée : Les mesures ne montrent pas de tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Paramètres ou cibles

En l'absence de cibles établies qui reflètent les relations entre la couverture terrestre et la santé de l'écosystème à l'échelle du bassin versant, des cibles opérationnelles provisoires ont été utilisées pour le sous-indicateur. Des cibles provisoires pour la couverture des terres aménagées et agricoles ont été établies dans des rapports précédents et ont été utilisées pour la présente évaluation. Voir la section « Définitions de l'évaluation de l'état ». Les seuils d'évaluation des tendances tiennent compte de l'objectif de stabilité ou de réduction des types de couverture terrestre associés au stress accru sur les écosystèmes et de l'objectif de stabilité ou d'augmentation des types de couverture terrestre qui protègent la santé des écosystèmes ou contribuent à l'améliorer. Les seuils de tendance tiennent compte de l'objectif d'absence d'augmentation nette ou de diminution nette des terres aménagées et agricoles et de l'objectif d'absence de perte nette ou d'augmentation nette de la couverture terrestre naturelle.

Raison d'être du sous-indicateur

- Évaluer l'état de la couverture terrestre naturelle dans le bassin des Grands Lacs.
- Éclairer les inférences sur les principales causes immédiates des changements et des tendances dans d'autres communautés biologiques, l'habitat physique et les indicateurs de la qualité de l'eau qui sont des indicateurs plus directs de la santé de l'écosystème des Grands Lacs.

Objectif écosystémique

Le sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre le neuvième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

Mesure

Le sous-indicateur estime la superficie (km^2) des différents types de couverture terrestre et les variations de la superficie de chaque type de couverture terrestre au fil du temps. Les données de classification de la couverture terrestre, y compris le changement de classification à différents moments dans le temps, sont analysées à une résolution de 30 x 30 m et sont présentées lac par lac à l'échelle du bassin versant. Deux ensembles de données sur la couverture terrestre ont été utilisés aux fins de l'évaluation de l'état et du changement de la couverture terrestre pour le sous-indicateur. La National Land Cover Database (NLCD; base de données nationale sur la couverture

terrestre) (Dewitz, 2019) a été utilisée pour évaluer la couverture terrestre du bassin des Grands Lacs aux États-Unis. Les données sur l'utilisation des terres élaborées par Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2021a) ont été utilisées pour évaluer la couverture terrestre du bassin des Grands Lacs au Canada. L'ensemble de données de la NLCD remonte à 2001, et la plus récente mise à jour reflète l'état de la couverture terrestre en 2016. AAC met à jour les cartes d'utilisation des terres tous les cinq ans. Le produit le plus récent comprend des données chronologiques des années 2000 à 2015 (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2021b).

Comme il est décrit au tableau 1, les catégories de couverture terrestre ont été harmonisées afin d'être comparables des deux côtés, canadien et américain, du bassin. Il est rendu compte de l'état de la couverture terrestre en fonction des années les plus récentes incluses dans les ensembles de données d'AAC et de la NLCD, soit 2015 et 2016 respectivement. Les tendances de la couverture terrestre sont évaluées en comparant la variation de la catégorisation harmonisée des terres compte tenu d'une résolution pixelisée de 30 x 30 m pour chaque ensemble de données de 2000 à 2015 (AAC) et de 2001 à 2016 (NLCD). Le changement a été analysé séparément pour chaque ensemble de données, et les résultats ont été regroupés de façon à calculer les statistiques et les tendances à l'échelle du bassin des Grands Lacs et du bassin de chaque lac.

Les données de la NCLD ont été recueillies au moyen de l'imagerie satellitaire captée au cours de l'année nominale indiquée dans l'ensemble de données et, dans une certaine mesure, au cours des années précédentes et suivantes (United States Environmental Protection Agency, 2021). Par conséquent, les données de la NCLD pour les années nominales sont considérées comme les conditions pour l'année nominale, compte tenu d'un écart de plus ou moins un an. Étant donné ce qui précède et les taux de changement de l'utilisation des terres à l'échelle du bassin versant, les données sur l'état et les tendances des deux sources sont considérées comme comparables sur le plan temporel, malgré le décalage nominal d'un an. Pour simplifier, la date nominale de l'évaluation de la couverture terrestre est 2015, et les dates nominales de début et de fin de l'évaluation des tendances de la couverture terrestre sont 2000 et 2015 respectivement. Une évaluation de l'exactitude a été effectuée pour interpréter les résultats de changement de la couverture terrestre. Voir la section « Limites des données » pour obtenir une description plus détaillée des méthodes utilisées pour le sous-indicateur.

Conditions écologiques

Les changements de la couverture terrestre à l'échelle d'un bassin versant donnent une indication des facteurs de stress potentiels de la qualité de l'eau et des conditions écologiques connexes. Lorsqu'il est interprété avec d'autres renseignements (voir la section « Liens »), le changement de la couverture terrestre peut indiquer si la qualité de l'eau et les facteurs de stress écologiques augmentent, demeurent stables ou diminuent. La recherche soutient la compréhension selon laquelle l'augmentation des terres aménagées est associée à la dégradation de la qualité de l'eau et des conditions écologiques en raison de l'augmentation de la couverture de surface imperméable et de la probabilité de pollution ponctuelle (Bartsch et coll., 2015; Cuffney et coll., 2010; Morse et coll., 2003; Paul et Meyer, 2001; Thomas et coll., 2018). La recherche soutient également la compréhension selon laquelle l'augmentation de la couverture des terres agricoles est associée à la dégradation de la qualité de l'eau et des conditions écologiques, bien que cela dépende des conditions régionales, des types de cultures et des pratiques agricoles (Bosch et coll., 2014; Michalak et coll., 2013; Pearce et Yates, 2020; Wang et coll., 1997). La recherche laisse entendre une relation positive entre, d'une part, la couverture terrestre naturelle et, d'autre part, la qualité de l'eau et les conditions écologiques en raison de l'absorption d'éléments nutritifs dans la biomasse, ainsi que du stockage et de la filtration des eaux de ruissellement (Pearce et Yates, 2020; Price, 2011). L'influence de la couverture terrestre naturelle sur la qualité de l'eau et les conditions écologiques connexes est la plus grande près des rives et des zones riveraines.

Les figures 3 à 8 montrent la couverture terrestre en 2015 dans le bassin des Grands Lacs et dans le bassin versant de chaque lac. La variation générale de la couverture terrestre et de la répartition spatiale des catégories de couverture terrestre dans le bassin des Grands Lacs est semblable à celle observée dans le rapport précédent. La couverture terrestre prédominante dans le bassin versant du lac Supérieur est la forêt (figure 4). Les bassins versants des lacs Michigan et Ontario présentent une répartition relativement égale de terres agricoles et de terres forestières, de même que d'importantes zones de terres aménagées près des centres urbains (figures 5 et 8). La couverture terrestre dans le bassin versant du lac Huron varie géographiquement : principalement un couvert forestier dans la partie nord du bassin versant, des terres agricoles dans la partie sud-est et un mélange de terres agricoles, forestières et aménagées dans la partie sud-ouest (figure 6). Dans le bassin versant du lac Érié, la couverture terrestre est principalement agricole, mais il existe une importante couverture terrestre aménagée dans les zones urbaines (figure 7).

La variation de la couverture terrestre entre les bassins versants des Grands Lacs et à l'intérieur de ceux-ci découle d'une combinaison de facteurs, y compris la variation des conditions climatiques et du sol, la qualité des terres pour la production agricole, la croissance et la migration des populations, ainsi que les facteurs économiques qui influent sur l'utilisation des terres (Pijanowski et Robinson, 2011). L'étendue et la répartition de la couverture terrestre dans le bassin des Grands Lacs donnent à penser que le lac Érié et, dans une moindre mesure, les lacs Michigan, Huron et Ontario sont les plus vulnérables aux répercussions de l'utilisation des terres agricoles sur la qualité de l'eau et les conditions écologiques connexes. Tous les Grands Lacs sont vulnérables, à différents degrés, aux répercussions de l'urbanisation sur la qualité de l'eau et les conditions écologiques connexes.

L'analyse des données spatiales harmonisées pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs a révélé une conversion nette estimée de 2 775 km^2 de la couverture terrestre naturelle en terres aménagées ou agricoles au cours de la période de 15 ans allant de 2000 à 2015 (tableau 9). Cela est principalement attribuable à la perte de forêts à la suite d'une conversion nette estimée de 1 838 km^2 de couvert forestier en terres aménagées ou agricoles (tableau 10). Des terres humides d'une superficie nette estimée de 613 km^2 ont été converties en terres aménagées ou agricoles (tableau 11). La variation nette estimée de la couverture agricole était relativement faible à l'échelle du bassin (115 km^2, ou moins de 1 % de la superficie des terres) (tableau 13). Toutefois, ces chiffres obscurcissent les tendances réparties spatialement dans le bassin des Grands Lacs qui sont associées à la conversion de la couverture terrestre naturelle en couverture agricole dans certaines régions et à une conversion compensatoire (à l'échelle du bassin versant) de la couverture agricole en terres aménagées. L'analyse a également révélé une conversion nette entre différents types de couverture terrestre naturelle. Si certains de ces changements résultent probablement de la progression naturelle de l'écosystème ou d'autres facteurs, d'autres peuvent être liés à l'incertitude quant à l'utilisation des données Landsat dans l'évaluation des changements selon les catégories de couverture terrestre naturelle (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2015; Wickham et coll., 2017).

En termes absolus, l'augmentation nette estimée des terres aménagées dans le bassin versant du lac Érié était la plus élevée parmi les Grands Lacs au cours de la période de 15 ans visée (762 km^2). L'augmentation nette estimée des terres aménagées était semblable pour les lacs Huron et Ontario (714 km^2 et 712 km^2 respectivement). Le taux moyen d'augmentation des terres aménagées dépassait 0,1 % par année (1 % sur une période de 10 ans) dans tous les bassins versants lacustres (tableaux 12 et 14). Il est estimé que la couverture agricole dans le bassin versant du lac Huron a connu une augmentation nette de 386 km^2. D'après l'analyse, il est estimé que la couverture agricole nette a connu la plus forte diminution dans les bassins versants des lacs Michigan et Érié (297 km^2 et 224 km^2 respectivement) (tableau 13). En termes absolus, les pertes estimées les plus importantes du couvert forestier et des terres humides se sont produites dans le bassin versant du lac Huron (1 064 km^2 et 216 km^2 respectivement). Le taux de conversion des forêts en terres aménagées ou agricoles dépassait 0,1 % par année dans les bassins

versants des lacs Érié et Ontario (tableaux 10 et 14). Le taux de conversion des terres humides en terres aménagées ou agricoles dépassait 0,1 % par année dans ces deux mêmes bassins versants (tableaux 11 et 14).

Les taux de changement d'utilisation des terres sont un indicateur du risque de dégradation de la qualité de l'eau et des conditions écologiques dans le bassin des Grands Lacs. L'augmentation des terres aménagées dans tous les bassins versants des Grands Lacs indique un risque accru de dégradation. Même si les sources de dégradation potentielle (p. ex. ruissellement contaminé) étaient localisées dans les zones urbaines, les effets pourraient être à l'échelle des lacs. L'étendue et la répartition spatiale de la conversion des terres à l'état naturel en couverture agricole ainsi que l'étendue et la répartition spatiale des pertes de forêts et de terres humides sont des facteurs de stress potentiels de l'écosystème des Grands Lacs. Globalement, l'évaluation des tendances pour la période de 2000 à 2015 laisse entendre une augmentation des terres aménagées au détriment des terres agricoles, des forêts et des terres humides.

Autres échelles spatiales

La couverture terrestre est un indicateur indirect de la qualité de l'eau et des conditions écologiques connexes. L'effet de la couverture terrestre sur la qualité de l'eau et les conditions écologiques dépend d'un large éventail de facteurs, y compris la répartition spatiale des différents types de couverture terrestre, les conditions de l'écosystème terrestre et les facteurs abiotiques près des cours d'eau et dans les cours d'eau (Bartsch et coll., 2015; King et coll., 2005; Pearce et Yates, 2020; Wickham et coll., 2014). Parmi ces facteurs, la prise en compte des relations spatiales entre les types de couverture terrestre, les affluents et les zones côtières pourrait servir à compléter et à interpréter les données sur la couverture terrestre à l'échelle du bassin versant. King et coll. (2005) et Wickham et coll. (2014) décrivent les méthodes de comptabilisation de la répartition spatiale de la couverture terrestre qui pourraient être envisagées afin d'améliorer ultérieurement le sous-indicateur.

Liens

Les changements de la couverture terrestre, de l'état naturel à des terres aménagées et agricoles, peuvent accroître les facteurs de stress sur l'écosystème des Grands Lacs. Les répercussions possibles des changements de la couverture terrestre peuvent être interprétées en tenant compte des autres sous-indicateurs suivants utilisés pour évaluer l'état de l'écosystème des Grands Lacs (veuillez vous reporter au rapport sur chaque sous-indicateur pour obtenir de plus amples renseignements).

- Terres humides côtières : échelle et composition – Les changements de la couverture terrestre à proximité des terres humides côtières peuvent perturber les processus côtiers et littoraux, l'écoulement des eaux, la connectivité des écosystèmes et la structure des habitats littoraux et côtiers.
- Éléments nutritifs dans les lacs – Les changements à l'échelle du bassin versant de la couverture agricole et des terres aménagées près des zones côtières et des affluents donnent des indications sur un éventuel changement de l'apport d'éléments nutritifs aux affluents au lac.
- Couvert forestier – Le sous-indicateur du couvert forestier utilise une approche semblable, mais en mettant plus explicitement l'accent sur le couvert forestier dans les zones riveraines et sur les liens entre le couvert forestier et la qualité de l'eau des cours d'eau et l'habitat.
- Facteurs de stress associés aux bassins versants – Le sous-indicateur des facteurs de stress associés aux bassins versants offre une autre approche pour évaluer les facteurs de stress potentiels sur l'écosystème des Grands Lacs découlant de l'utilisation des terres aménagées et agricoles.

- Instabilité des affluents – Les changements de la couverture terrestre peuvent avoir une incidence sur les conditions hydrologiques et indiquer d'éventuels changements dans la propension des affluents à des crues soudaines, qui peuvent nuire à la vie aquatique et à la qualité de l'eau.
- Population humaine – La croissance de la population humaine est l'un des facteurs explicatifs de l'aménagement des terres. L'évaluation des relations entre la population et les changements de la couverture terrestre peut renseigner sur les tendances spatiales d'aménagement du territoire et des répercussions connexes des effets de la croissance de la population sur la qualité de l'eau et la dégradation de l'habitat.

Les changements climatiques peuvent affecter l'utilisation des terres et la couverture terrestre et être affectés par ces dernières (USGCRP, 2018). Les conditions climatiques changeantes ont une incidence sur la transition des types de couverture terrestre naturelle en réponse à l'évolution des régimes de précipitations, des conditions de température, du rayonnement solaire et des répercussions connexes (Fei et coll., 2017; Kulmatiski et Beard, 2013; Nemani et coll., 2003; Woodall et coll., 2018). Les changements climatiques influent également sur les choix de production agricole, la disponibilité de l'eau d'irrigation, les facteurs socioéconomiques qui influencent l'utilisation des terres agricoles, la démographie ainsi que l'étendue et la répartition de l'aménagement des terres (Bowling et coll., 2020; Lambin et coll., 2001). À leur tour, les changements à grande échelle de la couverture terrestre, des pratiques d'utilisation des terres et de la répartition de l'aménagement contribuent aux boucles de rétroaction en influant sur les régimes de circulation mondiaux, la réflectivité de surface, les émissions de gaz à effet de serre et la séquestration du carbone (Pielke et coll., 2011; Sleeter et coll., 2018).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables pour le sous-indicateur.		X		
Les données utilisées dans l'évaluation sont ouvertement disponibles et accessibles.	Oui	Les données se trouvent ici : NLCD : https://www.mrlc.gov/ AAC : https://open.canada.ca/data/fr/dataset/fa84a70f-03ad-4946-b0f8-a3b481dd5248		

Limites des données

L'état et les tendances de la couverture terrestre ont été analysés à l'aide des ensembles de données sur l'utilisation des terres et la couverture terrestre de la NLCD et d'AAC. Les ensembles de données de la NLCD classent la couverture terrestre et l'utilisation des terres à une résolution de 30 x 30 m pour l'ensemble des États-Unis continentaux. Un ensemble cohérent de données de la NLCD est disponible pour les années 2001, 2006, 2011 et 2016 (Jin et coll., 2019). Les catégories de couverture terrestre utilisées dans la NLCD se situent aux environs du détail thématique de niveau II d'Anderson et coll. (1976) (Homer et coll., 2004). Les cartes d'utilisation des terres d'AAC catégorisent l'utilisation des terres et la couverture terrestre pour toutes les régions du Canada au sud du 60e parallèle nord à une résolution de 30 x 30 m pour les années 1990, 2000, 2005, 2010 et 2015 (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2021b). Les catégories d'utilisation des terres utilisées dans l'ensemble de données d'AAC suivent le protocole du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (IPCC, 2003). Ensemble, les ensembles de données sur la couverture terrestre et l'utilisation des terres de la NLCD et d'AAC couvrent l'ensemble du bassin des Grands Lacs. Les versions précédentes du rapport sur le sous-indicateur reposaient sur les données du Système d'information sur les terres du sud de l'Ontario, qui excluaient les parties septentrionales des bassins versants des lacs Supérieur, Huron et Ontario.

L'intégration des ensembles de données a nécessité le regroupement des catégories d'utilisation des terres et de couverture terrestre des deux ensembles de données en un seul ensemble harmonisé de catégories de couverture terrestre (tableau 1). L'ensemble de catégories de couverture terrestre qui en résulte correspond généralement aux catégories utilisées dans les rapports précédents, à l'exception d'une nouvelle catégorie, « terres humides en forêt », qui a été créée pour appuyer l'analyse des ensembles de données de la NLCD et d'AAC. La NLCD définit les « terres humides boisées » comme les zones où la végétation forestière ou arbustive compte pour plus de 20 % de la couverture végétale et où le sol ou le substrat est périodiquement saturé ou recouvert d'eau. AAC définit les « terres humides en forêt » comme les terres humides dont le couvert forestier est supérieur à 40 % (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2021b). Afin d'harmoniser les catégories d'utilisation des terres, les pixels classés dans la NLCD comme « terres humides boisées » ont été subdivisés en catégories « terres humides en forêt » et « terres humides » à l'aide des données sur le couvert forestier de la NLCD, comme il est décrit dans le tableau 1. Les données sur le couvert forestier ne sont pas disponibles dans l'ensemble de données de la NLCD de 2001. Les pixels classés comme « terres humides boisées » en 2001 ont été reclassés en tant que « terres humides en forêt » aux fins de la présente analyse, à moins que la catégorie harmonisée de 2016 pour les pixels ait été « terres humides » ou « eau », auquel cas les pixels ont été classés comme « terres humides ». Les pixels d'AAC classés comme « forêt régénérée après un incendie il y a moins de 20 ans » ont été reclassés en tant que « terres humides en forêt » s'ils étaient auparavant ou par la suite classés en tant que « terres humides en forêt » dans la série chronologique.

L'harmonisation des ensembles de données a nécessité l'utilisation de catégories de couverture terrestre comparables aux détails thématiques de niveau I par rapport aux catégories de couverture terrestre plus détaillées (comparables au niveau II) disponibles dans les ensembles de données individuels. Par exemple, la NLCD comprend quatre sous-catégories; et AAC, six sous-catégories de terres « aménagées » (voir le tableau 1). Aux fins de la présente étude, une seule catégorie de terres « aménagées » a été utilisée par souci de simplicité. Différents types de terres aménagées peuvent avoir des effets différents sur les conditions écologiques. L'utilisation de catégories harmonisées de niveau I entraîne une perte d'information par rapport à l'utilisation de catégories de niveau II. Cela a une incidence sur la description, mais pas sur les conclusions générales de l'évaluation de l'état de la couverture terrestre telle qu'elle est actuellement définie. Cette limite des données n'a pas d'incidence sur les conclusions générales relatives aux tendances évaluées.

En général, l'utilisation de catégories harmonisées de couverture terrestre de niveau II, combinée à d'autres données, contribuerait à améliorer les évaluations de l'état de la couverture terrestre et des tendances. L'utilisation de catégories harmonisées de couverture terrestre de niveau II améliorerait l'approche actuelle. Cependant, même les catégories d'utilisation des terres et de couverture terrestre de niveau II disponibles dans les produits de données existants ne tiennent pas compte des différences importantes dans la qualité des terres. L'aménagement urbain, les pratiques agricoles et les pratiques de gestion forestière ont une incidence sur les résultats écologiques, mais ne sont pas adéquatement pris en compte dans les catégories nécessairement simplifiées utilisées dans les produits relatifs à l'utilisation des terres et à la couverture terrestre créés au moyen de la télédétection. Des renseignements supplémentaires (p. ex. surfaces imperméables et couvert forestier) pourraient être combinés aux données sur les catégories d'utilisation des terres et de couverture terrestre pour régler le problème des limites des données.

Les données sur la couverture terrestre sont mises à jour à différents intervalles et à des fréquences qui ne correspondent pas au cycle de rapport triennal sur l'état des Grands Lacs. Il en résulte un manque de concordance temporelle entre les différents produits relatifs à la couverture terrestre et une confusion au regard des analyses de l'état et des tendances de la couverture terrestre dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs. Les données de la NLCD sur la couverture terrestre pour l'année 2019 et les données d'AAC sur l'utilisation des terres pour l'année 2020 devraient être disponibles pour le prochain rapport sur l'état des Grands Lacs.

L'élaboration de tout ensemble de données sur la couverture terrestre et l'utilisation des terres ainsi que l'évaluation du changement de la couverture terrestre à l'aide de données recueillies et classées pour différentes périodes sont sujettes à des erreurs. L'évaluation de l'exactitude est utilisée pour caractériser l'incertitude des analyses de la couverture terrestre (Homer et coll., 2020; IPCC, 2003; Oloffson et coll., 2014). L'exactitude globale des produits relatifs à la couverture terrestre de la NLCD de 2001 et de 2016 a été estimée à 89,2 % et 90,6 % respectivement pour les catégories agrégées de couverture terrestre (niveau I) (Wickham et coll., 2021). L'exactitude globale des données de 2010 d'AAC sur l'utilisation des terres a été estimée à 93 % (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2015). L'évaluation de l'exactitude des données de 2015 d'AAC n'a pas été publiée, mais l'amélioration constante de l'exactitude des produits de données d'AAC sur l'utilisation des terres au fil du temps donne à penser que l'exactitude des données de 2015 devrait être semblable ou améliorée. Des problèmes plus courants de classification erronée dans les produits de données comportant une évaluation publiée de l'exactitude étaient généralement associés à la couverture terrestre naturelle et agricole (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2015; Wickham et coll., 2021).

Moins de 2 % de la superficie du bassin des Grands Lacs a été cartographiée en tant que prairies dans les ensembles de données de la NLCD et d'AAC. Historiquement, les prairies ont été une catégorie de couverture terrestre difficile à cartographier, et ce qui est cartographié comme étant des prairies est souvent un mélange de terres aménagées et de terres agricoles comportant une faible végétation herbacée (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2015; Gray et coll., 2013; Wickham et coll., 2017; Wickham et coll., 2021). Le changement détecté de la couverture terrestre, de prairies à terres agricoles et de prairies à terres aménagées, dans le type d'analyse utilisé pour le sous-indicateur est donc sujet à une incertitude importante. Par conséquent, les tendances relatives aux changements de la couverture terrestre touchant la catégorie des prairies n'ont pas été évaluées.

Dans une évaluation de l'exactitude du changement de la couverture terrestre fondée sur les données de la NLCD de 2001 à 2016, Wickham et coll. (2021) ont estimé, pour la période 2011-2016 à environ 75 % l'exactitude de la perte du couvert forestier; à 51 % (exactitude de l'utilisateur) et à 64 % (exactitude du producteur) l'exactitude du gain des terres aménagées; de 27 % à 80 % l'exactitude du gain ou de la perte d'autres types de couverture terrestre naturelle; et à moins de 50 % l'exactitude du gain des terres agricoles. Une évaluation simplifiée de l'exactitude a été effectuée pour le présent rapport sur le sous-indicateur afin d'évaluer l'incertitude dans

l'évaluation des tendances à long terme de la couverture terrestre (2000 à 2015). L'évaluation de l'exactitude a porté sur les changements suivants de la couverture terrestre : terres agricoles à terres aménagées; forêts à terres aménagées; forêts à terres agricoles; terres humides à terres agricoles; et terres humides à terres aménagées. Une exactitude de l'ordre de 50 % a été estimée pour la présente analyse du changement de la couverture terrestre au moyen des ensembles de données d'AAC et de la NLCD.

En ce qui concerne le sous-indicateur, les relations entre, d'une part, le changement de la couverture terrestre et, d'autre part, la qualité de l'eau et les résultats écologiques sont très complexes, particulièrement à l'échelle du bassin versant. L'utilité du sous-indicateur pourrait être améliorée en complétant l'approche existante par des méthodes validées qui examinent plus explicitement ces relations. Par exemple, les méthodes servant à estimer les effets des changements observés de la couverture terrestre sur les exportations d'éléments nutritifs (voir p. ex. Wickham et coll., 2008; USDA, 2018) pourraient être utilisées pour compléter l'évaluation des tendances pour le sous-indicateur.

Renseignements supplémentaires

À mesure que les terres à l'état naturel sont converties à des fins agricoles ou urbaines, les biens et les services écosystémiques que ces terres fournissent, comme le bois d'œuvre, le stockage et la purification de l'eau, les habitats fauniques, le stockage du carbone, les loisirs et la beauté esthétique, changent. Les conséquences directes pour l'écosystème des Grands Lacs peuvent comprendre l'augmentation du ruissellement et des apports connexes de sédiments, d'éléments nutritifs et de contaminants dans les eaux intérieures et les Grands Lacs (Bartsch et coll., 2015; Cuffney et coll., 2010; Michalak et coll., 2013; Pearce et Yates, 2020; Seilheimer et coll., 2013; Thomas et coll., 2020; Wolter et coll., 2006). Les taux élevés de conversion des terres exercent des pressions sur les écosystèmes naturels et sont généralement associés à des utilisations inefficaces des terres, comme celles qui résultent de l'étalement urbain. Les tendances spatiales de la conversion des terres ont une incidence sur les habitats, populations et communautés fauniques. La fragmentation des terres à l'état naturel ou semi-naturel peut créer des obstacles à la migration ou des habitats inhospitaliers pour la faune et nuire à d'autres processus écologiques. C'est une préoccupation particulière dans le contexte des changements climatiques. Les oiseaux nicheurs de l'intérieur des forêts dans les Grands Lacs et d'autres écorégions ont un taux de reproduction plus élevé dans les paysages relativement non fragmentés que dans les paysages fragmentés (Robinson et coll., 1995). La taille et le nombre de parcelles d'habitat naturel ont une influence importante sur diverses populations fauniques, y compris dans la région des Grands Lacs (Saunders et coll., 2002). Enfin, les petites parcelles de propriété qui se trouvent dans les paysages fragmentés compliquent la gestion et la coopération à l'échelle des paysages et des bassins versants (Pijanowski et Robinson, 2011).

Les améliorations futures possibles du sous-indicateur de la couverture terrestre comprennent les suivantes :

- élaboration de seuils pour l'évaluation de l'état de la couverture terrestre en fonction des types de couverture terrestre naturelle, compte tenu de la recherche démontrant des liens entre la couverture terrestre naturelle, la qualité de l'eau et les conditions écologiques;
- élaboration de seuils pour l'évaluation des tendances de la couverture terrestre, compte tenu de la recherche démontrant des liens entre le taux de conversion entre les catégories de couverture terrestre et les facteurs de stress de la qualité de l'eau et des conditions écologiques;
- intégration de renseignements supplémentaires sur la qualité de la couverture terrestre (p. ex. surfaces imperméables et couvert forestier) afin de mieux harmoniser ou détailler les catégories de couverture

terrestre et/ou de soutenir une évaluation plus robuste de l'état et des tendances de la couverture terrestre;

- intégration d'une évaluation plus officielle de l'exactitude pour quantifier l'incertitude dans l'analyse du changement et des tendances de la couverture terrestre;
- intégration de relations spatiales plus explicites entre les données sur la couverture terrestre, les eaux intérieures et les Grands Lacs afin de déterminer les changements de la couverture terrestre qui se produisent à proximité des ressources en eau et qui présentent un plus grand risque de dégradation de l'écosystème des Grands Lacs;
- intégration d'analyses et méthodes complémentaires pour examiner plus explicitement les relations entre, d'une part, les changements observés de la couverture terrestre et, d'autre part, la qualité de l'eau et les résultats écologiques d'intérêt.

Remerciements

Auteurs

William Michaud et Justin Telech, General Dynamics Information Technology, Falls Church (Virginie), États-Unis, 22042; Melodie Green et Bahram Daneshfar, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ont.), Canada. K1A 0C6; Matthew Pawlowski, Great Lakes National Program Office, U.S. Environmental Protection Agency, Chicago (Illinois), États-Unis, 60604.

Contributeurs

La version actuelle du rapport sur le sous-indicateur de la couverture terrestre s'appuie sur les travaux des auteurs des versions précédentes du présent rapport. Les auteurs tiennent à reconnaître les contributions de ces auteurs précédents. Les travaux réalisés aux fins du présent rapport ont bénéficié du soutien de l'United States Environmental Protection Agency dans le cadre du contrat EP-W-14-004 de l'EPA.

Sources d'information

Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2015. Utilisation des terres en 1990, 2000 et 2010 — Spécifications de contenu informationnel produites conformément à la norme ISO 19131, Révision : A. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ont.).

Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2021a. Séries chronologiques d'utilisation des terres 2000, 2005, 2010, 2015. Division de l'agroclimatique, de la géomatique et de l'observation de la Terre, Direction générale des sciences et de la technologie, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ont.). Adresse suivante consultée en février 2021 : https://open.canada.ca/data/fr/dataset/fa84a70f-03ad-4946-b0f8-a3b481dd5248.

Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2021b. Séries chronologiques d'utilisation des terres semi-décennales d'AAC — Spécifications de contenu informationnel produites conformément à la norme ISO 19131, Révision : A. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ont.).

Anderson, J.R., E.E. Hardy, J.T. Roach et R.E. Witmer. 1976. A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data. Département de l'Intérieur des États-Unis. *Geological Survey Professional Paper* 964. Government Printing Office des États-Unis : Washington (DC).

Bartsch, W.M., R.P. Axler et G.E. Host. 2015. Evaluating a Great Lakes scale landscape stressor index to assess water quality in the St. Louis River Area of Concern. *Journal of Great Lakes Research* 41(1) : 99-110.

Bowling, L.C., K.A. Cherkauer, C.I. Lee et coll. 2020. Agricultural impacts of climate change in Indiana and potential adaptations. *Climatic Change* 163 : 2005-2027.

Cuffney, T.F., R.A. Brightbill, J.T. May et I.R. Waite. 2010. Responses of benthic macroinvertebrates to environmental changes associated with urbanization in nine metropolitan areas. *Ecological Applications* 20(5). 1384-1401.

Dewitz, J. 2019. National Land Cover Database (NLCD) 2016 Products: U.S. Geological Survey data release. Adresse suivante consultée en février 2021 : https://doi.org/10.5066/P96HHBIE.

Fei, S., J.M. Desprez, K.M. Potter, I. Jo, J.A. Knott et C.M. Oswalt. 2017. Divergence of species responses to climate change. *Science Advances* 3(5).

Gray, A.N., D.L. Azuma, G.J. Lettman, J.L. Thompson et N. McKay. 2013. Changes in land use and housing on resource lands in Washington state, 1976-2006. Gen. Rep. tech. PNW-GTR-881. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station : Portland (Oregon).

Jin, S., C. Homer, L. Yang, P. Danielson, J. Dewitz, C. Li, Z. Zhu, G. Xian et D. Howard. 2019. Overall methodology design for the United States National Land Cover Database 2016 products. *Remote Sensing* 11(24) : 2971.

Homer, C., C.Q. Huang, L.M. Yang, B. Wylie et M. Coan. 2004. Development of a 2001 National Land-Cover Database for the United States. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 70(7) : 829-840.

Homer, C., J. Dewitz, S. Jin, G. Xian, C. Costello, P. Danielson, L. Gass, M. Funk, J. Wickham, S. Stehman, R. Auch et K. Riitters. Conterminous United States land cover change patterns 2001–2016 from the 2016 National Land Cover Data-base. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 162 :184-199.

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry [Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe et F. Wagner (éd.)]. National Greenhouse Gas Inventories Programme : Kanagawa, Japon.

King, R.S., M.E. Baker, D.F. Whigham, D.E. Weller, T.E. Jordan, P.F. Kazyak et M.K. Hurd. 2005. Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams. *Ecological Applications* 15 : 137-153.

Kulmatiski, A. et K. H. Beard. 2013. Woody plant encroachment facilitated by increased precipitation intensity. *Nature Climate Change* 3(9) : 833-837.

Lambin, E.F., B.L. Turner, H.J. Geist, S.B. Agbola et coll. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11(4) : 261-269.

Michalak A.M., E.J. Anderson, D. Beletsky et coll. 2013. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(16) : 6448-6452.

Morse, C.C., A.D. Huryn et C. Cronan. 2003. Impervious surface area as a predictor of the effects of urbanization on stream insect communities in Maine, U.S.A. *Environmental Monitoring and Assessment* 89 : 95-127.

Nemani, R.R., C.D. Keeling, H. Hashimoto, W.M. Jolly, S.C. Piper, C.J. Tucker, R.B. Myneni et S.W. Running. 2003. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science* 300(5625) : 1560-3.

Olofsson, P., G.M. Foody, M. Herold, S.V. Stehman, C.E. Woodcock et M.A. Wulder. 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment* 148 : 42-57.

Paul, M.J. et J.L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32 : 333-65.

Pearce, N. et A.G. Yates. 2020. Spatial and temporal patterns in macronutrient concentrations and stoichiometry of tributaries draining the lower Great Lakes-St. Lawrence basin. *Environ. Journal of Great Lakes Research* 46(4) : 989-1000.

Pielke, R.A., Sr., A. Pitman, D. Niyogi, R. Mahmood, C. McAlpine, F. Hossain, K.K. Goldewijk, U. Nair, R. Betts, S. Fall, M. Reichstein, P. Kabat et N. de Noblet. 2011. Land use/land cover changes and climate: Modeling analysis and observational evidence. *Wiley Interdisciplinary Reviews : Climate Change* 2(6) : 828-850.

Pijanowski, B.C. et K.D. Robinson. 2011. Rates and patterns of land use change in the Upper Great Lakes States, USA: A framework for spatial temporal analysis. *Landscape and Urban Planning* 102(2) : 102-116.

Price, K. 2011. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. *Progress in Physical Geography : Earth and Environment* 35(4) : 465-492.

Robinson, S.K., F.R. Thompson, III, T.M. Donovan, D.R. Whitehead et J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267 : 1987-1990.

Saunders, S.C., M.R. Mislivets, J. Chen et D.T. Cleland. 2002. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation* 103(2) : 209-225.

Seilheimer, T.S., P.L. Zimmerman, K.M. Stueve et C.H. Perry. 2013. Landscape-scale modeling of water quality in Lake Superior and Lake Michigan watersheds: How useful are forest-based indicators? *Journal of Great Lakes Research* 39(2) : 211-223.

Sleeter, B.M., J. Liu, C. Daniel, B. Rayfield, J. Sherba, T.J. Hawbaker, Z. Zhu, P.C. Selmants et T.R. Loveland. 2018. Effects of contemporary land-use and land-cover change on the carbon balance of terrestrial ecosystems in the

États-Unis. *Environmental Research Letters* 13 : 045006.

Thomas, K.E., R. Lazor, P.A. Chambers et A.G. Yates. 2018. Land-use practices influence nutrient concentrations of southwestern Ontario streams. *Canadian Water Resources Journal* 43(1) : 2-17.

U.S. Department of Agriculture [USDA]. 2018. NLET - National Load Estimating Tool. USDA Agricultural Research Service, Grassland Soil and Water Research Laboratory. Adresse suivante consultée en août 2021 : https://data.nal.usda.gov/dataset/nlet-national-load-estimating-tool.

United States Environmental Protection Agency. 2021. Report on the Environment, Land Cover Indicator Technical Documentation. Adresse suivante consultée en août 2021 : https://cfpub.epa.gov/roe/technical-documentation.cfm?i=49&pvw=.

U.S. Global Change Research Program [USGCRP], 2018. Impacts, Risks, and Adaptation in the United States: Fourth National Climate Assessment, Volume II [Reidmiller, D.R., C.W. Avery, D.R. Easterling, K.E. Kunkel, K.L.M. Lewis, T.K. Maycock et B.C. Stewart (eds.)]. U.S. Global Change Research Program, Washington (D.C.).

Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl et R. Gatti. 1997. Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. *Fisheries* 22(6) : 6-12.

Wickham, J.D., T.G. Wade et K.H. Riitters. 2008. Detecting Temporal Change in Watershed Nutrient Yields. *Environmental Management* 42 : 223-231.

Wickham, J.D., T.G. Wade et D.J. Norton. 2014. Spatial patterns of watershed impervious cover relative to stream location. *Ecological Indicators* 40 : 109-116.

Wickham, J., S.V. Stehman, L. Gass, J.A. Dewitz, D.G. Sorenson, B.J. Granneman, R.V. Poss et L.A. Baer. 2017. Thematic accuracy assessment of the 2011 National Land Cover Database (NLCD). *Remote Sensing of Environment* 191 : 328-341.

Wickham, J., S.V. Stehman, D.G. Sorenson, L. Gass et J.A. Dewitz. 2021. Thematic accuracy assessment of the NLCD 2016 land cover for the conterminous United States. *Remote Sensing of Environment* 257 : 112357.

Wolter, P.T., C.A. Johnston et G.J. Niemi. 2006. Land Use Land Cover Change in the U.S. Great Lakes Basin 1992 to 2001. *Journal of Great Lakes Research* 32(3) : 607-628.

Woodall, C.W., J.A. Westfall, A.W. D'Amato, J.R. Foster et B.F. Walters. 2018. Decadal changes in tree range stability across forests of the eastern U.S. *Forest Ecology and Management* 429 : 503-510.

Liste des tableaux

Tableau 1. Système harmonisé de classification de la couverture terrestre utilisé pour le sous-indicateur de la couverture terrestre de l'État des Grands Lacs 2022.

Tableau 2. Estimations de la superficie de chacune des grandes catégories de couverture terrestre en km^2 d'après l'analyse des ensembles de données d'AAC de 2015 et de la NLCD de 2016.

Tableau 3. Évaluation de l'état fondée sur le risque de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat.

Tableau 4. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin versant du lac Supérieur.

Tableau 5. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin versant du lac Michigan.

Tableau 6. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin versant du lac Huron.

Tableau 7. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin versant du lac Érié.

Tableau 8. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin versant du lac Ontario.

Tableau 9. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin des Grands Lacs.

Tableau 10. Variation nette estimée du couvert forestier résultant de la conversion d'autres types de couverture terrestre de 2000 à 2015.

Tableau 11. Variation nette estimée des terres humides résultant de la conversion d'autres types de couverture terrestre de 2000 à 2015.

Tableau 12. Variation nette estimée des terres aménagées résultant de la conversion d'autres types de couverture terrestre de 2000 à 2015.

Tableau 13. Variation nette estimée des terres agricoles résultant de la conversion d'autres types de couverture terrestre de 2000 à 2015.

Tableau 14. Évaluation des tendances fondée sur la variation annuelle moyenne de la couverture terrestre de 2000 à 2015.

Liste des figures

Figure 1. Estimations de la superficie de chacune des grandes catégories de couverture terrestre dans les bassins versants des Grands Lacs, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

Figure 2. Évaluation des tendances fondée sur la variation annuelle nette moyenne estimée des terres aménagées, des terres agricoles, des forêts et des terres humides combinées de 2000 à 2015.

Figure 3. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin des Grands Lacs, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

Figure 4. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin versant du lac Supérieur, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

Figure 5. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin versant du lac Michigan, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

Figure 6. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin du lac Huron, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

Figure 7. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin du lac Érié, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2016).

Figure 8. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin du lac Ontario, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Catégorie harmonisée de couverture terrestre de niveau I	Catégories harmonisées d'utilisation des terres et de couverture terrestre de niveau II de la NLCD (Code d'utilisation des terres et de couverture terrestre)	Catégories harmonisées d'utilisation des terres et de couverture terrestre de niveau II d'AAC (Code d'utilisation des terres et de couverture terrestre)
Terres aménagées	• Terres aménagées, espace ouvert (21) • Terres aménagées, faible intensité (22) • Terres aménagées, intensité moyenne (23) • Terres aménagées, intensité élevée (24)	• Lieux habités (21) • Lieux habités à grande réflectance (22) • Forêts habitées (24) • Routes (25) • Lieux habités végétalisés (28) • Lieux habités à très grande réflectance (29)
Terres agricoles	• Foin ou pâturage (81) • Terres cultivées (82)	• Terres cultivées (51) • Terres en culture annuelle (52)
Forêts	• Forêts de feuillus (41) • Forêts de conifères (42) • Forêts mixtes (43)	• Forêts (41) • Forêts en régénération après une récolte il y a moins de 20 ans (43) • Forêts en régénération après un incendie il y a moins de 20 ans (49) qui étaient auparavant ou par la suite classées comme « forêts » (41)
Prairies	• Arbustes ou broussailles (52) • Plantes herbacées (71)	• Prairies aménagées (61) • Prairies non aménagées (62)
Terres humides en forêt	• Terres humides boisées (90) où le couvert arboricole est supérieur à 40 % (NLCD, 2016)	• Terres humides en forêt (42) • Terres humides de forêt en régénération après une récolte il y a moins de 20 ans (44) • Forêts en régénération après un incendie il y a moins de 20 ans (49) qui étaient auparavant ou par la suite classées comme « terres humides en forêt » (42)
Terres humides	• Terres humides boisées (90) où le couvert arboricole est inférieur ou égal à 40 % (NLCD, 2016) • Nouvelles terres humides conquises par une végétation herbacée (95)	• Terres humides (71)
Terres stériles	• Neige ou glace éternelle (12) • Terres stériles (31)	• Autres terres (91)
Eau	• Eau libre (11)	• Eau (31)

Tableau 1. Système harmonisé de classification de la couverture terrestre utilisé pour le sous-indicateur de la couverture terrestre de l'État des Grands Lacs 2022. Se reporter à Jin et coll. (2019) et à Agriculture et Agroalimentaire Canada (2021b) pour connaître les définitions des catégories de couverture terrestre. La catégorie des terres humides en forêt a été créée pour faciliter l'harmonisation des catégories de couverture terrestre entre les ensembles de données et la reclassification requise de la catégorie de la NLCD des terres humides boisées (90) et de la catégorie d'AAC des forêts en régénération après un incendie il y a moins de 20 ans (49). Voir la section « Mesure ».

Bassin versant	Terres aménagées	Terres agricoles	Forêts	Prairies	Terres humides en forêt	Terres humides	Terres stériles	Total
Lac Supérieur	2 370	1 480	96 370	1 890	19 080	5 610	250	127 040
Lac Michigan	11 430	35 970	33 420	3 990	22 120	5 910	460	113 310
Lac Huron	7 080	27 000	65 020	2 540	18 240	4 180	240	124 310
Lac Érié	13 320	46 150	10 860	390	3 660	1 300	160	75 850
Lac Ontario	7 830	21 460	23 010	700	7 520	2 320	90	62 920
Bassin des Grands Lacs	42 010	132 060	228 690	9 520	70 630	19 320	1 210	503 440

Tableau 2. Estimations de la superficie de chacune des grandes catégories de couverture terrestre en km^2 d'après l'analyse des ensembles de données d'AAC de 2015 et de la NLCD de 2016. Valeurs arrondies au 10 km^2 près.

Bassin versant	Couverture terrestre : Terres aménagées		Couverture terrestre : Terres agricoles		Évaluation globale
	Pourcentage de la superficie du bassin versant	Risque de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat	Pourcentage de la superficie du bassin versant	Risque de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat	
Lac Supérieur	2 %	Faible	1 %	Faible	Bon
Lac Michigan	10 %	Moyen	32 %	Moyen	Passable
Lac Huron	6 %	Faible-moyen	22 %	Moyen	Passable
Lac Érié	18 %	Moyen	61 %	Élevé	Médiocre
Lac Ontario	12 %	Moyen	34 %	Moyen	Passable
Bassin des Grands Lacs	8 %	Moyen	26 %	Moyen	Passable

Tableau 3. Évaluation de l'état fondée sur le risque de dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat. Le pourcentage de couverture terrestre est calculé en fonction de la superficie totale des terres. La superficie couverte par l'eau (p. ex. cours d'eau, étangs et lacs) est exclue du calcul. Se reporter à la section « Définitions de l'évaluation de l'état » pour connaître la justification de l'évaluation propre à une couverture et de l'évaluation globale. L'attribution de la cote « bon » ou « passable » pour le lac Huron en fonction des terres aménagées ne peut pas être effectuée, étant donné le niveau d'incertitude de l'analyse de la couverture terrestre réalisée pour le sous-indicateur.

Description du changement	Estimation de la variation nette de la superficie (km^2) de 2000 à 2015 : Bassin versant du lac Supérieur								
	Terres aménagées	Terres agricoles	Forêts	Prairies	Terres humides en forêt	Terres humides	Terres stériles	Eau	Total
Superficie en 2000	2 191	1 492	96 894	1 507	18 989	5 701	250	96 424	223 449
Superficie en 2015	2 368	1 478	96 373	1 887	19 079	5 607	252	96 404	223 449
Variation totale	177	-14	-521	380	90	-94	2	-20	0
Variation par rapport à 2000 (%)	8,1 %	-0,9 %	-0,5 %	25,2 %	0,5 %	-1,6 %	0,7 %	0 %	0 %
Variation annuelle	0,54 %	-0,06 %	-0,04 %	1,68 %	0,03 %	-0,11 %	0,05 %	0 %	0 %
Sources de la variation nette									
Terres aménagées	0	-6	-156	-5	-6	-1	-3	0	-177
Terres agricoles	6	0	5	10	-2	-5	0	0	14
Forêts	156	-5	0	371	-1	1	3	-3	521
Prairies	5	-10	-371	0	-1	1	0	-6	-380
Terres humides en forêt	6	2	1	1	0	-98	0	-2	-90
Terres humides	1	5	-1	-1	98	0	-1	-8	94
Terres stériles	3	0	-3	0	0	1	0	-1	-2
Eau	0	0	3	6	2	8	1	0	20
Variation totale	177	-14	-521	380	90	-94	2	-20	0
Conversion nette de terres à l'état naturel en terres aménagées ou agricoles									
Superficie nette convertie	---	---	-151	5	-8	-7	---	---	---
Superficie nette convertie (%)	---	---	-0,2 %	0,3 %	0 %	-0,1 %	---	---	---
Variation annuelle	---	---	-0,01 %	0,02 %	0 %	-0,01 %	---	---	---

Tableau 4. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin versant du lac Supérieur. Les chiffres négatifs représentent une perte nette, et les chiffres positifs, un gain net selon la catégorie de couverture terrestre. Les valeurs sont affichées au 1 km^2 près, de sorte que les valeurs des composantes peuvent ne pas correspondre au total indiqué dans la section « Sources de la variation nette ». Voir la section « Limites des données » pour une discussion sur l'incertitude des données estimatives.

Description du changement	Variation nette estimée de la superficie (km²) de 2000 à 2015 : Bassin versant du lac Michigan								
	Terres aménagées	Terres agricoles	Forêts	Prairies	Terres humides en forêt	Terres humides	Terres stériles	Eau	Total
Superficie en 2000	10 899	36 272	33 776	3 890	21 949	6 082	492	61 204	174 564
Superficie en 2015	11 427	35 975	33 423	3 991	22 120	5 913	463	61 252	174 564
Variation totale	528	-297	-353	101	171	-170	-28	48	0
Variation par rapport à 2000 (%)	4,8 %	-0,8 %	-1,0 %	2,6 %	0,8 %	-2,8 %	-5,8 %	0,1 %	0 %
Variation annuelle	0,32 %	-0,05 %	-0,07 %	0,17 %	0,05 %	-0,19 %	-0,38 %	0,01 %	0 %
Sources de la variation nette									
Terres aménagées	0	-355	-73	-55	-24	-8	-9	-4	-528
Terres agricoles	355	0	13	-128	-9	49	6	11	297
Forêts	73	-13	0	285	-2	5	2	2	353
Prairies	55	128	-285	0	0	3	0	-1	-101
Terres humides en forêt	24	9	2	0	0	-203	0	-3	-171
Terres humides	8	-49	-5	-3	203	0	-1	17	170
Terres stériles	9	-6	-2	0	0	1	0	27	28
Eau	4	-11	-2	1	3	-17	-27	0	-48
Variation totale	528	-297	-353	101	171	-170	-28	48	0
Conversion nette de terres à l'état naturel en terres aménagées ou agricoles									
Superficie nette convertie	---	---	-60	-182	-33	41	---	---	---
Superficie nette convertie (%)	---	---	-0,2 %	-4,7 %	-0,2 %	0,7 %	---	---	---
Variation annuelle	---	---	-0,01 %	-0,31 %	-0,01 %	0,04 %	---	---	---

Tableau 5. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin versant du lac Michigan. Les chiffres négatifs représentent une perte nette; et les chiffres positifs, un gain net selon la catégorie de couverture terrestre. Les valeurs sont affichées au 1 km² près, de sorte que les valeurs des composantes peuvent ne pas correspondre au total indiqué dans la section « Sources de la variation nette ». Voir la section « Limites des données » pour une discussion sur l'incertitude des données estimatives.

Description du changement	Variation nette estimée de la superficie (km²) de 2000 à 2015 : Bassin versant du lac Huron								
	Terres aménagées	Terres agricoles	Forêts	Prairies	Terres humides en forêt	Terres humides	Terres stériles	Eau	Total
Superficie en 2000	6 361	26 617	66 089	2 351	18 294	4 346	274	68 786	193 118
Superficie en 2015	7 075	27 003	65 024	2 543	18 245	4 179	244	68 805	193 118
Variation totale	714	386	-1 064	192	-49	-168	-30	18	0
Variation par rapport à 2000 (%)	11,2 %	1,4 %	-1,6 %	8,2 %	-0,3 %	-3,9 %	-10,9 %	0 %	0 %
Variation annuelle	0,75 %	0,1 %	-0,11 %	0,54 %	-0,02 %	-0,26 %	-0,73 %	0 %	0 %
Sources de la variation nette									
Terres aménagées	0	-241	-413	-11	-27	-12	-9	-1	-714
Terres agricoles	241	0	-369	-75	-63	-124	1	4	-386
Forêts	413	369	0	279	0	2	1	0	1 064
Prairies	11	75	-279	0	0	1	0	0	-192
Terres humides en forêt	27	63	0	0	0	-40	0	-2	49
Terres humides	12	124	-2	-1	40	0	-2	-4	168
Terres stériles	9	-1	-1	0	0	2	0	21	30
Eau	1	-4	0	0	2	4	-21	0	-18
Variation totale	714	386	-1064	192	-49	-168	-30	18	0
Conversion nette de terres à l'état naturel en terres aménagées ou agricoles									
Superficie nette convertie	---	---	-782	-86	-90	-136	---	---	---
Superficie nette convertie (%)	---	---	-1,2 %	-3,6 %	-0,5 %	-3,1 %	---	---	---
Variation annuelle	---	---	-0,08 %	-0,24 %	-0,03 %	-0,21 %	---	---	---

Tableau 6. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin versant du lac Huron. Les chiffres négatifs représentent une perte nette; et les chiffres positifs, un gain net selon la catégorie de couverture terrestre. Les valeurs sont affichées au 1 km² près, de sorte que les valeurs des composantes peuvent ne pas correspondre au total indiqué dans la section « Sources de la variation nette ». Voir la section « Limites des données » pour une discussion sur l'incertitude des données estimatives.

Description du changement	Variation nette estimée de la superficie (km²) de 2000 à 2015 : Bassin versant du lac Érié								
	Terres aménagées	Terres agricoles	Forêts	Prairies	Terres humides en forêt	Terres humides	Terres stériles	Eau	Total
Superficie en 2000	12 553	46 369	11 250	376	3 727	1 420	167	27 779	103 641
Superficie en 2015	13 315	46 146	10 862	394	3 664	1 303	162	27 793	103 641
Variation totale	762	-224	-388	18	-62	-117	-4	15	0
Variation par rapport à 2000 (%)	6,1 %	-0,5 %	-3,4 %	4,9 %	-1,7 %	-8,2 %	-2,6 %	0,1 %	0 %
Variation annuelle	0,40 %	-0,03 %	-0,23 %	0,32 %	-0,11 %	-0,55 %	-0,18 %	0 %	0 %
Sources de la variation nette									
Terres aménagées	0	-508	-188	-26	-20	-7	-9	-5	-762
Terres agricoles	508	0	-146	-10	-49	-99	8	12	224
Forêts	188	146	0	52	0	1	0	1	388
Prairies	26	10	-52	0	0	0	0	-2	-18
Terres humides en forêt	20	49	0	0	0	-6	0	-1	62
Terres humides	7	99	-1	0	6	0	0	7	117
Terres stériles	9	-8	0	0	0	0	0	3	4
Eau	5	-12	-1	2	1	-7	-3	0	-15
Variation totale	762	-224	-388	18	-62	-117	-4	15	0
Conversion nette de terres à l'état naturel en terres aménagées ou agricoles									
Superficie nette convertie	---	---	-334	-36	-69	-106	---	---	---
Superficie nette convertie (%)	---	---	-3 %	-9,5 %	-1,9 %	-7,4 %	---	---	---
Variation annuelle	---	---	-0,2 %	-0,64 %	-0,12 %	-0,5 %	---	---	---

Tableau 7. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin versant du lac Érié. Les chiffres négatifs représentent une perte nette; et les chiffres positifs, un gain net selon la catégorie de couverture terrestre. Les valeurs sont affichées au 1 km² près, de sorte que les valeurs des composantes peuvent ne pas correspondre au total indiqué dans la section « Sources de la variation nette ». Voir la section « Limites des données » pour une discussion sur l'incertitude des données estimatives.

Description du changement	Variation nette estimée de la superficie (km²) de 2000 à 2015 : Bassin versant du lac Ontario								
	Terres aménagées	Terres agricoles	Forêts	Prairies	Terres humides en forêt	Terres humides	Terres stériles	Eau	Total
Superficie en 2000	7 115	21 423	23 581	659	7 580	2 446	88	22 306	85 199
Superficie en 2015	7 827	21 457	23 007	705	7 518	2 323	86	22 277	85 199
Variation totale	712	34	-574	46	-61	-123	-2	-30	0
Variation par rapport à 2000 (%)	10 %	0,2 %	-2,4 %	6,9 %	-0,8 %	-5 %	-2,7 %	-0,1 %	0 %
Variation annuelle	0,67 %	0,01 %	-0,16 %	0,46 %	-0,05 %	-0,34 %	-0,18 %	-0,01 %	0 %
Sources de la variation nette									
Terres aménagées	0	-388	-272	-9	-27	-9	-5	-2	-712
Terres agricoles	388	0	-239	-17	-56	-113	2	2	-34
Forêts	272	239	0	65	-1	0	0	-2	574
Prairies	9	17	-65	0	-2	0	0	-4	-46
Terres humides en forêt	27	56	1	2	0	-24	0	-1	61
Terres humides	9	113	0	0	24	0	0	-22	123
Terres stériles	5	-2	0	0	0	0	0	-1	2
Eau	2	-2	2	4	1	22	1	0	30
Variation totale	712	34	-574	46	-61	-123	-2	-30	0
Conversion nette de terres à l'état naturel en terres aménagées ou agricoles									
Superficie nette convertie	---	---	-512	-26	-84	-121	---	---	---
Superficie nette convertie (%)	---	---	-2,2 %	-3,9 %	-1,1 %	-5 %	---	---	---
Variation annuelle	---	---	-0,14 %	-0,26 %	-0,07 %	-0,33 %	---	---	---

Tableau 8. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin versant du lac Ontario. Les chiffres négatifs représentent une perte nette; et les chiffres positifs, un gain net selon la catégorie de couverture terrestre. Les valeurs sont affichées au 1 km² près, de sorte que les valeurs des composantes peuvent ne pas correspondre au total indiqué dans la section « Sources de la variation nette ». Voir la section « Limites des données » pour une discussion sur l'incertitude des données estimatives.

Description du changement	Variation nette estimée de la superficie (km²) de 2000 à 2015 : Bassin des Grands Lacs								
	Terres aménagées	Terres agricoles	Forêts	Prairies	Terres humides en forêt	Terres humides	Terres stériles	Eau	Total
Superficie en 2000	39 120	132 173	231 589	8 783	70 538	19 995	1 271	276 499	779 970
Superficie en 2015	42 013	132 058	228 689	9 520	70 627	19 324	1 208	276 531	779 970
Variation totale	2 893	-115	-2 900	737	88	-671	-63	32	0
Variation par rapport à 2000 (%)	7,4 %	-0,1 %	-1,3 %	8,4 %	0,1 %	-3,4 %	-5 %	0 %	0 %
Variation annuelle	0,49 %	-0,01 %	-0,08 %	0,56 %	0,01 %	-0,22 %	-0,33 %	0 %	0 %
Sources de la variation nette									
Terres aménagées	0	-1 498	-1 102	-105	-104	-37	-35	-12	-2 893
Terres agricoles	1 498	0	-736	-219	-181	-293	17	29	115
Forêts	1 102	736	0	1 052	-4	10	6	-2	2 900
Prairies	105	219	-1 052	0	-3	6	1	-13	-737
Terres humides en forêt	104	181	4	3	0	-372	1	-9	-88
Terres humides	37	293	-10	-6	372	0	-4	-11	671
Terres stériles	35	-17	-6	-1	-1	4	0	50	63
Eau	12	-29	2	13	9	11	-50	0	-32
Variation totale	2 893	-115	-2 900	737	88	-671	-63	32	0
Conversion nette de terres à l'état naturel en terres aménagées ou agricoles									
Superficie nette convertie	---	---	-1 838	-324	-284	-329	---	---	---
Superficie nette convertie (%)	---	---	-0,8 %	-3,7 %	-0,4 %	-1,6 %	---	---	---
Variation annuelle	---	---	-0,05 %	-0,25 %	-0,03 %	-0,11 %	---	---	---

Tableau 9. Variation nette estimée de la superficie par catégorie de couverture terrestre de 2000 à 2015 dans le bassin des Grands Lacs. Les chiffres négatifs représentent une perte nette; et les chiffres positifs, un gain net selon la catégorie de couverture terrestre. Les valeurs sont affichées au 1 km² près, de sorte que les valeurs des composantes peuvent ne pas correspondre au total indiqué dans la section « Sources de la variation nette ». Voir la section « Limites des données » pour une discussion sur l'incertitude des données estimatives.

Bassin versant	Couvert forestier				Variation (2000 à 2015)			
	2000		2015		Total		Conversion en terres aménagées ou agricoles	
	Superficie (km²)	% de la couverture terrestre	Superficie (km²)	% de la couverture terrestre	Superficie (km²)	Taux annuel	Superficie (km²)	Taux annuel
Lac Supérieur	96 894	76,3 %	96 373	75,9 %	-521	-0,04 %	-151	-0,01 %
Lac Michigan	33 776	29,8 %	33 423	29,5 %	-353	-0,07 %	-60	-0,01 %
Lac Huron	66 089	53,2 %	65 024	52,3 %	-1 064	-0,11 %	-782	-0,08 %
Lac Érié	11 250	14,8 %	10 862	14,3 %	-388	-0,23 %	-334	-0,2 %
Lac Ontario	23 581	37,5 %	23 007	36,6 %	-574	-0,16 %	-512	-0,14 %
Bassin des Grands Lacs	231 589	46,0 %	228 689	45,4 %	-2 900	-0,08 %	-1 838	-0,05 %

Tableau 10. Variation nette estimée du couvert forestier de 2000 à 2015, y compris la variation nette totale et la conversion nette en terres aménagées ou agricoles. Les chiffres négatifs représentent une perte nette; et les chiffres positifs, un gain net selon la catégorie de couverture terrestre. Voir la section « Limites des données » pour une discussion sur l'incertitude des données estimatives.

Bassin versant	Terres humides en forêt et terres humides				Variation (2000 à 2015)			
	2000		2015		Total		Conversion en terres aménagées ou agricoles	
	Superficie (km²)	% de la couverture terrestre	Superficie (km²)	% de la couverture terrestre	Superficie (km²)	Taux annuel	Superficie (km²)	Taux annuel
Lac Supérieur	24 690	19,4 %	24 686	19,4 %	-4	0 %	-15	0 %
Lac Michigan	28 031	24,7 %	28 032	24,7 %	2	0 %	8	0 %
Lac Huron	22 640	18,2 %	22 424	18 %	-216	-0,06 %	-227	-0,07 %
Lac Érié	5 147	6,8 %	4 967	6,5 %	-179	-0,23 %	-175	-0,23 %
Lac Ontario	10 026	15,9 %	9 841	15,6 %	-185	-0,12 %	-205	-0,14 %
Bassin des Grands Lacs	90 534	18 %	89 951	17,9 %	-583	-0,04 %	-613	-0,05 %

Tableau 11. Variation nette estimée des terres humides en forêt et des terres humides (combinées) de 2000 à 2015, y compris la variation nette totale et la conversion nette en terres aménagées ou agricoles. Les chiffres négatifs représentent une perte nette; et les chiffres positifs, un gain net selon la catégorie de couverture terrestre. Voir la section « Limites des données » pour une discussion sur l'incertitude des données estimatives.

Bassin versant	Terres aménagées				Variation (2000 à 2015)	
	2000		2015		Total	
	Superficie (km^2)	% de la couverture terrestre	Superficie (km^2)	% de la couverture terrestre	Superficie (km^2)	Taux annuel
Lac Supérieur	2 191	1,7 %	2 368	1,9 %	177	0,54 %
Lac Michigan	10 899	9,6 %	11 427	10,1 %	528	0,32 %
Lac Huron	6 361	5,1 %	7 075	5,7 %	714	0,75 %
Lac Érié	12 553	16,5 %	13 315	17,6 %	762	0,4 %
Lac Ontario	7 115	11,3 %	7 827	12,4 %	712	0,67 %
Bassin des Grands Lacs	39 120	7,8 %	42 013	8,3 %	2 893	0,49 %

Tableau 12. Variation nette estimée des terres aménagées de 2000 à 2015. Les chiffres positifs représentent une augmentation nette des terres aménagées. Voir la section « Limites des données » pour une discussion sur l'incertitude des données estimatives.

Bassin versant	Terres agricoles				Variation (2000 à 2015)			
	2000		2015		Total		Conversion en terres aménagées	
	Superficie (km^2)	% de la superficie	Superficie (km^2)	% de la superficie	Superficie (km^2)	Taux annuel	Superficie (km^2)	Taux annuel
Lac Supérieur	1 492	1,2 %	1 478	1,2 %	-14	-0,06 %	-6	-0,03 %
Lac Michigan	36 272	32,0 %	35 975	31,7 %	-297	-0,05 %	-355	-0,07 %
Lac Huron	26 617	21,4 %	27 003	21,7 %	386	0,10 %	-241	-0,06 %
Lac Érié	46 369	61,1 %	46 146	60,8 %	-224	-0,03 %	-508	-0,07 %
Lac Ontario	21 423	34,1 %	21 457	34,1 %	34	0,01 %	-388	-0,12 %
Bassin des Grands Lacs	132 173	26,3 %	132 058	26,2 %	-115	-0,01 %	-1 498	-0,08 %

Tableau 13. Variation nette estimée des terres agricoles de 2000 à 2015, y compris la variation nette totale et la conversion nette en terres aménagées. Les chiffres négatifs représentent une perte nette; et les chiffres positifs, un gain net selon la catégorie de couverture terrestre. Voir la section « Limites des données » pour une discussion sur l'incertitude des données estimatives

Bassin versant	Variation annuelle de la couverture terrestre		Conversion annuelle de terres à l'état naturel en terres aménagées ou agricoles		Évaluation des tendances
	Terres aménagées	Terres agricoles	Forêts	Terres humides	
Lac Supérieur	0,54 %	-0,06 %	-0,01 %	0 %	Inchangée
Lac Michigan	0,32 %	-0,05 %	-0,01 %	0 %	Inchangée
Lac Huron	0,75 %	0,1 %	-0,08 %	-0,07 %	Inchangée
Lac Érié	0,4 %	-0,03 %	-0,20 %	-0,23 %	Se détériore
Lac Ontario	0,67 %	0,01 %	-0,14 %	-0,14 %	Se détériore
Bassin des Grands Lacs	0,49 %	-0,01 %	-0,05 %	-0,05 %	Inchangée

Tableau 14. Évaluation des tendances fondée sur la variation annuelle moyenne de la couverture terrestre de 2000 à 2015. L'évaluation des tendances est fondée sur une variation annuelle moyenne de ±0,1 % ou sur une variation moyenne sur 10 ans de ±1 %, où une variation positive (augmentation) des terres aménagées et agricoles est définie comme un état qui « se détériore » et où une variation négative des terres à l'état naturel (perte de terres à l'état naturel par conversion en terres aménagées ou agricoles) est définie comme un état qui « se détériore ». Se reporter à la section « Définitions des tendances évaluées ». Les taux de variation annuelle des terres agricoles sont fondés sur les taux présentés dans la colonne 7 du tableau 13, qui comprend la conversion nette estimée des terres agricoles en d'autres types de couverture terrestre.

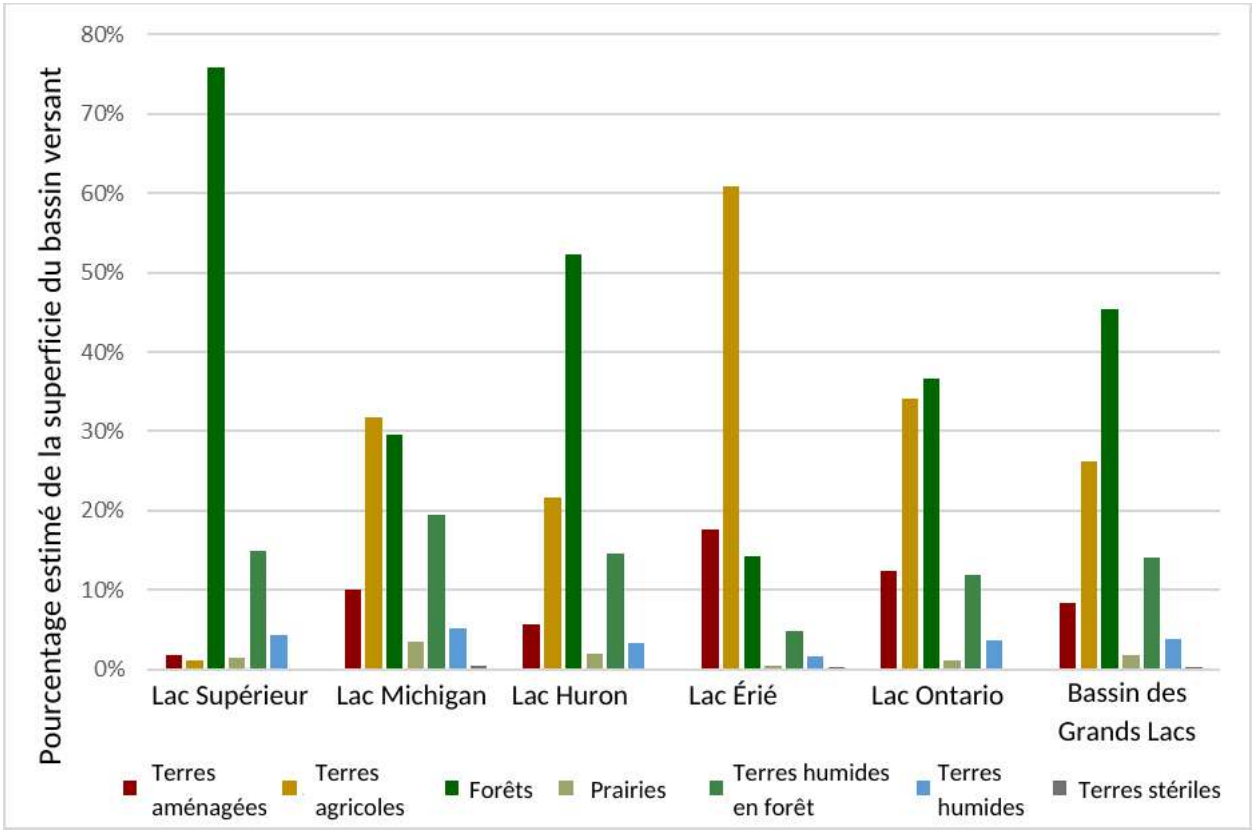


Figure 1. Estimations de la superficie de chacune des grandes catégories de couverture terrestre dans les bassins versants des Grands Lacs, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

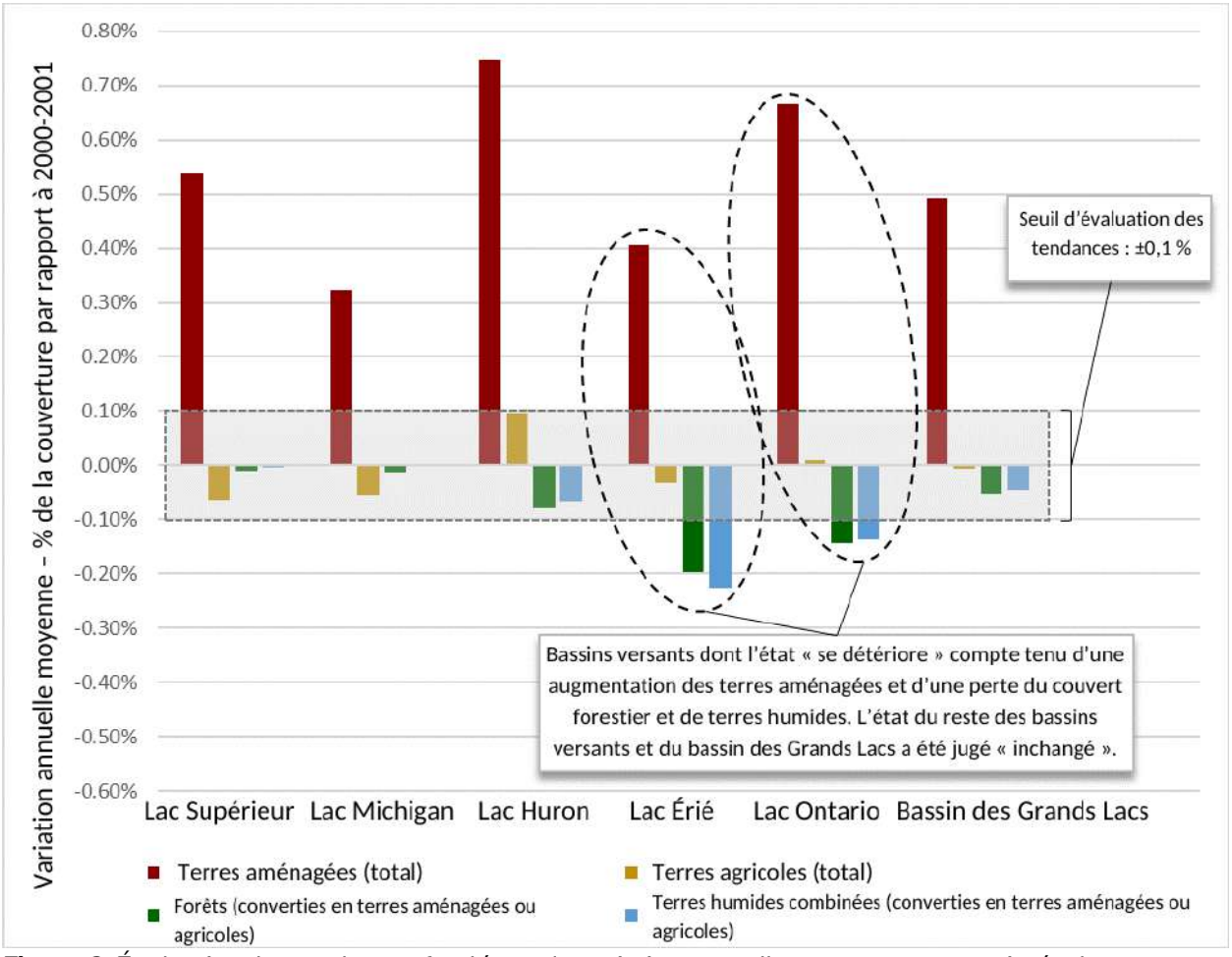


Figure 2. Évaluation des tendances fondée sur la variation annuelle nette moyenne estimée des terres aménagées, des terres agricoles, des forêts et des terres humides combinées de 2000 à 2015. L'évaluation des tendances est fondée sur une variation annuelle moyenne de ±0,1 %, ou une variation moyenne sur 10 ans de plus ou moins 1 %. L'évaluation « Se détériore » a été établie pour les bassins versants des lacs Érié et Ontario compte tenu d'une augmentation nette estimée des terres aménagées d'au moins 0,1 % par année et d'une diminution nette estimée du couvert forestier et des terres humides combinées (terres humides en forêt et terres humides) d'au moins 0,1 % par année dans chaque bassin versant.

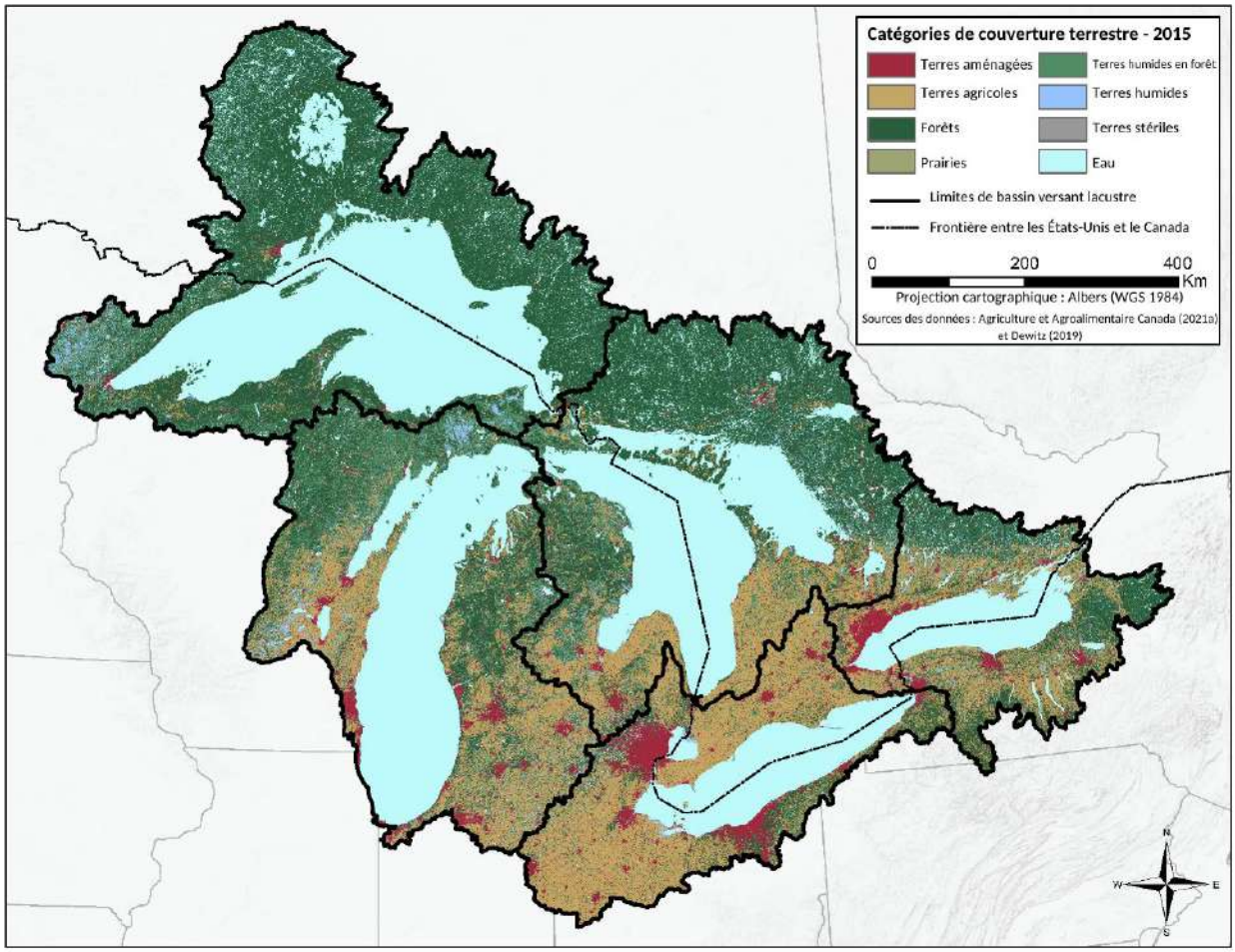


Figure 3. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin des Grands Lacs, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

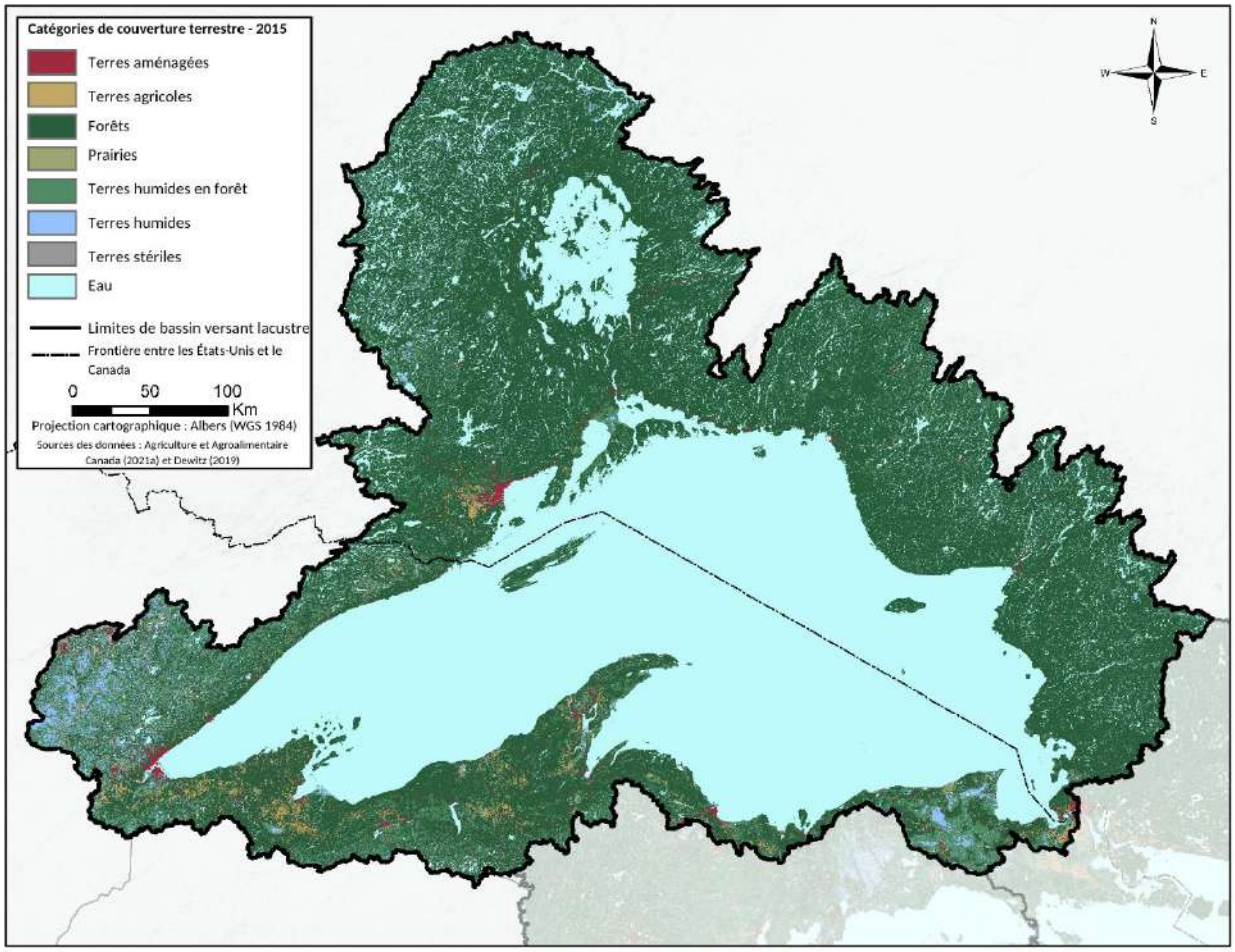


Figure 4. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin versant du lac Supérieur, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

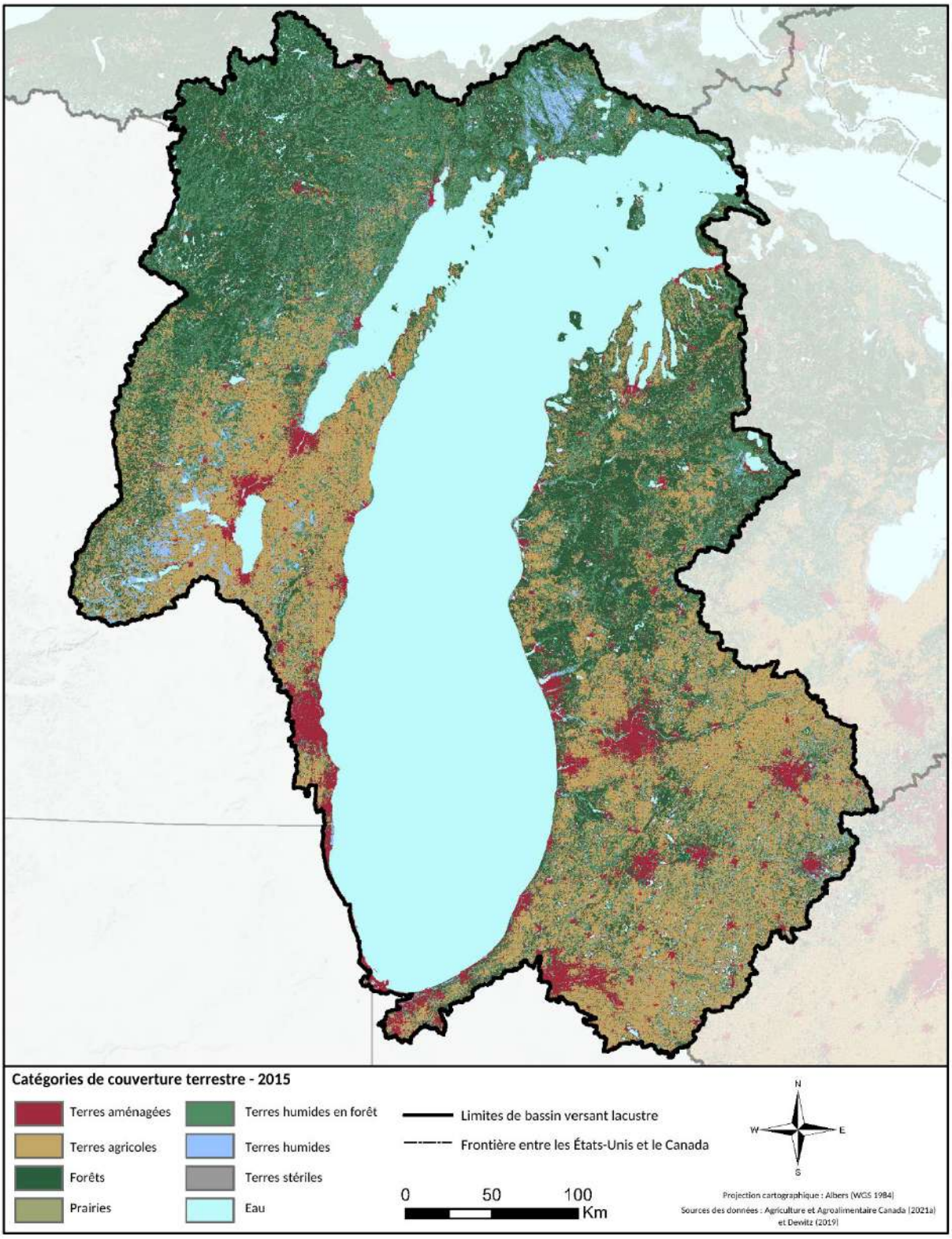


Figure 5. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin versant du lac Michigan, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

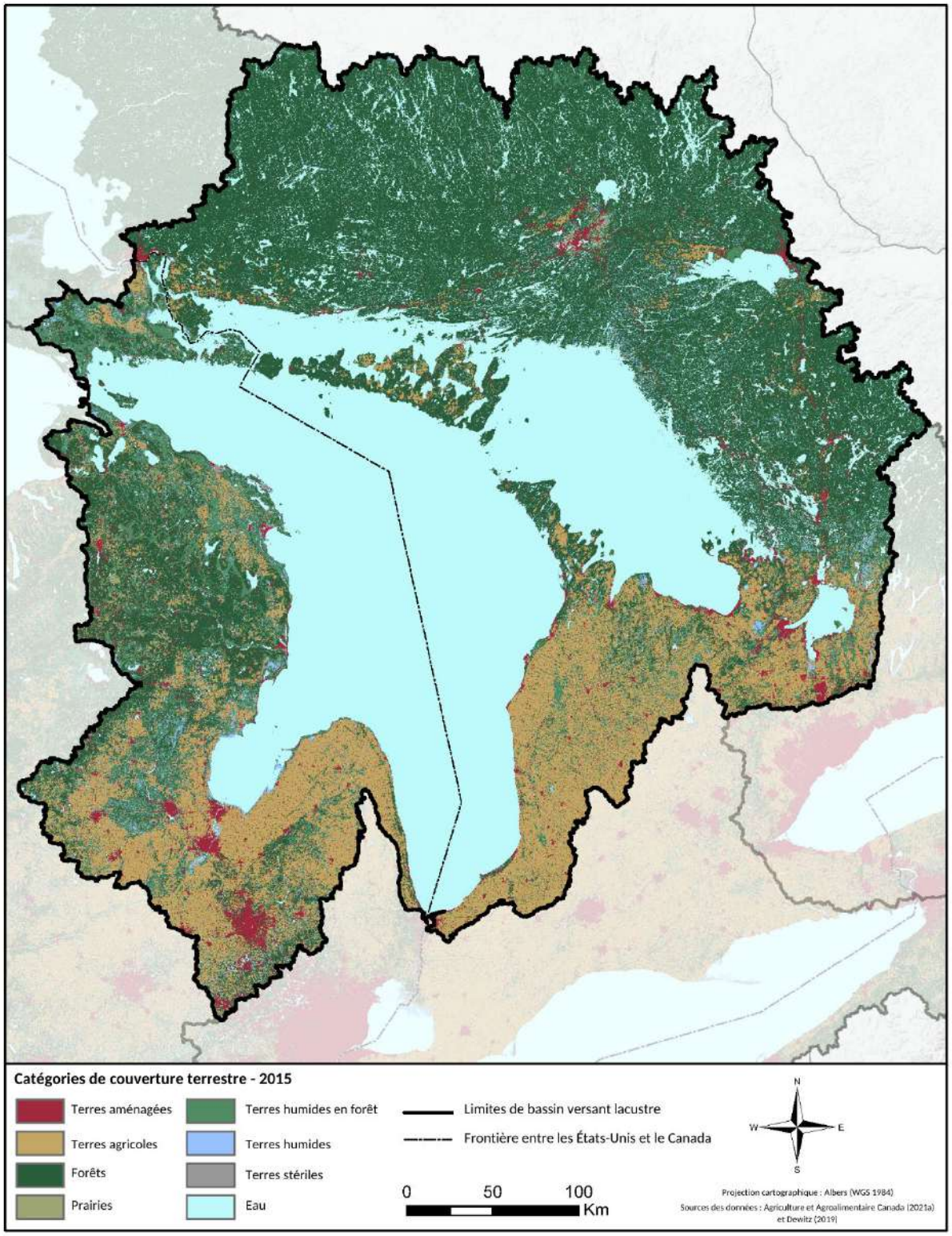


Figure 6. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin du lac Huron, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

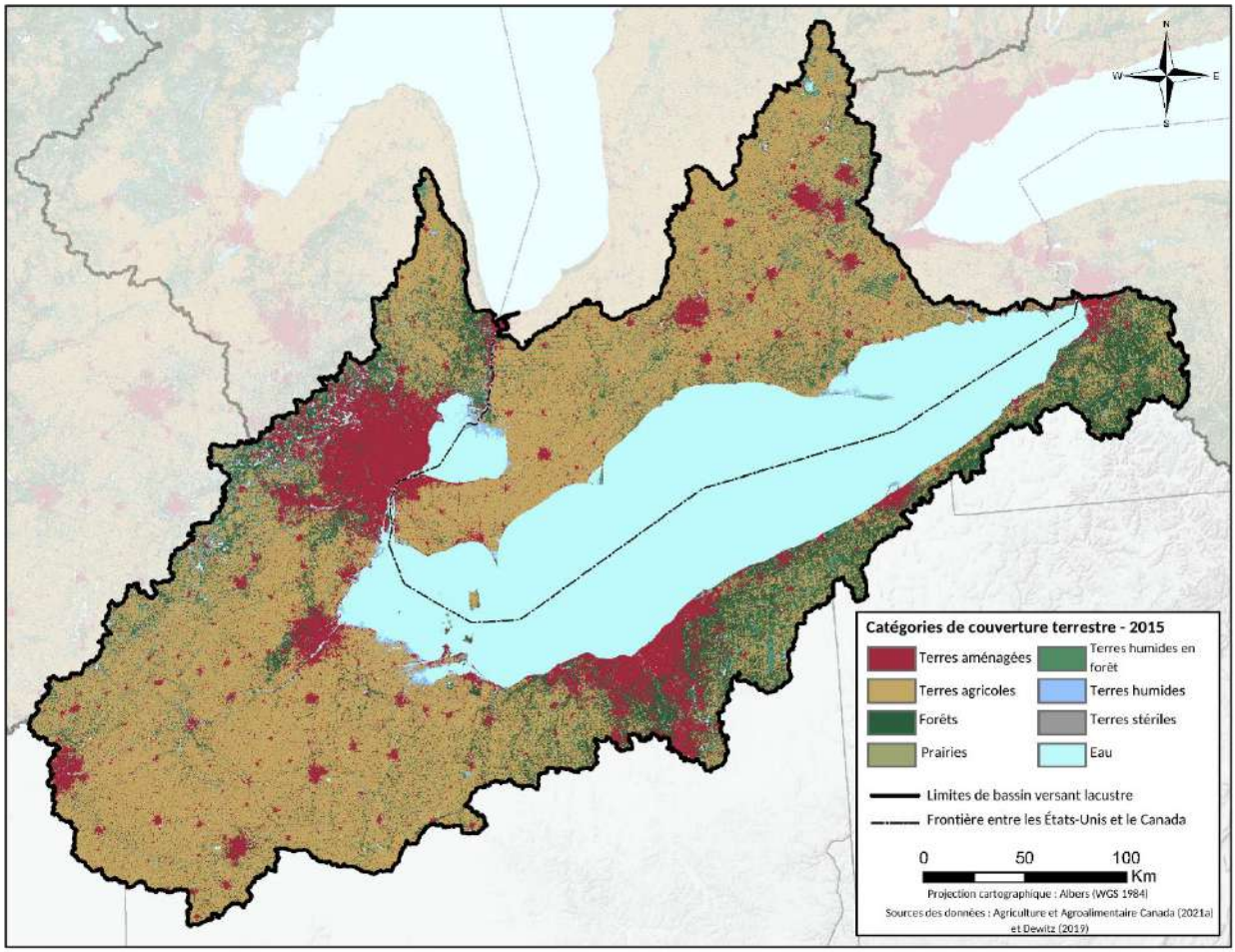


Figure 7. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin du lac Érié, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2016).

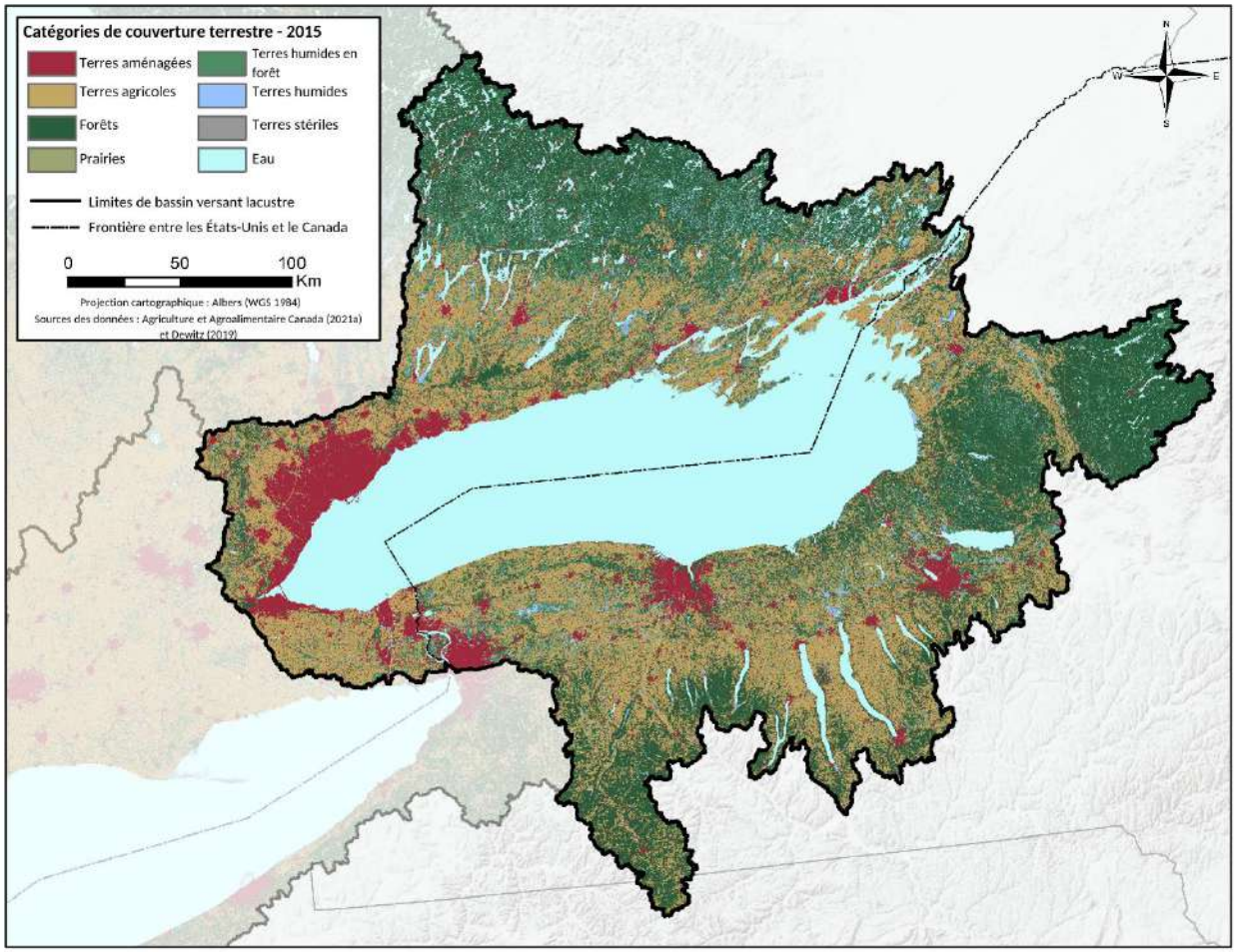


Figure 8. Répartition de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans le bassin du lac Ontario, 2015. Sources : AAC (2021a) et Dewitz (2019).

Sous-indicateur : Durcissement des rives

Évaluation globale

État : Passable (d'après les données sur les rives américaines et canadiennes actuellement accessibles à des fins d'évaluation)

Tendances :
Tendance sur 10 ans : Se détériore (d'après les données sur les rives américaines et canadiennes actuellement accessibles à des fins d'évaluation)

Tendance à long terme (2009 à 2021) : Se détériore (d'après les données sur les rives américaines et canadiennes actuellement accessibles à des fins d'évaluation)

Justification : Il est impossible pour le moment de réaliser une évaluation exhaustive et binationale des états et des tendances relatifs au durcissement des rives à l'échelle des Grands Lacs. Cependant, à l'aide des données actuellement disponibles, on peut effectuer une évaluation de l'état et de la tendance relatifs au sous-indicateur « Durcissement des rives » indiqué ci-dessus *en italique*. Au moment de la rédaction du présent rapport, toutes les données sur les rives des Grands Lacs étaient disponibles, sauf celles de la partie canadienne du lac Supérieur; elles ont été intégrées à l'évaluation et au rapport de 2022 (voir la section Renseignements supplémentaires). Selon les données actuellement accessibles (figure 1), l'état général des Grands Lacs entre dans la catégorie *Passable*, dont 23,9 % du littoral est classé dans les catégories combinées « protection majeure » et « protection modérée » (tableau 3). Ce pourcentage devrait changer lorsque les données sur la partie canadienne du lac Supérieur deviendront accessibles en 2023. Cependant, la classification de l'état devrait rester la même; voir la section Évaluation de la situation. La tendance générale se situe actuellement dans la catégorie *Se détériore* en raison de l'augmentation nette du pourcentage de rives durcies dans les catégories « protection majeure » et « protection modérée » entre 2009 et 2021 pour chaque évaluation lacustre (tableau 4).

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon (uniquement d'après l'évaluation des rives américaines)
Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme (2009 à 2021) : Indéterminée

Justification : Il est impossible pour le moment de réaliser une évaluation exhaustive et binationale des états et des tendances relatifs au durcissement des rives du lac Supérieur en raison d'un accès incomplet aux données; voir la section Renseignements supplémentaires. Selon les données américaines uniquement, plus de 90 % des rives du lac Supérieur appartiennent à la catégorie « protection mineure » ou « pas de protection », ce qui nous donne un état « Bon ». Le littoral canadien du lac Supérieur est aussi en bonne partie non aménagé; l'ajout futur des données canadiennes ne changera sans doute pas cette évaluation (tableaux 3 et 4, figure 3).

Depuis le dernier rapport : Le durcissement des rives du lac Supérieur n'a pas été évalué dans le rapport de 2011. Les données étaient toujours incomplètes pour le côté canadien du lac Supérieur au moment de la soumission de l'ébauche; voir la section Renseignements supplémentaires.

Lac Michigan

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (2009 à 2021) : Se détériore

Justification : L'état du lac Michigan est demeuré « Bon » de 2009 à 2021, mais le pourcentage de rives classées dans les catégories combinées « protection majeure » et « protection modérée » a augmenté; il est passé de 11,5 % en 2009 à 16,6 % en 2021 (tableaux 2, 3 et 4), ce qui a mené à la tendance « Se détériore ».

Depuis le dernier rapport : Il s'agit de la première tentative depuis le rapport sur le sous-indicateur « Durcissement des rives » dans le document État des Grands Lacs 2009 (tableaux 1 et 2) visant à quantifier le durcissement des rives du lac Michigan. Le nombre de rives durcies faisant l'objet d'une « protection modérée » ou « majeure » semble avoir augmenté de plus de 5 % (tableaux 3 et 4, figure 4).

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)

État : Bon

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (2009 à 2021) : Se détériore

Justification : L'état du lac Huron et de la rivière Ste-Marie est demeuré « Bon » de 2009 à 2021, mais le pourcentage de rives classées dans les catégories combinées « protection majeure » et « protection modérée » a augmenté; il est passé de 2,7 % en 2009 à 11,7 % en 2021 (tableaux 2, 3 et 4), ce qui a mené à la tendance « Se détériore ».

Depuis le dernier rapport : Il s'agit de la première tentative depuis le rapport sur le sous-indicateur « Durcissement des rives » dans le document État des Grands Lacs 2009 (tableaux 1 et 2) visant à quantifier le durcissement des rives du lac Huron et de la rivière Ste-Marie. Le nombre de rives durcies faisant l'objet d'une « protection modérée » ou « majeure » semble avoir augmenté de 9 % (tableaux 3 et 4, figure 5).

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (2009 à 2021) : Se détériore

Justification : L'état du lac Érié et de ses voies interlacustres est demeuré « Médiocre » de 2009 à 2021, et le pourcentage de rives classées dans les catégories « protection majeure » ou « protection modérée » a augmenté; il est passé de 39,0 % en 2009 à 56,9 % en 2021 (tableaux 2, 3 et 4), ce qui a mené à la tendance « Se détériore ».

Depuis le dernier rapport : Il s'agit de la première tentative depuis le rapport sur le sous-indicateur « Durcissement des rives » dans le document État des Grands Lacs 2009 (tableaux 1 et 2) visant à quantifier le durcissement des rives du lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire). Le nombre de rives durcies faisant l'objet d'une « protection modérée » ou « majeure » semble avoir augmenté de plus de 15 % (tableaux 3 et 4, figure 6).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Se détériore

Tendance à long terme (2009 à 2021) : Se détériore

Justification : Bien que l'état du lac Ontario ait été considéré comme « Bon » dans le rapport sur le sous-indicateur « Durcissement des rives » dans le document État des Grands Lacs 2009 avec un pourcentage de 21,0 % des rives entrant dans les catégories combinées « protection modérée » et « protection majeure » (tableaux 1 et 2), l'état du lac Ontario et de ses voies lacustres a été classé dans la catégorie « Médiocre » en 2019 et en 2021. Le nombre de rives durcies faisant l'objet d'une « protection modérée » ou « majeure » a augmenté et se chiffre maintenant à 40,6 % (tableau 4), ce qui a mené à la tendance « Se détériore ».

Depuis le dernier rapport : Depuis les rapports sur le sous-indicateur « Durcissement des rives » dans les documents État des Grands Lacs 2009 et 2019, le renforcement du littoral a augmenté dans le lac Ontario et ses voies lacustres (tableaux 3 et 4, figure 7).

Évaluation de la situation

Bon – 80 % ou plus des segments de rive n'ont pas de protection ou sont peu protégés (20 % ou moins du littoral entre dans la catégorie « protection modérée » ou « protection majeure »)

Passable — Entre 70 % et 80 % des segments de rive n'ont pas de protection ou sont peu protégés (entre 20 et 30 % du littoral entre dans la catégorie « protection modérée » ou « protection majeure »)

Médiocre — Moins de 70 % des segments de rive n'ont pas de protection ou sont peu protégés (30 % ou plus du littoral entre dans la catégorie « protection modérée » ou « protection majeure »)

Indéterminée : Les données sont inaccessibles ou insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Évaluation de la tendance

S'améliore : Diminution nette ou absence d'augmentation nette du pourcentage des rives durcies dans les catégories « protection majeure » ou « protection modérée »

Inchangée : Pas de changement du pourcentage des rives durcies dans les catégories « protection majeure » ou « protection modérée »

Se détériore : Augmentation nette du pourcentage des rives durcies dans les catégories « protection majeure » ou « protection modérée »

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas une tendance générale claire, ou les données ne sont pas accessibles ou sont insuffisantes pour rendre compte d'une tendance.

Les paramètres définis visent à permettre l'évaluation du changement relatif au fil du temps et représentent une première suggestion pour l'établissement des conditions à préférer. Il faudra toutefois mieux analyser et préciser les catégories pour qu'elles tiennent compte de l'amélioration de notre compréhension du durcissement des rives et de

ses incidences sur l'écosystème. Ces définitions des situations et des tendances s'appliquent aux évaluations individuelles des lacs et à l'évaluation globale. Les évaluations des lacs se fondent sur les données disponibles sur le littoral de chaque lac; quant à l'évaluation globale, elle se base sur les données disponibles sur les rives de tous les Grands Lacs. La section Conditions écologiques ci-après décrit certaines difficultés à surmonter pour définir les conditions de référence en matière de durcissement des rives.

Objectifs et/ou cibles

Aucune augmentation nette du pourcentage de rives durcies d'aucun des Grands Lacs ni d'aucune voie lacustre.

Raison d'être du sous-indicateur

- Évaluer la longueur des rives dégradées par la construction de structures riveraines artificielles, comme des rideaux de palplanches, des revêtements, des enrochements et d'autres ouvrages de protection des rives et de lutte contre l'érosion.
- Déduire les dommages que les conditions créées par les structures de protection artificielles des rives peuvent causer aux processus côtiers naturels, à la vie aquatique, à la qualité de l'eau et à l'habitat riverain.

Objectif pour l'écosystème

Les rives doivent favoriser des habitats sains et naturels dans les écosystèmes côtiers pour répondre aux besoins des espèces de faune et de flore aquatiques et terrestres, y compris ceux des espèces les plus rares et les plus menacées.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre les objectifs généraux nº 5 et nº 9 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes » et « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ». Le remplacement des rives naturelles par des structures durcies et renforcées dégrade les processus côtiers naturels ainsi que les habitats créés par ces processus. Parmi des exemples de répercussions négatives du renforcement du littoral, mentionnons l'érosion des terres humides côtières, l'augmentation de l'énergie des vagues réfléchie par les rideaux de palplanches, ce qui fait se modifier le littoral naturel à un rythme accéléré, et l'établissement de zones favorisant la prolifération d'espèces envahissantes comme les moules de la famille des Dreissenidés.

Mesure

La façon de mesurer la distance linéaire des rives, fréquemment appelée paradoxe côtier, a souvent constitué un casse-tête pour les spécialistes des littoraux et a introduit divers niveaux d'incertitude dans tous les types de calculs liés aux rives. Les facteurs influant sur ces calculs comprennent le point de départ des délimitations des segments de rives, la longueur des segments (p. ex. 100 m ou 1 km), la sinuosité et la dynamique naturelle (érosion, dépôts, fluctuations des niveaux d'eau) associée aux rives au fil du temps. Dans les rapports précédents sur le sous-indicateur « Durcissement des rives » du document État des Grands Lacs, des segments de un kilomètre ont été

utilisés pour quantifier la longueur de rives durcies aux abords des Grands Lacs. Cependant, si on ne connaît pas le point de départ exact des délimitations des segments de divers ensembles de données pour chacun des Grands Lacs, deux ensembles de données différents concernant le même littoral pourraient donner lieu à des classifications différentes. Pour tenir compte des changements de position des littoraux dynamiques, une grille de référence du littoral des Grands Lacs de 1 km sur 1 km a été générée le long de l'ensemble des rives des Grands Lacs. Cette grille permet de mesurer la distance linéaire du littoral à l'intérieur de chaque cellule, et elle n'est associée à aucune méthode ni aucun ensemble de données ayant trait à la délimitation de la classification des rives (figure 8). On peut ainsi comparer les rives à différentes périodes et selon différents ensembles de données, et la grille est indépendante des longueurs des segments de rives. Pour que la continuité avec les rapports précédents soit assurée, les catégories de classement et les valeurs de rupture de pourcentage du durcissement des rives (Shantz, 2011) ont été adoptées et appliquées aux valeurs des cellules de la grille. Pour déterminer la catégorie de classement en matière de durcissement des rives pour chaque cellule de la grille de référence du littoral des Grands Lacs, on divise la somme des longueurs des rives classées comme durcies à l'intérieur d'une cellule par la longueur totale du littoral dans la cellule afin de déterminer le pourcentage de rives durcies. Le durcissement ou le renforcement des rives tel que le définit le présent rapport comprend l'installation de matériel servant à renforcer le littoral comme les enrochements, les rideaux de palplanches, les cloisons, les revêtements et autres matériaux placés de façon ponctuelle le long du littoral pour offrir une protection contre les vagues et les variations des niveaux d'eau. Voici les catégories de classement en matière de durcissement des rives :

- Protection majeure (70 à 100 % de rives durcies)
- Protection modérée (40 à 70 % de rives durcies)
- Protection mineure (15 à 40 % de rives durcies)
- Pas de protection (< 15 % de rives durcies)

Bien que la classification de 2019 du durcissement des rives américaines des Grands Lacs (NOAA, 2019) englobe des structures côtières perpendiculaires artificielles comme des jetées, des épis littoraux, des brise-lames, des digues et des quais, ces structures n'ont pas été incluses dans les calculs du durcissement des rives. En outre, les îles ont été exclues de l'analyse; voir Limites des données.

Conditions écologiques

Le durcissement des rives influe sur diverses conditions écologiques, notamment en modifiant les habitats terrestres et aquatiques côtiers, en modifiant le transport des sédiments littoraux, en réduisant les services écosystémiques et en modifiant les interactions entre l'eau de surface et l'eau souterraine (Gittman et *al.*, 2016). L'importance des effets négatifs sur la vie terrestre et aquatique et de l'altération du transport des sédiments dans la zone côtière variera selon le type et la conception des structures et selon les conditions, y compris les modifications des niveaux d'eau. Certains types de rives durcies, lorsqu'elles sont mal conçues ou situées sans égard au milieu environnant, peuvent mener à des effets encore plus graves.

Souvent, le renforcement du littoral vise à protéger les propriétés des effets des vagues et à ralentir l'érosion. Cependant, il ne protège pas nécessairement contre l'érosion due à l'écoulement de surface ou à des exigences insuffisantes concernant le retrait des structures; on pourrait remédier à ces deux situations grâce à d'autres pratiques de gestion stratégique. Ces structures de renforcement peuvent aussi être préoccupantes si elles sont mal installées ou mal entretenues au fil du temps. Une planification, une construction et une conception qui conviennent à chaque site d'installation sont essentielles mais, souvent, les travaux de renforcement du littoral sont exécutés à la

hâte en réponse à des changements rapides constatés dans les Grands Lacs. Certains aménagements de renforcement du littoral peuvent offrir un habitat à des espèces sauvages (voir USACE ERDC, 2012 et Gittman et *al.*, 2016); toutefois, de nombreuses structures dans les Grands Lacs doivent être mises à niveau ou remplacées pour que ce type d'habitat soit offert, et elles nécessitent une meilleure coordination et un meilleur partage des coûts. Il faut envisager de construire une combinaison de structures de protection des rives « grises » et « vertes » afin de composer avec l'augmentation du durcissement des rives actuellement observée dans les Grands Lacs.

Depuis la publication du rapport sur le sous-indicateur « Durcissement des rives » en 2019, des efforts interorganisationnels ont été déployés pour générer un ensemble de données de référence à jour sur le littoral américain des Grands Lacs restants. Afin d'obtenir une évaluation complète des changements en matière de durcissement des rives dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, on travaille à créer et à numériser un ensemble de données de référence pour la portion canadienne restante des Grands Lacs; voir la section Renseignements supplémentaires. Les données combinées des parties canadienne et américaine du lac Érié et du lac Ontario ainsi que de leurs voies lacustres respectives permettent maintenant d'obtenir un portrait plus récent et plus complet du durcissement des rives des Grands Lacs inférieurs. De plus, les images utilisées pour l'analyse du durcissement des rives ont été recueillies juste avant la récente hausse des niveaux d'eau (d'environ 2017 jusqu'à maintenant) pour tous les Grands Lacs. Nous constatons que l'augmentation récente du niveau d'eau de tous les Grands Lacs a généré une réponse rapide de renforcement du littoral visant à protéger les propriétés, les maisons et d'autres infrastructures côtières essentielles.

À l'heure actuelle, il existe peu de documentation sur l'adaptation aux contraintes recommandées en matière de durcissement des rives et de renforcement du littoral et sur la compréhension des effets à long terme sur l'ensemble du bassin des Grands Lacs et à l'échelle de chaque lac. Selon l'analyse du durcissement des rives de chaque bassin lacustre effectuée pour les besoins du présent rapport, le lac Huron, le lac Michigan et le lac Supérieur entrent dans la catégorie « Bon », tandis que le lac Érié et le lac Ontario se classent dans la catégorie « Médiocre » en fonction d'un point de référence descriptif qui s'appuie sur les estimations de référence du rapport sur l'État des Grands Lacs (appelé auparavant rapport de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs – CÉÉGL) de l'étendue et de l'intensité du durcissement des rives (Shantz, 2011). La difficulté réside dans le fait de définir une valeur cible appropriée en matière de durcissement des rives, et de comprendre que chaque lac et ses voies lacustres sont différents et uniques en raison des services écosystémiques fournis dans chaque bassin. Les catégories d'évaluation actuelles ne donnent qu'une estimation générale de l'étendue et de l'intensité du durcissement des rives; elles ne reflètent pas une évaluation de l'état des écosystèmes ni de la sensibilité de ceux-ci au durcissement des rives de chaque lac ni des effets subis en raison du durcissement.

Conditions écologiques au lac Supérieur

Uniquement d'après les données américaines, l'état du lac Supérieur est actuellement « Bon » à 5,3 % (pourcentage combiné des rives faisant l'objet d'une protection majeure et modérée). Le renforcement du littoral qui a eu lieu au lac Supérieur est principalement associé aux installations urbaines et de transport maritime comme les ports jumeaux de Duluth au Minnesota et de Superior au Wisconsin; les écluses du Sault près de Sault Ste. Marie; et divers petits ports (figure 3). Cependant, étant donné la hausse récente du niveau de l'eau, le nombre de demandes de permis pour des structures riveraines a explosé. Au Minnesota, le nombre de permis a augmenté de 1 700 % entre 2014 et 2020; il est passé de deux permis délivrés en 2014 à 36 en 2020 (Perello et *al.*, 2020). Avant 2014, entre 2010 et 2013, aucun permis n'a été demandé au Minnesota (Perello et *al.*, 2020). Les nouvelles structures riveraines incluent, pour la plupart, des brise-lames, des enrochements, des ouvrages longitudinaux, des gabions et des murs de soutènement. Sur le littoral du lac Supérieur situé au Wisconsin, une situation semblable s'est produite entre 2010 et 2019; le nombre de permis de structures riveraines y a augmenté de 1 633 % (Perello et *al.*, 2020). La

majorité des structures riveraines installées au Wisconsin comprennent des cloisons et des enrochements. Il sera intéressant de voir comment l'écosystème côtier répondra à cette hausse soudaine du nombre de structures riveraines découlant des niveaux d'eau élevés, et comment il s'ajustera lorsque les niveaux recommenceront à baisser. De même, au Michigan, on a signalé une augmentation du nombre de permis pour des structures riveraines, mais les chiffres exacts n'étaient pas accessibles lors de la rédaction du présent rapport.

Conditions écologiques au lac Michigan

Selon les données de classification du durcissement des rives du lac Michigan, l'état de ce dernier est actuellement « Bon » à 16,6 % (pourcentage combiné des rives faisant l'objet d'une protection majeure et modérée). Cependant, le lac se situe à moins de quatre points de pourcentage de la catégorie « Passable » (20 à 30 % du littoral fait l'objet d'une protection modérée ou majeure). La majorité des rives durcies du lac Michigan se trouvent dans le sud-ouest, depuis Milwaukee au Wisconsin vers la région métropolitaine de Chicago au sud et aussi dans les environs de Green Bay au Wisconsin (figure 4). Aussi, certaines zones plus petites où les rives sont durcies sont associées aux divers ports situés dans l'est du Michigan. Bien que l'analyse des rives durcies réalisée aux fins du présent rapport n'ait pas pris en compte les structures riveraines perpendiculaires, de nombreuses structures sont présentes le long du littoral sud-ouest du lac Michigan (NOAA, 2019). Ces structures riveraines perpendiculaires ont été installées pour capturer les sédiments qui se déplacent vers le sud le long du littoral, dans l'espoir d'établir de petites plages pouvant offrir de multiples avantages, comme servir aux activités récréatives, constituer des zones tampons côtières ouvertes, et permettre la restauration et la protection d'habitats. La hausse récente des niveaux d'eau a causé des changements importants qui se sont répercutés sur les zones naturelles restantes de la portion sud-ouest du lac Michigan. L'interaction entre les structures de durcissement des rives et les écosystèmes côtiers naturels présente un intérêt tout particulier concernant le littoral de l'Illinois Beach State Park, où on a assisté à une forte érosion au sud de North Point Marina, qui est protégé par des enrochements et des brise-lames (figure 9). Des travaux sont en cours pour protéger les pannes se trouvant encore dans cette section du littoral en Illinois.

Conditions écologiques au lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)

D'après les données américaines et canadiennes, l'état du lac Huron est actuellement « Bon » à 11,7 % (pourcentage combiné des rives faisant l'objet d'une protection majeure et modérée). La plupart des rives durcies du lac Huron se trouvent à la baie Saginaw; à proximité de Tawas City au Michigan; le long de la rivière Ste-Marie; dans la partie sud-est de la baie Georgienne dans le bassin Thornbury; et à l'extrémité méridionale du lac, à Port Huron au Michigan et à Sarnia en Ontario (figure 5). La majeure partie du côté canadien du lac Huron est classée comme naturelle, car peu de travaux de renforcement du littoral, voire aucun, n'y ont été effectués en raison du cadre géologique de la région, où se trouvent une multitude de terres humides côtières et des bras de mer situés entre des promontoires de substrat rocheux. Si l'on compare la situation actuelle à 11,7 % avec l'état de 2009/2011 à 2,7 % (tableau 4), le durcissement des rives dans l'écosystème du lac Huron et de la rivière Ste-Marie semble s'être accru de 9 %. Cependant, la comparaison n'est pas aussi simple, étant donné la résolution des ensembles de données utilisés pour chaque période et la méthode d'analyse et de quantification des rives durcies; voir les sections Mesure, Limites des données et Renseignements supplémentaires.

Conditions écologiques au lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire)

Selon les données de classification du durcissement des rives du lac Érié et de l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire, l'état est actuellement « Médiocre » à 56,9 % (pourcentage combiné des rives faisant l'objet d'une protection majeure et modérée). Si l'on compare la situation actuelle à 56,9 % avec l'état de 2009/2011 à 39 % (tableau 4), on constate une hausse considérable du durcissement des rives du lac Érié et de l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire. Cependant, la comparaison n'est pas aussi simple, étant donné la résolution des

ensembles de données utilisés pour chaque période et la méthode d'analyse et de quantification des rives durcies; voir les sections Mesure, Limites des données et Renseignements supplémentaires. La densité du renforcement le long du littoral semble augmenter si l'on compare les valeurs du tableau 2 avec celles du tableau 3. Toutefois, comme la longueur totale des rives ayant effectivement été classées a diminué parce que la délimitation est plus fine, on ignore si le changement observé traduit une augmentation réelle ou une différence dans les méthodes utilisées pour obtenir les données. La majorité des rives fortement renforcées sont associées aux voies lacustres de l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire et aux installations urbaines et de transport maritime des parties ouest, sud et est du lac Érié (figure 6). Le nombre de rives du lac Érié et de ses voies lacustres faisant l'objet d'une protection majeure ou modérée est particulièrement préoccupant, surtout si l'on tente de relier le lac à ses écosystèmes côtiers. Étant donné la faible profondeur du lac Érié et l'orientation est-ouest du paysage, le lac est vulnérable aux importants épisodes de seiche qui peuvent faire varier les niveaux d'eau de plusieurs pieds en quelques heures seulement. Une érosion et des inondations côtières peuvent en découler, ce qui explique les efforts de renforcement du littoral déployés dans ce cadre géographique. Le fait de trouver des solutions de protection plus « douces », comme des structures naturelles de protection des rives, ou de concevoir des rives résilientes grâce à la communauté de pratique de la Systems Approach to Geomorphic Engineering (approche systémique de l'ingénierie géomorphologique) (SAGE, 2021) sont des moyens potentiels d'améliorer les tendances en matière de durcissement des rives du lac Érié et de l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire.

Conditions écologiques au lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

Selon les données de classification du durcissement des rives du lac Ontario, de la rivière Niagara et de la section internationale du fleuve Saint-Laurent, l'état est actuellement « Médiocre » à 40,6 % (pourcentage combiné des rives faisant l'objet d'une protection majeure et modérée). Si l'on compare la situation actuelle à 40,6 % avec l'état de 2009/2011 à 21 % (tableau 4), on constate une hausse considérable du durcissement des rives du lac Ontario et de ses voies lacustres. Cependant, la comparaison n'est pas aussi simple, étant donné la résolution des ensembles de données utilisés pour chaque période et la méthode d'analyse et de quantification des rives durcies; voir les sections Mesure, Limites des données et Renseignements supplémentaires. La densité du renforcement le long du littoral semble augmenter si l'on compare les valeurs du tableau 2 avec celles du tableau 3. Toutefois, comme la longueur totale des rives ayant effectivement été classée a diminué parce que la délimitation est plus fine, on ignore si le changement observé traduit une augmentation réelle ou une différence dans les méthodes utilisées pour obtenir les données. La majorité des rives fortement renforcées se trouvent dans l'ouest du lac Ontario, de Burlington en Ontario vers Toronto et ses communautés côtières environnantes au nord-est, et on trouve un certain mélange de rives faisant l'objet de protections majeures et mineures le long du littoral sud du lac Ontario dans l'État de New York (figure 7). Après les inondations qui sont survenues au lac Ontario en 2017, plusieurs propriétaires et communautés ont mis en œuvre des structures de renforcement du littoral afin de protéger les propriétés contre de futures inondations côtières.

Liens

Le sous-indicateur « Durcissement des rives » peut être lié directement à d'autres sous-indicateurs utilisés à l'heure actuelle pour évaluer le bassin des Grands Lacs, comme les sous-indicateurs et indicateurs suivants :

Sous-indicateurs des milieux humides côtiers — l'aménagement de rives durcies a des répercussions directes sur les milieux humides côtiers de l'ensemble des Grands Lacs, notamment des modifications de l'habitat d'alimentation et de frai des poissons, des changements dans les processus côtiers, et l'altération des habitats des oiseaux de

rivage en fonction des modifications physiques du littoral. Ces transformations de rives naturelles en rives durcies peuvent aussi affaiblir la connectivité de l'habitat aquatique.

Sous-indicateurs Répercussions sur les bassins versants et Tendances climatiques — le durcissement du littoral peut altérer l'interface terre et eau de façon considérable là où des modifications anthropiques à grande échelle des rives ont été effectuées. Cela peut accentuer l'érosion de terres et de propriétés non protégées et provoquer des changements dans les types de couvertures terrestres côtières locales, ce qui pourrait influer sur les microclimats côtiers. Le renforcement des rives peut aussi diminuer la dérive littorale et se répercuter sur l'embouchure des rivières et la gestion régionale des sédiments.

Sous-indicateur* Cladophora *(nutriments et algues) — l'installation près des rives de grands enrochements, de rochers ou d'autres matériaux grossiers similaires servant à durcir le littoral peut permettre le développement de *Cladophora* dans des zones où la croissance de l'algue n'aurait pas été favorisée à l'origine (p. ex. dans des substrats mous) en fournissant un substrat dur sur lequel l'algue peut se fixer.

Sous-indicateur Moules de la famille des Dreissenidés (espèces envahissantes) – comme dans le cas de *Cladophora*, l'installation près des rives de grands enrochements, de rochers ou d'autres matériaux grossiers similaires servant à durcir le littoral peut permettre à des moules zébrées de proliférer dans des zones où la croissance des moules n'aurait pas été favorisée à l'origine en fournissant un substrat dur sur lequel les moules peuvent se fixer.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X		
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données servant aux évaluations sont librement accessibles	É.-U. – oui Canada — oui	Données sur les rives américaines des Grands Lacs : https://coast.noaa.gov/digitalcoast/data/hardened-shorelines.html *Les données canadiennes sont consultables sur demande; on travaille actuellement à les entrer dans le catalogue de données ouvertes. Voir Sources d'information*		

Limites des données

1. Les données mises à jour portent sur l'ensemble du lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent), du lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire), du lac Michigan et du lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie). Le lac Supérieur est couvert en entier du côté américain seulement; les données seront recueillies ultérieurement du côté canadien à des fins de classification.
2. Les rives de toutes les îles ont été exclues de l'analyse des données. L'inclusion éventuelle des îles devra faire l'objet d'une discussion par l'équipe de production des rapports sur l'état des Grands Lacs dans des mises à jour futures; il faudra déterminer quelles îles inclure ou non dans les calculs.
3. Même si les orthophotographies ou les images provenant d'autres sources sont de résolution élevée, elles ne sont valides qu'à leur date de production. Les ensembles d'images actuellement utilisés devraient être mis à jour selon un intervalle de cinq ans et classés en conséquence d'après un modèle de classification des rives bien documenté.
4. Le recours à une grille de référence du littoral des Grands Lacs de 1 km sur 1 km est utile pour quantifier le classement des rives durcies (voir la section Mesure). Cependant, il faudra mettre cette grille à jour pour permettre l'ajout ou le retrait de cellules lors des calculs relatifs aux futurs rapports sur le sous-indicateur. La grille a été générée au moyen d'une projection d'Albers des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (EPSG : 3175) et sera transmise à l'équipe de production des rapports sur l'État des Grands Lacs en vue des mises à jour de rapports à venir.
5. La procédure de repérage des rives durcies a été appliquée de façon uniforme aux rives canadiennes et américaines des lacs. Le repérage et l'interprétation des rives ont toutefois été influencés par les images disponibles et leur résolution, qui variaient beaucoup le long de certaines zones au Canada. L'âge exact des images utilisées pour les divers segments de rive est attribué à l'ensemble de données vectorielles sur le durcissement des rives.
6. On a retiré toutes les structures riveraines perpendiculaires, y compris les jetées et les épis littoraux, pour s'assurer que les longueurs des rives n'étaient pas calculées à la hausse. Toutefois, ce retrait a fait que certaines parties du littoral durci sont restées incomplètes ou avec de petits décalages. De même, le retrait de petits bras de mer et de zones de mouillage a aussi laissé de petits décalages.
7. Un élément d'incertitude demeure au regard de la longueur des rives et des différences entre elles en raison de variations des niveaux d'eau lors de la collecte et de la classification des images. Puisque ce sous-indicateur repose sur la différence relative entre le pourcentage de rives dans les diverses catégories, on peut toujours faire des comparaisons, surtout lorsqu'on utilise la grille de référence des rives des Grands Lacs (voir l'élément n° 5 de Limites des données et la section Mesure).

Renseignements supplémentaires

En 2019, une nouvelle version vectorielle des rives américaines des Grands Lacs a été publiée (NOAA, 2019). Cet ensemble de données avait été mentionné et utilisé dans le rapport précédent sur le sous-indicateur « Durcissement des rives », et peut désormais servir de référence. Ces données se composent de segments de rives classés comme étant artificiels ou naturels; on indique aussi le type de structure et la condition. L'Office for Coastal Management de la NOAA, en partenariat avec l'US Army Corps of Engineers, a établi un contrat avec Tetra Tech pour la mise au

point d'images de plus haute résolution et pouvant être transposées sur une échelle de carte de 1:2 000. Les données ont été créées par numérisation du littoral au moyen d'images du National Agriculture Imagery Program datant de 2014 à 2017, puis ont été comparées à des vues obliques, des données lidar et d'autres données auxiliaires. Le classement des rives se base sur le schéma de classification du Système de prévision des crues et de l'érosion (Stewart, 2002; Baird, 2005; AECOM, 2012), avec certaines modifications qui tiennent compte de besoins additionnels de classification du littoral. Le schéma et la méthode de classification utilisés pour créer cet ensemble de données sont dûment consignés. Tout travail de création de nouveaux ensembles de données ou de mise à jour des ensembles actuels doit utiliser une méthode de classification semblable à celles qui ont été utilisées antérieurement, afin qu'une continuité soit assurée dans les rapports futurs.

L'ensemble de données de 2019 permet d'effectuer une comparaison lac par lac et de répartir les rives par État et par comté; on peut ainsi mieux comprendre la caractérisation locale des rives aux États-Unis. Les données permettent également de classer les types de structures en place (jetées, enrochements, rideaux de palplanches, etc.) et l'état général des rives (bon, passable, médiocre). Ce niveau de détail pourrait contribuer à parfaire la compréhension des types d'impacts sur les habitats riverains qui sont associés aux différents types de structures riveraines artificielles. Des vues obliques et des données lidar sont aussi recueillies depuis plusieurs années maintenant le long des rives des Grands Lacs par des organismes fédéraux, provinciaux et d'État. On pourrait aussi combiner ces données à celles sur le durcissement du littoral pour comprendre la dynamique et les liens entre les rives durcies et les rives naturelles. Il faudrait tenir compte de ces données lors de la production de rapports futurs, le cas échéant, pour concevoir de nouveaux paramètres pouvant expliquer la dynamique du littoral des Grands Lacs.

Les données sur le durcissement des rives canadiennes ont été principalement obtenues par orthophotographie. Environnement et Changement climatique Canada a acquis ces images par l'entremise d'Information sur les terres de l'Ontario, qui coordonne des organismes des secteurs privé et public afin de recueillir des images aériennes de haute résolution pour l'Ontario grâce à un modèle de financement de partenariat. Ce projet faisait partie d'un plan quinquennal (2013-2017) visant à acquérir des images d'une résolution de 20 cm sans feuilles dans les arbres pour l'ensemble de la province. ECCC a acquis trois ensembles d'orthophotographies : Projet d'orthophotographie du Centre-Sud de l'Ontario (POCSO) 2013; Projet d'acquisition d'images numériques pour l'Est (PAINE) 2014; Projet d'orthophotographie du Sud-Ouest de l'Ontario (POSOO) 2015.

Ces ensembles d'orthophotographies canadiennes ont servi à numériser des segments de rive comme étant « naturels » ou « durcis », et à classer chaque segment dans la catégorie d'exposition « lac », « abrité » ou « voie lacustre ». Par exemple, on a classé les segments de rive situés dans les baies et les affluents comme ayant une exposition « abritée » et les segments de rive exposés à l'énergie des vagues d'un lac comme ayant une exposition « lac ». Le durcissement des rives est l'une des mesures prises en vertu de l'Enquête de référence sur l'habitat côtier des Grands Lacs canadiens. L'échéancier actuel pour chacun des lacs est le suivant : lac Érié (2020); lac Ontario (2021); lac Huron (2022); lac Supérieur (2023). Un ensemble de données sur le durcissement des rives de tous les Grands Lacs canadiens devrait être achevé en 2023.

Remerciements

Auteurs

Brandon Krumwiede, NOAA Office for Coastal Management, brandon.krumwiede@noaa.gov (2021)
Anders Holder, Environnement et Changement climatique Canada, anders.holder@canada.ca (2021)
Noah Ramuscak, Environnement et Changement climatique Canada, noah.ramuscak@canada.ca (2021)

Sources d'information

AECOM. 2012. *Shoreline Structural Classification of the New York State Portion of Lake Ontario* (ensemble de données SIG). Préparé en collaboration avec l'Office of General Services de l'État de New York (NYSOGS) et le Department of Environmental Conservation de l'État de New York (NYSDEC) pour l'étude sur le niveau de l'eau du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent de la Commission mixte internationale (CMI).

Baird. 2005. *Final Flood and Erosion Prediction System Database (MS Access Database)*. Préparé pour le groupe de travail technique de la zone côtière de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la Commission mixte internationale.

Environnement et Changement climatique Canada. 2020. *Enquête de référence sur l'habitat côtier des Grands Lacs canadiens : le lac Érié y compris le corridor Huron-Érié* (ensemble de données SIG)

Environnement et Changement climatique Canada. 2021. *Enquête de référence sur l'habitat côtier des Grands Lacs canadiens : le lac Ontario y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent* (ensemble de données SIG), *en préparation.*

Environnement et Changement climatique Canada. 2022. *Enquête de référence sur l'habitat côtier des Grands Lacs canadiens : le lac Huron y compris la rivière Ste-Marie* (ensemble de données SIG), *en préparation.*

Gittman, R., Scyphers, S., Smith, C., Neylan, I., et Grabowski, J. 2016. *Ecological Consequences of Shoreline Hardening: A Meta-Analysis*. BioScience. Vol. 66 No. 9. https://academic.oup.com/bioscience/article/66/9/763/1753956

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 1997. *Great Lakes and St. Lawrence River Medium Resolution Vector Shoreline Data* (ensemble de données SIG).

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2019. *U.S. Great Lakes Hardened Shorelines Classification*. (ensemble de données SIG) https://coast.noaa.gov/digitalcoast/data/hardened-shorelines.html

Perello, M., Little, C., et Westerbur, A. 2020. *Minnesota's Lake Superior Shoreline Permits and Trends in Shoreline Armoring [December, 2020]*. Minnesota's Lake Superior Coastal Program, Minnesota Department of Natural Resources, Two Harbors, MN.

Schneider, J., Heaton, D., et Leadlay, H. 2009. *State of the Great Lakes 2009: Extent of Hardened Shoreline*.Environmental Protection Agency, Great Lakes National Program Office, Chicago, IL.

Shantz, M. 2011. *State of the Great Lakes 2011: Hardened Shorelines*. Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Systems Approach to Geomorphic Engineering (SAGE). 2021. Systems Approach to Geomorphic Engineering Overview. (site Web) http://sagecoast.org/

Stewart, C.J. 2002. *Task Summary Report: A Revised Geomorphic, Shore Protection, and Nearshore Classification of the Canadian and United States Shoreline of Lake Ontario and the St. Lawrence River*. Préparé pour le groupe de travail technique de la zone côtière de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la Commission mixte internationale.

United States Army Corps of Engineers Engineer Research and Development Center (USACE ERDC). 2012. *Making Great Lakes Coastal Structures Greener*. Vicksburg, MS. https://ewn.el.erdc.dren.mil/pub/GLGB-Booklet.pdf

Zuzek, Inc. 2018. *Shoreline Hardening and Littoral Sediment Budgets*. Document d'orientation sur la méthode relative au durcissement des rives.

Liste des tableaux

Tableau 1. Classification de référence originale du durcissement des rives des Grands Lacs/du REGL utilisée dans le rapport sur l'État des Grands Lacs de 2011. L'évaluation du sous-indicateur sur le durcissement des rives repose sur l'information fournie dans le REGL de 2009. Source : National Oceanic and Atmospheric Administration (1997)

Tableau 2. Classification de référence modifiée du durcissement des rives des Grands Lacs/du REGL de l'année 2009. Elle a été utilisée dans le rapport sur l'État des Grands Lacs de 2011 pour évaluer le sous-indicateur sur le durcissement des rives; les voies lacustres ont été ajoutées avec leurs lacs respectifs comme il est indiqué dans la section Évaluation lac par lac. Source : National Oceanic and Atmospheric Administration (1997), modifications (2021).

Tableau 3. Valeurs de classification du durcissement des rives des Grands Lacs mises à jour en 2021. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Remarque : La classification des rives du lac Supérieur est incomplète pour l'instant du côté canadien.

Tableau 4. Comparaison entre les valeurs de classification de référence de 2009 modifiées à l'égard du durcissement des rives des Grands Lacs et les nouvelles valeurs de classification. Sources : Données de référence de 2009 — National Oceanic and Atmospheric Administration (1997), modifiées (2021); Mise à jour de 2021 — Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*); National Oceanic and Atmospheric Administration (2019); Zuzek Inc. (2018). Remarque : La classification des rives du lac Supérieur et du lac Huron est incomplète pour l'instant du côté canadien, et les îles n'ont pas été incluses.

Liste des figures

Figure 1. Carte des ensembles de données de classification des rives durcies des Grands Lacs utilisées pour l'évaluation lac par lac effectuée en novembre 2021. À noter que les travaux de classification du lac Supérieur sont toujours en cours du côté canadien et que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Fond cartographique : Open Street Map.

Figure 2. Carte des catégories de protection des rives durcies des Grands Lacs. À noter que les travaux de classification du lac Supérieur sont toujours en cours du côté canadien et que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Fond cartographique : Open Street Map.

Figure 3. Carte des catégories de protection des rives durcies du lac Supérieur. À noter que les travaux de classification du lac Supérieur sont toujours en cours du côté canadien et que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : National Oceanic and Atmospheric Administration (2019). Fond cartographique : Open Street Map.

Figure 4. Carte des catégories de protection des rives durcies du lac Michigan. À noter que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : National Oceanic and Atmospheric Administration (2019). Fond

cartographique : Open Street Map.

Figure 5. Carte des catégories de protection des rives durcies du lac Huron, y compris de la rivière Ste-Marie. À noter que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Fond cartographique : Open Street Map.

Figure 6. Carte des catégories de protection des rives durcies du lac Érié, y compris de l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire. À noter que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, en préparation), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Fond cartographique : Open Street Map.

Figure 7. Carte des catégories de protection des rives durcies du lac Ontario, y compris de la rivière Niagara et de la section internationale du fleuve Saint-Laurent. À noter que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019). Fond cartographique : Open Street Map.

Figure 8. Carte de l'extrémité méridionale du lac Huron. On y montre comment les sources de données vectorielles sur le durcissement des rives ont été utilisées pour l'élaboration des catégories de protection des rives durcies de un kilomètre par un kilomètre. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Fond cartographique : Open Street Map.

Figure 9. Images de l'Illinois Beach State Park. L'image de gauche date de 2008, l'image du milieu date de 2018, et l'image de droite représente la différence d'élévation des surfaces bathymétriques entre 2008 et 2018; les parties en rouge indiquent une érosion et les parties en bleu indiquent des dépôts dans la zone littorale. Remarquez les ruptures de pente dues à l'érosion en aval des rives durcies. Sources : Images Google Earth et surfaces bathymétriques élaborées au moyen du LiDAR topo-bathymétrique du Joint Airborne Lidar Bathymetry Technical Center of Expertise (JALBTCX). Photo : NOAA Office for Coastal Management.

Dernière mise à jour

Rapport État des Grands Lacs 2022

Lac/voies interlacustres	Protection majeure (en %) (> 70 %)	Protection modérée (en %) (40 % à 70 %)	Protection mineure (en %) (15 % à 40 %)	Pas de protection (en %) (< 15 %)	Protection non structurelle (en %)	Pas de classement (en %)	Longueur totale des rives (km)
Lac Supérieur	3,1	1,1	3	89,4	0,03	3,4	5 080
Rivière Ste-Marie	2,9	1,6	7,5	81,3	1,6	5,1	707
Lac Michigan	8,6	2,9	30,3	57,5	0,1	0,5	2 713
Lac Huron	1,5	1	4,5	91,6	1,1	0,3	6 366
Rivière Sainte-Claire	69,3	24,9	2,1	3,6	0	0	100
Lac Sainte-Claire	11,3	25,8	11,8	50,7	0,2	0,1	629
Rivière Détroit	47,2	22,6	8	22,2	0	0	244
Lac Érié	20,4	11,3	16,9	49,1	1,9	0,4	1 608
Rivière Niagara	44,3	8,8	16,7	29,3	0	0,9	184
Lac Ontario	10,2	6,3	18,6	57,2	0	6,2	1 772
Fleuve Saint-Laurent	12,6	9,3	17,2	54,7	0,0	6,2	2 571

Tableau 1. Classification de référence originale du durcissement des rives des Grands Lacs/du REGL utilisée dans le rapport sur l'État des Grands Lacs de 2011. L'évaluation du sous-indicateur sur le durcissement des rives repose sur l'information fournie dans le REGL de 2009. Source : National Oceanic and Atmospheric Administration (1997).

Lac/voie lacustre	Protection majeure (en %) (> 70 %)	Protection modérée (en %) (40 à 70 %)	Protection mineure (en %) (15 à 40 %)	Pas de protection (en %) (< 15 %)	Protection non structurelle (en %)	Pas de classement (en %)	Longueur totale des rives (km)
Lac Supérieur	3,1	1,1	3	89,4	0	3,4	5 080
Lac Michigan	8,6	2,9	30,3	57,5	0,1	0,5	2 713
Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)	1,6	1,1	4,8	90,6	1,1	0,8	7 073
Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire)	22,6	16,4	14,2	45,2	1,2	0,3	2 581
Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)	12,9	8,1	17,7	54,6	0	6	4 527

Tableau 2. Classification de référence modifiée du durcissement des rives des Grands Lacs/du REGL de l'année 2009. Elle a été utilisée dans le rapport sur l'État des Grands Lacs de 2011 pour évaluer le sous-indicateur sur le durcissement des rives; les voies lacustres ont été ajoutées avec leurs lacs respectifs comme il est indiqué dans la section Évaluation lac par lac. Source : National Oceanic and Atmospheric Administration (1997), données modifiées (2021).

Lac/voie lacustre	Protection majeure (en %) (> 70 %)	Protection modérée (en %) (40 à 70 %)	Protection mineure (en %) (15 à 40 %)	Pas de protection (en %) (< 15 %)	Protection non structurelle (en %)	Pas de classement (en %)	Longueur totale des rives (km)
Lac Supérieur*	2,6 %	2,7 %	3,9 %	90,8 %	0,0 %	0,0 %	1 588
Lac Michigan	11,0 %	5,6 %	5,8 %	77,6 %	0,0 %	0,0 %	2 353
Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)	6,9 %	4,8 %	6,3 %	82,0 %	0,0 %	0,0 %	4 324
Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire)	46,0 %	10,9 %	8,3 %	34,7 %	0,0 %	0,0 %	1 633
Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)	24,9 %	15,8 %	16,6 %	42,7 %	0,0 %	0,1 %	2 224
TOTAL	**16,3 %**	**7,6 %**	**8,1 %**	**68,0 %**	**0,0 %**	**0,0 %**	**12 122**

** La délimitation et la classification des rives durcies sont incomplètes du côté canadien.*

Tableau 3. Valeurs de classification du durcissement des rives des Grands Lacs mises à jour en 2021. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Remarque : La classification des rives du lac Supérieur est incomplète pour l'instant du côté canadien.

Lac/voie lacustre	Protections majeure et modérée de 2009/2011 combinées (en %)	Protections majeure et modérée de 2021 combinées (en %)
*Lac Supérieur**	*4,2 %*	*5,3 %*
Lac Michigan	11,5 %	16,6 %
Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)	2,7 %	11,7 %
Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire)	39,0 %	56,9 %
Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)	21,0 %	40,6 %

** La délimitation et la classification des rives durcies sont incomplètes du côté canadien.*

Tableau 4. Comparaison entre les valeurs de classification de référence de 2009 modifiées à l'égard du durcissement des rives des Grands Lacs et les nouvelles valeurs de classification. Sources : Données de référence de 2009 — National Oceanic and Atmospheric Administration (1997), modifiées (2021); Mise à jour de 2021 — Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*); National Oceanic and Atmospheric Administration (2019); Zuzek Inc. (2018). Remarque : La classification des rives du lac Supérieur et du lac Huron est incomplète pour l'instant du côté canadien, et les îles n'ont pas été incluses.

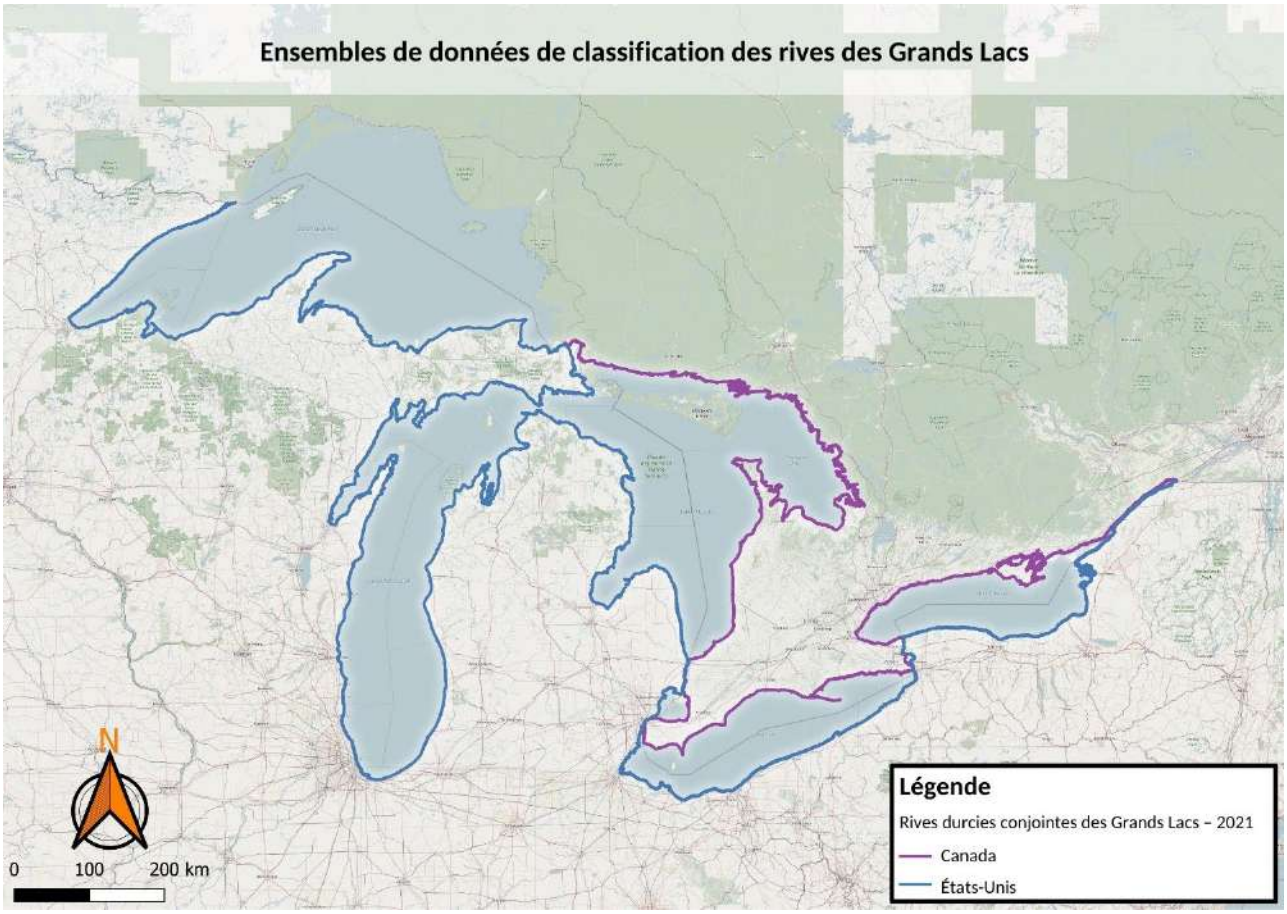


Figure 2. Carte des ensembles de données de classification des rives durcies des Grands Lacs utilisées pour l'évaluation lac par lac effectuée en novembre 2021. À noter que les travaux de classification du lac Supérieur sont toujours en cours du côté canadien et que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Fond cartographique : Open Street Map.



Figure 2. Carte des catégories de protection des rives durcies des Grands Lacs. À noter que les travaux de classification du lac Supérieur sont toujours en cours du côté canadien et que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), ational Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Fond cartographique : Open Street Map.

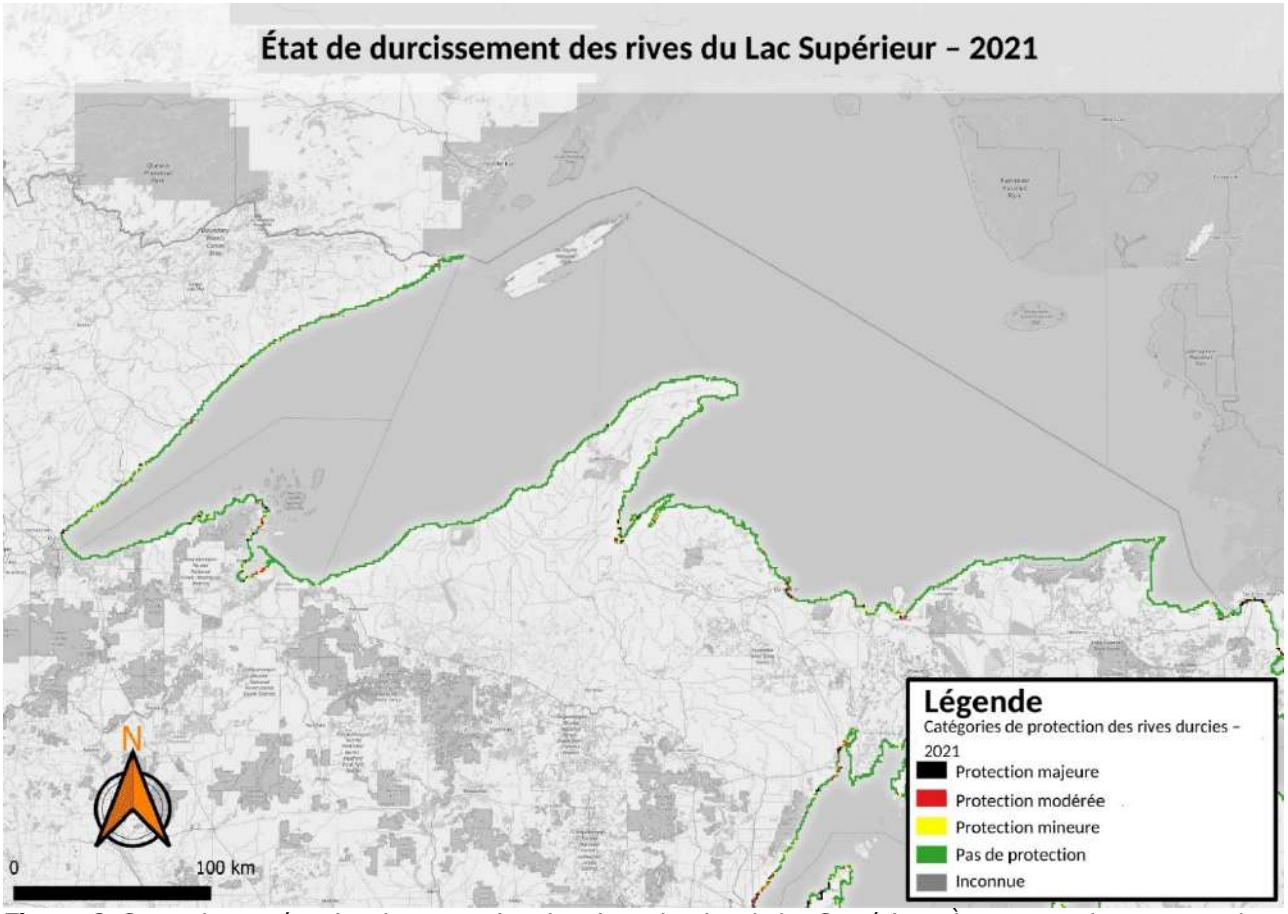


Figure 3. Carte des catégories de protection des rives durcies du lac Supérieur. À noter que les travaux de classification du lac Supérieur sont toujours en cours du côté canadien et que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : National Oceanic and Atmospheric Administration (2019). Fond cartographique : Open Street Map.

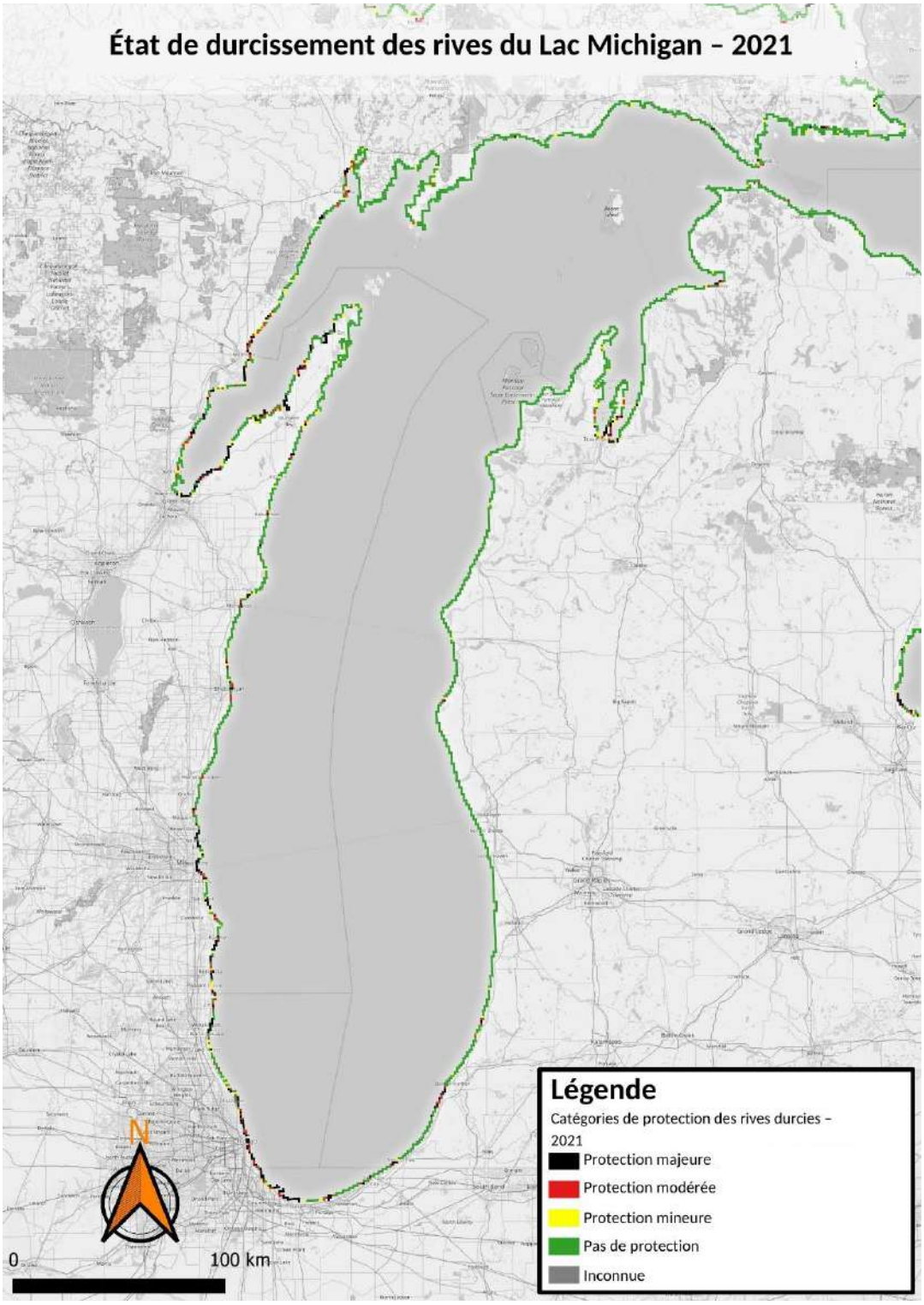


Figure 4. Carte des catégories de protection des rives durcies du lac Michigan. À noter que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : National Oceanic and Atmospheric Administration (2019). Fond cartographique : Open Street Map.

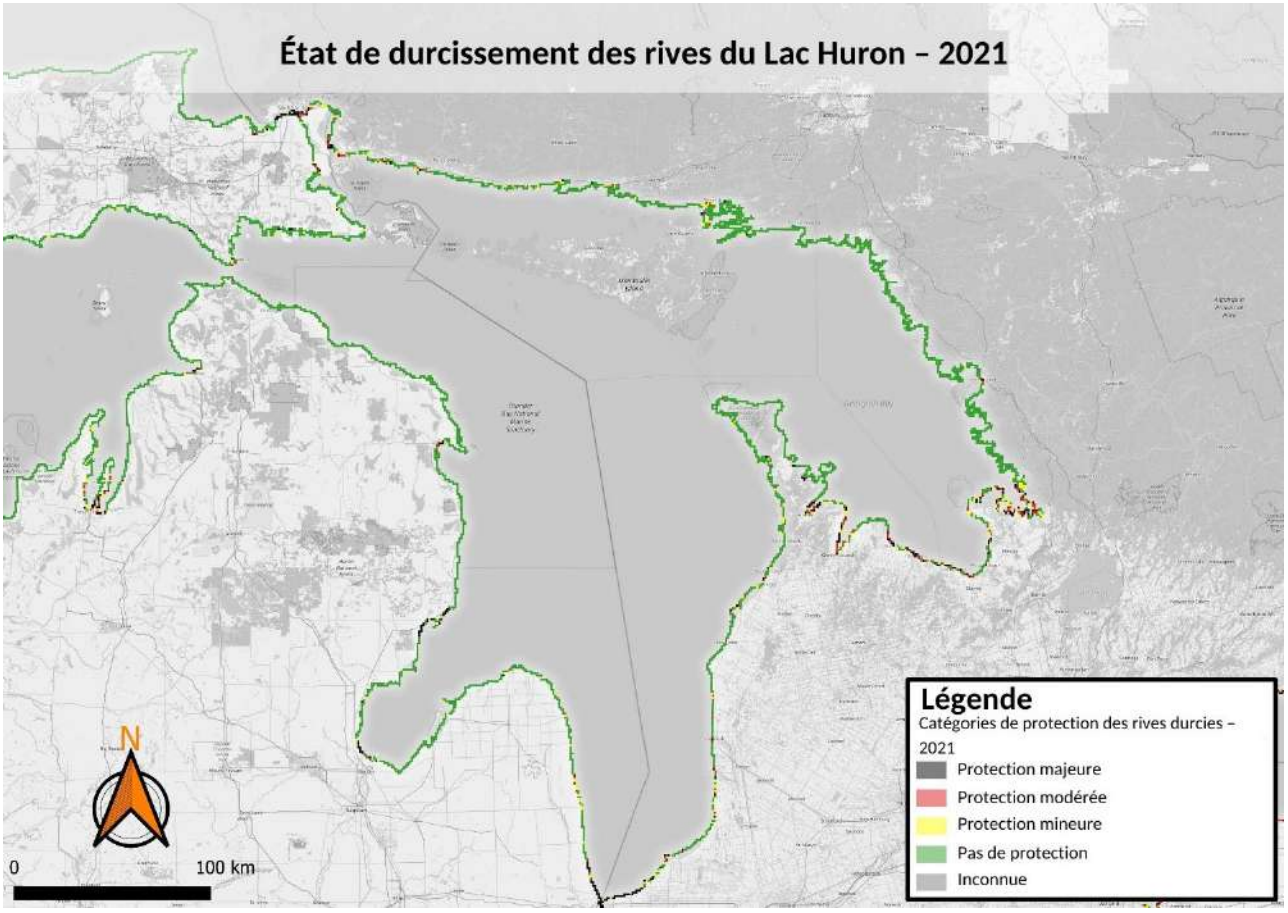


Figure 5. Carte des catégories de protection des rives durcies du lac Huron, y compris de la rivière Ste-Marie. À noter que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Fond cartographique : Open Street Map.

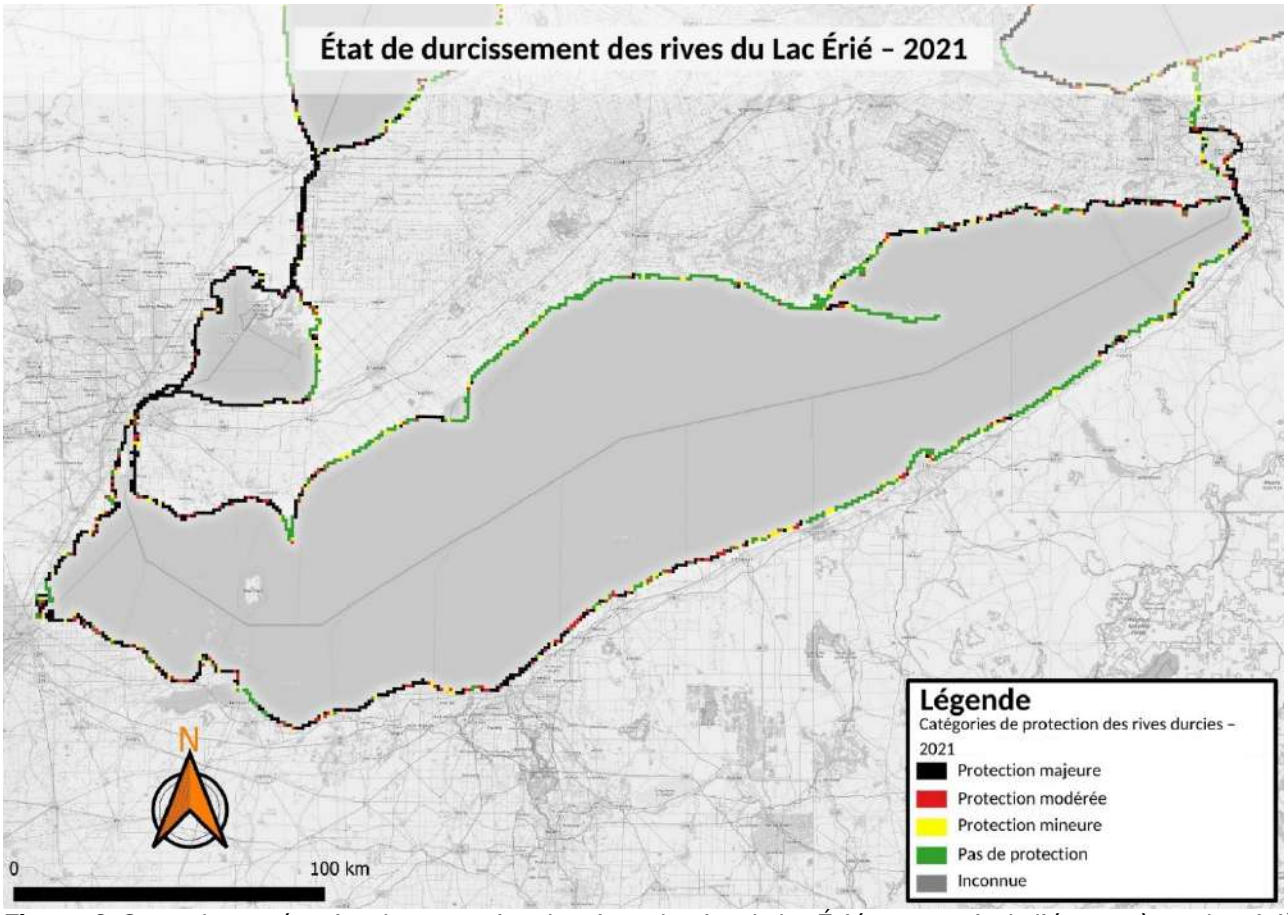


Figure 6. Carte des catégories de protection des rives durcies du lac Érié, y compris de l'écosystème des rivières Détroit et Ste-Claire. À noter que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Fond cartographique : Open Street Map.

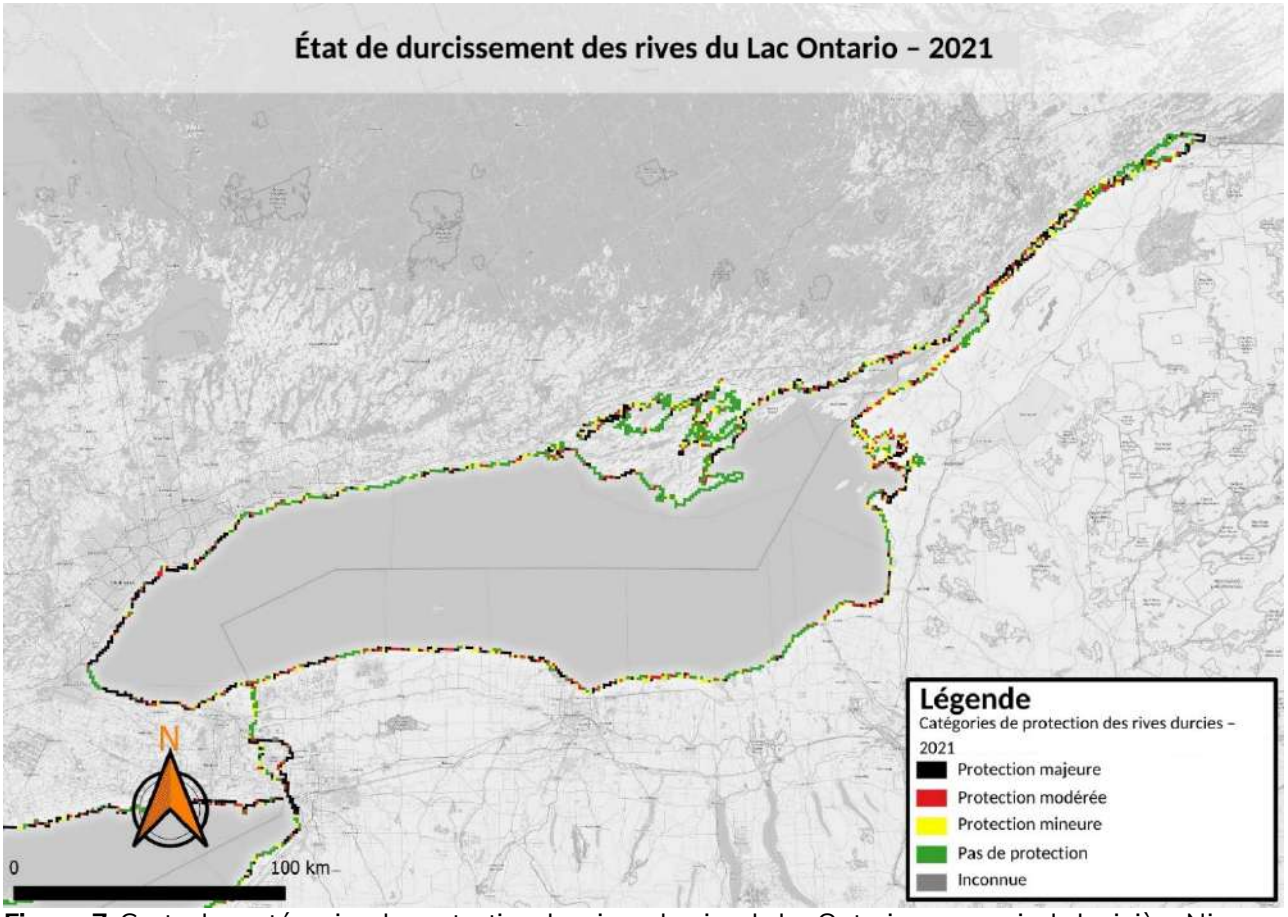


Figure 7. Carte des catégories de protection des rives durcies du lac Ontario, y compris de la rivière Niagara et de la section internationale du fleuve Saint-Laurent. À noter que les îles ont été exclues de l'analyse du durcissement des rives. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019). Fond cartographique : Open Street Map.

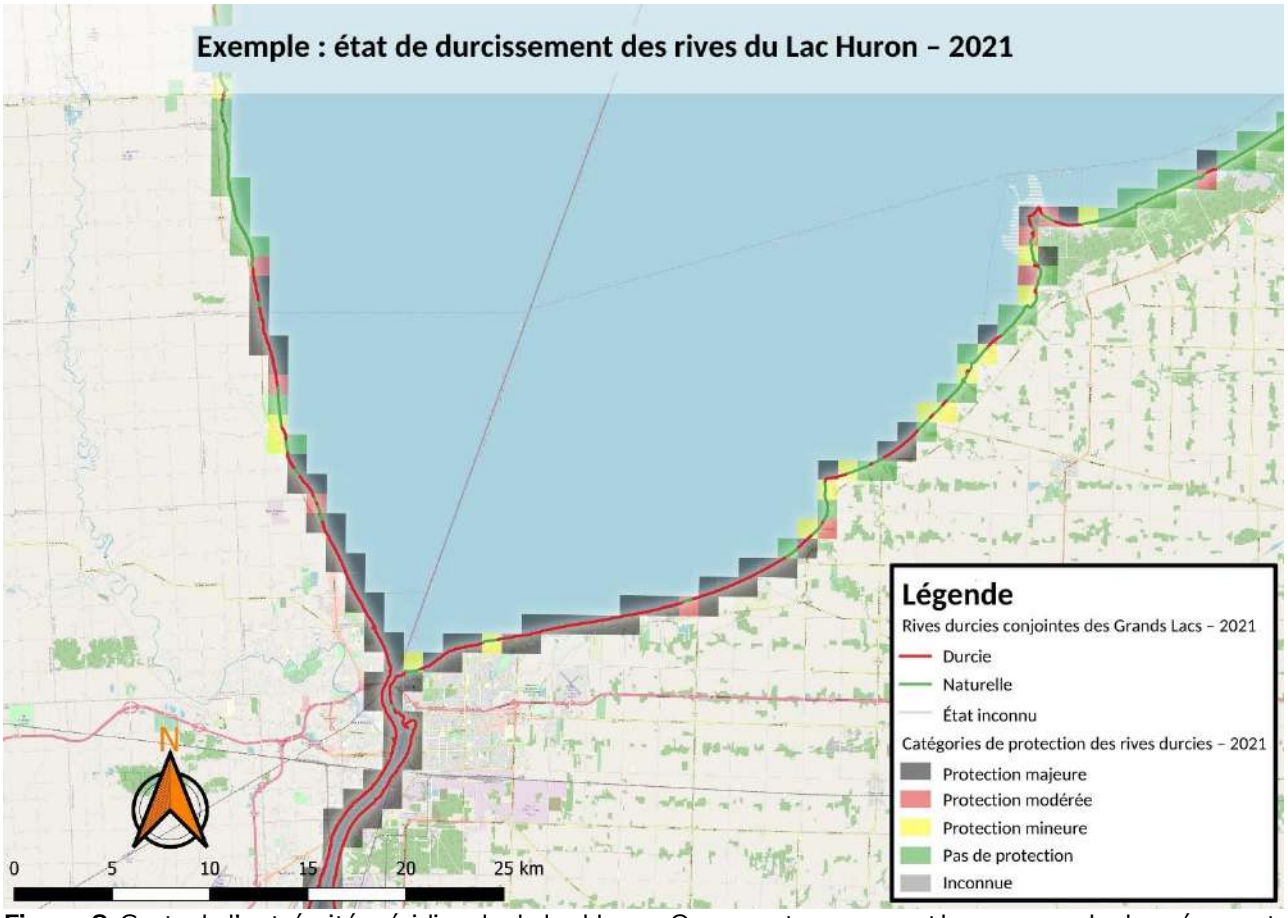


Figure 8. Carte de l'extrémité méridionale du lac Huron. On y montre comment les sources de données vectorielles sur le durcissement des rives ont été utilisées pour l'élaboration des catégories de protection des rives durcies de un kilomètre par un kilomètre. Sources : Environnement et Changement climatique Canada (2020, *en préparation*), National Oceanic and Atmospheric Administration (2019), Zuzek Inc. (2018). Fond cartographique : Open Street Map.



Figure 9. Images de l'Illinois Beach State Park. L'image de gauche date de 2008, l'image du milieu date de 2018, et l'image de droite représente la différence d'élévation des surfaces bathymétriques entre 2008 et 2018; les parties en rouge indiquent une érosion et les parties en bleu indiquent des dépôts dans la zone littorale. Remarquez les ruptures de pente dues à l'érosion en aval des rives durcies. Sources : Images Google Earth et surfaces bathymétriques élaborées au moyen du LiDAR topo-bathymétrique du Joint Airborne Lidar Bathymetry Technical Center of Expertise (JALBTCX). Photo : NOAA Office for Coastal Management.

Sous-indicateur : Qualité de l'eau des affluents

Évaluation globale – Canada seulement

État : Passable

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2010-2019) : Inchangée

Tendance à long terme (1970 - 2019) : Indéterminée

Justification : L'état global est fondé sur l'indice de qualité des eaux (IQE) qui a été calculé pour 72 affluents canadiens des Grands Lacs, couvrant un gradient de couvertures/utilisations des terres allant de la foresterie à l'agriculture et aux milieux urbains, afin de déterminer l'état actuel de la qualité de l'eau. L'IQE est calculé à partir de huit composantes de la qualité de l'eau (ammoniac, chlorure, cuivre, fer, nitrate, nitrite, phosphore et zinc). La qualité globale de l'eau des affluents des Grands Lacs varie grandement dans cette vaste région, mais elle peut être décrite comme passable si l'on prend la moyenne de l'IQE des 72 affluents (IQEmoy = 63, IQEplage = 16-100. Cette évaluation globale pourrait être biaisée parce que le lac Supérieur et la partie nord du lac Huron sont actuellement sous-représentés. Ventilés par catégories, 18 % des affluents avaient une bonne qualité d'eau, 63 % avaient une qualité passable et 19 % avaient une mauvaise qualité.

Une analyse distincte effectuée pour une autre série de sites (n = 133) dans l'ensemble du bassin Grands Lacs a servi à déterminer les tendances sur 10 ans et à long terme de trois composantes de la qualité de l'eau (nitrate, phosphore total et chlorure). La tendance sur 10 ans est ainsi considérée comme inchangée, car l'analyse indique des tendances indéterminées des trois paramètres durant cette période à la plupart des sites. La tendance à long terme est également considérée comme indéterminée, puisque les paramètres présentent des tendances contrastées. La majorité des sites présentent des concentrations de chlorure à la hausse, aucune tendance des concentrations de nitrate et une baisse des concentrations de phosphore total, mais il faut remarquer que les lacs Supérieur et Huron sont sous-représentés.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur – Canada seulement

État : Indéterminée

Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : L'IQE moyen pour trois affluents (au lieu de quatre dans l'État des Grands Lacs précédent) a été de 79. Les IQE allaient de 70 à 92 (passable à bonne). Puisque quelques sites seulement ont été surveillés et que les trois sites étaient groupés près de Thunder Bay, il a été difficile d'attribuer une cote globale au lac en se basant sur un nombre aussi restreint d'affluents.

Lac Michigan – Sans objet (l'évaluation ne porte que sur les eaux canadiennes)

État : Sans objet

Tendance sur 10 ans : Sans objet

Tendance à long terme : Sans objet

Justification : Aucun affluent du lac Michigan n'est surveillé par le Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (RPCQE) de l'Ontario.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie) – Canada seulement

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Aucun changement

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : L'IQE moyen de 20 affluents a été de 76. Les IQE allaient de 55 à 86 (passable à bonne). La tendance sur 10 ans est « inchangée » : la majorité des sites ne présentent aucune tendance pour le phosphore total et le nitrate, tandis qu'un peu moins de la moitié des sites montrent une tendance à la hausse pour chlorure. La tendance à long terme est « indéterminée » puisque les tendances à l'échelle des sites sont contrastées : la plupart des sites présentent une tendance à la baisse du phosphore total, aucune tendance du nitrate et une tendance à la hausse des concentrations de chlorure.

Lac Érié (comprenant l'écosystème rivière Détroit et le lac et la rivière Sainte-Claire) – Canada seulement

État : Médiocre

Tendance sur 10 ans : Aucun changement

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : L'IQE moyen pour 15 affluents a été de 43. Les IQE allaient de 16 à 68 (médiocre à passable). La tendance sur 10 ans est « inchangée » : la majorité des sites ne présentent aucune tendance pour les trois paramètres mesurés (phosphore total, nitrate et chlorure). La tendance à long terme est « indéterminée » puisque les tendances à l'échelle des sites sont contrastées : la plupart des sites présentent une tendance à la baisse du phosphore total, aucune tendance du nitrate et une tendance à la hausse des concentrations de chlorure.

Lac Ontario (comprenant la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent) – Canada seulement

État : Passable

Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : L'IQE moyen pour 34 affluents a été de 62. Les IQE allaient de 27 à 100 (mauvaise à bonne). La tendance sur 10 ans est « inchangée » : la majorité des sites ne présentent aucune tendance pour le phosphore total et le nitrate, tandis qu'un peu plus de la moitié des sites montrent une tendance à la hausse pour chlorure. La tendance à long terme est « indéterminée » puisque les tendances à l'échelle des sites sont contrastées : la plupart des sites présentent une tendance à la baisse du phosphore total, aucune tendance du nitrate et une tendance à la hausse des concentrations de chlorure.

Informations complémentaires

Définitions de l'évaluation de la situation

Les valeurs calculées de l'IQE entrent dans cinq catégories qui décrivent les conditions de qualité de l'eau utilisées par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) :

Excellente (95-100);

Bon (80-94);

Passable (65-79);

Médiocre (45-64);

Mauvaise (0-44).

Pour ce sous-indicateur, les cinq catégories originales élaborées par le CCME ont été regroupées en trois catégories descriptives :

Bon : 80-100

Passable : 45-79

Médiocre : 0-44

Définitions de l'évaluation des tendances

S'améliore : Les mesures montrent un changement vers des conditions plus acceptables.

Inchangée : Les mesures ne montrent généralement pas de changement global de l'état.

Se détériore : Les mesures montrent un changement par rapport aux conditions acceptables.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas une tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Critères d'évaluation et/ou cibles

Les résultats souhaitables sont l'absence de conditions de qualité de l'eau indésirables dans les cours d'eau. L'indice de qualité des eaux (IQE) se situe entre 0 et 100, avec des cotes pour mauvaise, passable et bonne. Les plages de catégories décrivent les sites où la qualité de l'eau est conforme aux critères presque tout le temps (bonne) ou presque jamais (mauvaise).

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à présenter l'état de la qualité de l'eau par rapport aux recommandations en fonction de huit paramètres et à déterminer les tendances à court et à long terme de trois paramètres de qualité de l'eau, afin d'étayer l'évaluation de la santé des écosystèmes aquatiques des affluents des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème

La qualité des eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs devrait être telle qu'elle protège la vie aquatique et la santé des écosystèmes aquatiques.

Ce sous-indicateur appuie le travail réalisé pour atteindre les objectifs nos 6 et 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012. Selon l'objectif général no 6, l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'éléments nutritifs entrant directement ou indirectement dans les eaux du fait d'une activité humaine dans des quantités favorisant la croissance d'algues et de cyanobactéries qui interfèrent avec la santé de l'écosystème aquatique ou l'utilisation humaine de l'écosystème ». L'objectif général no 4 précise que l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri des polluants en des quantités ou dans des concentrations qui pourraient être nocives pour la santé humaine, la faune ou les organismes aquatiques du fait d'une exposition directe ou indirecte dans le cadre de la chaîne alimentaire ».

Mesure

État actuel

L'indice de qualité des eaux (IQE) des affluents des Grands Lacs de l'Ontario a été calculé à l'aide des données de surveillance du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (figures 1 et 2) (RPSQE; https://data.ontario.ca/fr/dataset/provincial-stream-water-quality-monitoring-network). L'IQE peut être calculé indépendamment pour les affluents américains si les données sont disponibles.

L'IQE fournit un cadre mathématique pour synthétiser les résultats de la surveillance de la qualité de l'eau obtenus pour de multiples échantillons et paramètres et n'en faire qu'une seule valeur qui représente la qualité globale de l'eau afin de protéger la vie aquatique à un endroit donné. L'IQE utilise trois mesures de la conformité aux critères de la qualité de l'eau (lignes directrices et objectifs) pour évaluer la qualité de l'eau.

L'étendue mesure le pourcentage du nombre de paramètres qui respectent les critères relatifs à la qualité de l'eau.

La fréquence mesure le pourcentage d'analyses de la qualité de l'eau qui respectent les critères.

L'amplitude mesure à quel point les critères sont dépassés.

Ces trois facteurs sont combinés en une seule valeur dépourvue d'unité située sur une échelle de 0 à 100 dans laquelle la qualité de l'eau s'améliore à mesure que le nombre augmente. L'IQE est calculé à l'aide de l'indice de qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (v1.2; CCME, 2011a), lequel est décrit en détail dans CCME (2001a, b).

Pour le calcul de l'IQE, les résultats de la qualité de l'eau ont été comparés avec les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique (CCME, 2011b) du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), ou, en l'absence de lignes directrices du CCME, aux objectifs provisoires provinciaux en matière de qualité de l'eau de l'Ontario (c.-à-d. pour le phosphore total) (MEO, 1994) (tableau 1). Toutes les recommandations, à l'exception du phosphore total, visent à protéger la vie aquatique, tandis que la recommandation pour le phosphore total vise à éviter une croissance excessive des plantes dans les rivières et les ruisseaux.

Bien que les paramètres précis choisis pour le calcul de l'IQE et le nombre de paramètres inclus puissent varier d'une administration à l'autre, à la discrétion du gestionnaire de la qualité de l'eau, le CCME (2001) recommande qu'au

moins quatre paramètres soient mesurés par échantillonnage au moins quatre fois par année pour calculer l'IQE. Le choix des paramètres doit tenir compte des éléments suivants :

1. Les paramètres sont-ils pertinents pour le plan d'eau qui fait l'objet de l'évaluation?
2. Les paramètres sont-ils comparables à un critère de qualité de l'eau tel que les Recommandations pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique du CCME?
3. Un nombre approprié d'échantillons (mesures) a-t-il été prélevé à chaque site à une fréquence appropriée pour chaque paramètre?
4. Est-il possible de maintenir l'uniformité dans le calcul et la déclaration de l'IQE au sein des administrations et entre elles?

Les paramètres choisis pour calculer l'IQE aux fins du présent rapport seront laissés à la discrétion des organismes qui recueillent et analysent les données, en tenant compte de ce qui précède et en assurant la cohérence avec les critères utilisés dans les rapports sur l'état des Grands Lacs antérieurs. L'indice a été calculé pour les sites pour lesquels il y avait quatre années de données et un minimum de 10 observations pour les huit paramètres suivants : ammoniac (non ionisé), chlorure, cuivre, fer, nitrates, nitrites, phosphore et zinc. Ces huit paramètres ont été choisis parce qu'ils ont fait l'objet d'une surveillance constante à tous les sites utilisés dans cette évaluation et qu'ils peuvent tous être comparés avec les critères de qualité de l'eau. Ces huit paramètres reflètent également une gamme d'enjeux et de facteurs de stress dans le bassin versant. Les nutriments (nitrate, nitrite, ammoniac non ionisé et phosphore total) sont inclus, car des concentrations plus élevées peuvent indiquer des influences urbaines et agricoles et peuvent contribuer à l'enrichissement en nutriments. Le chlorure est un indicateur important des perturbations urbaines dans les bassins versants; sa principale source anthropique est l'épandage de sels de voirie pendant les mois d'hiver. Des concentrations élevées de métaux (cuivre, fer, zinc) peuvent être toxiques pour les organismes aquatiques et indiquent habituellement la présence de sources urbaines ou industrielles dans le bassin versant. Les résultats de la mesure de la qualité des eaux intérieures pour ces paramètres ont été obtenus du Réseau provincial de surveillance de la qualité de l'eau de l'Ontario (RPSQE) (MEO, 2013). Pour le calcul de l'IQE, les résultats relatifs à la qualité de l'eau sont comparés avec les recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) sur la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (CCME, 2011b) ou, en l'absence de recommandations du CCME, avec les Objectifs provinciaux provisoires relatifs à la qualité des eaux (OQEPE) (c.-à-d., phosphore total) (MEO, 1994) (tableau 1).

Les données sur la qualité de l'eau sont habituellement recueillies de mars à novembre sur plusieurs années, car elles représentent l'exposition de l'environnement à divers régimes climatiques (humide et sec; chaud et froid) qui peuvent perturber les communautés biologiques.

L'IQE a été calculé pour le site de surveillance le plus en aval des cours d'eau se déversant dans les Grands Lacs, y compris les affluents des chenaux de liaison des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, comme indicateur de la qualité de l'eau entrant dans les Grands Lacs. Les données pour la période 2015-2019 ont été utilisées pour déterminer la situation dans le présent rapport.

Comme l'IQE synthétise plusieurs paramètres de qualité de l'eau en une seule valeur, la comparaison des valeurs de l'IQE dans le temps peut ne pas être le meilleur indicateur des changements touchant la qualité de l'eau. La présente édition du rapport sur les sous-indicateurs comprend une évaluation distincte des tendances de la qualité de l'eau des affluents des Grands Lacs.

Tendances à court et à long terme

Une analyse distincte a été réalisée pour déterminer les tendances à court et à long terme; les résultats sont présentés au tableau 2 et à la figure 3. L'IQE (expliqué plus haut) a servi à déterminer l'état actuel de la qualité de l'eau. Les tendances ont été déterminées pour les tributaires des Grands Lacs au moyen d'un test de tendance de Mann-Kendall ajusté au débit dans les sites appropriés. Les critères utilisés pour la sélection des sites visés par l'IQE (indiqués dans la sous-section ci-dessus) différaient des critères utilisés pour sélectionner les sites pour les analyses des tendances à court et à long terme. Ainsi, la série de sites utilisés pour les analyses de tendance (voir la figure 3) était différente de la série de sites utilisés pour le calcul de l'IQE (voir la figure 1). Alors que seuls les sites en aval (les plus proches de l'embouchure) du RPCQE ont été sélectionnés pour déterminer l'état actuel de l'IQE, les critères ont été élargis pour les sites convenant aux analyses des tendances. Les sites à long terme (10 ans ou plus de données) situés à une station hydrométrique de Relevés hydrologiques du Canada (HYDAT; https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/eau-apercu/volume/surveillance/releves/produits-donnees-services/archives-nationales-hydat.html) ou à proximité ont été utilisés dans l'analyse. De plus, tous les sites qui présentaient plus d'un tiers de données manquantes dans la série chronologique à long terme ont été exclus de l'analyse. Trois paramètres de qualité de l'eau ont été utilisés dans les évaluations des tendances : le phosphore total, le nitrate et le chlorure.

Afin d'éliminer tout effet du débit sur les tendances, la méthode décrite dans Helsel *et al.* (2020) a été utilisée. Un modèle LOWESS a été ajusté aux données de concentration en fonction du débit et un test de tendance de Mann-Kendall a été appliqué aux résidus du modèle. Les tendances à long terme ont été analysées sur toute la série chronologique depuis 1970 pour chaque station. La série chronologique complète n'est pas la même pour chaque station. Le tableau 3 indique la période utilisée pour chaque station dans l'analyse des tendances à long terme. Les tendances sur 10 ans ont été évaluées pour la période 2010-2019.

Situation écologique

Contexte

Le Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (ruisseau) (RPCQE) du ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario mesure la qualité de l'eau dans les rivières et les ruisseaux à des centaines de sites partout en Ontario, en collaboration avec les offices de conservation de la nature de l'Ontario. La plupart de ces sites sont situés dans le bassin des Grands Lacs et bon nombre se trouvent à l'embouchure ou près de l'embouchure des affluents des Grands Lacs. Des échantillons de l'eau des ruisseaux sont prélevés chaque mois à peu près et livrés au laboratoire du ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique, où ils sont analysés à l'aide de méthodes compatibles afin d'obtenir une série cohérente d'indicateurs de la qualité de l'eau. Ces indicateurs sont choisis parce qu'ils révèlent l'influence des activités d'utilisation des terres sur la qualité de l'eau des cours d'eau. Par exemple, le chlorure est mesuré parce qu'il s'agit d'un indicateur de l'influence de la charge en sels provenant du déglaçage hivernal. Des mesures, dont le pH et la température de l'eau, sont aussi prises sur le terrain à l'aide d'appareils portables au moment de la collecte des échantillons. Les données sur la qualité de l'eau pour tous les sites de surveillance des ruisseaux se trouvent sur le site Web public du ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (https://data.ontario.ca/fr/dataset/provincial-stream-water-quality-monitoring-network).

Situation de la qualité de l'eau dans les affluents des Grands Lacs

L'IQE a été calculé pour 72 affluents canadiens des Grands Lacs. Globalement, la qualité de l'eau dans les affluents des Grands Lacs peut être qualifiée de passable (IQE_{moy} = 63, IQE_{plage} = 16-100). L'eau a été considérée comme étant de bonne qualité dans 18 % des affluents, comme passable dans 63 % et comme mauvaise dans 19 % (figures 1 et 2).

L'eau de certains affluents des lacs Huron, Supérieur et Ontario, et du fleuve Saint-Laurent, était de bonne qualité. L'eau de certains affluents des lacs Érié et Ontario était de mauvaise qualité. Les IQE allaient de 16 (rivière Sturgeon, lac Érié) à 100 (rivière Moira, affluent du lac Ontario).

Les affluents du lac Supérieur, lac par lac, peuvent être décrits comme ayant un statut indéterminé. Les affluents du lac Huron (IQE_{moy} = 76, IQE_{plage} = 55-86, n = 20) et ceux du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent (IQE_{moy} = 62, IQE_{plage} = 27-100, n = 34) peuvent être décrits comme ayant une qualité d'eau passable. Les affluents du lac Érié (IQE_{moy} = 43, IQE_{plage} = 16-68, n = 15) ont été classés comme ayant une eau de mauvaise qualité. La désignation de la qualité de l'eau des affluents (d'après les IQE) n'a changé pour aucun des bassins des Grands Lacs depuis le dernier rapport.

Tendances sur 10 ans et à long terme

Pour estimer les tendances de la qualité de l'eau, le présent rapport comprend des analyses des tendances à court (10 ans) et à long terme de trois paramètres de qualité de l'eau (phosphore total, nitrate et chlorure) que l'on sait être influencés par les activités anthropiques. Il est difficile de dégager une tendance unique à l'échelle d'un bassin compte tenu du gradient d'utilisations/couvertures des terres dans les divers bassins versants de chacun des bassins des Grands Lacs. Dans de nombreux cas, les tendances sont contrastées puisque les concentrations des paramètres de qualité de l'eau évalués varient souvent dans des directions opposées au fil du temps (tableau 2). Pour les lacs Huron et Ontario, la tendance sur 10 ans est considérée comme inchangée puisque la majorité des sites ne montrent aucune tendance pour le phosphore total et le nitrate. Un peu moins de la moitié des sites dans le lac Huron et un peu plus de la moitié des sites dans le lac Ontario ont présenté une tendance à la hausse des concentrations de chlorure au cours des 10 dernières années. Par contre, les concentrations de phosphore total et de nitrate sont inchangées dans plus de 70 % des sites utilisés dans l'analyse des tendances, ce qui porte à croire qu'il n'y a pas de preuves solides de détérioration des conditions selon cette analyse (tableau 2). Comme les tendances à long terme sont contrastées, elles sont considérées comme indéterminées : la plupart des sites présentent une tendance à la baisse du phosphore total, aucune tendance du nitrate et une tendance à la hausse du chlorure. La tendance sur 10 ans pour le lac Érié est considérée comme inchangée puisque la majorité des sites ne présentent aucune tendance pour les trois paramètres évalués (phosphore total, nitrate et chlorure). La tendance à long terme est considérée comme indéterminée en raison des tendances contrastées : la majorité des sites présentent une tendance à la baisse des concentrations de phosphore total, aucune tendance des concentrations de nitrate et une tendance à la hausse des concentrations de chlorure.

Il n'y a pas suffisamment de sites surveillés (dans le cadre du RPCQE) dans le bassin du lac Supérieur pour déterminer les tendances de la qualité de l'eau de ses affluents

Liens

Les valeurs de l'IQE pour les 72 affluents présentent une corrélation négative statistiquement significative (corrélation de rang de Spearman; $p < 0{,}001$) avec le pourcentage de la superficie du bassin versant affecté à des utilisations anthropiques des terres (% de terres agricoles + % de terres urbaines) (figure 4). Cette relation semble

indiquer que la qualité globale de l'eau dans les affluents des Grands Lacs est influencée par l'utilisation des terres par les humains, les bassins peu aménagés ayant des cotes plus élevées que les bassins qui le sont davantage.

Les IQE semblent indiquer que des substances présentes dans l'eau des ruisseaux pourraient avoir une incidence sur la vie aquatique vu la situation quant au respect des critères relatifs à la qualité de l'eau. Cependant, les valeurs de l'IQE ne constituent pas une mesure directe des incidences sur les communautés aquatiques, comme les changements dans les communautés de poissons et d'invertébrés benthiques. Les valeurs de l'IQE (et la qualité de l'eau des affluents) indiquent aussi que des éléments nutritifs ou d'autres substances présents dans les affluents pourraient se déverser dans les Grands Lacs, et que les effets associés à ces déversements pourraient se faire sentir, en particulier à l'embouchure des affluents et près des zones littorales.

Il convient de noter qu'il existe certains liens qui peuvent être établis avec les impacts sur la vie aquatique. Des concentrations élevées au-dessus des critères de qualité de l'eau pour des paramètres comme les nitrates, l'ammoniac non ionisé, le chlorure et les métaux indiquent des impacts potentiels sur la vie aquatique. Par exemple, les moules d'eau douce, surtout aux premiers stades de leur vie, sont particulièrement sensibles à l'exposition au chlorure (un composant du sel de voirie) comparativement aux autres espèces aquatiques. Les concentrations de chlorure dans bon nombre de nos cours d'eau ont augmenté depuis le milieu des années 1970. (Rapport sur la qualité de l'eau en Ontario, 2014).

Les liens avec d'autres sous-indicateurs de la série d'indicateurs comprennent :

- *Cladophora* - les apports de phosphore des affluents peuvent avoir un effet sur la croissance de *Cladophora*.
- Efflorescences algales nuisibles - les apports d'éléments nutritifs provenant des affluents contribuent à la prolifération d'algues dans les plans d'eau récepteurs.
- Qualité des eaux souterraines - Dans les zones où les eaux souterraines et les eaux de surface interagissent, les eaux souterraines peuvent influer sur la qualité de l'eau.
- Éléments nutritifs dans les lacs (eau libre) - Les affluents transportent des éléments nutritifs et autres constituants vers les plans d'eau récepteurs en aval.
- Eau potable traitée - où les réseaux d'eau potable utilisent l'eau de surface (rivières) comme source d'eau potable.
- Facteurs de stress dans les bassins hydrographiques - L'utilisation des terres des bassins hydrographiques et les facteurs de stress ont une incidence directe sur la qualité de l'eau dans les affluents récepteurs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées, validées ou leur qualité est assurée par un organisme ou un organisme reconnu.	X			
Les données proviennent d'une source de données connue, fiable et respectée et sont traçables aux sources originales.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données sont appropriées pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources américaines sont comparables à celles du Canada.				X
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables pour ce sous-indicateur.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont librement accessibles.	Oui	Voici où trouver les données : https://data.ontario.ca/fr/dataset/provincial-stream-water-quality-monitoring-network		

Limites des données

L'IQE est un outil de communication simple destiné au public. Cependant, l'IQE a ses limites. L'un des défis potentiels consiste à combiner des paramètres de qualité de l'eau ayant des impacts écologiques différents (mélange de paramètres d'eutrophisation et de substances toxiques) en une seule valeur d'indice, par opposition à des sous-indices qui représentent des points pour lesquels il y a des attentes de gestion communes (c.-à-d. des programmes de gestion des éléments nutritifs ponctuels et non ponctuels). Certains programmes de qualité de l'eau n'ont pas suffisamment de paramètres pour utiliser l'indice sans entraîner l'influence involontaire d'un paramètre (avec peu de paramètres, l'influence d'un seul peut dominer le résultat final de l'indice). Certains paramètres de la qualité de l'eau sont naturellement présents dans certains secteurs, comme la présence de métaux traces, et leur inclusion dans l'indice peut nécessiter l'élaboration de lignes directrices propres au site.

La valeur calculée de l'IQE dépend de la pertinence des données et des paramètres chimiques de l'eau qui représentent le risque en fonction des activités humaines dans le bassin versant. Étant donné le coût de certains paramètres de la qualité de l'eau, il se peut qu'ils ne soient pas inclus dans les programmes réguliers et que l'indice ne reflète pas le risque total.

Étant donné que l'IQE peut être influencé par des facteurs autres que la qualité de l'eau (c.-à-d. les paramètres particuliers choisis pour le calcul, le nombre de paramètres inclus, les sites particuliers utilisés et les critères de

qualité de l'eau pour une administration donnée), l'utilisation des changements de valeur de l'IQE dans le temps pour déterminer les tendances peut être plus indicative des changements en fonction des méthodes utilisées pour calculer l'indice que des changements de qualité de l'eau. C'est pourquoi les rapports sur l'état des Grands Lacs futurs feront état des tendances de la qualité de l'eau à l'aide de méthodes plus robustes. Bien que les mêmes huit paramètres aient été utilisés pour calculer l'IQE que dans les rapports d'état précédents, le nombre de stations a diminué à 72 dans le présent rapport; il était de 73 dans le rapport précédent.

Les critères de qualité de l'eau peuvent être dépassés dans les zones qui sont naturellement riches en un nutriment ou métal donné. Le calcul de l'IQE ne tient pas compte des valeurs naturellement élevées de certains paramètres.

En outre, l'état global de la qualité de l'eau dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs n'est peut-être pas exact étant donné le biais spatial des sites utilisés dans l'évaluation. La couverture spatiale est bonne pour les bassins versants des lacs Érié et Ontario, mais le lac Supérieur et la partie nord du lac Huron sont sous-représentés.

Les analyses des tendances à 10 ans et à long terme ont été effectuées à l'aide du test de tendance de Mann-Kendall qui vérifie la présence d'une tendance monotone des données. Les données peuvent présenter des tendances non monotones (c.-à-d. deux tendances différentes dans une même période) qui ne seraient pas représentées par les résultats du test de Mann Kendall. Par exemple, un site pour lequel le test de Mann Kendall ne révèle aucune tendance peut en fait présenter deux tendances différentes et significatives pour la période en (p. ex. une hausse suivie d'une baisse ou une baisse suivie d'une hausse).

La plupart des sites de surveillance du RPCQE sont situés à des endroits précis où les impacts sur la qualité de l'eau sont connus ou prévus, par exemple dans des zones à forte densité de population ou où les terres sont utilisées à des fins agricoles. Les bassins hydrographiques de référence dont l'impact est minime sont probablement sous-représentés dans ce sous-indicateur. Le sous-indicateur sous-représente également les affluents des Grands Lacs d'amont (surtout le lac Supérieur). Pour les rapports futurs, une redondance ou une autre analyse pourrait être entreprise pour éliminer certains sites des Grands Lacs inférieurs afin de s'assurer que tous les lacs sont représentés plus également.

Pour le présent rapport sur la qualité de l'eau des affluents, l'IQE n'a été calculé que pour les affluents situés au Canada. Des travaux sont en cours afin d'inclure les données pour la partie américaine du bassin des Grands Lacs dans les futures versions du rapport, ce qui nécessiter des changements dans les mesures et les définitions de l'évaluation de l'état et des tendances.

Information additionnelle

L'IQE est un outil de communication qui permet de faire état sous forme simplifiée de renseignements complexes sur de multiples variables relatives à la qualité de l'eau. Bien que l'IQE puisse fournir une vue d'ensemble de la qualité de l'eau, il ne peut remplacer l'analyse technique rigoureuse des données relatives à la qualité de l'eau pour la gestion des ressources en eau.

Le présent rapport sur la qualité de l'eau dans les affluents constitue une mise à jour de la situation en 2019 (ECCC et USEPA, 2019). Ce rapport utilise les mêmes huit (8) paramètres pertinents pour le site que le rapport précédent. L'IQE a été recalculé pour le présent rapport à l'aide des résultats les plus récents de la surveillance de la qualité de l'eau pour ces paramètres et des critères actuels de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique. Pour le présent rapport, les IQE ont été calculés pour 72 affluents, tandis que les valeurs ont été calculées pour 73 affluents précédemment (ECCC et USEPA, 2019). La présente version du rapport comprend également les résultats sommaires des analyses de tendance de paramètres individuels de qualité de l'eau.

Remerciements

Auteure

Georgina Kaltenecker, Direction de la surveillance environnementale, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, Toronto (Ontario)

Collaboratrices

Kimberly Summers et Grace Arabian, Direction de la surveillance environnementale et des rapports, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, Toronto (Ontario)

Sources d'information

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2001a. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Indice de qualité des eaux du CCME 1.0, Rapport technique. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. (http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_calculators/wqi_techrprtfctsht_f.pdf)

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2001b. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Indice de qualité des eaux du CCME 1.0, Manuel de l'utilisateur. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. (http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_calculators/wqi_usermanualfctsht_f.pdf)

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2006. Sensitivity Analysis of the Canadian Water Quality Index. Préparé par Gartner Lee.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2011a. Indice de qualité des eaux 1.2 du CCME. (http://www.ccme.ca/fr/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/calculators.html)

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2011b. Recommandations du CCME pour la protection de la vie aquatique : tableau résumé. Mis à jour en 2011. http://st-ts.ccme.ca/fr/index.html

Davies, J-M. 2006. Application and Tests of the Canadian Water Quality Index for Assessing Changes in Water Quality in Lakes and Rivers of Central North America. Lake and Reservoir Management 22(4): 308-320.

De Rosemond, S., D.C. Duro et M. Dubé. 2009. Comparative analysis of regional water quality in Canada using the Water Quality Index. Environmental Monitoring and Assessment 156(1-4): 223-240.

Environment and Climate Change Canada and the U.S. Environmental Protection Agency (ECCC and USEPA). 2017. État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique. N° de catalogue EN161-3/1E-PDF. EPA 905-R-17-001. Disponible sur binational.net.

Environnement et Changement climatique Canada. 2015. Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement. (https://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang = Fr)

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency (EC et USEPA). 2014. *État des Grands Lacs 2011*. N° au cat. En161-3/1-2011F-PDF. EPA 950-R-13-002. (http://binational.net/wp-content/uploads/2014/11/rapport sur l'état des Grands Lacs-2011-technical-report-fr.pdf)

Gartner Lee Limited. 2006. A sensitivity analysis of the Canadian Water Quality Index. http://www.ccme.ca/files/Resources/water/water_quality/pn_1355_wqi_sensitivity_analysis_rpt.pdf

Helsel, D.R., Hirsch, R.M., Ryberg, K.R., Archfield, S.A., et Gilroy, E.J., 2020, Statistical methods in water resources: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 4, chapter A3, 458 p., https://doi.org/10.3133/tm4a3. [Supersedes USGS Techniques of Water-Resources Investigations, book 4, chapter A3, version 1.1.]

Kilgour and Associates Limited. 2009. Reducing the sensitivity of the Water Quality Index to episodic events. (http://www.ccme.ca/files/Resources/water/water_quality/pn_1435_wqi_sensitivity.pdf)

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). 1994. Gestion de l'eau : politiques, lignes directrices, objectifs provinciaux de qualité de l'eau.

http://www.ontario.ca/fr/document/gestion-de-leau-politiques-lignes-directrices-objectifs-provinciaux-de-qualite-de-leau

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). 2013. Données du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (2002-2012). (https://www.ontario.ca/fr/donnees/reseau-provincial-de-controle-de-la-qualite-de-leau-ruisseau)

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario. 2016. Rapport sur la qualité de l'eau en Ontario, 2014. Publié en ligne le 18 mars 2016 : https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-sur-la-qualite-de-leau-en-ontario-2014

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario. 2016. Rapport d'étape 2016 sur la Stratégie ontarienne pour les Grands Lacs. PIBS 9934f ©Imprimeur de la Reine pour l'Ontario.

Liste des tableaux

Tableau 1. Critères relatifs à la qualité de l'eau pour les huit indicateurs utilisés dans les calculs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME

Source : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario.

Tableau 2. Résumé des tendances à court (10 ans) et à long terme de la qualité de l'eau (% des sites) dans chacun des bassins des Grands Lacs d'après les tests de tendance de Mann-Kendall (le nombre de sites utilisés dans l'analyse est indiqué entre crochets).

Tableau 3. Résultats quant à l'IQE et aux tendances et période couverte par la série chronologique (tendances à long terme) pour chaque site utilisé pour les analyses. Le symbole ↑ indique une tendance à la hausse, ↓ indique une tendance à la baisse, et ↔ indique l'absence de tendance.

Liste des figures

Figure 1. Carte montrant l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour 72 affluents des Grands Lacs au Canada.

Source : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario.

Figure 2. Valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour les affluents des Grands Lacs au Canada, par bassin lacustre.

Source : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario.

Figure 3. Tendances à court et à long terme de trois paramètres de qualité de l'eau (chlorure, nitrate et phosphore total).

Source : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario.

Figure 4. Valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour les affluents des Grands Lacs au Canada (n = 73) par comparaison avec le pourcentage du bassin versant utilisé à des fins d'aménagement urbain et agricole.

Source : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Paramètre	Critère	Source
Ammoniac (non ionisé)	0,0152 mg L-1-N	CCME
Chlorure	120 mg L-1	CCME
Cuivre	2 µg L-1, si la dureté de l'eau est de 0-120 mg L-1-CaCO3 3 µg L-1, si la dureté de l'eau est de 120-180 mg L-1-CaCO3 4 µg L-1, si la dureté de l'eau est >180 mg L-1-CaCO3	CCME
Fer	300 µg L-1	CCME
Nitrate	2,9 mg L-1-N	CCME
Nitrite	0,06 mg L-1-N	CCME
Phosphore	0,03 mg L-1	MEO
Zinc	30 µg L-1	CCME

Tableau 1. Critères relatifs à la qualité de l'eau pour les huit indicateurs utilisés dans les calculs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME. Source : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario.

	Phosphore total		Nitrate		Chlorure	
	10 ans	Long terme	10 ans	Long terme	10 ans	Long terme
Lac Ontario	[63]	[59]	[62]	[56]	[63]	[57]
Baisse	5	59	5	34	0	5
Hausse	24	8	15	25	56	79
Aucune tendance	71	32	81	41	44	16
Lac Érié	[38]	[35]	[38]	[35]	[38]	[36]
Baisse	5	66	5	23	0	6
Hausse	3	3	18	29	42	78
Aucune tendance	92	31	76	49	58	17
Lac Huron	[30]	[28]	[30]	[28]	[30]	[28]
Baisse	10	64	10	21	13	11
Hausse	3	7	20	18	47	64
Aucune tendance	87	29	70	61	40	25
Lac Supérieur	[1]		[1]		[1]	
Baisse	0		0		0	
Hausse	0		0		0	
Aucune tendance	100		100		100	

Tableau 2. Résumé des tendances à court (10 ans) et à long terme de la qualité de l'eau (% des sites) dans chacun des bassins des Grands Lacs d'après les tests de tendance de Mann-Kendall (le nombre de sites utilisés dans l'analyse est indiqué entre crochets).

STATION	Grand Lac (bassin)	IQE	TENDANCE du CHLORURE			TENDANCE du NITRATE			TENDANCE du PHOSPHORE TOTAL		
			Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme
04001000302	Érié	35,9	↔	↔	1991 - 2019	↔	↔	1991 - 2019	↔	↔	1991 - 2019
04001301702	Érié		↑			↔	↔	2003 - 2019	↔		
04001302502	Érié		↔	↑	1970 - 2019	↑	↑	1984 - 2019	↔	↓	1970 - 2019
04001302902	Érié		↔	↑	1972 - 2019	↓	↓	1984 - 2019	↔	↓	1972 - 2019
04001304102	Érié		↔	↑	1975 - 2019	↓	↔	1984 - 2019	↔	↔	1975 - 2019
04001304402	Érié		↔	↑	1975 - 2019	↔	↑	1984 - 2019	↔	↔	1975 - 2019
04001305802	Érié		↑	↑	1976 - 2019	↔	↔	1984 - 2019	↔	↓	1976 - 2019
04001306402	Érié		↔			↔			↔		
04001306602	Érié		↔	↑	1979 - 2019	↔	↑	1984 - 2019	↔	↑	1979 - 2019
04001308002	Érié		↔	↑	1988 - 2019	↔	↔	1988 - 2019	↔	↔	1988 - 2019
04001308102	Érié		↔	↔	2006 - 2016	↔	↓	2006 - 2016	↓	↓	2006 - 2016
04001308202	Érié	53,6									
04001308302	Érié		↑	↑	2005 - 2019	↑	↑	2005 - 2019	↔	↔	2005 - 2019
04001309002	Érié		↔	↑	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019
04002700902	Érié		↔	↔	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019
04002701202	Érié		↑	↑	1975 - 2019	↔	↔	1984 - 2019	↔	↓	1975 - 2019
04002701602	Érié		↑	↔	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019
04002701702	Érié	50,9									
10000100302	Érié	44,1									

STATION	Grand Lac (bassin)	IQE	TENDANCE du CHLORURE			TENDANCE du NITRATE			TENDANCE du PHOSPHORE TOTAL		
			Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme
10000200202	Érié	35,2	↔	↑	1976 - 2019	↔	↔	1984 - 2019	↔	↓	1976 - 2019
16001800202	Érié	48									
16002700102	Érié	16,3									
16003200102	Érié	37,8									
16007200102	Érié	34,3									
16008700502	Érié		↔	↓	2004 - 2019	↔	↑	2004 - 2019	↔	↓	2004 - 2019
16008701002	Érié	38,3									
16010900702	Érié		↑	↑	1980 - 2019	↑	↑	1984 - 2019	↔	↓	1980 - 2019
16010900802	Érié	49,4	↑	↑	2002 - 2019	↑	↑	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019
16012401102	Érié	67,8	↔	↔	2002 - 2018	↑	↑	2002 - 2018	↓	↓	2002 - 2018
16012401202	Érié		↑	↑	2002 - 2019	↑	↔	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019
16015900302	Érié	53,9	↑	↑	1981 - 2019	↑	↑	1995 - 2019	↔	↓	1975 - 2019
16016400102	Érié	49,5	↔	↑	1970 - 2019	↔	↓	1995 - 2019	↔	↔	1970 - 2019
16018401602	Érié		↔	↓	1970 - 2019	↔	↓	1994 - 2019	↔	↓	1970 - 2019
16018403202	Érié		↔	↑	1970 - 2018	↔	↓	1994 - 2018	↔	↓	1970 - 2018
16018403402	Érié		↑	↑	1970 - 2019	↔			↔	↓	1970 - 2019
16018403502	Érié	37,1									
16018403602	Érié		↑	↑	1972 - 2019	↔	↑	1994 - 2019	↔	↓	1972 - 2019
16018403702	Érié		↑	↑	1972 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↔	↓	1972 - 2019
16018406702	Érié		↔	↑	1978 - 2019	↔			↔	↓	1975 - 2019

STATION	Grand Lac (bassin)	IQE	TENDANCE du CHLORURE			TENDANCE du NITRATE			TENDANCE du PHOSPHORE TOTAL		
			Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme
16018407402	Érié		↔	↔	2007 - 2019	↔	↔	2007 - 2019	↔		
16018407702	Érié		↔	↑	1980 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↑	↓	1975 - 2019
16018409302	Érié		↑	↑	1977 - 2015	↔	↓	1994 - 2015	↔	↓	1977 - 2015
16018409902	Érié		↑	↑	1978 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↔	↓	1978 - 2019
16018410202	Érié		↑	↑	1979 - 2019	↔	↓	1994 - 2019	↔	↓	1979 - 2019
16018410302	Érié		↔	↑	1980 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↔	↓	1980 - 2019
16018410402	Érié		↔	↑	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019
16018410602	Érié		↑	↑	1980 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↔	↓	1980 - 2019
03001500202	Huron	70,9									
03001600302	Huron	85,5	↓	↑	1975 - 2019	↔	↔	1984 - 2019	↔	↔	1975 - 2019
03001700202	Huron	78,3									
03003000202	Huron	85,6	↔	↑	1975 - 2019	↑	↓	1984 - 2019	↓	↓	1975 - 2019
03003601002	Huron	85,5	↓	↓	2002 - 2019	↑	↔	2002 - 2019	↓	↓	2002 - 2019
03005300102	Huron	85,4	↑	↔	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019
03005702502	Huron	82,7									
03005702902	Huron		↑	↑	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019
03006600102	Huron	69,4									
03007000302	Huron	78,3									
03007000402	Huron		↔	↔	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019
03007300202	Huron	77,3	↑	↑	2002 - 2019	↑	↑	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019

STATION	Grand Lac (bassin)	IQE	TENDANCE du CHLORURE			TENDANCE du NITRATE			TENDANCE du PHOSPHORE TOTAL		
			Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme
03007500202	Huron	85,3									
03007600302	Huron	77	↑	↔	2002 - 2019	↑	↔	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019
03007600502	Huron	78,1	↑	↑	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019
03007702902	Huron		↔	↑	1977 - 2019	↔	↔	2002 - 2019	↔	↓	1977 - 2019
03007703902	Huron		↑	↑	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019
03013301902	Huron		↔	↑	1974 - 2018	↔	↓	2003 - 2018	↔	↓	1974 - 2018
03013400102	Huron		↑	↑	1970 - 2019	↔	↓	1995 - 2019	↔	↓	1970 - 2019
08002100202	Huron	54,8									
08002201002	Huron		↑	↑	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019
08002201602	Huron		↑	↑	1984 - 2019	↓	↔	1984 - 2019	↓	↑	1984 - 2019
08002202002	Huron		↑	↑	2003 - 2019	↔	↔	2003 - 2019	↔	↓	2003 - 2019
08004000802	Huron	69,8	↔	↑	1975 - 2019	↔	↓	1984 - 2019	↔	↓	1975 - 2019
08005600102	Huron	77,9									
08005600202	Huron		↑	↑	1984 - 2019	↔	↑	1984 - 2019	↔	↓	1984 - 2019
08005600302	Huron		↔	↑	1970 - 2019	↔	↑	1984 - 2019	↔	↓	1970 - 2019
08005600902	Huron		↑	↑	1970 - 2019	↔	↔	1984 - 2019	↔	↓	1970 - 2019
08005603702	Huron		↔	↔	2004 - 2019	↓	↓	2004 - 2019	↔	↔	2004 - 2019
08007600102	Huron	71									
08010300102	Huron	61,5	↑			↔	↔	2002 - 2019	↔		

STATION	Grand Lac (bassin)	IQE	TENDANCE du CHLORURE			TENDANCE du NITRATE			TENDANCE du PHOSPHORE TOTAL		
			Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme
08012303002	Huron	63,7	↔	↓	2002 - 2019	↑	↔	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019
08012305102	Huron		↔	↔	2005 - 2019	↔	↑	2005 - 2019	↔	↔	2005 - 2019
08012305702	Huron		↔	↔	2005 - 2019	↑	↑	2005 - 2019	↑	↑	2005 - 2019
08013500302	Huron	78,3	↓	↑	1970 - 2019	↔	↔	1984 - 2019	↔	↓	1970 - 2019
08013500502	Huron		↔	↔	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019
14002800302	Huron		↔	↑	1977 - 2019	↓	↓	1995 - 2019	↔	↓	1977 - 2019
14002801202	Huron		↑	↓	1976 - 2019	↔			↔	↓	1976 - 2019
14002802802	Huron		↓			↔			↔		
06000300102	Ontario	38,1									
06001700102	Ontario	85,3									
06002400102	Ontario	41,2	↔	↑	1970 - 2019	↔	↔	2003 - 2019	↔	↑	1970 - 2019
06006000702	Ontario	62,7									
06006100102	Ontario	56,4	↔	↑	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019
06006300102	Ontario	59,4									
06006301102	Ontario		↔	↑	1975 - 2019	↔	↓	1994 - 2019	↔	↔	1975 - 2019
06006800102	Ontario	37,6									
06007600302	Ontario		↑	↑	1988 - 2019	↔	↑	1994 - 2019	↔	↓	1988 - 2019
06007600402	Ontario		↔	↑	1970 - 2019	↔	↑	1994 - 2019	↔	↓	1970 - 2019
06007600802	Ontario		↔	↓	1987 - 2014	↑	↑	1994 - 2014	↓	↓	1987 - 2014

STATION	Grand Lac (bassin)	IQE	TENDANCE du CHLORURE			TENDANCE du NITRATE			TENDANCE du PHOSPHORE TOTAL		
			Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme
06007601002	Ontario		↑	↑	1982 - 2019	↔	↓	1994 - 2019	↔	↓	1982 - 2019
06007602202	Ontario		↑	↑	1979 - 2019	↓	↔	1994 - 2019	↔	↓	1979 - 2019
06007602302	Ontario		↔	↑	1979 - 2019	↔	↓	1994 - 2019	↔	↑	1979 - 2019
06007605002	Ontario	45,4									
06008000602	Ontario	35,4	↔	↑	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019	↑	↑	2002 - 2019
06008200302	Ontario	32,9									
06008300902	Ontario		↔			↔	↔	2004 - 2019	↑		
06008301902	Ontario	45,8	↔	↑	1988 - 2019	↔	↓	1994 - 2019	↔	↓	1979 - 2019
06008310302	Ontario		↑	↑	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019
06008310402	Ontario		↑	↑	2002 - 2019	↔	↑	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019
06008501402	Ontario	26,6	↔	↑	1984 - 2019	↑	↓	1994 - 2019	↑	↓	1979 - 2019
06009701102	Ontario	48,6									
06010400102	Ontario	59,7									
06010800102	Ontario	67,9	↑	↑	1970 - 2018	↓	↓	1994 - 2018	↑	↓	1970 - 2018
06011200302	Ontario	67,5									
06011600102	Ontario	62,6	↑	↑	1970 - 2019	↔			↑	↓	1970 - 2019
06011700302	Ontario	78,3	↑	↑	1973 - 2019	↑	↔	1994 - 2019	↑	↓	1973 - 2019
06012900102	Ontario	78,2									
06012900202	Ontario		↑			↔	↓	2002 - 2019	↔		

STATION	Grand Lac (bassin)	IQE	TENDANCE du CHLORURE			TENDANCE du NITRATE			TENDANCE du PHOSPHORE TOTAL		
			Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme
06012900502	Ontario		↑	↑	2002 - 2019	↑	↓	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019
06013000102	Ontario	71									
06013300402	Ontario	70,7	↑	↑	2002 - 2019	↔	↑	2002 - 2019	↑	↔	2002 - 2019
06013300502	Ontario		↑	↔	2006 - 2019	↔	↓	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019
06017200102	Ontario		↔			↔			↔		
06018000302	Ontario		↔						↔		
06018300202	Ontario	74,2	↔	↑	1970 - 2019	↔	↑	1994 - 2019	↔	↔	1970 - 2019
09000100502	Ontario	51,2	↔			↔			↔		
09000800502	Ontario	54,4	↔	↔	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019
09000800602	Ontario		↑	↑	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019
09000800702	Ontario		↑	↑	2005 - 2019	↓	↓	2005 - 2019	↓	↓	2005 - 2019
09000902402	Ontario	52,7	↑	↔	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019
12000200402	Ontario	62									
12001700102	Ontario	85,1									
12003100102	Ontario	76,3	↑	↔	1986 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↔	↓	1986 - 2019
12003400102	Ontario	54,8	↑	↑	1989 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↔	↓	1989 - 2019
12007300302	Ontario	61,7	↑	↑	1976 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↔	↓	1976 - 2019
12008600102	Ontario		↑	↔	2003 - 2019	↔	↔	2003 - 2019	↔	↓	2003 - 2019
17002100302	Ontario		↔			↔			↔	↓	1970 - 2019

STATION	Grand Lac (bassin)	IQE	TENDANCE du CHLORURE			TENDANCE du NITRATE			TENDANCE du PHOSPHORE TOTAL		
			Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme
17002103802	Ontario		↑	↑	1970 - 2019	↑	↑	1995 - 2019	↓	↓	1970 - 2019
17002107102	Ontario		↑	↑	2011 - 2019	↔	↔	2011 - 2019	↔	↔	2011 - 2019
17002107502	Ontario		↑	↑	1972 - 2019	↔	↔	1996 - 2019	↔	↓	1972 - 2019
17002107702	Ontario		↑	↑	2006 - 2019	↑	↔	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019
17002109502	Ontario		↔			↔			↑	↔	1976 - 2019
17002112802	Ontario		↔	↔	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019
17002113302	Ontario		↑	↑	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019
17002113702	Ontario		↑	↑	2006 - 2019	↔	↑	2006 - 2019	↑	↔	2006 - 2019
17002114502	Ontario		↑	↔	2007 - 2019	↔	↑	2007 - 2019	↑	↑	2007 - 2019
17002600102	Ontario	100									
17002600602	Ontario		↔	↔	2002 - 2019	↔	↔	2002 - 2019	↔	↓	2002 - 2019
17002600702	Ontario		↔	↔	2006 - 2019	↔	↑	2006 - 2019	↔	↔	2006 - 2019
17002600902	Ontario		↑	↑	1970 - 2017	↔	↔	1994 - 2017	↔	↓	1970 - 2017
17002601302	Ontario		↔	↑	1970 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↔	↓	1970 - 2019
17002601902	Ontario		↔	↑	1970 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↔	↓	1970 - 2019
17003100102	Ontario	92,8	↔	↑	1970 - 2019	↔	↓	1994 - 2019	↑	↓	1970 - 2019
17003500202	Ontario	92,6									
17003700302	Ontario	85,3	↔	↓	1987 - 2019	↑	↓	1994 - 2019	↔	↓	1975 - 2019

STATION	Grand Lac (bassin)	IQE	TENDANCE du CHLORURE			TENDANCE du NITRATE			TENDANCE du PHOSPHORE TOTAL		
			Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme	Court terme	Long terme	Période - long terme
18003300302	Ontario		↑	↑	1970 - 2019	↔	↓	1994 - 2019	↔	↓	1970 - 2019
18003303102	Ontario		↑	↑	1972 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↔	↓	1972 - 2019
18003303602	Ontario		↑	↑	1980 - 2019	↑	↔	1994 - 2019	↔	↔	1980 - 2019
18207010002	Ontario			↑	1974 - 2019					↓	1974 - 2019
18207014502	Ontario		↑	↑	1980 - 2016	↔	↑	1986 - 2016	↔	↓	1980 - 2016
18337012102	Ontario		↑	↑	1986 - 2019	↔	↔	1994 - 2019	↔	↓	1983 - 2019
18343000102	Ontario		↑	↑	2007 - 2019	↔	↑	2007 - 2019	↔	↔	2007 - 2019
18343000202	Ontario		↔	↑	2007 - 2019	↔	↔	2007 - 2019	↔	↔	2007 - 2019
18343006102	Ontario		↔	↑	1983 - 2019	↑	↔	1994 - 2019	↑	↓	1983 - 2019
18343017502	Ontario		↑	↑	2003 - 2019	↔	↑	2003 - 2019	↔	↔	2003 - 2019
18343023002	Ontario		↑	↑	1988 - 2019	↔	↓	1994 - 2019	↑	↔	1988 - 2019
18343061002	Ontario		↔	↓	2003 - 2019	↔	↑	2003 - 2019	↑	↑	2003 - 2019
18369001002	Ontario		↔	↑	1970 - 2018	↔			↑	↓	1970 - 2018
01010400202	Supérieur	92,1									
01010500102	Supérieur	69,9	↔			↔			↔		
01010600202	Supérieur	75,4									

Tableau 3. Résultats quant à l'IQE et aux tendances et période couverte par la série chronologique (tendances à long terme) pour chaque site utilisé pour les analyses. Le symbole ↑ indique une tendance à la hausse, ↓ indique une tendance à la baisse, et ↔ indique l'absence de tendance.

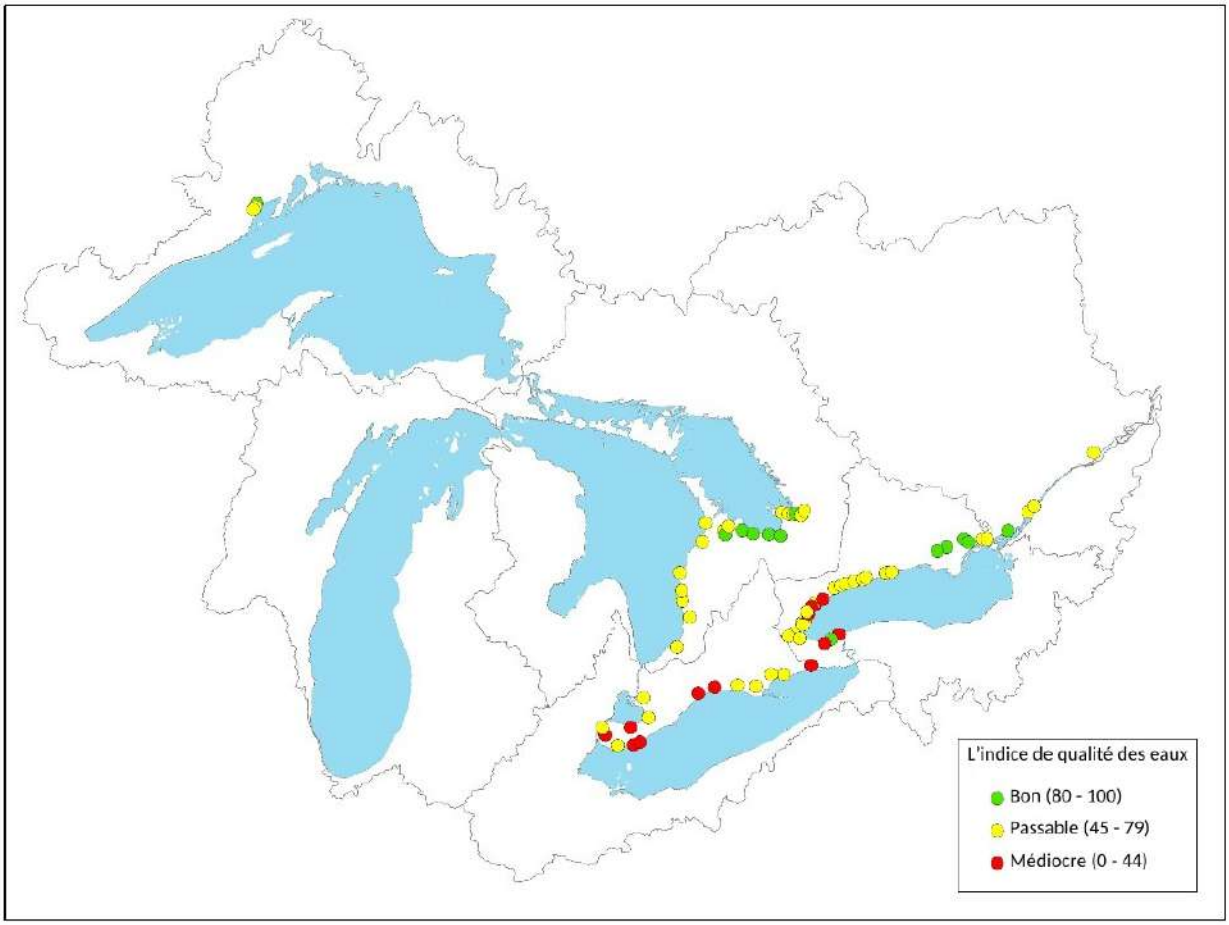


Figure 1. Carte montrant l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour 72 affluents des Grands Lacs au Canada. Source : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario.

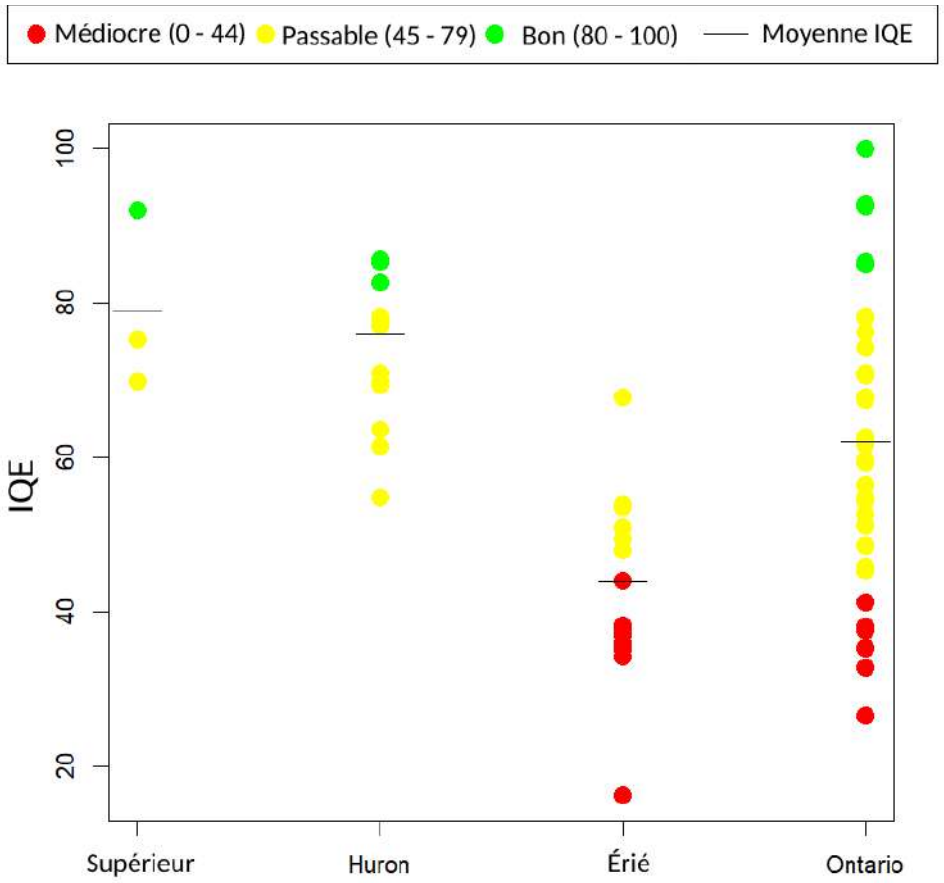


Figure 2. Valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour les affluents des Grands Lacs au Canada, par bassin lacustre. Source : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario.

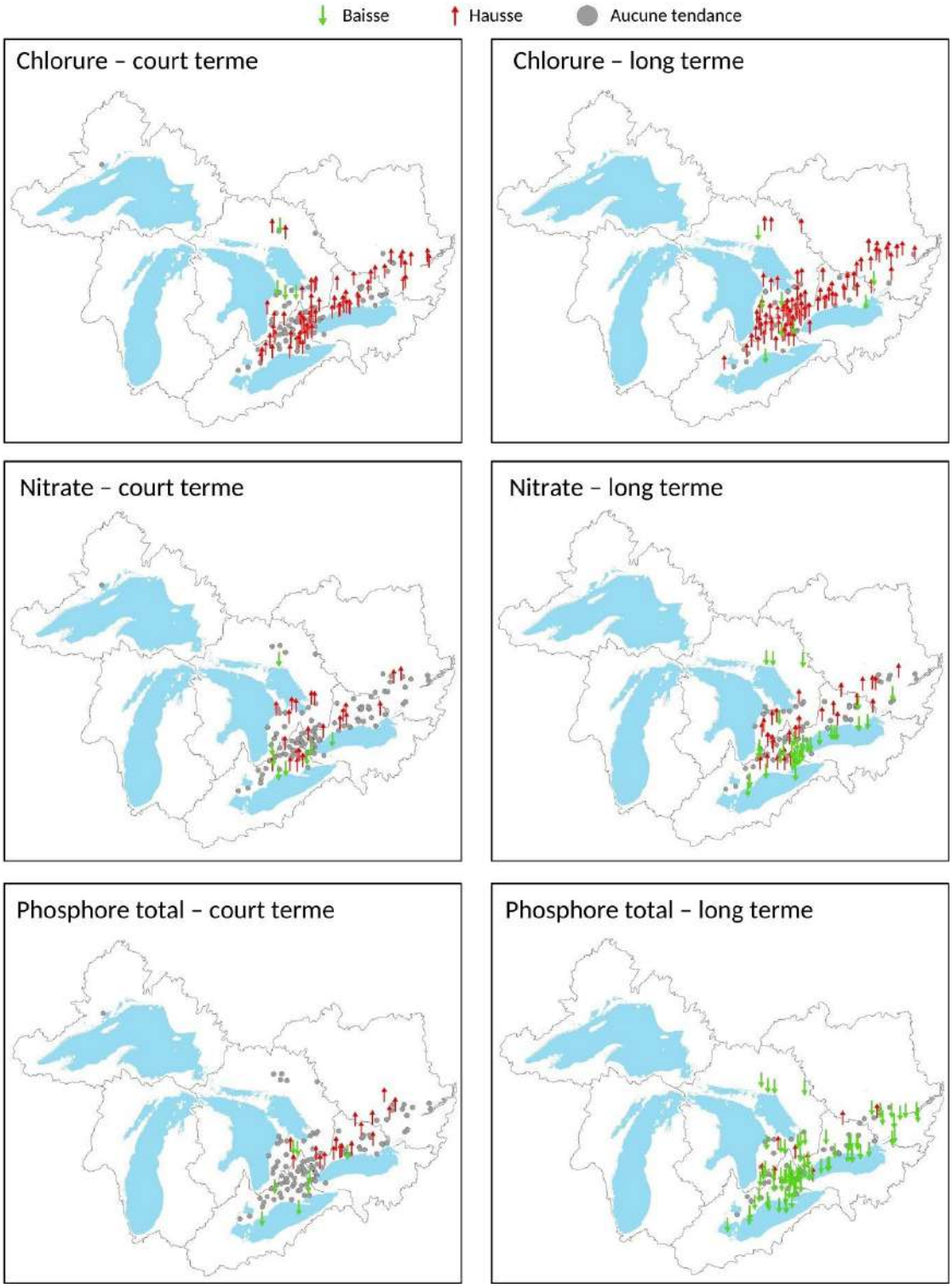


Figure 3. Tendances à court et à long terme de trois paramètres de qualité de l'eau (chlorure, nitrate et phosphore total). Source : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario.

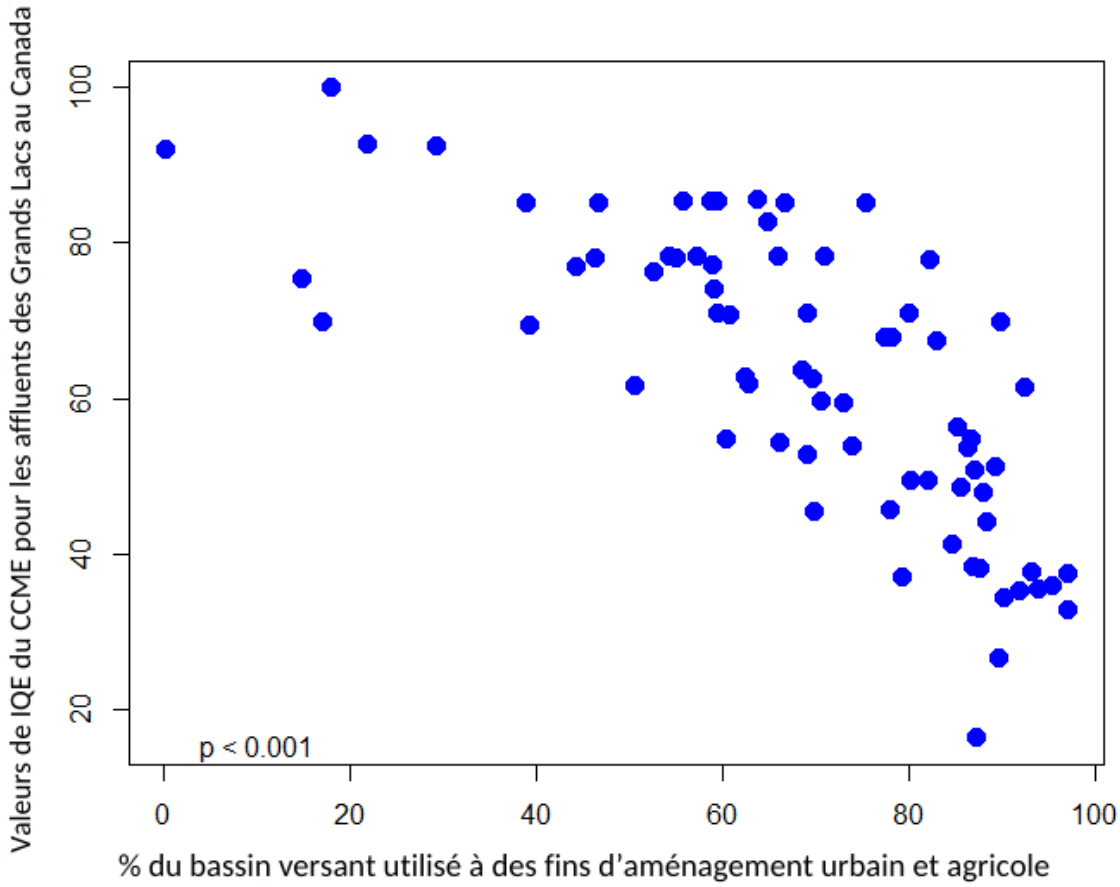


Figure 4. Valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour les affluents des Grands Lacs au Canada (n = 73) par comparaison avec le pourcentage du bassin versant utilisé à des fins d'aménagement urbain et agricole. Source : ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario.

Sous-indicateur : Population humaine

Évaluation générale

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2010-2020 États-Unis et 2011-2021 Canada) : À la hausse

Tendance sur 30 ans (1990-2020 États-Unis et 1991-2021 Canada) : À la hausse

Tendance à long terme (sur 50 ans) (1970-2020 États-Unis et 1971-2021 Canada) : À la hausse

Justification : Selon le recensement américain de 2020 et le recensement canadien de 2021, la population résidente du bassin des Grands Lacs compte 35 371 814 personnes. Comme l'illustre le tableau 1, cela représente une hausse de 1 569 562 résidents (4,6 %) depuis le recensement américain de 2010 et le recensement canadien de 2011. En raison d'un accroissement de population supérieur à un point de pourcentage par rapport aux recensements de 2010-2011, la tendance sur 10 ans est « à la hausse ».

Concernant la tendance sur 30 ans, la population résidente a augmenté de 4 441 359 personnes (14,4 %) entre 1990-1991 (30 930 455 résidents) et 2020-2021 (35 371 814 résidents). Par conséquent, la tendance sur 30 ans est « à la hausse » (figure 3).

Concernant la tendance à long terme (sur 50 ans), la population résidente a augmenté de 7 405 631 personnes (26,5 %) entre 1970-1971 (27 966 183 résidents) et 2020-2021 (35 371 814 résidents). Par conséquent, la tendance à long terme est « à la hausse » (figure 4).

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Tendance sur 10 ans (2010-2020 États-Unis et 2011-2021 Canada) : Inchangée

Tendance sur 30 ans (1990-2020 États-Unis et 1991-2021 Canada) : À la baisse

Tendance à long terme (sur 50 ans) (1970-2020 États-Unis et 1971-2021 Canada) : Inchangée

Justification : Le bassin du lac Supérieur est le moins peuplé des Grands Lacs. Selon le recensement américain de 2020 et le recensement canadien de 2021, la population résidente du bassin du lac Supérieur compte 594 370 personnes, une augmentation de 3 473 résidents (0,6 %) depuis le recensement américain de 2010 et le recensement canadien de 2011 (tableau 1). En raison d'une modification inférieure à un point de pourcentage de la population résidente du bassin depuis les recensements de 2010-2011, la tendance sur 10 ans est « inchangée ».

Concernant la tendance sur 30 ans, la population résidente a baissé de 26 368 personnes (-4,2 %) entre 1990-1991 (620 738 résidents) et 2020-2021 (594 370 résidents) (tableau 1). Par conséquent, la tendance sur 30 ans est « à la baisse » (figure 3).

Concernant la tendance à long terme (sur 50 ans), la population résidente a baissé de 3 125 personnes (-0,5 %) entre 1970-1971 (597 495 résidents) et 2020-2021 (594 370 résidents) (tableau 1). La population du bassin du lac Supérieur a augmenté entre 1970-1971 et la période des recensements de 1990-1991. Par la suite, elle a diminué; elle se situe actuellement à des niveaux semblables à ceux de la période des recensements de 1970-1971.

Par conséquent, la tendance à long terme est « inchangée » (figure 4).

Lac Michigan[1]

Tendance sur 10 ans (2010-2020) : À la hausse

Tendance sur 30 ans (1990-2020) : À la hausse

Tendance à long terme (sur 50 ans) (1970-2020) : À la hausse

Justification : Le bassin du lac Michigan se trouve entièrement aux États-Unis; le Canada ne comporte aucune portion du bassin versant (tableau 4). Selon le recensement américain de 2020, la population résidente du bassin du lac Michigan compte 8 011 470 personnes. Cela représente une hausse de 255 799 résidents (3,2 %) depuis le recensement américain de 2010 (tableau 1). En raison d'un accroissement de population supérieur à un point de pourcentage par rapport au recensement de 2010, la tendance sur 10 ans est « à la hausse ».

Concernant la tendance sur 30 ans, la population résidente a augmenté de 704 211 personnes (9,6 %) entre 1990 (7 307 259 résidents) et 2020 (8 011 470 résidents) (tableau 1). Par conséquent, la tendance sur 30 ans est « à la hausse » (figure 3).

Concernant la tendance à long terme (sur 50 ans), la population résidente a augmenté de 1 585 983 personnes (24,7 %) entre 1970 (6 425 487 résidents) et 2020 (8 011 470 résidents) (tableau 1). Par conséquent, la tendance à long terme est « à la hausse » (figure 4).

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)

Tendance sur 10 ans (2010-2020 États-Unis et 2011-2021 Canada) : À la hausse

Tendance sur 30 ans (1990-2020 États-Unis et 1991-2021 Canada) : À la hausse

Tendance à long terme (sur 50 ans) (1970-2020 États-Unis et 1991-2021 Canada) : À la hausse

Justification : Selon le recensement américain de 2020 et le recensement canadien de 2021, la population du bassin du lac Huron compte 3 199 891 personnes. Cela représente une hausse de 138 502 résidents (4,5 %) depuis le recensement américain de 2010 et le recensement canadien de 2011 (tableau 1). En raison d'un accroissement de population supérieur à un point de pourcentage par rapport aux recensements de 2010-2011, la tendance sur 10

[1] Au début des années 1800, la dérivation de Chicago en Illinois a commencé à détourner de l'eau du bassin versant du lac Michigan vers le bassin du cours supérieur du fleuve Mississippi. La superficie du bassin versant du lac Michigan s'en est trouvée réduite, le bassin ne formant plus qu'une étroite bande de terre au bord du lac dans le nord de l'Illinois, le nord-ouest de l'Indiana et le sud-est du Wisconsin. Dans cette bande se trouvent plusieurs zones métropolitaines densément peuplées comme Chicago en Illinois et Milwaukee au Wisconsin. Aux fins du présent rapport, nous avons utilisé de nouvelles méthodes géospatiales pour déterminer la population, qui comprend seulement les résidents du bassin, et non ceux de la zone métropolitaine avoisinante (figure 1). Dans les rapports précédents sur l'état des Grands Lacs, des méthodes différentes étaient employées pour estimer la population de ces zones métropolitaines; elles incluaient intentionnellement les résidents de la région métropolitaine hors du bassin, parce que le lac Michigan était la source d'approvisionnement en eau potable de toute cette population et qu'il s'agissait d'une surestimation de la population du bassin. Pour en savoir plus sur la population desservie en eau potable grâce aux eaux de surface des Grands Lacs et des voies interlacustres, consulter le rapport sur le sous-indicateur « Eau potable ».

ans est « à la hausse ».

Concernant la tendance sur 30 ans, la population résidente a augmenté de 477 515 personnes (17,5 %) entre 1990-1991 (2 722 376 résidents) et 2020-2021 (3 199 891 résidents) (tableau 1). Par conséquent, la tendance sur 30 ans est « à la hausse » (figure 3).

Concernant la tendance à long terme (sur 50 ans), la population résidente a augmenté de 891 318 personnes (38,6 %) entre 1970-1971 (2 308 573 résidents) et 2020-2021 (3 199 891 résidents) (tableau 1). Par conséquent, la tendance à long terme est « à la hausse » (figure 4).

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Ste-Claire et Détroit)

Tendance sur 10 ans (2010-2020 États-Unis et 2011-2021 Canada) : À la hausse

Tendance sur 30 ans (1990-2020 États-Unis et 1991-2021 Canada) : À la hausse

Tendance à long terme (sur 50 ans) (1970-2020 États-Unis et 1971-2021 Canada) : À la hausse

Justification : Le bassin du lac Érié est le plus peuplé des Grands Lacs. Selon le recensement américain de 2020 et le recensement canadien de 2021, la population résidente du bassin du lac Érié compte 12 399 519 personnes, une augmentation de 363 401 résidents (3,0 %) depuis le recensement américain de 2010 et le recensement canadien de 2011 (tableau 1). En raison d'un accroissement supérieur à un point de pourcentage de la population résidente du bassin depuis les recensements de 2010-2011, la tendance sur 10 ans est « à la hausse ».

Concernant la tendance sur 30 ans, la population résidente a augmenté de 655 962 personnes (5,6 %) entre 1990-1991 (11 743 557 résidents) et 2020-2021 (12 399 519 résidents) (tableau 1). Par conséquent, la tendance sur 30 ans est « à la hausse » (figure 3).

Concernant la tendance à long terme (sur 50 ans), la population résidente a augmenté de 642 654 personnes (5,5 %) entre 1970-1971 (11 756 865 résidents) et 2020-2021 (12 399 519 résidents) (tableau 1). Par conséquent, la tendance à long terme est « à la hausse » (figure 4).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara)

Tendance sur 10 ans (2010-2020 États-Unis et 2011-2021 Canada) : À la hausse

Tendance sur 30 ans (1990-2020 États-Unis et 1991-2021 Canada) : À la hausse

Tendance à long terme (sur 50 ans) (1970-2020 États-Unis et 1971-2021 Canada) : À la hausse

Justification : Le bassin du lac Ontario a enregistré les plus fortes hausses pour les trois périodes (10 ans, 30 ans et 50 ans). Selon le recensement américain de 2020 et le recensement canadien de 2021, la population du bassin du lac Ontario compte 11 166 564 personnes, une augmentation de 808 387 résidents (7,8 %) depuis le recensement américain de 2010 et le recensement canadien de 2011 (tableau 1). En raison d'un accroissement supérieur à un point de pourcentage de la population résidente du bassin depuis les recensements de 2010-2011, la tendance sur 10 ans est « à la hausse ».

Concernant la tendance sur 30 ans, la population résidente a augmenté de 2 630 039 personnes (30,8 %) entre 1990-1991 (8 536 525 résidents) et 2020-2021 (11 166 564 résidents) (tableau 1). Par conséquent, la tendance sur 30 ans est « à la hausse » (figure 3).

Concernant la tendance à long terme (sur 50 ans), la population résidente a augmenté de 4 288 801 personnes (62,4 %) entre 1970-1971 (6 877 763 résidents) et 2020-2021 (11 166 564 résidents) (tableau 1). Par conséquent, la tendance à long terme est « à la hausse » (figure 4).

Définitions des tendances évaluées

Les données sur la population humaine dans le rapport État des Grands Lacs ne sont pas évaluées de la même façon que les autres sous-indicateurs. Le but de ce sous-indicateur est de relever les fluctuations démographiques au fil des ans, et non d'évaluer si les conditions de population sont « bonnes », « passables » ou « médiocres ».

Tendances sur 10 ans

À la hausse : Augmentation nette supérieure à 1 % de la population humaine dans le bassin des Grands Lacs.

Inchangée : Augmentation nette inférieure à 1 % de la population humaine dans le bassin des Grands Lacs.

À la baisse : Diminution nette supérieure à 1 % de la population humaine dans le bassin des Grands Lacs.

Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas de tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Tendances sur 30 ans et à long terme (sur 50 ans)

À la hausse : L'analyse de régression indique une tendance démographique à la hausse.

Inchangée : L'analyse de régression n'indique pas de tendance démographique.

À la baisse : L'analyse de régression indique une tendance démographique à la baisse.

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Objectifs ou cibles

Aucun objectif n'est évalué pour le sous-indicateur de population humaine, parce qu'il faudrait tenir compte d'une multitude de facteurs, notamment les infrastructures en place et les pratiques durables, pour déterminer les effets de la croissance démographique dans le bassin des Grands Lacs et établir des seuils à cet égard. L'établissement d'objectifs dépasse la portée du présent rapport.

Raisons d'être du sous-indicateur

Les activités humaines peuvent perturber l'écosystème des Grands Lacs et sont souvent à l'origine de la dégradation environnementale. Le but du sous-indicateur est de présenter les dénombrements et les changements de population dans le bassin des Grands Lacs au fil du temps, afin de fournir un contexte pour favoriser la compréhension des facteurs anthropiques qui influent sur les tendances des écosystèmes.

Objectifs pour l'écosystème

Le sous-indicateur de la population humaine est lié à tous les objectifs généraux de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012. Toutefois, il appuie en particulier l'objectif général n° 9, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

Mesure

Le présent sous-indicateur englobe des analyses des changements survenus dans la population résidente du bassin des Grands Lacs entre 1970-1971 et 2020-2021. Il fait appel aux données de recensement déclarées par l'U.S. Census Bureau et Statistique Canada.

Statistique Canada mène un recensement de la population tous les cinq ans, à la première et la sixième année de chaque décennie. Les recensements dénombrent la population par région géographique (p. ex., division de recensement, aire de diffusion, îlot de diffusion), par nombre total de domiciles privés, et par domicile privé occupé par les résidents habituels. Nos résultats englobent la population résidente et excluent les résidences secondaires (p. ex., les chalets). Le recensement canadien le plus récent a été réalisé en 2021, et la publication initiale des données a été faite en février 2022.

L'U.S. Census Bureau (USCB) est l'organisme fédéral officiel chargé de réaliser les recensements décennaux de la population des États-Unis ainsi que l'American Community Survey (ACS), qui fournit des estimations intercensitaires de la population. Le recensement le plus récent a été effectué en 2020, et la publication initiale des données a été faite en avril 2021.

Les organismes des deux pays chargés de mener les recensements publient des données par région géographique, dont les unités déclarantes des États/provinces, les divisions de comté/recensement, les districts de recensement, les groupes d'îlots/aires de diffusion, et les îlots (du moins fragmenté au plus fragmenté). Statistique Canada publie les chiffres de population par bassin versant à chaque recensement quinquennal depuis 1971. À l'inverse, l'U.S. Census Bureau ne fait pas état du nombre de résidents par bassin versant. La population résidente de la portion américaine du bassin des Grands Lacs doit donc être calculée par l'EPA.

Plus particulièrement, les méthodes de détermination de la population américaine dans le bassin des Grands Lacs ont changé comparativement aux rapports précédents sur l'état des Grands Lacs. Au lieu de calculer la population à l'échelle des comtés et d'effectuer de multiples ajustements proportionnels pour les comtés chevauchants du bassin, la nouvelle méthode utilise plutôt les données des recensements à une échelle géographique plus précise (données de groupes d'îlots) et un logiciel d'analyse géospatiale (ArcGIS Pro, v.2.8, ESRI) pour déterminer avec plus d'exactitude la population résidente de la partie américaine du bassin des Grands Lacs. Les couches géospatiales de population à l'échelon des groupes d'îlots des recensements de 2020 et 2010 ont été utilisées; elles sont accessibles au public sur le site ArcGIS Online (esri_dm, 2021). Les couches géospatiales et les données tabulaires de la population dans les groupes d'îlots des recensements de 1970, 1980, 1990 et 2000 sont accessibles au public dans l'IPUMS du National Historical Geographic Information System (Manson et *al.*, 2020).

Les résultats démographiques pour le bassin des Grands Lacs sont présentés au tableau 1, « Tendances de population dans le bassin des Grands Lacs : sur 10 ans, 30 ans et 50 ans », et au tableau 2, « Population du bassin des Grands Lacs de 1970 à 2020, par décennie ». Étant donné que le Canada mène un recensement tous les cinq ans, les résultats sont présentés au tableau 3, « Population du bassin des Grands Lacs au Canada, recensée aux cinq ans de 1971 à 2021 ». Les aires de drainage du bassin des Grands Lacs et de chaque sous-bassin, qui ont servi à calculer la densité de population, sont présentées au tableau 4.

Le changement de population en pourcentage a servi à déterminer la tendance sur 10 ans, comme il est indiqué à la section Définitions des tendances évaluées. Quant aux tendances à long terme (sur 50 ans) et sur 30 ans, elles ont été déterminées à l'aide de modèles linéaires ou quadratiques selon la forme des données, et au moyen d'un test de Fisher comportant une valeur alpha de 0,05 et du logiciel de statistiques R (R Core Team, 2020). Si la valeur p du test de Fisher surpassait la valeur alpha, la tendance était considérée comme « inchangée » et aucune courbe de tendance n'était incluse dans les figures 3 et 4. Le test de Shapiro-Wilk a été utilisé pour s'assurer de la normalité

des résidus du modèle. En raison des fréquences différentes des recensements américain (tous les dix ans) et canadien (tous les cinq ans), les données des États-Unis comportaient moins de points et, donc, un modèle n'aurait peut-être pas convenu aux données. Dans ces cas, l'analyse des tendances de la population canadienne et le pourcentage de changement de la population américaine ont servi à déterminer si la population était « à la hausse », « à la baisse » ou « inchangée ».

État écologique

Population du bassin des Grands Lacs

Le bassin des Grands Lacs couvre en partie huit États américains (l'Illinois, l'Indiana, le Michigan, le Minnesota, l'État de New York, l'Ohio, la Pennsylvanie et le Wisconsin) et la province canadienne de l'Ontario (figure 1). Selon notre analyse du recensement américain de 2020 et du recensement canadien de 2021, la population du bassin des Grands Lacs compte 35 371 814 personnes. Comme l'illustre le tableau 1, cela représente une hausse de 1 569 562 résidents (4,6 %) depuis le recensement américain de 2010 et le recensement canadien de 2011. La population résidente américaine a augmenté de 369 367 personnes (1,6 %) en 2020 (22 943 937 résidents), et la population résidente canadienne a augmenté de 1 200 195 personnes (10,7 %) en 2021 (12 427 877 résidents), ce qui constitue 64,9 % et 35,1 % de la population du bassin, respectivement (tableau 2).

Le bassin hydrographique des Grands Lacs s'étend sur 515 209 km^2 (198 923 mi^2) (tableau 4). La densité de population binationale moyenne dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs est de 68,7 résidents par kilomètre carré (177,8 résidents par mille carré) (tableau 2). La portion américaine du bassin des Grands Lacs couvre 289 827 km^2 (111 903 mi^2) et la portion canadienne, 225 383 km^2 (87 021 mi^2), soit respectivement 56,3 % et 43,7 % de la superficie du bassin. En 2020, la densité moyenne de la population américaine dans le bassin se chiffrait à 79,2 résidents par kilomètre carré (205,0 résidents par mille carré), tandis que celle de la population canadienne en 2021 était de 55,1 résidents par kilomètre carré (142,8 résidents par mille carré). Des cartes de la répartition de la population américaine en 2020 et de la population canadienne en 2021 dans le bassin et la région des Grands Lacs sont présentées à la figure 1 et la figure 2, respectivement.

Le côté américain du bassin compte actuellement plus de résidents que le côté canadien et la densité de la population américaine est supérieure, bien que l'aire de drainage américaine dépasse légèrement celle de la portion canadienne du bassin. Toutefois, la population canadienne du bassin des Grands Lacs a augmenté plus rapidement que la population américaine du bassin tant sur le plan du nombre de résidents que du pourcentage de changement à court terme (sur 10 ans), sur 30 ans et à long terme (sur 50 ans). D'ailleurs, les taux de croissance démographique du Canada ont été plus de trois fois supérieurs à ceux des États-Unis dans le bassin des Grands Lacs (tableau 1).

La population du bassin des Grands Lacs a continué de croître au cours des périodes de 30 ans et de 50 ans. Depuis les recensements de 1990-1991, la population résidente du bassin des Grands Lacs a augmenté de 4 441 359 personnes (14,4 %) entre 1990-1991 (30 930 455 résidents) et 2020-2021 (35 371 814 résidents), ce qui représente une augmentation moyenne de 148 045 résidents par année durant ces 30 ans (tableau 1). La population résidente américaine a augmenté de 711 457 personnes (3,2 %) entre 1990 (22 232 480 résidents) et 2020 (22 943 937 résidents), soit une hausse moyenne de 23 715 résidents par année. Quant à la population résidente canadienne, elle a augmenté de 3 729 902 personnes (42,9 %) entre 1991 (8 697 975 résidents) et 2021 (12 427 877 résidents), soit une hausse moyenne de 124 330 résidents par année près de cinq fois supérieure à la croissance enregistrée dans la portion américaine du bassin (figure 3).

Depuis les recensements de 1970-1971, la population résidente du bassin des Grands Lacs a augmenté de 7 405 631 personnes (26,5 %); elle est passée de 27 966 183 résidents en 1970-1971 à 35 386 661 résidents en

2020-2021, ce qui représente une augmentation annuelle de 148 410 résidents durant ces 50 ans (tableau 1). La population résidente des États-Unis a augmenté de 1 560 082 personnes (7,3 %) entre 1970 (21 383 855 résidents) et 2020 (22 943 937 résidents), soit une hausse moyenne de 31 202 personnes par année. Quant à la population résidente du Canada, elle a augmenté de 5 845 328 personnes (88,8 %) entre 1971 (6 582 328 résidents) et 2021 (12 427 877 résidents), soit une hausse moyenne de 116 911 résidents par année près de quatre fois supérieure à la croissance enregistrée dans la portion américaine du bassin (figure 4).

Des cartes de la répartition de la population américaine (2020) et canadienne (2021) dans l'ensemble du bassin et de la région des Grands Lacs sont présentées à la figure 1 et à la figure 2, respectivement.

La grande région des Grands Lacs, qui comprend huit États américains (l'Illinois, l'Indiana, le Michigan, le Minnesota, l'État de New York, l'Ohio, la Pennsylvanie et le Wisconsin) et la province canadienne de l'Ontario a aussi enregistré une augmentation démographique appréciable (tableau 5). D'après le recensement américain de 2020, sur les 331 449 281 personnes habitant aux États-Unis[2], 86 278 976 (26,0 %) résidaient dans l'un des huit États des Grands Lacs (USCB, 2021e). Sur ces résidents des États lacustres, 22 943 937 personnes (26,6 %) habitaient dans le bassin des Grands Lacs, où vit 7,0 % de la population du pays (tableau 2 et figure 2). Selon le recensement canadien de 2021, sur les 36 991 981 personnes habitant au Canada, 14 223 942 (38,5 %) résidaient en Ontario, dont 12 427 877 (87,4 %) résidaient dans le bassin des Grands Lacs, où vit 33,6 % de la population du pays (Statistique Canada, 2022) (tableau 2 et figure 2).

Analyse des tendances par bassin lacustre

Bassin du lac Supérieur

Le bassin du lac Supérieur est situé en partie en Ontario et en partie dans les États du Minnesota, du Wisconsin et du Michigan. Il s'agit du sous-bassin le moins peuplé des Grands Lacs (figure 1). Selon le recensement américain de 2020 et le recensement canadien de 2021, la population résidente du bassin du lac Supérieur compte 590 897 personnes, une hausse de 3 473 résidents (0,6 %) depuis le recensement américain de 2010 et le recensement canadien de 2011 (tableau 1). La population résidente américaine a augmenté de 2 013 personnes (0,5 %) en 2020 (424 473 résidents) et la population résidente canadienne a augmenté de 1 460 personnes (0,9 %) en 2021 (169 897 résidents), ce qui représente 71,4 % et 28,6 % de la population du bassin, respectivement.

Le bassin hydrographique du lac Supérieur s'étend sur 126 136 km^2 (48 701 mi^2); seul le bassin du lac Huron est plus vaste (tableau 4). Selon les dénombrements de population menés en 2020-2021, la densité de population binationale dans l'ensemble du bassin du lac Supérieur est de 4,7 résidents par kilomètre carré (12,2 résidents par mille carré); il s'agit du bassin le moins densément peuplé des Grands Lacs (tableau 2). La portion américaine du bassin couvre 42 896 km^2 (16 562 mi^2) et la portion canadienne, 83 240 km^2 (32 139 mi^2), soit respectivement 34,0 % et 66,0 % de l'aire de drainage du bassin. En 2020, la densité de la population américaine se chiffrait à 9,9 résidents par kilomètre carré (25,6 résidents par mille carré), tandis que la densité de la population canadienne en 2021 était de 2,0 résidents par kilomètre carré (5,3 résidents par mille carré). Voilà qui démontre que non seulement la portion américaine du bassin est plus peuplée, mais aussi que la densité démographique américaine surpasse de près de cinq fois la densité démographique canadienne du bassin. La différence de densité de

[2] Ce nombre inclut la population résidente des 50 États et du district fédéral de Columbia, mais exclut celle (3 641 780 personnes) des cinq territoires américains (Samoa américaines, Guam, îles Mariannes du Nord, Porto Rico et îles Vierges américaines), comme l'atteste le recensement américain de 2020.

population est attribuable en partie à l'aire de drainage plus petite aux États-Unis comparativement à celle du Canada. D'autres pistes d'explication comme des facteurs socioculturels, économiques et environnementaux, devraient être explorées.

Concernant la tendance sur 30 ans, la population résidente a diminué de 26 368 personnes (-4,2 %) entre 1990-1991 (620 738 résidents) et 2020-2021 (594 370 résidents) (tableau 1). La population résidente des États-Unis a baissé de 13 408 personnes (-3,1 %) entre 1990 (437 881 résidents) et 2020 (424 473 résidents). La plus forte baisse a eu lieu entre 1990 et 2000, puis une légère hausse a suivi de 2000 à 2020. De même, la population résidente du Canada a diminué de 12 960 personnes (-7,1 %) entre 1991 (182 857 résidents) et 2021 (169 897 résidents). Il faut noter que le déclin de la population canadienne a été plus constant que celui de la population américaine durant cette période (figure 3).

Concernant la tendance à long terme (sur 50 ans), la population résidente a baissé de 3 125 personnes (-0,5 %) entre 1970-1971 (597 495 résidents) et 2020-2021 (594 370 résidents) (tableau 1). La population du bassin du lac Supérieur a d'abord augmenté entre les recensements de 1970-1971 (597 495 résidents) et 1990-1991 (620 738 résidents). Ensuite, entre les recensements de 1990-1991 et 2020-2021, la population a baissé à un niveau semblable à celui de 1970-1971; elle est passée de 620 738 résidents à 594 370 résidents. La population résidente américaine du bassin du lac Supérieur a augmenté entre 1970 (426 752 résidents) et 1990 (437 881 résidents). Elle a ensuite descendu à 424 473 résidents en 2020. De même, la population résidente du Canada a monté de 1971 à 1991, passant de 170 743 à 182 857 résidents, puis a décliné pour atteindre 169 897 résidents en 2021 (tableau 2).

En résumé, les tendances ci-dessus montrent que la population résidente du bassin du lac Supérieur a augmenté de 1970-1971 à 1990-1991, pour ensuite baisser entre 1990-1991 et 2020-2021 et atteindre des niveaux comparables à ceux d'il y a 50 ans.

Bassin du lac Michigan

Les États du Wisconsin, de l'Illinois, de l'Indiana et du Michigan se partagent le bassin du lac Michigan, qui arrive au troisième rang des sous-bassins les plus peuplés des Grands Lacs. Contrairement aux autres bassins, celui du lac Michigan se trouve exclusivement aux États-Unis et ne comporte aucune aire de drainage au Canada (tableau 4 et figure 1). Selon le recensement américain de 2020, la population résidente du bassin du lac Michigan s'élève à 8 011 470 personnes, soit une hausse moyenne de 255 799 résidents (3,2 %) depuis le recensement américain de 2010 (tableau 1).

Le bassin hydrographique du lac Michigan s'étend sur 116 392 km^2 (44 939 mi^2); il arrive au troisième rang des sous-bassins des Grands Lacs (tableau 4). En 2020, la densité de population se chiffrait à 68,8 résidents par kilomètre carré (178,3 résidents par mille carré); à ce chapitre, le bassin arrive encore une fois au troisième rang des sous-bassins des Grands Lacs (tableau 2).

Concernant la tendance sur 30 ans, la population résidente a augmenté de 704 211 personnes (9,6 %) entre 1990 (7 307 259 résidents) et 2020 (8 011 470 résidents). La population a donc augmenté de 23 474 résidents par année en moyenne durant ces 30 ans (tableau 1 et figure 3). Il s'agit de la deuxième hausse démographique en importance pour cette période; seule la hausse du bassin du lac Ontario, à 2,7 millions de personnes, la surpasse.

Concernant la tendance à long terme (sur 50 ans), la population résidente a augmenté de 1 585 983 personnes (24,7 %) entre 1970 (6 425 487 résidents) et 2020 (8 011 470 résidents), soit une hausse moyenne de 31 720 résidents par année pendant ces 50 ans (tableau 1 et figure 4). Il s'agit de la deuxième hausse démographique en importance pour cette période; seule la hausse du bassin du lac Ontario, à 4,2 millions de personnes, la surpasse.

En résumé, les tendances ci-dessus montrent que la croissance de la population résidente américaine du bassin du lac Michigan s'est légèrement ralentie depuis 1970. Toutefois, elle a maintenu une progression constante de 25 000 nouveaux résidents par année en moyenne durant la dernière décennie.

La dérivation de Chicago en Illinois détourne de l'eau du bassin versant du lac Michigan vers le bassin du cours supérieur du fleuve Mississippi, ce qui a réduit l'aire de drainage du bassin versant du lac Michigan. La dérivation de l'eau à Chicago a commencé au début des années 1800 puis s'est intensifiée en 1900 après l'achèvement du canal d'évacuation sanitaire et de navigation de Chicago[3]. Par conséquent, le bassin du lac Michigan ne forme plus qu'une étroite bande de terre au bord du lac dans le nord-est de l'Illinois, le nord-ouest de l'Indiana et le sud-est du Wisconsin, où se trouvent plusieurs zones métropolitaines densément peuplées comme Chicago en Illinois et Milwaukee au Wisconsin. Aux fins du présent rapport, nous avons utilisé de nouvelles méthodes géospatiales pour déterminer la population, qui comprend uniquement les résidents du bassin et non ceux de la région métropolitaine avoisinante hors du bassin (figure 1). Dans les rapports précédents sur l'état des Grands Lacs, des méthodes différentes étaient employées pour estimer la population de ces zones métropolitaines; elles incluaient intentionnellement les résidents de la région métropolitaine à l'extérieur du bassin, parce que le lac Michigan était la source d'approvisionnement en eau potable de toute cette population et qu'il s'agissait d'une surestimation de la population du bassin.

Bassin du lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)

La province de l'Ontario et l'État du Michigan se partagent le bassin du lac Huron, qui arrive au deuxième rang des sous-bassins les moins peuplés des Grands Lacs; seul le bassin du lac Supérieur compte une population résidente inférieure (figure 1). Selon le recensement américain de 2020 et le recensement canadien de 2021, la population du bassin du lac Huron compte 3 199 891 personnes, soit une hausse de 138 502 résidents (4,5 %) depuis le recensement américain de 2010 et le recensement canadien de 2011 (tableau 1). La population résidente américaine a baissé de 10 928 personnes (-0,7 %) pour atteindre 1 563 597 résidents, tandis que la population résidente canadienne a augmenté de 149 430 personnes (10,1 %) pour atteindre 1 636 294 résidents, ce qui représente 48,9 % et 51,1 % de la population du bassin, respectivement. Le recensement canadien de 2021 constitue la première fois où la population canadienne du bassin du lac Huron est supérieure à sa population américaine.

Le bassin hydrographique du lac Huron s'étend sur 133 360 km^2 (51 491 mi^2); c'est le plus vaste sous-bassin des Grands Lacs (tableau 4). Selon les dénombrements de population effectués en 2020-2021, la densité de population binationale dans l'ensemble du bassin du lac Huron est de 24,0 résidents par kilomètre carré (62,1 résidents par mille carré); seul le bassin du lac Supérieur est moins densément peuplé (tableau 2). La portion américaine du bassin couvre 42 125 km^2 (16 264 mi^2) et la portion canadienne, 91 236 km^2 (35 226 mi^2), soit respectivement 31,6 % et 68,4 % de l'aire de drainage du bassin. En 2020, la densité de la population américaine se chiffrait à 37,1 résidents par kilomètre carré (96,1 résidents par mille carré), tandis que la densité de la population canadienne en 2021 était de 17,9 résidents par kilomètre carré (46,5 résidents par mille carré) (tableau 2). Voilà qui démontre que même si le nombre de résidents canadiens du bassin excède légèrement le nombre de résidents américains, la densité de la population américaine est le double de celle de la population canadienne. Cette différence est attribuable au fait que la portion américaine du bassin a une superficie deux fois moins grande que celle de la portion canadienne du bassin.

[3] Pour obtenir un aperçu des dérivations des Grands Lacs, cliquer sur https://www.ijc.org/fr/ccls/bassin/apercu-des-derivations-des-grands-lacs.

Concernant la tendance sur 30 ans, la population résidente du bassin du lac Huron a augmenté de 477 515 personnes (17,5 %) entre 1990-1991 (2 722 376 résidents) et 2020-2021 (3 199 891 résidents), soit une hausse moyenne de 15 917 résidents par année durant ces 30 ans (tableau 1). La population résidente des États-Unis a augmenté de 60 379 personnes (4,0 %) entre 1990 (1 503 218 résidents) et 2020 (1 563 597 résidents), soit une hausse moyenne de 2 013 résidents par année. En comparaison, la population résidente du Canada a augmenté de 417 136 personnes (34,2 %) entre 1991 (1 219 158 résidents) et 2021 (1 636 294 résidents), soit une hausse moyenne de 13 905 résidents par année. Voilà qui démontre que la population canadienne du bassin du lac Huron a crû presque sept fois plus vite que la population dans la partie américaine du bassin durant les 30 dernières années.

Concernant la tendance à long terme (sur 50 ans), la population résidente du bassin du lac Huron a augmenté de 891 318 personnes (38,6 %) entre 1970-1971 (2 308 573 résidents) et 2020-2021 (3 199 891 résidents), soit une hausse moyenne de 17 826 résidents par année durant ces 50 ans (tableau 1). La population résidente américaine a augmenté de 189 544 personnes (13,8 %) entre 1970 (1 374 053 résidents) et 2020 (1 563 597 résidents), soit une hausse moyenne de 3 791 résidents par année. En comparaison, la population résidente canadienne a augmenté de 701 774 personnes (75,1 %) entre 1971 (934 520 résidents) et 2021 (1 636 294 résidents), soit une hausse moyenne de 14 035 résidents par année. Voilà qui démontre que la population canadienne du bassin du lac Huron a crû presque quatre fois plus vite que la population dans la partie américaine du bassin durant les 50 dernières années.

En résumé, la croissance de la population américaine du bassin du lac Huron ralentit depuis 1970; elle a reculé de presque 1 100 résidents par année depuis 2010, et ce, même si la population de l'État du Michigan a augmenté de près de 200 000 personnes (tableau 5). Le déclin de la population américaine du bassin découle peut-être, entre autres facteurs, de la crise de l'eau de Flint, qui a entraîné une baisse continue de la population de cette ville, la plus peuplée du bassin (figure 1). Par comparaison, la croissance de la population canadienne du bassin se maintient depuis 1971 et a même connu un pic de 94 165 nouveaux résidents entre 2016 et 2021, soit une hausse qui arrive au deuxième rang des croissances sur cinq ans les plus importantes dans la partie canadienne du bassin du lac Huron depuis 1971, année où on a commencé à déclarer les populations par bassin versant (tableau 3).

Bassin du lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Ste-Claire et Détroit)

La province de l'Ontario et les États de l'Indiana, du Michigan, de l'Ohio, de la Pennsylvanie et de New York se partagent le bassin du lac Érié, le sous-bassin le plus peuplé des Grands Lacs (figure 1). Selon le recensement américain de 2020 et le recensement canadien de 2021, la population du bassin du lac Érié compte 12 399 519 personnes, soit une hausse de 363 401 résidents (3,0 %) depuis le recensement américain de 2010 et le recensement canadien de 2011 (tableau 1). La population résidente américaine a augmenté de 104 014 personnes (1,1 %) pour atteindre 9 946 913 résidents en 2020, tandis que la population résidente canadienne a augmenté de 259 387 personnes (11,8 %) pour atteindre 2 452 606 résidents en 2021, ce qui constitue 80,2 % et 19,8 % de la population du bassin, respectivement. Il s'agit là de la plus grande différence en pourcentage de population entre les deux pays parmi les quatre sous-bassins binationaux des Grands Lacs. Cet écart est attribuable aux zones métropolitaines densément peuplées du côté américain du bassin (p. ex., Detroit, Toledo, Cleveland), par comparaison aux villes beaucoup moins peuplées du côté canadien (p. ex., Windsor, Kitchener, London) (figure 1).

Le bassin hydrographique du lac Érié s'étend sur 76 441 km^2 (29 514 mi^2); seul le bassin du lac Ontario est plus petit (tableau 4). Selon les dénombrements de population effectués en 2020-2021, la densité de population binationale dans l'ensemble du bassin du lac Érié est de 162,2 résidents par kilomètre carré (420,1 résidents par mille carré); le bassin arrive au deuxième rang des sous-bassins les plus densément peuplés des Grands Lacs, juste derrière celui du lac Ontario (tableau 2). La portion américaine du bassin couvre 53 894 km^2 (20 809 mi^2) et la portion canadienne, 22 547 km^2 (8 705 mi^2), soit respectivement 70,5 % et 29,5 % de l'aire de drainage du bassin.

En 2020, la densité de la population américaine se chiffrait à 184,6 résidents par kilomètre carré (478,0 résidents par mille carré); il s'agissait de la zone la plus densément peuplée du bassin des Grands Lacs après la portion canadienne du bassin du lac Ontario. Par comparaison, la densité de la population canadienne en 2021 était de 108,8 résidents par kilomètre carré (281,7 résidents par mille carré) (tableau 2).

Concernant la tendance sur 30 ans, la population résidente a augmenté de 655 962 personnes (5,6 %) entre 1990-1991 (11 743 557 résidents) et 2020-2021 (12 399 519 résidents), soit une hausse moyenne de 21 865 résidents par année durant ces 30 ans (tableau 1). La population résidente des États-Unis a augmenté de 28 191 personnes (0,3 %) entre 1990 (9 918 722 résidents) et 2020 (9 946 913 résidents), soit une hausse moyenne d'à peine 940 résidents par année. En comparaison, la population résidente du Canada a augmenté de 627 771 personnes (34,4 %) entre 1991 (1 824 835 résidents) et 2021 (2 452 606 résidents), soit une hausse moyenne de 20 926 résidents par année. Voilà qui démontre que la population canadienne du bassin du lac Érié a crû presque 22 fois plus vite que la population dans la partie américaine du bassin durant les 30 dernières années.

Concernant la tendance à long terme (sur 50 ans), la population résidente a augmenté de 642 654 personnes (5,5 %) entre 1970-1971 (11 756 865 résidents) et 2020-2021 (12 399 519 résidents), soit une hausse moyenne de 12 853 résidents par année durant ces 50 ans (tableau 1). La population résidente américaine a baissé de 328 263 personnes (-3,2 %) entre 1970 (10 275 176 résidents) et 2020 (9 946 913 résidents), soit une diminution moyenne de 6 565 résidents par année. En comparaison, la population résidente canadienne a augmenté de 970 917 personnes (65,5 %) entre 1971 (1 481 689 résidents) et 2021 (2 452 606 résidents), soit une hausse moyenne de 19 418 résidents par année durant les 50 dernières années.

En résumé, la population résidente américaine du bassin du lac Érié décline depuis 1970. Bien que 10 000 résidents se soient ajoutés chaque année durant la dernière décennie, la population du bassin n'est toujours pas retournée au niveau de 1970. En comparaison, la population canadienne du bassin augmente de façon spectaculaire depuis 1971; elle a notamment connu une forte croissance de 186 339 nouveaux résidents entre 2016 et 2021, soit la croissance sur cinq ans la plus importante dans la partie canadienne du bassin du lac Érié depuis 1971, année où on a commencé à déclarer les populations par bassin versant (tableau 3).

Bassin du lac Ontario (y compris la rivière Niagara)

Le bassin du lac Ontario a enregistré la croissance la plus considérable de tous les sous-bassins des Grands Lacs, tant sur le plan du nombre de résidents que du changement en pourcentage, pour toutes les périodes : à court terme (sur 10 ans), sur 30 ans et à long terme (sur 50 ans).

La province de l'Ontario et les États de la Pennsylvanie et de New York se partagent le bassin du lac Ontario, qui arrive au deuxième rang des sous-bassins les plus peuplés des Grands Lacs, derrière celui du lac Érié (figure 1). Selon le recensement américain de 2020 et le recensement canadien de 2021, la population du bassin du lac Ontario compte 11 166 564 personnes, soit une hausse de 808 387 résidents (7,8 %) depuis le recensement américain de 2010 et le recensement canadien de 2011 (tableau 1). La population résidente américaine a augmenté de 18 469 personnes (0,6 %) pour atteindre 2 997 484 résidents en 2020, tandis que la population résidente canadienne a augmenté de 789 918 personnes (10,7 %) pour atteindre 8 169 080 résidents en 2021, ce qui représente 26,8 % et 73,2 % de la population du bassin, respectivement. Le bassin arrive au deuxième rang des plus grandes différences en pourcentage de population entre les deux pays, après le bassin du lac Érié.

Le bassin du lac Ontario est l'un de deux sous-bassins (avec celui du lac Huron depuis 2021) où la population canadienne surpasse la population américaine. En fait, la population de la partie canadienne du bassin du lac Ontario dépasse la population de la partie américaine depuis au moins 1970-1971 — premières années de déclaration des populations par bassin versant.

Le bassin hydrographique du lac Ontario s'étend sur 62 879 km^2 (24 278 mi^2); c'est le plus petit sous-bassin des Grands Lacs (tableau 4). Selon les dénombrements de population effectués en 2020-2021, la densité de population binationale dans l'ensemble du bassin du lac Ontario se chiffre à 177,6 résidents par kilomètre carré (459,9 résidents par mille carré); c'est le sous-bassin le plus densément peuplé des Grands Lacs (tableau 2). La portion américaine du bassin couvre 34 519 km^2 (13 328 mi^2) et la portion canadienne, 28 360 km^2 (10 950 mi^2), soit respectivement 54,9 % et 45,1 % de l'aire de drainage du bassin. En 2020, la densité de la population américaine se chiffrait à 86,8 résidents par kilomètre carré (224,9 résidents par mille carré). Par comparaison, la densité de la population canadienne en 2021 était de 288,0 résidents par kilomètre carré (746,0 résidents par mille carré), ce qui en faisait la zone la plus densément peuplée du bassin des Grands Lacs (tableau 2). La différence de densité démographique entre les deux pays est attribuable aux zones métropolitaines plus densément peuplées du côté canadien du bassin (p. ex, Hamilton, Toronto).

Concernant la tendance sur 30 ans, la population résidente a augmenté de 2 630 039 personnes (30,8 %) entre 1990-1991 (8 536 525 résidents) et 2020-2021 (11 166 564 résidents) (tableau 1). La population résidente des États-Unis a baissé de 67 916 personnes (-2,2 %) entre 1990 (3 065 400 résidents) et 2020 (2 997 484 résidents), soit une diminution moyenne de 2 264 résidents par année. En comparaison, la population résidente du Canada a augmenté de 2 630 039 personnes (49,3 %) entre 1991 (5 471 125 résidents) et 2021 (8 169 080 résidents), soit une hausse moyenne de 89 932 résidents par année. Voilà qui démontre que pour chaque résident américain ayant quitté le bassin, près de 39 nouveaux résidents canadiens se sont installés dans le bassin lors des 30 dernières années.

Concernant la tendance à long terme (sur 50 ans), la population résidente a augmenté de 4 288 801 personnes (62,4 %) entre 1970-1971 (6 877 763 résidents) et 2020-2021 (11 166 564 résidents) (tableau 1). La population résidente américaine a augmenté de 115 097 personnes (4,0 %) entre 1970 (2 882 387 résidents) et 2020 (2 997 484 résidents), soit une hausse moyenne de 2 302 résidents par année. En comparaison, la population résidente canadienne a augmenté de 4 173 704 personnes (104,5 %) entre 1971 (3 995 376 résidents) et 2021 (8 169 080 résidents), soit une hausse moyenne de 83 474 résidents par année. Voilà qui démontre que la population canadienne du bassin du lac Ontario a crû 36 fois plus vite que la population dans la partie américaine du bassin lors des 50 dernières années.

Liens

La population humaine est liée à de nombreux facteurs de stress présents dans le bassin des Grands Lacs. Le suivi de la population résidente du bassin fournit un contexte important à l'égard de plusieurs changements écosystémiques. Les liens ci-après sont quelques exemples de connexions possibles entre la population humaine et les neuf indicateurs de haut niveau analysés dans les rapports État des Grands Lacs.

- Eau potable :
    - Une croissance rapide peut exercer une pression sur les réseaux d'eau en raison de la forte demande en infrastructures de traitement de l'eau, notamment en systèmes d'assainissement des eaux usées et de traitement de l'eau potable (Mikovits *et al.*, 2014).
- Plages :
    - Sans des investissements adéquats dans les infrastructures, la croissance de la population pourrait entraîner une hausse de la pollution fécale, notamment à l'*E. coli*, à cause de la forte pression exercée sur les systèmes d'assainissement des eaux usées et des changements apportés aux pratiques agricoles (Santo-Domingo et Ashbold, 2008).

- Des hausses démographiques sont souvent associées à une augmentation des surfaces imperméables; cela peut accentuer les volumes de ruissellement et entraîner des débordements d'égouts et la publication d'avis sanitaires sur la baignade (Chithra *et al.*, 2015; Salerno *et al.*, 2018).

- Consommation de poisson :
  - Des hausses démographiques feront sans doute augmenter les excursions de pêche dans les Grands Lacs (Hunt *et al.*, 2021), ce qui mènera à une consommation accrue de poisson de sport.

- Produits chimiques toxiques :
  - Sous-indicateur des produits chimiques toxiques dans l'atmosphère : les dépôts atmosphériques constituent une voie d'entrée non négligeable de polluants dans les Grands Lacs, notamment les polluants organiques persistants. Les zones urbaines constituent une source majeure de polluants organiques persistants en raison de l'utilisation élevée de tels produits et des forts taux d'émissions (Melymuk *et al.*, 2011).

- Habitat et espèces :
  - Une croissance rapide de la population peut mener à l'établissement de zones naturalisées et causer des pertes d'habitat et un stress anthropique accru sur les espèces endémiques des Grands Lacs. Parmi les autres facteurs de stress liés à des zones densément peuplées, mentionnons l'augmentation de la pollution par le plastique et d'autres sources de pollution (Baldwin *et al.*, 2016; Jenny *et al.*, 2020).
  - Sous-indicateurs liés aux poissons : Les effets directs et indirects des changements climatiques dans le bassin des Grands Lacs peuvent entraîner des modifications dans l'habitat thermique et la disponibilité des proies, et peuvent altérer la phénologie de la reproduction et la structure des communautés de poissons (Collingsworth *et al.*, 2017).

- Nutriments et algues :
  - Sous-indicateurs des éléments nutritifs dans les lacs et des efflorescences algales nuisibles : Les activités comme la production agricole pour nourrir une population grandissante, l'urbanisation, l'évacuation des eaux usées, et l'utilisation de combustibles fossiles et de produits ménagers contribuent à un apport excessif de nutriments dans le bassin des Grands Lacs, ce qui peut favoriser la croissance d'efflorescences algales nuisibles (Wurtsbaugh *et al.*, 2019).

- Espèces envahissantes :
  - Les changements d'origine anthropique que subit le climat peuvent faire tomber les barrières de température empêchant les espèces envahissantes d'eau chaude de proliférer dans les Grands Lacs (Van Zuiden *et al.*, 2016).

- Eaux souterraines :
  - Les zones très peuplées peuvent nuire aux eaux souterraines de diverses façons. L'augmentation des superficies imperméables peut réduire la réalimentation des aquifères naturels par infiltration des précipitations dans le sol. Parallèlement, la pollution provenant de fuites dans le système d'approvisionnement en eau, les tuyaux d'égout et les fosses septiques peut entrer dans des systèmes d'eau souterraine peu profonds. D'autres sources de pollution associées aux zones résidentielles, comme l'application de sel de voirie et de pesticides, peuvent aussi pénétrer dans des aquifères peu profonds qui se déversement directement dans les Grands Lacs (Howard et Gerber, 2018).

- Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques :
  - Les structures associées aux zones densément peuplées, notamment les barrages, les chenaux durcis de cours d'eau et les superficies imperméables accrues, peuvent modifier l'hydrologie des cours d'eau et le transport de matières du bassin versant vers les Grands Lacs (Graf, 1999; Trudeau *et al.*, 2015; DeBues *et al.*, 2019).

- Sous-indicateurs de la température des eaux de surface et de la couverture de glace : Les effets des changements climatiques d'origine anthropique sur les Grands Lacs seront importants, notamment au chapitre de la réduction de la couverture de glace et de la modification du moment de stratification (Mason *et al.*, 2016; Collingsworth *et al.*, 2017). En fait, les hivers se réchauffent déjà aux Grands Lacs, et la stratification survient plus tôt (Anderson *et al.*, 2021).
- Les sous-indicateurs du durcissement des rives et de la couverture terrestre : Une hausse démographique peut accentuer le développement sur des terres naturelles, ce qui peut entraîner un déclin de la biodiversité, de l'abondance générale des espèces et de l'habitat, et qui peut altérer le transport des sédiments littoraux (Shear *et al.*, 2003; Gittman *et al.*, 2016).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X		
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données servant aux évaluations sont librement accessibles	Oui	Consulter les sources de Statistique Canada et de l'U.S. Census Bureau indiquées dans « Sources d'information ». Pour consulter les fichiers numériques des tableaux et des figures, communiquer avec les auteurs.		

Limites des données

- Les données des recensements américains et canadiens ne concordent pas parfaitement, car les deux pays mènent leurs recensements lors d'années différentes et selon des intervalles différents. Les États-Unis réalisent un recensement tous les dix ans lors de l'année « 0 » de chaque décennie (p. ex., 2000, 2010, 2020). Le Canada, quant à lui, effectue un recensement tous les cinq ans lors de la première et de la sixième année de la décennie (p. ex., 2011, 2016, 2021).
- Statistique Canada calcule le nombre de résidents par bassin versant, de sorte que les données sur la population canadienne du bassin des Grands Lacs sont présentées dans le présent rapport sans ajustement. À l'inverse, l'U.S. Census Bureau ne fait pas état du nombre de résidents par bassin versant; la population dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs doit donc être calculée par l'EPA.
- À la différence des rapports précédents sur l'état des Grands Lacs, la population résidente de la portion américaine du bassin des Grands Lacs a été calculée au moyen des chiffres de population à l'unité géographique la plus précise disponible (à l'échelon des groupes d'îlots), et un logiciel géospatial a été utilisé pour l'analyse. Pour les rapports État des Grands Lacs de 2025 et 2028, les estimations quinquennales de 2020-2024 de l'American Community Survey (ACS) à l'échelon des groupes d'îlots devraient être les données intercensitaires les plus précises disponibles et devraient être utilisées pour calculer la population résidente américaine du bassin des Grands Lacs (USCB, 2021b).
- En raison de modifications apportées aux méthodes servant à déterminer la population américaine du bassin des Grands Lacs, les estimations de population américaine (et, donc, les chiffres de population à l'échelle du bassin) décrites dans le présent rapport ne sont pas comparables à celles de rapports précédents sur l'état des Grands Lacs. À cause de nouveaux calculs effectués par Statistique Canada en 2017 concernant les données à l'échelle des bassins versants, les chiffres de la population canadienne figurant dans le présent rapport ne sont pas comparables à ceux des REGL précédents. Le lecteur trouvera dans les tableaux les données les plus récentes disponibles et leurs sources.

Renseignements supplémentaires

Selon les Nations Unies, les principales tendances démographiques mondiales sont la croissance de la population, le vieillissement de la population, les migrations et l'urbanisation. Ces tendances ont toutes des répercussions considérables sur le développement économique et social et la durabilité environnementale (Nations Unies, 2019). En raison de l'impact élevé que les zones urbaines peuvent avoir sur le milieu environnant — comme l'aménagement de terres naturelles ou agricoles (changement d'affectation des terres), une demande accrue sur les infrastructures liées à l'eau, et un apport accru de nutriments (Furberg et Ban, 2012; Mikovits et *al.*, 2014) — il est important d'examiner ces changements dans toutes les agglomérations du bassin des Grands Lacs. En Ontario, la région du Grand Toronto (RGT) — composée de municipalités (subdivisions de recensement) le long de la rive nord-ouest du lac Ontario — est celle qui connaît la croissance la plus rapide du bassin des Grands Lacs, et elle devrait continuer de l'être. Cette région devrait gagner 2,6 millions de résidents (croissance de 36,7 %) d'ici 2046 pour atteindre une population dépassant les 9,5 millions de personnes (Ministère des Finances, 2021). Cela signifie que près de la moitié des résidents canadiens du bassin des Grands Lacs devraient habiter la RGT d'ici 2046.

Durant la dernière décennie, la population de la plupart des villes américaines (de plus de 50 000 habitants) du bassin des Grands Lacs a diminué, y compris celles de Chicago, IL (-0,1 %), Detroit, MI (-6,1 %), Milwaukee, WI (-0,8 %), Cleveland, OH (-4,0 %), Toledo, OH (-5,0 %), Buffalo, NY (-2,3 %), Rochester, NY (-2,3 %), Flint, MI

(-6,7 %), Erie, PA (-6,2 %) et Gary, IN (-6,7 %). Malgré cette baisse, Chicago reste au troisième rang des villes les plus peuplées des États-Unis, suivie de Detroit (24e rang) et Milwaukee (31e rang). Toutes les autres villes parmi les plus peuplées des États-Unis enregistrent une croissance, tandis que les villes des Grands Lacs déclinent (USCB, 2021d). Toutefois, ce classement concerne la population des villes; les populations des zones métropolitaines environnantes en sont exclues. Si on examine les zones statistiques métropolitaines du bassin des Grands Lacs pendant la dernière décennie, on constate que la population de la zone métropolitaine de Chicago-Naperville-Elgin (IL-IN-WI) n'a pas changé et que la population de la zone métropolitaine de Detroit-Warren-Dearborn, MI a légèrement augmenté (0,5 %) (USCB, 2021c). Ces deux exemples illustrent la migration des résidents des villes vers les zones métropolitaines avoisinantes (étalement urbain), ce qui concorde avec la tendance à long terme de la population qui s'éloigne des villes de la « Rust Belt » (ceinture de rouille), c'est-à-dire les villes industrielles longeant les Grands Lacs dont la population a atteint des sommets pour ensuite fortement décliner depuis les années 1970 (Hartley, 2013).

L'étalement urbain a aussi été établi au Canada, puisque la croissance des populations entre 2011 et 2016 a été plus forte dans les municipalités périphériques (+6,9 %) comparativement aux municipalités centrales (+5,8 %) (Statistique Canada, 2019). L'étalement urbain binational observé lors de la dernière décennie concorde avec les tendances signalées auparavant dans le bassin (Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs et *al.*, 2009).

La croissance démographique dans les zones urbaines peut causer un stress accru sur les Grands Lacs, mais ce n'est pas nécessairement le cas. Le développement durable exige que nous planifiions nos villes pour qu'elles croissent de la façon la plus verte possible, sans compromettre l'environnement pour les générations à venir. L'adoption de pratiques durables comme le traitement des eaux pluviales, la gestion durable des déchets, et les infrastructures écologiques peut limiter les pressions anthropiques (Pickett et *al.*, 2013). La détermination des effets de la croissance démographique sur le milieu environnant et le repérage des pratiques durables sont des questions complexes qui dépassent la portée du présent sous-indicateur. Plusieurs autres sous-indicateurs du rapport sur l'état des Grands Lacs évaluent les effets de la population humaine sur ces domaines en particulier. Par exemple, le sous-indicateur sur l'aménagement du territoire analyse les changements survenus dans les zones urbaines autour des Grands Lacs, et les sous-indicateurs sur les produits chimiques toxiques évaluent les concentrations de substances chimiques dans les Grands Lacs qui résultent de l'activité humaine. Le présent sous-indicateur sert à relever les changements démographiques dans le bassin des Grands Lacs; il ne vise pas à évaluer les effets de ces changements.

Populations autochtones

Les premiers habitants du bassin des Grands Lacs sont arrivés il y a plus de 10 000 ans, à mesure que des glaciers d'un kilomètre de haut se retiraient de la région. En 1620, lorsqu'Étienne Brûlé est devenu le premier Européen à fouler le site de Sault Ste. Marie, le territoire correspondant à l'actuel État du Michigan comptait environ 15 000 Autochtones. D'autres chercheurs ont estimé que la population autochtone du bassin des Grands Lacs, appelés *Nayaano-nibiimaang Gichigamiin* en anishinaabemowin, ce qui signifie « les cinq mers d'eau douce », s'établissait entre 60 000 et 117 000 personnes au 16e siècle, lorsque les Européens ont commencé à chercher un passage vers l'Orient en traversant les Grands Lacs (Fuller, 1995).

Environ 120 Premières Nations et tribus, ainsi que de nombreuses communautés de Métis, ont occupé le bassin des Grands Lacs au cours de l'histoire. À l'heure actuelle, uniquement en Ontario, 61 collectivités des Premières Nations vivent dans le bassin des Grands Lacs (Union of Ontario Indians, 2016). Dans ce bassin se trouvent également 21 conseils communautaires de la Nation métisse de l'Ontario (NMO), en plus de la Jackfish Métis Association, la French River Métis Tribe, la Communauté métisse historique de Saugeen, et la Nation métisse de Red Sky. En 2020, les 61 collectivités des Premières Nations qui habitaient dans la portion canadienne du bassin des Grands Lacs

représentaient environ 153 000 résidents (Gouvernement du Canada, 2021). Bien qu'on ne connaisse pas le nombre exact de citoyens métis dans le bassin des Grands Lacs, 120 585 Ontariens se sont identifiés comme Métis dans le recensement canadien de 2016 (Statistique Canada, 2017a).

Aux États-Unis, les réserves de 42 nations tribales indiennes reconnues par le gouvernement américain sont situées au Minnesota, au Wisconsin, au Michigan et dans l'État de New York; ces nations peuvent conserver des droits de chasse, de pêche ou de cueillette garantis par traité dans des zones cédées aux États-Unis en vertu de divers traités (figure 5). En 2005, le nombre total de membres inscrits de ces nations tribales s'élevait à 175 000 (GLRC, 2005).

Tribus américaines dans la région des Grands Lacs

La liste suivante inclut les tribus vivant actuellement dans des réserves ou détenant des droits d'usufruit sur des territoires cédés, ainsi que des organisations intertribales de gestion de l'environnement ou des ressources liées aux traités dans la portion américaine de la région des Grands Lacs (EPA, 2021a; EPA, 2021b; U.S. Caucus of the Traditional Ecological Knowledge Task Team, 2021).

Tribus au Michigan

- Bay Mills Indian Community
- Grand Traverse Band of Ottawa and Chippewa Indians
- Hannahville Indian Community
- Keweenaw Bay Indian Community
- Lac Vieux Desert Band of Lake Superior Chippewa Indians
- Little River Band of Ottawa Indians
- Little Traverse Bay Bands of Odawa Indians
- Match-E-Be-Nash-She-Wish Band of Potawatomi Indians (Gun Lake Tribe)
- Nottawaseppi Huron Band of Potawatomi
- Pokagon Band of Potawatomi
- Saginaw Chippewa Indian Tribe of Michigan
- Sault Ste. Marie Tribe of Chippewa Indians

Tribus au Minnesota

- Bois Forte Band of Chippewa
- Fond du Lac Band of Lake Superior Chippewa Indians
- Grand Portage Band of Lake Superior Chippewa Indians
- Leech Lake Tribe of Ojibwe
- Lower Sioux Community
- Mille Lacs Band of Ojibwe
- Prairie Island Indian community
- Red Lake Band of Chippewa
- Shakopee Mdewakanton Sioux Community

- Upper Sioux Community
- White Earth Band of Chippewa

Tribus dans l'État de New York

- Cayuga Nation
- Oneida Indian Nation
- Onondaga Nation
- Saint Regis Mohawk Tribe
- Seneca Nation of Indians
- Shinnecock Indian Nation
- Tonawanda Band of Seneca
- Tuscarora Nation

Tribus au Wisconsin

- Bad River Band of Lake Superior Chippewa Indians
- Forest County Potawatomi Community
- Ho-Chunk Nation
- Lac Courte Oreilles Band of Lake Superior Chippewa Indians
- Lac du Flambeau Band of Lake Superior Chippewa Indians
- Menominee Indian Tribe of Wisconsin
- Oneida Nation of Wisconsin
- Red Cliff Band of Lake Superior Chippewa Indians
- Saint Croix Chippewa Indians of Wisconsin
- Sokaogon Chippewa Community (Mole Lake)
- Stockbridge-Munsee Indian Community

Collectivités des Premières Nations au Canada, par sous-bassin des Grands Lacs

Lac Supérieur

- Première Nation Animbiigoo Zaagi'igan Anishinaabek
- Première Nation Biinjitiwaabik Zaaging Anishinaabek
- Biigtigong Nishnaabeg
- Bingwi Neyaashi Anishinaabek
- Première Nation de Brunswick House
- Première Nation des Cris de Chapleau
- Première Nation ojibway de Chapleau

- Première Nation de Fort William
- Première Nation de Ginoogaming
- Première Nation Kiashke Zaaging Anishinaabek
- Première Nation de Long Lake (réserve nº 58)
- Première Nation crie de Missanabi
- Première Nation de Michipicoten
- Netmizaaggamig Nishnaabeg
- Première Nation de Pays Plat
- Bande indienne de Red Rock
- Première Nation de Whitesand

Lac Huron

Première Nation Aamijwnaang

- Atikameksheng Anishnawbek
- Première Nation Aundeck Omni Kaning
- Première Nation Batchewana
- Première Nation Beausoleil
- Première Nation chippewa de l'île Georgina
- Première Nation chippewa des pointes Kettle et Stony
- Première Nation chippewa de Rama
- Première Nation chippewa de Nawash
- Première Nation de Dokis
- Première Nation de Garden River
- Première Nation de Henvey Inlet
- Première Nation de M'Chigeeng
- Première Nation de Magnetawan
- Première Nation Mississauga
  Première Nation de la pointe Moose Deer
- Première Nation de Nipissing
- Première Nation de Sagamok Anishnawbek
- Première Nation de Saugeen
- Première Nation de Serpent River
- Première Nation de Shawanaga

- Première Nation de Sheguiandah
- Première Nation de Sheshegwaning
- Première Nation de Thessalon
- Première Nation de Wahnapitae
- Mohawks de Wahta
- Première Nation Wasauksing
- Première Nation de Whitefish River
- Première Nation de Wikwemikong
- Première Nation de Zhiibaahaasing

Lac Érié

- Première Nation de Caldwell
- Première Nation chippewa de la Thames
- Nation Delaware de Moraviantown
- Première Nation des Mississaugas de Credit
- Nation Munsee-Delaware
- Première Nation oneida de la Thames
- Six Nations de la rivière Grand
- Première Nation de Walpole Island

Lac Ontario

- Première Nation d'Alderville
- Première Nation de Curve Lake
- Première Nation de Hiawatha
- Première Nation mississauga de l'île Scugog
- Première Nation des Mississaugas de Credit
- Mohawks de la baie de Quinte

Aux États-Unis, des données sur la race sont recueillies depuis le premier recensement décennal en 1790. Le recensement de 1860 fut le premier à désigner les Amérindiens comme un groupe racial distinct, et celui de 1890 fut le premier à dénombrer les Amérindiens dans l'ensemble du pays. Les Autochtones d'Alaska sont dénombrés à divers degrés depuis le recensement de 1880, en règle générale dans la catégorie « Amérindien », mais on a commencé à les dénombrer en tant que groupe distinct à partir du recensement de 1940. Tous les États ont commencé à recueillir des données sur les Eskimos et les Aléoutes en 1980. Depuis le recensement de 2000, on utilise une catégorie de réponse combinée « Amérindien ou Autochtone d'Alaska », ainsi qu'une ligne dédiée à la collecte d'informations sur la population d'Amérindiens et d'Autochtones d'Alaska. En 2010, 5 220 579 personnes se sont identifiées comme Amérindiens ou Autochtones d'Alaska aux États-Unis, ce qui représentait 1,7 % de la

population américaine. Les huit États des Grands Lacs comptaient 870 686 Amérindiens et Autochtones d'Alaska, soit 16,7 % de la population amérindienne et autochtone d'Alaska des États-Unis. D'ici 2060, cette population devrait atteindre 10 millions de personnes, ou environ 2,4 % de la population américaine (Norris, 2012). Dans le recensement de 2020, 9,7 millions de personnes se sont identifiées comme Amérindiens ou Autochtones d'Alaska, ce qui représente 2,9 % de la population américaine (USCB, 2021a).

Au Canada, 1 673 785 d'Autochtones (membres des Premières Nations, Métis et Inuits) ont été dénombrés dans le recensement de 2016, ce qui représente 4,9 % de la population du pays. Cette proportion constitue une hausse par rapport à 2006 (3,8 %) et 1996 (2,8 %). Depuis 2006, la population autochtone a augmenté de 42,5 %, soit un taux de croissance plus de quatre fois supérieur à celui de la population non autochtone durant la même période. Selon les prévisions démographiques, le nombre d'Autochtones continuera de croître rapidement. Durant les deux prochaines décennies, la population autochtone devrait dépasser les 2,5 millions de personnes (Statistique Canada, 2017a).

Renseignements supplémentaires sur les méthodes

Les estimations précédentes de la population américaine dans le bassin des Grands Lacs représentaient la somme des populations des 209 comtés dont une quelconque partie de la superficie se trouve à l'intérieur du bassin, ce qui englobait la population résidente à l'extérieur du bassin dans les comtés partiellement situés dans le bassin versant des Grands Lacs (comtés chevauchants). Cette méthode est précise, car la population par comté est consignée depuis le tout premier recensement américain en 1790. Toutefois, elle produit des résultats moins précis de la population habitant strictement dans le bassin des Grands Lacs. Le lecteur trouvera au tableau 6 une illustration de la population des comtés américains se trouvant dans le bassin des Grands Lacs de 1900 à 2020.

Dans des rapports plus récents de l'état des Grands Lacs, pour estimer la population habitant strictement dans le bassin des Grands Lacs, on a ajusté le rapport des populations des comtés chevauchants selon l'aire de drainage des comtés comprise dans le bassin. Cependant, des unités géographiques plus petites de la population (p. ex. des groupes d'îlots) étant publiées, cela permet d'obtenir une estimation plus précise de la population habitant strictement dans le bassin des Grands Lacs.

Pour déterminer la population résidente du bassin des Grands Lacs et de ses cinq sous-bassins, nous avons utilisé les méthodes suivantes du logiciel SIG ArcGIS Pro (ArcGIS Pro 2.9. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, Inc., 2021). Les outils « Découper (Analyse) » et « Synthétiser – À l'intérieur (Analyse) » ont servi à établir la population du bassin des Grands Lacs par rapport à la population totale des huit États des Grands Lacs. Nous avons ajusté les groupes d'îlots de recensements (les plus petites unités géographiques publiées) qui chevauchent les limites du bassin des Grands Lacs en permettant le calcul de rapports géométriques grâce à l'outil « Créer une couche d'entités (Gestion des données) ». Ainsi, seuls les résidents du bassin des Grands Lacs ont été inclus dans notre estimation de population. Pour obtenir un document détaillé sur les méthodes liées aux procédures ArcGIS, le lecteur doit communiquer avec les auteurs.

En raison de notre changement de méthodes, la population américaine de chaque sous-bassin diffère des rapports précédents, surtout la population du bassin du lac Michigan. Au début des années 1800, la dérivation de Chicago en Illinois a commencé à détourner de l'eau du bassin versant du lac Michigan vers le bassin du cours supérieur du fleuve Mississippi. La superficie du bassin versant du lac Michigan s'en est trouvée réduite, le bassin ne formant plus qu'une étroite bande de terre au bord du lac dans la région métropolitaine de Chicago, ce qui fait que la majeure partie de cette région densément peuplée se situe dans le bassin du cours supérieur du fleuve Mississippi plutôt que dans le bassin du lac Michigan. Notre but étant d'inclure seulement les résidents du bassin des Grands Lacs, nous avons donc exclu des résultats les résidents de la région de Chicago située hors du bassin du lac Michigan. Ce changement a entraîné une variation considérable des résultats démographiques déclarés auparavant, lesquels

avaient été inclus intentionnellement dans des rapports antérieurs sur l'état des Grands Lacs parce que le lac Michigan constituait la source d'approvisionnement en eau potable de la population et qu'il s'agissait d'une surestimation de la population du bassin. Pour en savoir plus sur la population desservie en eau potable provenant des eaux de surface des Grands Lacs et de leurs voies interlacustres, consulter le rapport sur le sous-indicateur « Eau potable ».

Remerciements

Auteurs

Ryan C. Graydon, région 5 de l'U.S. EPA, Chicago, Illinois. graydon.ryan@epa.gov
Rae-Ann MacLellan-Hurd, Oak Ridge Institute for Science and Education (ORISE), participante à la recherche à l'U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois.
Erika Kolli, Environnement et Changement climatique Canada

Collaborateurs

Jacob Orlandi, Environnement et Changement climatique Canada. Jacob.Orlandi@ec.gc.ca
Nancy Stadler-Salt, Environnement et Changement climatique Canada. Nancy.Stadler-Salt@ec.gc.ca
Matthew Pawlowski, U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois. pawlowski.matthew@epa.gov
Elizabeth Hinchey Malloy, U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois. Hinchey.Elizabeth@epa.gov

Sources d'information

Anderson, E. J., Stow, C. A., Gronewold, A. D., Mason, L. A., McCormick, M. J., Qian, S. S., Ruberg, S. A., Beadle, K., Constant, S. A., et Hawley, N. (2021). Seasonal overturn and stratification changes drive deep-water warming in one of Earth's largest lakes. *Nature Communications*, 12(1), 1-9. https://doi.org/10.1038/s41467-021-21971-1

Baldwin, A. K., Corsi, S. R., et Mason, S. A. (2016). Plastic Debris in 29 Great Lakes Tributaries: Relations to Watershed Attributes and Hydrology. *Environmental Science and Technology*, 50(19), 10377-10385. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02917

Chithra, S. V., Harindranathan Nair, M., Amarnath, A., et Anjana, N. S. (2015). Impacts of Impervious Surfaces on the Environment. *International Journal of Engineering Science Invention*, 4(5), 27-31. https://www.ijesi.org/papers/Vol(4)5/E045027031.pdf

Collingsworth, P. D., Bunnell, D. B., Murray, M. W., Kao, Y. C., Feiner, Z. S., Claramunt, R. M., Lofgren, B. M., Höök, T. O., et Ludsin, S. A. (2017). Climate change as a long-term stressor for the fisheries of the Laurentian Great Lakes of North America. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(2), 363-391. https://doi.org/10.1007/s11160-017-9480-3

DeBues, M. J., Eimers, M. C., Watmough, S. A., Mohamed, M. N., et Mueller, J. (2019). Stream nutrient and agricultural land-use trends from 1971 to 2010 in Lake Ontario tributaries. *Journal of Great Lakes Research*, 45(4), 752-761. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.05.002

esri_canada. (25 janvier 2022). *Canadian Population & Dwelling Counts by Dissemination Area, 2016*. ArcGIS Online. https://epa.maps.arcgis.com/home/item.html?id=29ac8b8b024f47afbb836c88963a043f

esri_dm. (1er octobre 2021). *USA Census Block Groups Boundaries*. ArcGIS Online. https://esri.maps.arcgis.com/home/item.html?id=1c924a53319a491ab43d5cb1d55d8561

Fuller, K., Shear, H., et Wittig, J. (1995). *The Great Lakes: An Environmental Atlas and Resource Book* (3e éd.). United States Environmental Protection Agency and Government of Canada; National Service Center for Environmental Publications. https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1004ICU.PDF?Dockey=P1004ICU.PDF

Furberg, D. et Y. Ban (2012). Satellite Monitoring of Urban Sprawl and Assessment of its Potential Environmental Impact in the Greater Toronto Area Between 1985 and 2005. *Environmental Management*, 50(6), 1068-1088. https://doi.org/10.1007/s00267-012-9944-0

Gittman, R. K., Scyphers, S. B., Smith, C. S., Neylan, I. P., et Grabowski, J. H. (2016). Ecological consequences of shoreline hardening: A meta-analysis. *BioScience*, 66(9), 763-773. https://doi.org/10.1093/biosci/biw091

glc_esri. (20 août 2020). *Great Lakes & St. Lawrence River Basins*. ArcGIS Online. https://epa.maps.arcgis.com/home/item.html?id=df1de3fdd82047a79864b45c9ec1180b

Gouvernement du Canada. (2021). *Peuples et communautés autochtones*. Relations Couronne-Autochtones et Affaires du Nord Canada. Dernière modification le 11 juin 2021. https://www.rcaanc-cirnac.gc.ca/fra/1100100013785/1529102490303

Graf, W. L. (1999). Dam nation: A geographic census of American dams and their large-scale hydrologic impacts. *Water Resources Research*, 35(4), 1305-1311. https://doi.org/10.1029/1999WR900016

Great Lakes Regional Collaboration. (2005). *Tribal Nations Issues and Perspectives, Version 1.0*. https://glsgp.org/media/lqydin3m/glrc-tribal-briefing-paper.pdf

Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs, Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs, Conseil consultatif international sur la qualité de l'atmosphère, et Groupe de travail des professionnels de la santé. (2009). *The Impact of Urban Areas on Great Lakes Water Quality* (p. 30). Commission mixte internationale. https://ijc.org/sites/default/files/E45.pdf

Hartley, D., 2013. Urban Decline in Rust-belt Cities (no 2013-06). *Economic Commentary*, Federal Reserve Bank of Cleveland: Research Department. ISSN 0428-1276. Cleveland, OH. https://www.clevelandfed.org/newsroom-and-events/publications/economic-commentary/2013-economic-commentaries/ec-201306-urban-decline-in-rust-belt-cities.aspx

Howard, K., et Gerber, R. (2018). Impacts of urban areas and urban growth on groundwater in the Great Lakes Basin of North America. *Journal of Great Lakes Research*, 44(1), 1-13. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2017.11.012

Hunt, L. M., Phaneuf, D. J., Abbott, J. K., Fenichel, E. P., Rodgers, J. A., Buckley, J. D., Drake, D. A. R., et Johnson, T. B. (2021). The influence of human population change and aquatic invasive species establishment on future recreational fishing activities to the Canadian portion of the Laurentian Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(3), 232-244. https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0159

Jenny, J. P., Anneville, O., Arnaud, F., Baulaz, Y., Bouffard, D., Domaizon, I., Bocaniov, S. A., Chèvre, N., Dittrich, M., Dorioz, J. M., Dunlop, E. S., Dur, G., Guillard, J., Guinaldo, T., Jacquet, S., Jamoneau, A., Jawed, Z., Jeppesen, E., Krantzberg, G., ... Weyhenmeyer, G. A. (2020). Scientists' Warning to Humanity: Rapid degradation of the world's large lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 46(4), 686-702. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.05.006

Manson, S., Schroeder, J., Van Riper, D., Kugler, T., et Ruggles, S. (2021) IPUMS National Historical Geographic Information System: Version 16.0 [ensemble de données]. Minneapolis, MN: IPUMS. http://doi.org/10.18128/D050.V16.0

Mason, L.A., Riseng, C.M., Gronewold, A.D., Rutherford, E.S., Wang, J., Clites, A., Smith, S.D.P., et McIntyre, P.B. (2016). Fine-scale spatial variation in ice cover and surface temperature trends across the surface of the Laurentian Great Lakes. *Climatic Change*, 138(1-2), 71-83. https://doi.org/10.1007/s10584-016-1721-2

Melymuk, L., Robson, M., Diamond, M.L., Bradley, L.E., et Backus, S. (2011). Wet deposition loadings of organic contaminants to Lake Ontario: Assessing the influence of precipitation from urban and rural sites. *Atmospheric Environment*, 45(28), 5042-5049. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.007

Mikovits, C., W. Rauch et M. Kleidorfer (2014). Dynamics in Urban Development, Population Growth and their Influences on Urban Water Infrastructure. *Procedia Engineering*, 70, 1147-1156. https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.02.127

Ministère des Finances. (2021). *Projections démographiques pour l'Ontario, 2020-2026*. Gouvernement de l'Ontario. https://www.ontario.ca/fr/page/projections-demographiques-pour-lontario

Norris, T., Vines, P. L., et Hoeffel, E. M. (2012). *The American Indian and Alaska Native Population: 2010* (nº C2010BR-10; 2010 Census Briefs, p. 21). U.S. Census Bureau. https://www.census.gov/history/pdf/c2010br-10.pdf

Pickett, S.T.A., Boone, C.G., McGrath, B.P., Cadenasso, M.L., Childers, D.L., Ogden, L.A., McHale, M., et Grove, J.M. (2013). Ecological science and transformation to the sustainable city. *Cities*, 32, S10-S20. https://doi.org/10.1016/j.cities.2013.02.008

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienne, Autriche. https://www.R-project.org/.

Salerno, F., Viviano, G., et Tartari, G. (2018). Urbanization and climate change impacts on surface water quality: Enhancing the resilience by reducing impervious surfaces. *Water Research*, *144*, 491-502. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.058

Santo-Domingo, J.W. et N. Ashbold. 2008. Fecal Pollution of Water. Cutler J. Cleveland (éd.), Encyclopedia of Earth. National Council for Science and the Environment, Washington, D.C. 1-12.

Shear, Harvey., Stadler-Salt, N., Bertram, P., et Horvatin, P. (2003). The Development and Implementation of Indicators of Ecosystem Health in the Great Lakes Basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, *88*(1), 119-151. https://doi.org/10.1023/A:1025504704879

Statistique Canada. (1983). *Recensement du Canada de 1981 : Ontario* (nº CS95-988-1981; p. 837). Statistique Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2017/statcan/CS95-988-1981.pdf

Statistique Canada. (1992). *Profils de secteurs, Recensement de 1991, Profil des divisions et subdivisions de recensement — Partie A : Ontario*. Recensement de la population de 1991, nº de catalogue 95F0168X de Statistique Canada. https://www12.statcan.gc.ca/francais/census91/data/profiles/Profiles.cfm

Statistique Canada. (2002). *Profils des communautés de 2001*. Publié le 27 juin 2002. Dernière modification : 30 novembre 2005. Nº de catalogue 93F0053XIE de Statistique Canada. https://www12.statcan.gc.ca/english/Profil01/CP01/Index.cfm?Lang=F (consulté le 6 juillet 2021).

Statistique Canada. (2014). *Tableau A2-14 Population du Canada, par province, dates de recensement, 1851 à 1976*. https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/11-516-x/sectiona/4147436-fra.htm

Statistique Canada. (2017a). *Les peuples autochtones au Canada : faits saillants du Recensement de 2016*. https://www150.statcan.gc.ca/n1/daily-quotidien/171025/dq171025a-fra.htm

Statistique Canada. (2017). *Tableau 17-10-0117-01 Certaines caractéristiques démographiques, Canada, aires de drainage principales et sous-aires de drainage*. Publié le 14 décembre 2017. https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=1710011701&request_locale=fr (consulté le 22 juin 2021).

Statistique Canada. (2019). *Les municipalités les plus peuplées au Canada et présentant les croissances démographiques les plus élevées entre 2011 et 2016*. https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/as-sa/98-200-x/2016001/98-200-x2016001-fra.cfm

Statistique Canada. (2022). *Ontario [province] et Canada [pays]* (tableau). *Profil du recensement*. Recensement de la population de 2021. Nº de catalogue 98-316-X2021001 de Statistique Canada. Ottawa. Publié le 9 février 2022. https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2021/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F (consulté le 22 février 2022)

Trudeau, M.P., et Richardson, M. (2015). Corrigendum to Change in event-scale hydrologic response in two urbanizing watersheds of the Great Lakes St Lawrence Basin 1969-2010. *Journal of Hydrology*, 527, 1174-1188. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.04.031

Union of Ontario Indians. (2016). *Anishinabek Great Lakes Round Table Gathering, March 24-25, 2015—Final Report* (p. 24). Union of Ontario Indians, North Bay, Ontario. http://www.anishinabek.ca/wp-content/uploads/2016/07/UOI-GLG-Final-Report-FINAL.pdf

Nations Unies, Département des affaires économiques et sociales, Division de la population. (2019). *World Population Prospects 2019: Highlights (ST/ESA/SER.A/423)*. Nations Unies, New York. https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_Highlights.pdf

United States Caucus of the Traditional Ecological Knowledge Task Team: Annex 10 Science Subcommittee. (2021). *Guidance Document on Traditional Ecological Knowledge Pursuant to the Great Lakes Water Quality Agreement*. https://www.bia.gov/sites/bia.gov/files/assets/bia/wstreg/Guidance_Document_on_TEK_Pursuant_to_the_Great_Lakes_Water_Quality_Agreement.pdf

U.S. Census Bureau. (2021a). *2020 Census Statistics Highlight Local Population Changes and Nation's Racial and Ethnic Diversity (Release Number CB21-CN.55)*. U.S. Census Bureau: Press Releases. https://www.census.gov/newsroom/press-releases/2021/population-changes-nations-diversity.html (consulté le 16 août 2021).

U.S. Census Bureau. (2021b). *American Community Survey: Areas Published*. Dernière révision : 23 novembre 2021. https://www.census.gov/programs-surveys/acs/geography-acs/areas-published.html (consulté le 15 décembre 2021).

U.S. Census Bureau. (2021c). *Annual Estimates of the Resident Population: April 1, 2010 to July 1, 2019 (CBSA-MET-EST2019-ANNRES)*. Metropolitan and Micropolitan Statistical Areas Population Totals and Components of Change: 2010-2019. Dernière révision : 8 octobre 2021. https://www.census.gov/data/tables/time-series/demo/popest/2010s-total-metro-and-micro-statistical-areas.html (consulté le 15 octobre 2021).

U.S. Census Bureau. (2021d). *Cumulative Estimates of Resident Population Change for Incorporated Places of 50,000 or More in 2010, Ranked by Percent Change: April 1, 2010 to July 1, 2019 (SUB-IP-EST2019-CUMCH)*. Dernière révision : 8 octobre 2021. https://www.census.gov/data/tables/time-series/demo/popest/2010s-total-cities-and-towns.html (consulté le 15 octobre 2021).

U.S. Census Bureau. (2021e). *Historical Population Change Data (1910-2020)*. https://www.census.gov/data/tables/time-series/dec/popchange-data-text.html (consulté le 17 juin 2021).

U.S. Environmental Protection Agency. (2021a). *Region 2 Indian Nations Program*. Environmental Protection in Indian Country. https://www.epa.gov/tribal/region-2-indian-nations-program (consulté le 1er juillet 2021).

U.S. Environmental Protection Agency. (2021b). *Region 5 Tribal Program*. Environmental Protection in Indian Country. https://www.epa.gov/tribal/region-5-tribal-program (consulté le 21 septembre 2021).

Van Zuiden, T.M., Chen, M.M., Stefanoff, S., Lopez, L., et Sharma, S. (2016). Projected impacts of climate change on three freshwater fishes and potential novel competitive interactions. *Diversity and Distributions*, 22(5), 603-614. https://doi.org/10.1111/ddi.12422

Wurtsbaugh, W. A., Paerl, H. W., et Dodds, W. K. (2019). Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *WIREs Water*, 6(5), e1373. https://doi.org/10.1002/wat2.1373

Liste des tableaux

Tableau 1. Tendances de population dans le bassin des Grands Lacs : sur 10 ans, 30 ans et 50 ans.

Tableau 2. Population du bassin des Grands Lacs de 1970 à 2020, par décennie.

Tableau 3. Population du bassin des Grands Lacs au Canada, recensée aux cinq ans de 1971 à 2021.

Tableau 4. Aire de drainage du bassin des Grands Lacs.

Tableau 5. Population de la région des Grands Lacs, 1900-2020, par décennie.

Tableau 6. Population des comtés américains du bassin des Grands Lacs, 1900-2020, par décennie.

Liste des figures

Figure 1. Répartition géographique de la population dans le bassin des Grands Lacs (2020-2021).

Figure 2. Répartition géographique de la population dans la région des Grands Lacs (2020-2021).

Figure 3. Tendances de population sur 30 ans dans le bassin des Grands Lacs (de 1990-1991 à 2020-2021).

Figure 4. Tendances de population à long terme (sur 50 ans) dans le bassin des Grands Lacs (de 1970-1971 à 2020-2021).

Figure 5. Nations tribales américaines de la région des Grands Lacs.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Bassin	Partie	Données actuelles	Tendance sur 10 ans (2010-2020 É.-U. et 2011-2021 Canada)				Tendance sur 30 ans (1990-2020 É.-U. et 1991-2021 Canada)				Tendance à long terme (50 ans) (1970-2020 É.-U. et 1971-2021 Canada)			
		Recens. 2020-2021	Recens. 2010-2011	Δ 10 ans	% Δ 10 ans	Δ moyen par année	Recens. 1990-1991	Δ 30 ans	% Δ 30 ans	Δ moyen par année	Recens. 1970-1971	Δ 50 ans	% Δ 50 ans	Δ moyen par année
Supérieur	Binationale	594 370	590 897	3 473	0,6 %	347	620 738	-26 368	-4 2 %	-879	597 495	-3 125	-0,5 %	-63
	Ontario	169 897	168 437	1 460	0,9 %	146	182 857	-12 960	-7,1 %	-432	170 743	-846	-0,5 %	-17
	États-Unis	424 473	422 460	2 013	0,5 %	201	437 881	-13 408	-3,1 %	-447	426 752	-2 279	-0,5 %	-46
Michigan	Binationale	8 011 470	7 755 671	255 799	3,3 %	25 580	7 307 259	704 211	9,6 %	23 474	6 425 487	1 585 983	24,7 %	31 720
	Ontario	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	États-Unis	8 011 470	7 755 671	255 799	3,3 %	25 580	7 307 259	704 211	9,6 %	23 474	6 425 487	1 585 983	24,7 %	31 720
Huron	Binationale	3 199 891	3 061 389	138 502	4,5 %	13 850	2 722 376	477 515	17,5 %	15 917	2 308 573	891 318	38,6 %	17 826
	Ontario	1 636 294	1 486 864	149 430	10,1 %	14 943	1 219 158	417 136	34,2 %	13 905	934 520	701 774	75,1 %	14 305
	États-Unis	1 563 597	1 574 525	-10 928	-0,7 %	-1 093	1 503 218	60 379	4,0 %	2 013	1 374 053	189 544	13,8 %	3 791
Érié	Binationale	12 399 519	12 036 118	363 401	3,0 %	36 340	11 743 557	655 962	5,6 %	21 865	11 756 865	642 654	5,5 %	12 853
	Ontario	2 452 606	2 193 219	259 387	11,8 %	25 939	1 824 835	627 771	34,4 %	20 926	1 481 689	970 917	65,5 %	19 418
	États-Unis	9 946 913	9 842 899	104 014	1,1 %	10 401	9 918 722	28 191	0,3 %	940	10 275 176	-328 263	-3,2 %	-6 565
Ontario	Binationale	11 166 564	10 358 177	808 387	7,8 %	80 839	8 536 525	2 630 039	30,8 %	87 668	6 877 763	4 288 801	62,4 %	85 776
	Ontario	8 169 080	7 379 162	789 918	10,7 %	78 992	5 471 125	2 697 955	49,3 %	89 932	3 995 376	4 173 704	104,5 %	83 474
	États-Unis	2 997 484	2 979 015	18 469	0,6 %	1 847	3 065 400	-67 916	-2,2 %	-2 264	2 882 387	115 097	4,0 %	2 302
Globalement		**35 371 814**	**33 802 252**	**1 569 562**	**4,6 %**	**156 956**	**30 930 455**	**4 441 359**	**14,4 %**	**148 045**	**27 966 183**	**7 405 631**	**26,5 %**	**148 113**
Partie de l'Ontario		12 427 877	11 227 682	1 200 195	10,7 %	120 020	8 697 975	3 729 902	42,9%	124 330	6 582 328	5 845 549	88,8 %	116 911
Partie des États-Unis		22 943 937	22 574 570	369 367	1,6 %	36 937	22 232 480	711 457	3,2 %	23 715	21 383 855	1 560 082	7,3 %	31 202

Tableau 1. Tendances de population dans le bassin des Grands Lacs : sur 10 ans, 30 ans et 50 ans. Remarque : Dans les colonnes « Δ 10 ans », « Δ 30 ans » et « Δ 50 ans » sont indiqués les changements par rapport aux années de recensement (entre parenthèses) de la population de 2020-2021. Ce tableau est un sous-ensemble du tableau 2, « Population du bassin des Grands Lacs de 1970 à 2020, par décennie ». Consulter le tableau 2 pour en savoir plus et pour connaître les sources de données.

Bassin	Partie	Population en 1970-1971						Population en 1980-1981					
		Nombre	% du bassin	Δ décennal	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²	Nombre	% du bassin	Δ décennal	% Δ	Densité Km²	Densité Mi²
Supérieur	Binationale	597 495	100 %	-	-	4,7	12,3	612 908	100 %	15 413	2,6 %	4,9	12,6
	Ontario	170 743	28,6 %	-	-	2,1	5,3	177 599	29,0 %	6 856	4,0 %	2,1	5,5
	États-Unis	426 752	71,4 %	-	-	9,9	25,8	435 309	71,0 %	8 557	2,0 %	10,1	26,3
Michigan	Binationale	6 425 487	100 %	-	-	55,2	143,0	6 699 412	100 %	273 925	4,3 %	57,6	149,1
	Ontario	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	États-Unis	6 425 487	100 %	-	-	55,2	143,0	6 699 412	100 %	273 925	4,3 %	57,6	149,1
Huron	Binationale	2 308 573	100 %	-	-	17,3	44,8	2 575 902	100 %	267 329	11,6 %	19,3	50,0
	Ontario	934 520	40,5 %	-	-	10,2	26,5	1 058 199	41,1 %	123 679	13,2 %	11,6	30,0
	États-Unis	1 374 053	59,5 %	-	-	32,6	84,5	1 517 703	58,9 %	143 650	10,5 %	36,0	93,3
Érié	Binationale	11 756 865	100 %	-	-	153,8	398,4	11 535 352	100 %	-221 513	-1,9 %	150,9	390,8
	Ontario	1 481 689	12,6 %	-	-	65,7	170,2	1 623 278	14,1 %	141 589	9,6 %	72,0	186,5
	États-Unis	10 275 176	87,4 %	-	-	190,7	493,8	9 912 074	85,9 %	-363 102	-3,5 %	183,9	476,3
Ontario	Binationale	6 877 763	100 %	-	-	109,4	283,3	7 404 032	100 %	526 269	7,7 %	117,7	305,0
	Ontario	3 995 376	58,1 %	-	-	140,9	364,9	4 550 906	61,5 %	555 530	13,9 %	160,5	415,6
	États-Unis	2 882 387	41,9 %	-	-	83,5	216,3	2 853 126	38,5 %	-29 261	-1,0 %	82,7	214,1
Globalement		**27 966 183**	**100 %**	**-**	**-**	**54,3**	**140,6**	**28 827 606**	**100 %**	**861 423**	**3,1 %**	**56,0**	**144,9**
Partie en Ontario		6 582 328	23,5 %	-	-	29,2	75,6	7 409 982	25,7 %	827 654	12,6 %	32,9	85,2
Partie aux États-Unis		21 383 855	76,5 %	-	-	73,8	191,1	21 417 624	74,3 %	33 769	0,2 %	73,9	191,4

Tableau 2. Population du bassin des Grands Lacs de 1970 à 2020, par décennie

Suite à la page suivante.

Bassin	Partie	Population en 1990-1991						Population en 2000-2001					
		Nombre	% du bassin	Δ décennal	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²	Nombre	% du bassin	Δ décennal	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²
Supérieur	Binationale	620 738	100 %	7 830	1,3 %	4,9	12,7	594 197	100 %	-26 541	-4,3 %	4,7	12,2
	Ontario	182 857	29,5 %	5 258	3,0 %	2,2	5,7	173 716	29,2 %	-9 141	-5,0 %	2,1	5,4
	États-Unis	437 881	70,5 %	2 572	0,6 %	10,2	26,4	420 481	70,8 %	-17 400	-4,0 %	9,8	25,4
Michigan	Binationale	7 307 259	100 %	607 847	9,1 %	62,8	162,6	7 558 850	100 %	251 591	3,4 %	64,9	168,2
	Ontario	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	États-Unis	7 307 259	100 %	607 847	9,1 %	62,8	162,6	7 558 850	100 %	251 591	3,4 %	64,9	168,2
Huron	Binationale	2 722 376	100 %	146 474	5,7 %	20,4	52,9	2 948 705	100 %	226 329	8,3 %	22,1	57,3
	Ontario	1 219 158	44,8 %	160 959	15,2 %	13,4	34,6	1 358 006	46,1 %	138 848	11,4 %	14,9	38,6
	États-Unis	1 503 218	55,2 %	-14 485	-1,0 %	35,7	92,4	1 590 699	53,9 %	87 481	5,8 %	37,8	97,8
Érié	Binationale	11 743 557	100 %	208 205	1,8 %	153,6	397,9	12 096 594	100 %	353 037	3,0 %	158,2	409,9
	Ontario	1 824 835	15,5 %	201 557	12,4 %	80,9	209,6	2 018 716	16,7 %	193 881	10,6 %	89,5	231,9
	États-Unis	9 918 722	84,5 %	6 648	0,1 %	184,0	476,7	10 077 878	83,3 %	159 156	1,6 %	187,0	484,3
Ontario	Binationale	8 536 525	100 %	1 132 493	15,3 %	135,8	351,6	9 316 990	100 %	780 465	9,1 %	148,2	383,8
	Ontario	5 471 125	64,1 %	920 219	20,2 %	192,9	499,7	6 354 843	68,2 %	883 718	16,2 %	224,1	580,4
	États-Unis	3 065 400	35,9 %	212 274	7,4 %	88,8	230,0	2 962 147	31,8 %	-103 253	-3,4 %	85,8	222,2
Globalement		**30 930 455**	**100 %**	**2 102 849**	**7,3 %**	**60,0**	**155,5**	**32 515 336**	**100 %**	**1 584 881**	**5,1 %**	**63,1**	**163,5**
Partie de l'Ontario		8 697 975	28,1 %	1 287 993	17,4 %	38,6	100,0	9 905 281	30,5 %	1 207 306	13,9 %	43,9	113,8
Partie des États-Unis		22 232 480	71,9 %	814 856	3,8 %	76,7	198,7	22 610 055	69,5 %	377 575	1,7 %	78,0	202,1

Tableau 2. Population du bassin des Grands Lacs de 1970 à 2020, par décennie (suite)

Suite à la page suivante.

Bassin	Partie	Population en 2010-2011						Population en 2020-2021					
		Nombre	% du bassin	Δ décennal	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²	Nombre	% du bassin	Δ décennal	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²
Supérieur	Binationale	590 897	100 %	-3 300	-0,6 %	4,7	12,1	594 370	100 %	3 473	0,6 %	4,7	12,2
	Ontario	168 437	28,5 %	-5 279	-3,0 %	2,0	5,2	169 897	28,6 %	1 460	0,9 %	2,0	5,3
	États-Unis	422 460	71,5 %	1 979	0,5 %	9,8	25,5	424 473	71,4 %	2 013	0,5 %	9,9	25,6
Michigan	Binationale	7 755 671	100 %	196 821	2,6 %	66,6	172,6	8 011 470	100 %	255 799	3,3 %	68,8	178,3
	Ontario	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	États-Unis	7 755 671	100 %	196 821	2,6 %	66,6	172,6	8 011 470	100 %	255 799	3,3 %	68,8	178,3
Huron	Binationale	3 061 389	100 %	112 684	3,8 %	23,0	59,5	3 199 891	100 %	138 502	4,5 %	24,0	62,1
	Ontario	1 486 864	48,6 %	128 858	9,5 %	16,3	42,2	1 636 294	51,1 %	149 430	10,1 %	17,9	46,5
	États-Unis	1 574 525	51,4 %	-16 174	-1,0 %	37,4	96,8	1 563 597	48,9 %	-10 928	-0,7 %	37,1	96,1
Érié	Binationale	12 036 118	100 %	-60 476	-0,5 %	157,5	407,8	12 399 519	100 %	363 401	3,0 %	162,2	420,1
	Ontario	2 193 219	18,2 %	174 503	8,6 %	97,3	251,9	2 452 606	19,8 %	259 387	11,8 %	108,8	281,7
	États-Unis	9 842 899	81,8 %	-234 979	-2,3 %	182,6	473,0	9 946 913	80,2 %	104 014	1,1 %	184,6	478,0
Ontario	Binationale	10 358 177	100 %	1 041 187	11,2 %	164,7	426,7	11 166 564	100 %	808 387	7,8 %	177,6	459,9
	Ontario	7 379 162	71,2 %	1 024 319	16,1 %	260,2	673,9	8 169 080	73,2 %	789 918	10,7 %	288,0	746,0
	États-Unis	2 979 015	28,8 %	16 868	0,6 %	86,3	223,5	2 997 484	26,8 %	18 469	0,6 %	86,8	224,9
Globalement		**33 802 252**	**100 %**	**1 286 916**	**4,0 %**	**65,6**	**169,9**	**35 371 814**	**100 %**	**1 569 562**	**4,6 %**	**68,7**	**177,8**
Partie de l'Ontario		11 227 682	33,2 %	1 322 401	13,4 %	49,8	129,0	12 427 877	35,1 %	1 200 195	10,7 %	55,1	142,8
Partie des États-Unis		22 574 570	66,8 %	-35 485	-0,2 %	77,9	201,7	22 943 937	64,9 %	369 367	1,6 %	79,2	205,0

Tableau 2. Population du bassin des Grands Lacs de 1970 à 2020, par décennie (suite). Remarque : Dans la colonne « Δ décennal » sont indiqués les changements dans les chiffres de population sur dix ans. La colonne « % du bassin » représente la proportion de la population résidente de chaque bassin.

Sources :

Données canadiennes :

Données de 2021 : Statistique Canada, Division de la statistique de l'environnement et de l'énergie, totalisation spéciale du recensement de 2021. Reçu le 23 février 2022. (*données préliminaires sujettes à révision*)
Données de 1971 à 2016 : Statistique Canada. (2017). *Tableau 17-10-0117-01 Certaines caractéristiques démographiques, Canada, aires de drainage principales et sous-aires de drainage.* https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=1710011701&request_locale=fr (consulté le 22 juin 2021).
Données américaines : (les chiffres de population des États-Unis ont été calculés à partir des analyses géospatiales qu'ont menées les auteurs des groupes d'îlots des recensements dans le bassin des Grands Lacs, à partir des ensembles de données ci-après)
Données de 2010 à 2020 : esri_dm. (1er octobre 2021). *USA Census Block Groups Boundaries*. ArcGIS Online. https://esri.maps.arcgis.com/home/item.html?id=1c924a53319a491ab43d5cb1d55d8561 (consulté le 17 février 2022).
Données de 1970 à 2000 : Steven Manson, Jonathan Schroeder, David Van Riper, Tracy Kugler, et Steven Ruggles. *IPUMS National Historical Geographic Information System: Version 15.0 [base de données]*. Minneapolis, MN: IPUMS. 2020. http://doi.org/10.18128/D050.V15.0 (consulté le 17 juin 2021).
glc_esri. (20 août 2020). *Great Lakes & St. Lawrence River Basins*. ArcGIS Online. https://epa.maps.arcgis.com/home/item.html?id=df1de3fdd82047a79864b45c9ec1180b (consulté le 17 juin 2021).

Bassin	Recensement de 1971					Recensement de 1976					Recensement de 1981				
	Nombre	Δ sur 5 ans	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²	Nombre	Δ sur 5 ans	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²	Nombre	Δ sur 5 ans	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²
Supérieur	170 743	-	-	2,1	5,3	175 602	4 859	2,8 %	2,1	5,5	177 599	1 997	1,1 %	2,1	5,5
Huron	934 520	-	-	10,2	26,5	1 018 331	83 811	9,0 %	11,2	28,9	1 058 199	39 868	3,9 %	11,6	30,0
Érié	1 481 689	-	-	65,7	170,2	1 578 664	96 975	6,5 %	70,0	181,3	1 623 278	44 614	2,8 %	72,0	186,5
Ontario	3 995 376	-	-	140,9	364,9	4 307 275	311 899	7,8 %	151,9	393,4	4 550 906	243 631	5,7 %	160,5	415,6
Globalement	**6 582 328**	**-**	**-**	**29,2**	**75,6**	**7 079 872**	**497 544**	**7,6 %**	**31,4**	**81,4**	**7 409 982**	**330 110**	**4,7 %**	**32,9**	**85,2**

Bassin	Recensement de 1986					Recensement de 1991					Recensement de 1996				
	Nombre	Δ sur 5 ans	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²	Nombre	Δ sur 5 ans	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²	Nombre	Δ sur 5 ans	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²
Supérieur	178 858	1 259	0,7 %	2,1	5,6	182 857	3 999	2,2 %	2,2	5,7	180 086	-2 771	-1,5 %	2,2	5,6
Huron	1 079 199	21 000	2,0 %	11,8	30,6	1 219 158	139 959	13,0 %	13,4	34,6	1 305 544	86 386	7,1 %	14,3	37,1
Érié	1 679 536	56 258	3,5 %	74,5	192,9	1 824 835	145 299	8,7 %	80,9	209,6	1 921 043	96 208	5,3 %	85,2	220,7
Ontario	4 885 860	334 954	7,4 %	172,3	446,2	5 471 125	585 265	12,0 %	192,9	499,7	5 887 739	416 614	7,6 %	207,6	537,7
Globalement	**7 823 453**	**413 471**	**5,6 %**	**34,7**	**89,9**	**8 697 975**	**874 522**	**11,2 %**	**38,6**	**100,0**	**9 294 412**	**596 437**	**6,9 %**	**41,2**	**106,8**

Bassin	Recensement de 2001					Recensement de 2006					Recensement de 2011				
	Nombre	Δ sur 5 ans	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²	Nombre	Δ sur 5 ans	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²	Nombre	Δ sur 5 ans	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²
Supérieur	173 716	-6 370	-3,5 %	2,1	5,4	171 433	-2 283	-1,3 %	2,1	5,3	168 437	-2 996	-1,7 %	2,0	5,2
Huron	1 358 006	52 462	4,0 %	14,9	38,6	1 444 504	86 498	6,4 %	15,8	41,0	1 486 864	42 360	2,9 %	16,3	42,2
Érié	2 018 716	97 673	5,1 %	89,5	231,9	2 129 870	111 154	5,5 %	94,5	244,7	2 193 219	63 349	3,0 %	97,3	251,9
Ontario	6 354 843	467 104	7,9 %	224,1	580,4	6 863 620	508 777	8,0 %	242,0	626,8	7 379 162	515 542	7,5 %	260,2	673,9
Globalement	**9 905 281**	**610 869**	**6,6 %**	**43,9**	**113,8**	**10 609 427**	**704 146**	**7,1 %**	**47,1**	**121,9**	**11 227 682**	**618 255**	**5,8 %**	**49,8**	**129,0**

Tableau 3. Population du bassin des Grands Lacs au Canada, recensée aux cinq ans de 1971 à 2021.

Suite à la page suivante.

Bassin	Recensement de 2016					Recensement de 2021				
	Nombre	Δ sur 5 ans	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²	Nombre	Δ sur 5 ans	% Δ	Densité /km²	Densité /mi²
Supérieur	168 732	295	0,2 %	2,0	5,3	169 897	1 165	0,7 %	2,0	5,3
Huron	1 542 129	55 265	3,7 %	16,9	43,8	1 636 294	94 165	6,1 %	17,9	46,5
Érié	2 266 267	73 048	3,3 %	100,5	260,3	2 452 606	186 339	8,2 %	108,8	281,7
Ontario	7 780 152	400 990	5,4 %	274,3	710,5	8 169 080	388 928	5,0 %	288,0	746,0
Globalement	**11 757 280**	**529 598**	**4,7 %**	**52,2**	**135,1**	**12 427 877**	**670 597**	**5,7 %**	**55,1**	**142,8**

Tableau 3. Population du bassin des Grands Lacs au Canada, recensée aux cinq ans de 1971 à 2021 (suite).
Remarque : Le bassin du lac Michigan se trouvant entièrement aux États-Unis, il est exclu du tableau.

Sources :
Données de 2021 : Statistique Canada, Division de la statistique de l'environnement et de l'énergie, totalisation spéciale du recensement de 2021. Reçu le 23 février 2022. (*données préliminaires sujettes à révision*)
Données de 1971 à 2016 : Statistique Canada. (2017). *Tableau 17-10-0117-01 Certaines caractéristiques démographiques, Canada, aires de drainage principales et sous-aires de drainage.* https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=1710011701&request_locale=fr (consulté le 22 juin 2021).
Remarque sur les données : Les sous-aires de drainage suivantes dont il est fait état dans le tableau 17-10-0117-01 comprennent les sous-bassins des Grands Lacs au Canada :
Lac Supérieur :

- Nord-ouest du lac Supérieur
- Nord-est du lac Supérieur

Lac Huron :

- Nord du lac Huron
- Wanapitei et French, Ontario
- Est de la baie Georgienne
- Est du lac Huron

Lac Érié :

- Nord du lac Érié

Lac Ontario :

- Lac Ontario et péninsule de Niagara

Bassin	Partie	Aire de drainage		
		Km²	Mi²	%
Supérieur	Binationale	126 136	48 701	100 %
	Ontario	83 240	32 139	66,0 %
	États-Unis	42 896	16 562	34,0 %
Michigan	Binationale	116 392	44 939	100 %
	Ontario	0	0	0 %
	États-Unis	116 392	44 939	100 %
Huron	Binationale	133 360	51 491	100 %
	Ontario	91 236	35 226	68,4 %
	États-Unis	42 125	16 264	31,6 %
Érié	Binationale	76 441	29 514	100 %
	Ontario	22 547	8 705	29,5 %
	États-Unis	53 894	20 809	70,5 %
Ontario	Binationale	62 879	24 278	100 %
	Ontario	28 360	10 950	45,1 %
	États-Unis	34 519	13 328	54,9 %
Globalement			**198 923**	**100 %**
Partie en Ontario		225 383	87 021	43,7 %
Partie aux États-Unis		289 827	111 903	56,3 %

Tableau 4. Aire de drainage du bassin des Grands Lacs

Remarque : La colonne « % » indique la proportion de l'aire de drainage du bassin dans chaque pays.

Nous avons calculé ces valeurs à partir de notre analyse géospatiale en soustrayant la superficie des Grands Lacs et des voies interlacustres de toute la superficie du bassin versant (terres et eau). Les plans d'eau intérieurs (lacs et cours d'eau) ont été conservés pour le calcul des valeurs des aires de drainage. Les valeurs des aires de drainage concordent avec les valeurs déclarées précédemment par l'USEPA (https://www.epa.gov/greatlakes/physical-features-great-lakes).

Ces valeurs ont servi à calculer la densité de population indiquée dans les tableaux 2 et 3.

Année de recensement	1900				1910				1920			
État / province	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région
Illinois	4 821 550	995 199	26,0 %	14,4 %	5 638 591	817 041	16,9 %	14,2 %	6 485 280	846 689	15,0 %	14,1 %
Indiana	2 516 462	324 058	14,8 %	7,5 %	2 700 876	184 414	7,3 %	6,8 %	2 930 390	229 514	8,5 %	6,4 %
Michigan	2 420 982	327 093	15,6 %	7,2 %	2 810 173	389 191	16,1 %	7,1 %	3 668 412	858 239	30,5 %	8,0 %
Minnesota	1 751 394	449 568	34,5 %	5,2 %	2 075 708	324 314	18,5 %	5,2 %	2 387 125	311 417	15,0 %	5,2 %
New York	7 268 894	1 271 041	21,2 %	21,7 %	9 113 614	1 844 720	25,4 %	23,0 %	10 385 227	1 271 613	14,0 %	22,6 %
Ohio	4 157 545	485 229	13,2 %	12,4 %	4 767 121	609 576	14,7 %	12,0 %	5 759 394	992 273	20,8 %	12,5 %
Ontario	2 182 947	68 626	3,2 %	6,5 %	2 527 292	344 345	15,8 %	6,4 %	2 933 662	406 370	16,1 %	6,4 %
Pennsylvanie	6 302 115	1 044 101	19,9 %	18,8 %	7 665 111	1 362 996	21,6 %	19,3 %	8 720 017	1 054 906	13,8 %	19,0 %
Wisconsin	2 069 042	382 162	22,7 %	6,2 %	2 333 860	264 818	12,8 %	5,9 %	2 632 067	298 207	12,8 %	5,7 %
Total	**33 490 931**	**5 347 077**	**19,0 %**	**100 %**	**39 632 346**	**6 141 415**	**18,3 %**	**100 %**	**45 901 574**	**6 269 228**	**15,8 %**	**100 %**

Année de recensement	1930				1940				1950			
État / province	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région
Illinois	7 630 654	1 145 374	17,7 %	14,3 %	7 897 241	266 587	3,5 %	14,0 %	8 712 176	814 935	10,3 %	13,8 %
Indiana	3 238 503	308 113	10,5 %	6,1 %	3 427 796	189 293	5,8 %	6,1 %	3 934 224	506 428	14,8 %	6,2 %
Michigan	4 842 325	1 173 913	32,0 %	9,0 %	5 256 106	413 781	8,5 %	9,3 %	6 371 766	1 115 660	21,2 %	10,1 %
Minnesota	2 563 953	176 828	7,4 %	4,8 %	2 792 300	228 347	8,9 %	4,9 %	2 982 483	190 183	6,8 %	4,7 %
New York	12 588 066	2 202 839	21,2 %	23,5 %	13 479 142	891 076	7,1 %	23,8 %	14 830 192	1 351 050	10,0 %	23,4 %
Ohio	6 646 697	887 303	15,4 %	12,4 %	6 907 612	260 915	3,9 %	12,2 %	7 946 627	1 039 015	15,0 %	12,6 %
Ontario	3 431 683	498 021	17,0 %	6,4 %	3 787 655	355 972	10,4 %	6,7 %	4 597 542	809 887	21,4 %	7,3 %
Pennsylvanie	9 631 350	911 333	10,5 %	18,0 %	9 900 180	268 830	2,8 %	17,5 %	10 498 012	597 832	6,0 %	16,6 %
Wisconsin	2 939 006	306 939	11,7 %	5,5 %	3 137 587	198 581	6,8 %	5,5 %	3 434 575	296 988	9,5 %	5,4 %
Total	**53 512 237**	**7 610 663**	**16,6 %**	**100 %**	**56 585 619**	**3 073 382**	**5,7 %**	**100 %**	**63 307 597**	**6 721 978**	**11,9 %**	**100 %**

Tableau 5. Population de la région des Grands Lacs, 1900-2020, par décennie

Suite à la page suivante.

Année de recensement	1960				1970				1980			
État / province	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région
Illinois	10 081 158	1 368 982	15,7 %	13,6 %	11 113 976	1 032 818	10,2 %	13,6 %	11 426 518	312 542	2,8 %	13,6 %
Indiana	4 662 498	728 274	18,5 %	6,3 %	5 193 669	531 171	11,4 %	6,3 %	5 490 224	296 555	5,7 %	6,6 %
Michigan	7 823 194	1 451 428	22,8 %	10,6 %	8 875 083	1 051 889	13,4 %	10,9 %	9 262 078	386 995	4,4 %	11,1 %
Minnesota	3 413 864	431 381	14,5 %	4,6 %	3 804 971	391 107	11,5 %	4,7 %	4 075 970	270 999	7,1 %	4,9 %
New York	16 782 304	1 952 112	13,2 %	22,7 %	18 236 967	1 454 663	8,7 %	22,3 %	17 558 072	-678 895	-3,7 %	21,0 %
Ohio	9 706 397	1 759 770	22,1 %	13,1 %	10 652 017	945 620	9,7 %	13,0 %	10 797 630	145 613	1,4 %	12,9 %
Ontario	6 236 092	1 638 550	35,6 %	8,4 %	7 703 106	1 467 014	23,5 %	9,4 %	8 625 107	922 001	12,0 %	10,3 %
Pennsylvanie	11 319 366	821 354	7,8 %	15,3 %	11 793 909	474 543	4,2 %	14,4 %	11 863 895	69 986	0,6 %	14,2 %
Wisconsin	3 951 777	517 202	15,1 %	5,3 %	4 417 731	465 954	11,8 %	5,4 %	4 705 767	288 036	6,5 %	5,6 %
Total	**73 976 650**	**10 669 053**	**16,9 %**	**100 %**	**81 791 429**	**7 814 779**	**10,6 %**	**100 %**	**83 805 261**	**2 013 832**	**2,5 %**	**100 %**

Année de recensement	1990				2000				2010			
État / province	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région	Nombre	Δ décennal	% Δ	% région
Illinois	11 430 602	4 084	0,04 %	13,2 %	12 419 293	988 691	8,6 %	13,4 %	12 830 632	411 339	3,3 %	13,3 %
Indiana	5 544 159	53 935	1,0 %	6,4 %	6 080 485	536 326	9,7 %	6,6 %	6 483 802	403 317	6,6 %	6,7 %
Michigan	9 295 297	33 219	0,4 %	10,8 %	9 938 444	643 147	6,9 %	10,7 %	9 883 640	-54 804	-0,6 %	10,2 %
Minnesota	4 375 099	299 129	7,3 %	5,1 %	4 919 479	544 380	12,4 %	5,3 %	5 303 925	384 446	7,8 %	5,5 %
New York	17 990 455	432 383	2,5 %	20,8 %	18 976 457	986 002	5,5 %	20,5 %	19 378 102	401 645	2,1 %	20,0 %
Ohio	10 847 115	49 485	0,5 %	12,6 %	11 353 140	506 025	4,7 %	12,2 %	11 536 504	183 364	1,6 %	11,9 %
Ontario	10 084 885	1 459 778	16,9 %	11,7 %	11 410 046	1 325 161	13,1 %	12,3 %	12 851 821	1 441 775	12,6 %	13,3 %
Pennsylvanie	11 881 643	17 748	0,1 %	13,8 %	12 281 054	399 411	3,4 %	13,2 %	12 702 379	421 325	3,4 %	13,1 %
Wisconsin	4 891 769	186 002	4,0 %	5,7 %	5 363 675	471 906	9,6 %	5,8 %	5 686 986	323 311	6,0 %	5,9 %
Total	**86 341 024**	**2 535 763**	**3,0 %**	**100 %**	**92 742 073**	**6 401 049**	**7,4 %**	**100 %**	**96 657 791**	**3 915 718**	**4,2 %**	**100 %**

Tableau 5. Population de la région des Grands Lacs, 1900-2020, par décennie (suite)

Suite à la page suivante.

Année de recensement	2020			
État / province	**Nombre**	**Δ décennal**	**% Δ**	**% région**
Illinois	12 812 508	-18 124	-0,1 %	12,7 %
Indiana	6 785 528	301 726	4,7 %	6,8 %
Michigan	10 077 331	193 691	2,0 %	10,0 %
Minnesota	5 706 494	402 569	7,6 %	5,7 %
New York	20 201 249	823 147	4,2 %	20,1 %
Ohio	11 799 448	262 944	2,3 %	11,7 %
Ontario	14 223 942	1 372 121	10,7 %	14,2 %
Pennsylvanie	13 002 700	300 321	2,4 %	12,9 %
Wisconsin	5 893 718	206 732	3,6 %	5,9 %
Total	**100 502 918**	**3 845 127**	**4,0 %**	**100 %**

Tableau 5. Population de la région des Grands Lacs, 1900-2020, par décennie (suite).

Remarque : Les données de la population de l'Ontario proviennent des recensements de 1901, 1911, 1921, 1931, 1941, 1951, 1961, 1971, 1981, 1991, 2001, 2011 et 2021. Dans la colonne « Δ décennal » sont indiqués les changements dans les chiffres de population sur dix ans. La colonne « % région » représente la proportion de la population de l'État ou de la province par comparaison avec la population totale de la région des Grands Lacs.

Sources :

Statistique Canada. (1983). *Recensement du Canada de 1981 : Ontario* (nº CS95-988–1981; p. 837). Statistique Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2017/statcan/CS95-988-1981.pdf (consulté le 22 juin 2021).

Statistique Canada. (1992). *Profils de secteurs, Recensement de 1991, Profil des divisions et subdivisions de recensement - Partie A : Ontario*. Recensement de 1991, nº de catalogue 95F0168X de Statistique Canada. https://www12.statcan.gc.ca/francais/census91/data/profiles/Profiles.cfm (consulté le 22 juin 2021).

Statistique Canada. (2002). *Recensement du Canada de 2001*. Recensement de 2001. https://www12.statcan.gc.ca/francais/census01/home/Index.cfm (consulté le 22 juin 2021).

Statistique Canada. (2014). *Tableau A2-14 Population du Canada, par province, dates de recensement, 1851 à 1976*. https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/11-516-x/sectiona/4147436-fra.htm (consulté le 22 juin 2021).

Statistique Canada. 2017. *Ontario [province] et Canada [pays] (tableau). Profil du recensement*. Recensement de 2016. Nº de catalogue 98-316-X2016001 de Statistique Canada. Ottawa. Publié le 29 novembre 2017. https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F (consulté le 22 juin 2021).

Statistique Canada. 2022. (tableau). Profil du recensement. Recensement de 2021. Nº de catalogue 98-316-X2021001 de Statistique Canada. Ottawa. Publié le 9 février 2022. https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2021/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F (consulté le 17 février 2022)

Steven Manson, Jonathan Schroeder, David Van Riper, Tracy Kugler, et Steven Ruggles. IPUMS National Historical Geographic Information System: Version 16.0 [ensemble de données]. Minneapolis, MN: IPUMS. 2021. http://doi.org/10.18128/D050.V16.0 (consulté le 28 février 2022).

U.S. Census Bureau. (2021). *Historical Population Change Data (1910-2020)*. https://www.census.gov/data/tables/time-series/dec/popchange-data-text.html (consulté le 9 novembre 2021).

Année de recensement	1900				1910				1920			
État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État
Illinois	1 873 239	657 082	54,0 %	38,9 %	2 460 291	587 052	31,3 %	43,6 %	3 127 302	667 011	27,1 %	48,2 %
Indiana	431 193	58 364	15,7 %	17,1 %	526 586	95 393	22,1 %	19,5 %	648 218	121 632	23,1 %	22,1 %
Michigan	2 420 982	328 088	15,7 %	100 %	2 810 173	389 191	16,1 %	100 %	3 668 412	858 239	30,5 %	100 %
Minnesota	121 275	62 487	106,3 %	6,9 %	233 637	112 362	92,7 %	11,3 %	295 910	62 273	26,7 %	12,4 %
New York	2 082 272	211 242	11,3 %	28,6 %	2 343 323	261 051	12,5 %	25,7 %	2 629 238	285 915	12,2 %	25,3 %
Ohio	1 764 942	287 093	19,4 %	42,5 %	2 108 311	343 369	19,5 %	44,2 %	2 814 328	706 017	33,5 %	48,9 %
Pennsylvanie	192 737	18 561	10,7 %	3,1 %	206 811	14 074	7,3 %	2,7 %	235 292	28 481	13,8 %	2,7 %
Wisconsin	1 236 613	262 775	27,0 %	59,8 %	1 451 313	214 700	17,4 %	62,2 %	1 671 735	220 422	15,2 %	63,5 %
Total	**10 123 253**	**1 885 692**	**22,9 %**	**32,3 %**	**12 140 445**	**2 017 192**	**19,9 %**	**32,7 %**	**15 090 435**	**2 949 990**	**24,3 %**	**35,1 %**

Année de recensement	1930				1940				1950			
État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État
Illinois	4 086 510	959 208	30,7 %	53,6 %	4 184 436	97 926	2,4 %	53,0 %	4 687 889	503 453	12,0 %	53,8 %
Indiana	860 609	212 391	32,8 %	26,6 %	919 770	59 161	6,9 %	26,8 %	1 116 819	197 049	21,4 %	28,4 %
Michigan	4 842 325	1 173 913	32,0 %	100 %	5 256 106	413 781	8,5 %	100 %	6 371 766	1 115 660	21,2 %	100 %
Minnesota	297 828	1 918	0,6 %	11,6 %	313 454	15 626	5,2 %	11,2 %	307 198	-6 256	-2,0 %	10,3 %
New York	2 966 637	337 399	12,8 %	23,6 %	3 045 304	78 667	2,7 %	22,6 %	3 399 147	353 843	11,6 %	22,9 %
Ohio	3 350 851	536 523	19,1 %	50,4 %	3 430 475	79 624	2,4 %	49,7 %	3 999 956	569 481	16,6 %	50,3 %
Pennsylvanie	255 746	20 454	8,7 %	2,7 %	270 734	14 988	5,9 %	2,7 %	315 146	44 412	16,4 %	3,0 %
Wisconsin	1 937 506	265 771	15,9 %	65,9 %	2 061 375	123 869	6,4 %	65,7 %	2 281 231	219 856	10,7 %	66,4 %
Total	**18 598 012**	**3 507 577**	**23,2%**	**37,1 %**	**19 481 654**	**883 642**	**4,8 %**	**36,9 %**	**22 479 152**	**2 997 498**	**15,4 %**	**38,3 %**

Tableau 6. Population des comtés américains du bassin des Grands Lacs, 1900-2020, par décennie

Suite à la page suivante.

Année de recensement	1960				1970				1980			
État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État
Illinois	5 423 381	735 492	15,7 %	53,8 %	5 875 007	451 626	8,3 %	52,9 %	5 694 027	-180 980	-3,1 %	49,8 %
Indiana	1 423 492	306 673	27,5 %	30,5 %	1 592 825	169 333	11,9 %	30,7 %	1 658 563	65 738	4,1 %	30,2 %
Michigan	7 823 194	1 451 428	22,8 %	100 %	8 875 083	1 051 889	13,4 %	100 %	9 262 078	386 995	4,4 %	100 %
Minnesota	343 771	36 573	11,9 %	10,1 %	329 293	-14 478	-4,2 %	8,7 %	345 644	16 351	5,0 %	8,5 %
New York	3 956 907	557 760	16,4 %	23,6 %	4 296 068	339 161	8,6 %	23,6 %	4 214 448	-81 620	-1,9 %	24,0 %
Ohio	4 934 886	934 930	23,4 %	50,8 %	5 397 075	462 189	9,4 %	50,7 %	5 316 425	-80 650	-1,5 %	49,2 %
Pennsylvanie	345 121	29 975	9,5 %	3,0 %	361 391	16 270	4,7 %	3,1 %	386 375	24 984	6,9 %	3,3 %
Wisconsin	2 698 705	417 474	18,3 %	68,3 %	3 013 700	314 995	11,7 %	68,2 %	3 139 541	125 841	4,2 %	66,7 %
Total	**26 949 457**	**4 470 305**	**19,9 %**	**39,8 %**	**29 740 442**	**2 790 985**	**10,4 %**	**40,1 %**	**30 017 101**	**276 659**	**0,9 %**	**39,9 %**

Année de recensement	1990				2000				2010			
État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État	Nombre	Δ décennal	% Δ	% population de l'État
Illinois	5 621 485	-72 542	-1,3 %	49,2 %	6 021 097	399 612	7,1 %	48,5 %	5 898 137	-122 960	-2,0 %	46,0 %
Indiana	1 668 139	9 576	0,6 %	30,1 %	1 811 632	143 493	8,6 %	29,8 %	1 892 087	80 455	4,4 %	29,2 %
Michigan	9 295 297	33 219	0,4 %	100 %	9 938 444	643 147	6,9 %	100 %	9 883 640	-54 804	-0,6 %	100 %
Minnesota	316 307	-29 337	-8,5 %	7,2 %	334 248	17 941	5,7 %	6,8 %	342 664	8 416	2,5 %	6,5 %
New York	4 237 527	23 079	0,5 %	23,6 %	4 225 309	-12 218	-0,3 %	22,3 %	4 215 173	-10 136	-0,2 %	21,8 %
Ohio	5 197 486	-118 939	-2,2 %	47,9 %	5 324 946	127 460	2,5 %	46,9 %	5 221 280	-103 666	-1,9 %	45,3 %
Pennsylvanie	378 458	-7 917	-2,0 %	3,2 %	389 289	10 831	2,9 %	3,2 %	386 788	-2 501	-0,6 %	3,0 %
Wisconsin	3 246 927	107 386	3,4 %	66,4 %	3 525 047	278 120	8,6 %	65,7 %	3 685 228	160 181	4,5 %	64,8 %
Total	**29 961 626**	**-55 475**	**-0,2 %**	**39,3 %**	**31 570 012**	**1 608 386**	**5,4 %**	**38,8 %**	**31 524 997**	**-45 015**	**-0,1 %**	**37,6 %**

Tableau 6. Population des comtés américains du bassin des Grands Lacs, 1900-2020, par décennie (suite)

Suite à la page suivante.

Année de recensement	2020			
État	**Nombre**	**Δ décennal**	**% Δ**	**% population de l'État**
Illinois	5 989 883	91 746	1,6 %	46,8 %
Indiana	1 959 533	67 446	3,6 %	28,9 %
Michigan	10 077 331	193 691	2,0 %	100 %
Minnesota	342 530	-134	-0,04 %	6,0 %
New York	4 216 538	1 365	0,03 %	20,9 %
Ohio	5 196 537	-24 743	-0,5 %	44,0 %
Pennsylvanie	371 210	-15 578	-4,0 %	2,9 %
Wisconsin	3 770 046	84 818	2,3 %	64,0 %
Total	**31 923 608**	**398 611**	**1,3 %**	**37,0 %**

Tableau 6. Population des comtés américains du bassin des Grands Lacs, 1900-2020, par décennie (suite)
Remarques : Le tableau montre la population des 209 comtés américains dont une partie de la superficie se trouve dans le bassin des Grands Lacs, y compris les comtés chevauchants dont une partie de la population est à l'extérieur de ce bassin.
Dans la colonne « Δ décennal » sont indiqués les changements dans les chiffres de population sur dix ans. La colonne « % population de l'État » représente la proportion de la population de l'État dans les comtés du bassin des Grands Lacs par comparaison avec la population totale de l'État (illustré dans le tableau 5).
On trouvera à la figure 1 une carte des comtés américains dont une partie de la superficie se trouve dans le bassin des Grands Lacs.
Pour obtenir un tableau de la population des 209 comtés américains du bassin des Grands Lacs lors des recensements de 1790 à 2020, communiquer avec Ryan Graydon (graydon.ryan@epa.gov).
Sources :
Steven Manson, Jonathan Schroeder, David Van Riper, Tracy Kugler, et Steven Ruggles. IPUMS National Historical Geographic Information System: Version 16.0 [ensemble de données]. Minneapolis, MN: IPUMS. 2021. http://doi.org/10.18128/D050.V16.0 (consulté le 28 février 2022).
U.S. Environmental Protection Agency: Great Lakes National Program Office. (1990). *U.S. Great Lakes Drainage Basin Counties* (EPA 905-F-90-004; p. 17). U.S. Environmental Protection Agency; National Service Center for Environmental Publications. https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/91014117.PDF?Dockey=91014117.PDF

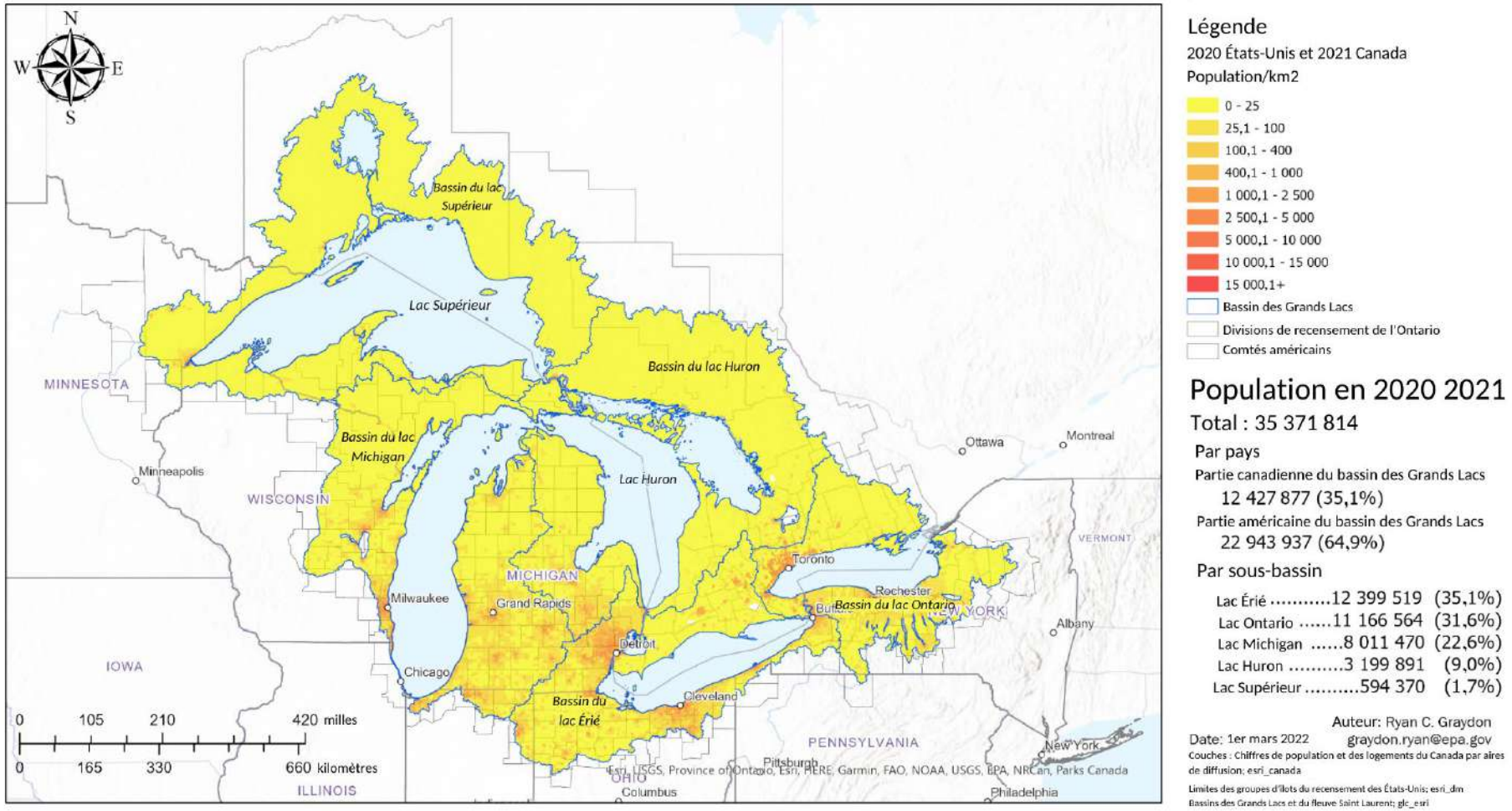
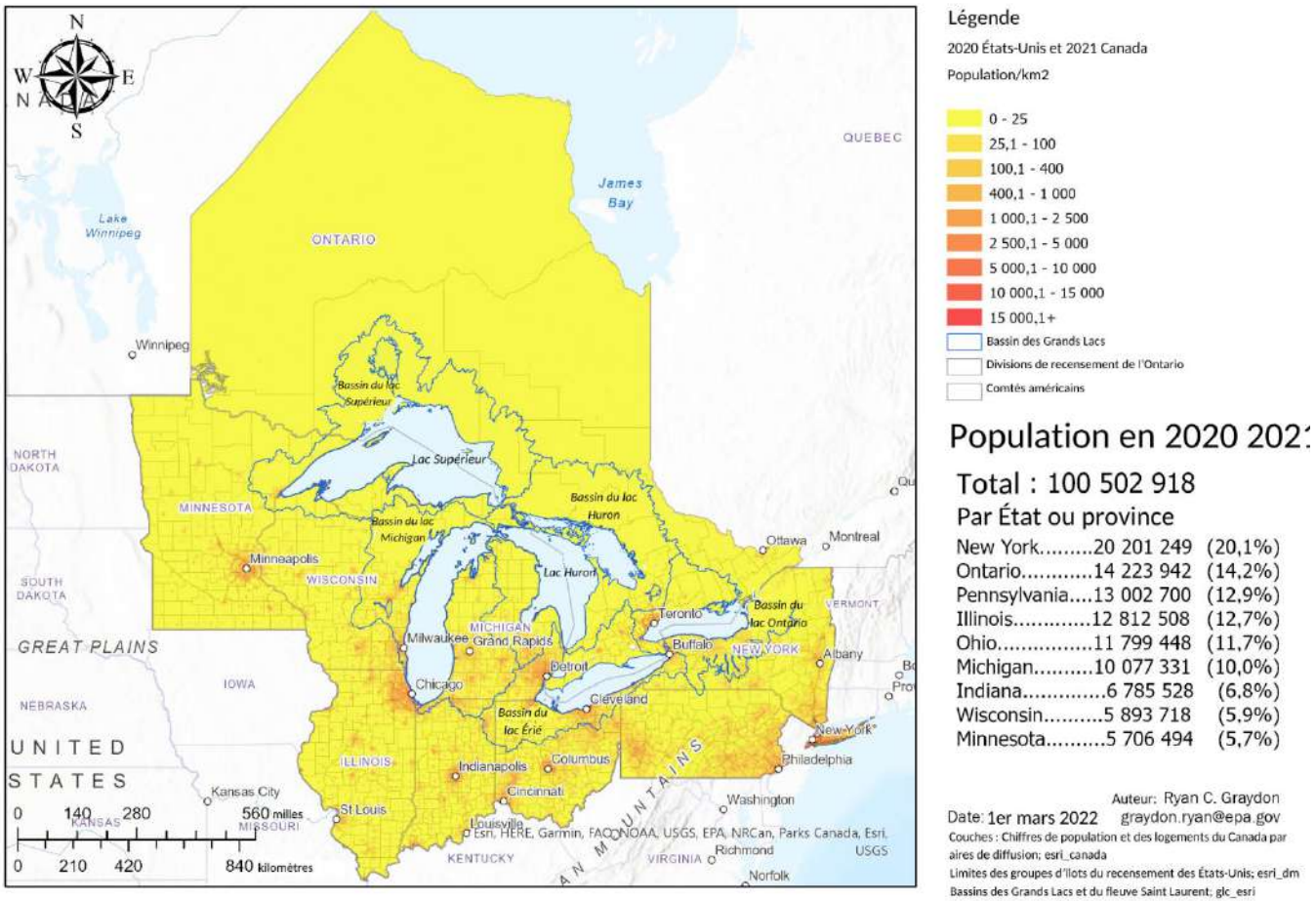


Figure 1. Répartition géographique de la population dans le bassin des Grands Lacs (2020-2021).

Remarque : Les symboles illustrent la densité de population (par kilomètre carré) par groupe d'îlots de recensements aux États-Unis et par aire de diffusion au Canada.



Légende

2020 États-Unis et 2021 Canada

Population/km2

- 0 - 25
- 25,1 - 100
- 100,1 - 400
- 400,1 - 1 000
- 1 000,1 - 2 500
- 2 500,1 - 5 000
- 5 000,1 - 10 000
- 10 000,1 - 15 000
- 15 000,1+
- Bassin des Grands Lacs
- Divisions de recensement de l'Ontario
- Comtés américains

Population en 2020 202

Total : 100 502 918

Par État ou province

New York	20 201 249	(20,1%)
Ontario	14 223 942	(14,2%)
Pennsylvania	13 002 700	(12,9%)
Illinois	12 812 508	(12,7%)
Ohio	11 799 448	(11,7%)
Michigan	10 077 331	(10,0%)
Indiana	6 785 528	(6,8%)
Wisconsin	5 893 718	(5,9%)
Minnesota	5 706 494	(5,7%)

Auteur: Ryan C. Graydon
Date: 1er mars 2022 graydon.ryan@epa.gov

Couches : Chiffres de population et des logements du Canada par aires de diffusion; esri_canada
Limites des groupes d'îlots du recensement des États-Unis; esri_dm
Bassins des Grands Lacs et du fleuve Saint Laurent; glc_esri

Figure 2. Répartition géographique de la population dans la région des Grands Lacs (2020-2021)

Remarque : Les symboles illustrent la densité de population (par kilomètre carré) par groupe d'îlots de recensements aux États-Unis et par aire de diffusion au Canada.

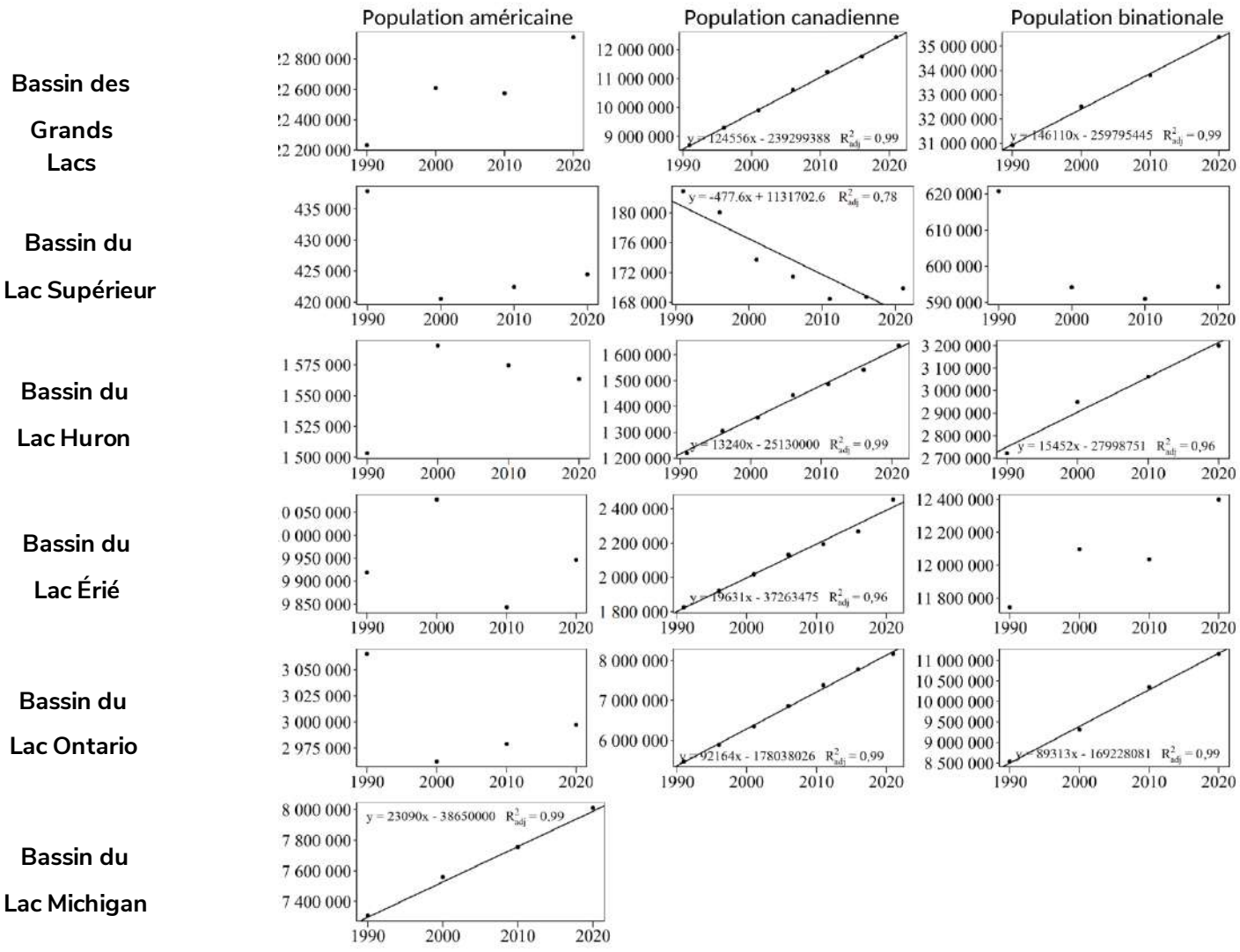


Figure 3. Tendances de population sur 30 ans dans le bassin des Grands Lacs (de 1990-1991 à 2020-2021).
Remarque : Le bassin du lac Michigan se trouve entièrement aux États-Unis. Les points de données dans la figure sont présentés dans les tableaux 2 et 3.
Sources :
Données canadiennes :
Données de 2021 : Statistique Canada, Division de la statistique de l'environnement et de l'énergie, totalisation spéciale du recensement de 2021. Reçu le 23 février 2022. (*données préliminaires sujettes à révision*)
Données de 1971 à 2016 : Statistique Canada, *Tableau 17-10-0117-01 Certaines caractéristiques démographiques, Canada, aires de drainage principales et sous-aires de drainage.*
https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=1710011701&request_locale=fr (consulté le 22 juin 2021).
Données américaines : les chiffres de population des États-Unis ont été calculés à partir des analyses géospatiales qu'ont menées les auteurs des groupes d'îlots des recensements dans le bassin des Grands Lacs, à partir des ensembles de données ci-après :

Données de 2010 à 2020 : esri_dm. (1er octobre 2021). *USA Census Block Groups Boundaries*. ArcGIS Online. https://esri.maps.arcgis.com/home/item.html?id=1c924a53319a491ab43d5cb1d55d8561 (consulté le 17 février 2022).
Données de 1970 à 2000 : Steven Manson, Jonathan Schroeder, David Van Riper, Tracy Kugler, et Steven Ruggles. *IPUMS National Historical Geographic Information System: Version 15.0 [base de données]*. Minneapolis, MN: IPUMS. 2020. http://doi.org/10.18128/D050.V15.0 (consulté le 17 juin 2021).
glc_esri. (20 août 2020). *Great Lakes & St. Lawrence River Basins*. ArcGIS Online. https://epa.maps.arcgis.com/home/item.html?id=df1de3fdd82047a79864b45c9ec1180b (consulté le 17 juin 2021).

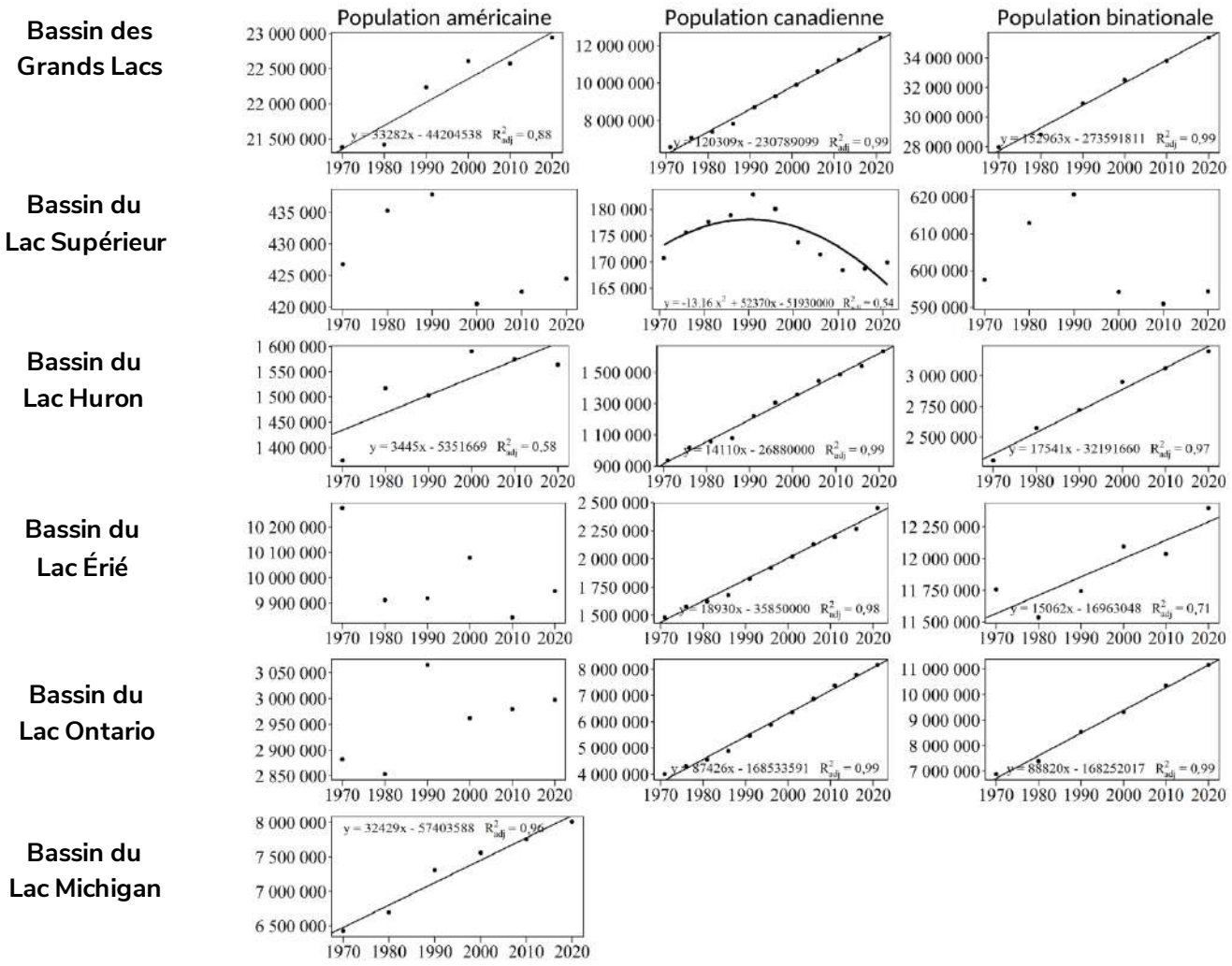


Figure 4. Tendances de population à long terme (sur 50 ans) dans le bassin des Grands Lacs (de 1970-1971 à 2020-2021).

Remarque : Le bassin du lac Michigan se trouve entièrement aux États-Unis. Les points de données dans la figure sont présentés dans les tableaux 2 et 3.

Sources :

Données canadiennes :

Données de 2021 : Statistique Canada, Division de la statistique de l'environnement et de l'énergie, totalisation spéciale du recensement de 2021. Reçu le 23 février 2022. (*données préliminaires sujettes à révision*)

Données de 1971 à 2016 : Statistique Canada, *Tableau 17-10-0117-01 Certaines caractéristiques démographiques, Canada, aires de drainage principales et sous-aires de drainage.* https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=1710011701&request_locale=fr (consulté le 22 juin 2021).

Données américaines : les chiffres de population des États-Unis ont été calculés à partir des analyses géospatiales qu'ont menées les auteurs des groupes d'îlots des recensements dans le bassin des Grands Lacs, à partir des ensembles de données ci-après :

Données de 2010 à 2020 : esri_dm. (1er octobre 2021). *USA Census Block Groups Boundaries*. ArcGIS Online. https://esri.maps.arcgis.com/home/item.html?id=1c924a53319a491ab43d5cb1d55d8561 (consulté le 17 février 2022).
Données de 1970 à 2000 : Steven Manson, Jonathan Schroeder, David Van Riper, Tracy Kugler, et Steven Ruggles. *IPUMS National Historical Geographic Information System: Version 15.0 [base de données]*. Minneapolis, MN: IPUMS. 2020. http://doi.org/10.18128/D050.V15.0 (consulté le 17 juin 2021).
glc_esri. (20 août 2020). *Great Lakes & St. Lawrence River Basins*. ArcGIS Online. https://epa.maps.arcgis.com/home/item.html?id=df1de3fdd82047a79864b45c9ec1180b (consulté le 17 juin 2021).

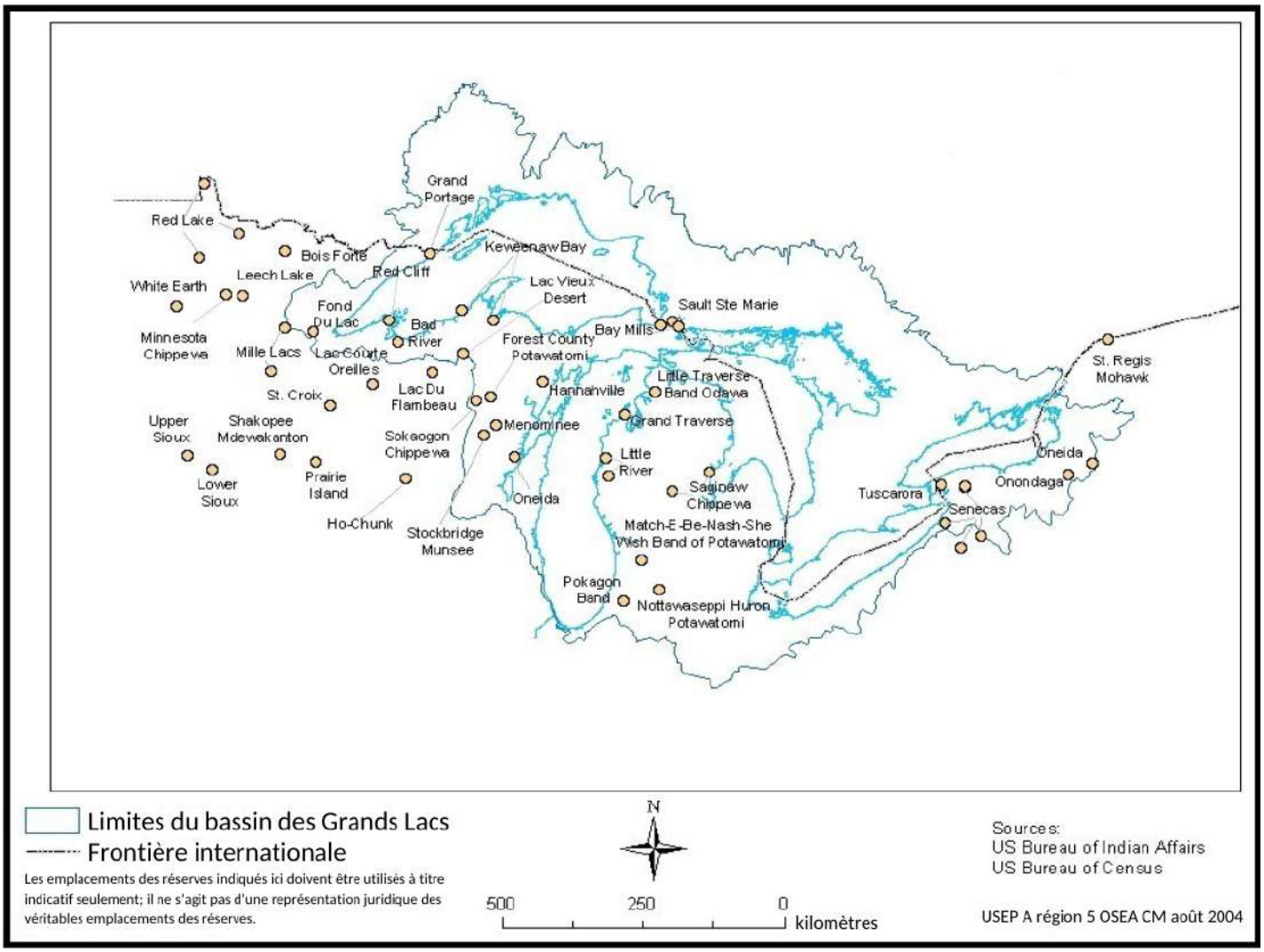


Figure 5. Nations tribales américaines de la région des Grands Lacs

Source : Great Lakes Regional Collaboration. (2005). *Tribal Nations Issues and Perspectives, Version 1.0.* https://gsgp.org/media/lqydin3m/glrc-tribal-briefing-paper.pdf

Sous-indicateur : Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs

Évaluation globale

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2011-2020) : Inchangée

Tendance sur 30 ans (1991-2020) : À la hausse

Tendance à long terme (1950-2020) : À la hausse

Justification : Les anomalies de précipitations annuelles mesurées aux stations étatsuniennes et canadiennes et regroupées pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs par rapport à la moyenne de 1961 à 1990 montrent une tendance statistiquement significative pour la période de 30 ans (+3,9 % par décennie) et pour la période à long terme (+2,2 % par décennie). Les précipitations totales de 2011 à 2020 ont dépassé celles de toute autre période de 10 ans depuis 1950. Bien que l'évaluation globale soit fondée sur les valeurs annuelles, il y avait des données probantes étayant des tendances à la hausse à long terme pendant l'été (+1,5 % par décennie) et l'automne (+4,1 % par décennie).

Évaluation lac par lac

Remarque : Les évaluations des tendances lac par lac sont fondées uniquement sur les anomalies de précipitations annuelles, et non sur les anomalies de précipitations saisonnières. Certains renseignements supplémentaires sur les tendances saisonnières sont inclus dans les sections de justification, mais ils ne visent qu'à fournir un contexte supplémentaire.

Lac Supérieur

Tendance sur 10 ans (2011-2020) : Inchangée

Tendance sur 30 ans (1991-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1950-2020) : Inchangée

Justification : La tendance des anomalies de précipitations annuelles pour le lac Supérieur était positive pour les trois périodes, mais statistiquement significative pour aucune. Les précipitations totales de 2011 à 2020 ont dépassé celles de toute autre période de 10 ans depuis 1950 pour le lac Supérieur. Même si la tendance annuelle n'était pas significative, la tendance saisonnière était statistiquement significative à l'automne pour la période de 10 ans (+37,9 % par décennie) et à l'automne pour la période à long terme (+4,1 % par décennie).

Lac Michigan-Huron

Tendance sur 10 ans (2011-2020) : Inchangée

Tendance sur 30 ans (1991-2020) : À la hausse

Tendance à long terme (1950-2020) : À la hausse

Justification : La tendance des anomalies de précipitations annuelles pour le lac Michigan-Huron était statistiquement significative pour la période de 30 ans (+3,4 % par décennie) et la période à long terme (+2,5 % par

décennie). Les précipitations totales de 2011 à 2020 ont dépassé celles de toute autre période de 10 ans depuis 1950 pour le lac Michigan-Huron. La tendance à long terme était également à la hausse à l'hiver (+2,6 % par décennie), au printemps (+2,8 % par décennie) et à l'automne (+4,0 % par décennie).

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et Sainte-Claire)

Tendance sur 10 ans (2011-2020) : Inchangée

Tendance sur 30 ans (1991-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1950-2020) : À la hausse

Justification : La tendance des anomalies de précipitations annuelles pour le lac Érié était statistiquement significative à long terme (+2,6 % par décennie). Même si la tendance annuelle n'était pas significative pour la période de 30 ans, la tendance saisonnière était statistiquement significative à l'hiver pour la période de 30 ans (+7,3 % par décennie). La tendance à long terme à l'été était également à la hausse (+2,7 % par décennie).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

Tendance sur 10 ans (2011-2020) : Inchangée

Tendance sur 30 ans (1991-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1950-2020) : À la hausse

Justification : La tendance des anomalies de précipitations annuelles pour le lac Ontario était statistiquement significative à long terme (+2,7 % par décennie). Même si la tendance annuelle n'était pas significative pour la période de 30 ans, la tendance saisonnière était significative à l'hiver pour la période de 30 ans (+6,2 % par décennie). D'importantes tendances saisonnières à long terme ont également été observées à l'hiver (+2,3 % par décennie), à l'été (+3,1 % par décennie) et à l'automne (+4,5 % par décennie).

Définitions des tendances évaluées

À la hausse : La tendance historique calculée de la quantité de précipitations annuelles est positive et suffisamment importante pour être distinguée de la variabilité des données (est statistiquement significative au seuil de 0,05).

Inchangée : La tendance historique calculée de la quantité de précipitations annuelles est trop faible pour être distinguée de la variabilité naturelle des données (n'est pas statistiquement significative au seuil de 0,05).

À la baisse : La tendance historique calculée de la quantité de précipitations annuelles est négative et suffisamment importante pour être distinguée de la variabilité des données (est statistiquement significative au seuil de 0,05).

Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles pour faire état d'une tendance, ou la période est trop courte pour permettre une analyse viable de la tendance des précipitations.

Il est à noter que les tendances significatives des précipitations saisonnières sont également décrites dans la justification, mais que les définitions des tendances évaluées sont fondées sur les précipitations annuelles.

Raison d'être du sous-indicateur

Le sous-indicateur de la quantité de précipitations vise à évaluer si la quantité de précipitations tombant dans le bassin des Grands Lacs est supérieure ou inférieure par rapport à la quantité de précipitations, par année et par

saison, de la période de référence, à la fois pour l'ensemble des Grands Lacs et pour chaque lac, et à déduire les répercussions potentielles que les quantités variables de précipitations attribuables aux changements climatiques auront sur les composantes de l'écosystème.

Objectif écosystémique

Assurer le maintien de l'écosystème des Grands Lacs et de la région avoisinante en veillant à ce que la situation reste telle qu'elle était par le passé dans le réseau hydrologique du bassin des Grands Lacs. Les changements de la fréquence, de la répartition saisonnière ou de l'ampleur des précipitations auront des incidences sur le réseau hydrographique de tout le bassin des Grands Lacs, modifiant par exemple les niveaux d'eau ou la vitesse et le régime d'écoulement des eaux de pluie, ce qui influencera la répartition des substances polluantes, des éléments nutritifs et des espèces envahissantes.

Le sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 9 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ». Il a également trait à tous les objectifs généraux de l'Accord, puisqu'il a des conséquences importantes pour l'écosystème.

Mesure

Le sous-indicateur estime les anomalies de précipitations annuelles et saisonnières (par rapport à la période de référence allant de 1961 à 1990) pour chaque période à l'étude (1950-2020, 1991-2020 et 2011-2020) dans le bassin des Grands Lacs et dans chaque bassin lacustre. (Le terme « bassin » ci-après désigne la superficie totale du bassin versant, y compris le lac.) Les données de 1950 à 1990 proviennent du Comité de coordination des données fondamentales hydrauliques et hydrologiques relatives aux Grands Lacs. Pour plus de détails sur la façon dont ces données ont été calculées, voir Hunter et *al.* (2015). Les données de 1991 à 2020 ont été agrégées à partir d'environ 1 350 stations dans l'ensemble des Grands Lacs. Les données pour 1 200 de ces stations provenaient du Global Historical Climatology Network daily (Menne et *al.*, 2012), et les données pour les 150 autres stations, de la Global Hourly Integrated Surface Database (Smith et *al.*, 2011).

Les données analysées proviennent du Great Lakes Seasonal Hydrologic Forecast System (GLSHFS, décrit dans Gronewold et *al.*, 2017), qui a été créé pour calculer les valeurs des précipitations à l'échelle du bassin à l'aide de données d'entrée provenant de diverses stations météorologiques de surface des deux côtés de la frontière entre les États-Unis et le Canada. Le GLSHFS utilise une technique de pondération du polygone de Thiessen pour calculer les précipitations historiques par sous-bassins, à partir desquelles on peut calculer la moyenne pour l'ensemble du bassin du lac (Croley et Hartmann, 1985). L'algorithme de pondération de Thiessen est la principale méthode d'interpolation appliquée à l'élaboration de l'ensemble de données sur les précipitations de 1948 à aujourd'hui du Comité de coordination des données hydrauliques et hydrologiques de base des Grands Lacs (pour plus de détails sur le Comité de coordination, voir Gronewold et *al.*, 2018). L'analyse a été effectuée à l'aide de l'ensemble de données sur les précipitations de 1950 à 1989 du Comité de coordination et des données de sortie sur les précipitations de 1990 à 2020 du GLSHFS. Le GLSHFS a été utilisé pour la période plus récente en raison des améliorations récentes du contrôle de la qualité des données, qui n'avaient pas été mises en œuvre dans les versions précédentes du GLSHFS. Ces nouvelles améliorations permettent de s'assurer que les données erronées des stations ne sont pas utilisées pour calculer les valeurs des précipitations à l'échelle du bassin.

Le sous-indicateur et les autres sous-indicateurs des tendances climatiques (niveaux d'eau, couverture de glace et températures des eaux de surface) ont été déterminés à l'aide d'une méthode fondée sur les anomalies pour estimer les tendances. Une méthode fondée sur les anomalies décrit de manière plus représentative l'état d'une variable écosystémique dont la valeur type n'est pas nécessairement connue de tous. Elle permet aussi de comparer facilement l'état des variables qui ne sont pas forcément semblables, comme les précipitations durant différentes saisons ou divers emplacements géographiques. De plus, la méthode fondée sur les anomalies aide à mettre les plus longues périodes d'enregistrement en contexte en établissant si les écarts ou les extrêmes augmentent ou diminuent durant les différentes périodes. Cela sert à signaler les changements climatiques récents et leurs effets sur les Grands Lacs.

Pour le sous-indicateur, une anomalie des précipitations annuelles ou saisonnières est la différence entre la quantité de précipitations et la valeur de référence, qui est ensuite divisée par la valeur de référence, puis multipliée par 100. L'anomalie est donc représentée par un pourcentage d'écart par rapport à la valeur de référence, et la tendance est exprimée en pourcentage de variation. Étant donné que la moyenne des précipitations de la période de base est constante, les tendances à l'intérieur des anomalies sont identiques aux tendances déterminées à partir des données originales.

Les valeurs de référence utilisées pour le sous-indicateur sont les totaux annuels et saisonniers des précipitations pour la période de référence allant de 1961 à 1990. Les saisons sont définies comme l'hiver (décembre, janvier et février), le printemps (mars, avril et mai), l'été (juin, juillet et août) et l'automne (septembre, octobre et novembre). La période de référence allant de 1961 à 1990 a été choisie à la suite de sa reconnaissance par l'Organisation météorologique mondiale comme période de référence normalisée pour les évaluations à long terme des changements climatiques (OMM, 2007). De plus, cette période comprend une proportion relativement élevée d'observations manuelles rigoureusement contrôlées avant l'automatisation des observations (Mekis et *al.*, 2018).

Le caractère significatif des tendances a été évalué au moyen du test de Mann-Kendall (Kendall, 1955). Pour qu'une tendance calculée soit réputée statistiquement significative, elle doit être suffisamment importante pour se dégager de la variabilité des données. La signification statistique a été calculée au seuil de 0,05. Bien que les tendances non significatives au seuil de 0,05 puissent tout de même être vraies, il existe aussi une réelle possibilité qu'elles représentent plutôt des variations cycliques ou autres des données.

Afin d'aider à visualiser les tendances, une moyenne mobile sur neuf ans pour les sous-indicateurs des tendances climatiques est affichée dans les figures.

Conditions écologiques

Globalement

Les anomalies de précipitations annuelles pour la région des Grands Lacs de 1950 à 2020 sont présentées à la figure 1. Elles montrent une tendance à la hausse statistiquement significative (au seuil de 0,05) de 2,2 % par décennie (tableau 1, 15,4 % au total pour la période). La tendance pour la période de 30 ans (1991 à 2020) a également été jugée significative et était à la hausse de 3,9 % par décennie (11,7 % au total pour la période). Bien que la tendance au cours de la période de 10 ans (2011-2020) n'ait pas été statistiquement significative, il est important de noter qu'il s'agissait de la période de 10 ans la plus humide depuis 1950.

Les anomalies de précipitations peuvent également être analysées sur une base saisonnière. La figure 2 montre les moyennes mobiles sur neuf ans des anomalies de précipitations saisonnières dans le bassin des Grands Lacs au cours de la période des observations (1950-2020). Il a été constaté que l'été et l'automne affichaient des tendances

statistiquement significatives d'augmentation pour la période à long terme, mais pas pour la période de 30 ou 10 ans.

Lac par lac

Les résultats de l'analyse des tendances des quatre lacs sont présentés au tableau 1. Les moyennes mobiles sur neuf ans des séries d'anomalies sont représentées pour les précipitations annuelles et saisonnières dans les figures 3 et 4, respectivement. Les tendances à long terme des précipitations annuelles pour chaque lac étaient statistiquement significatives pour les lacs Michigan-Huron, Érié et Ontario. (Bien qu'une valeur p de 0,05 ait été utilisée pour la présente étude, veuillez noter que les trois lacs ci-dessus étaient également significatifs au seuil de 0,01.) Des tendances significatives ont également été observées pour les précipitations saisonnières à long terme, comme le montre le tableau 1. L'automne a affiché le plus grand nombre de tendances significatives (lacs Supérieur, Michigan-Huron et Ontario), tandis que le printemps a affiché le moins de tendances significatives (seulement le lac Michigan-Huron).

Pour les périodes de 30 et de 10 ans, moins de tendances significatives ont été observées : le lac Michigan-Huron a été le seul lac à afficher une tendance annuelle significative pour la période de 30 ans, et il n'y en a eu aucune pour la période de 10 ans. Les lacs Érié et Ontario affichaient des tendances positives sur 30 ans à l'hiver, et le lac Supérieur affichait une tendance positive sur 10 ans à l'automne. Malgré les tendances significatives moindres pour les périodes plus courtes, la pente des tendances était, en général, plus prononcée que celle affichée pour les périodes plus longues. La tendance la plus notable était la hausse de +37,9 % sur 10 ans pour le lac Supérieur à l'automne, soit un ordre de grandeur supérieur aux tendances pour les autres lacs et pour d'autres périodes (tableau 1).

Liens

L'augmentation des quantités de précipitations observées au cours des dernières décennies dans le bassin des Grands Lacs est le résultat de l'augmentation de la fréquence et de l'ampleur des précipitations. L'augmentation de la température mondiale améliore la capacité de l'atmosphère d'emmagasiner et de transporter de la vapeur d'eau, ce qui intensifie le cycle hydrologique et influe sur l'évolution des tempêtes et la répartition géographique des précipitations (Wuebbles *et al.*, 2020). Ce changement, qui devrait se poursuivre à l'avenir (Wuebbles *et al.*, 2020), touche le système hydrologique de l'ensemble du bassin. Les répercussions de tels changements seraient nombreuses; certains exemples propres à une augmentation de l'ampleur des événements de précipitations (extrêmes de précipitations) comprennent les pertes de cultures découlant des dommages causés par les tempêtes, l'érosion et les inondations.

À l'échelle locale, les changements de la couverture de glace et de la température des eaux de surface auront une incidence directe sur l'ampleur et la fréquence des événements de précipitations par des mécanismes comme l'effet des lacs sur les précipitations.

Il existe un lien direct entre les quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs et presque tous les autres sous-indicateurs de la série, étant donné leur rôle en tant qu'élément moteur en hydrologie, et en ce qui concerne la distribution des substances nutritives et des toxines, et la santé des rives et des zones humides. Une augmentation des événements de précipitations intenses accroît le risque d'inondations et d'une plus grande érosion des sols, causant l'entraînement et le dépôt de sédiments, de substances nutritives, de pesticides et d'autres contaminants à la surface des eaux. En voici quelques exemples précis :

- avertissements de baignade – le ruissellement à la suite d'événements de précipitations et la charge en bactéries connexe sont très préoccupants pour la sécurité des plages et la santé humaine;
- proliférations d'algues nuisibles – plus il pleuvra à l'avenir dans le bassin des Grands Lacs, plus il y aura de ruissellement et d'eaux d'égout évacuées dans les lacs, ce qui augmentera le risque de proliférations d'algues nuisibles et d'hypoxie;
- sous-indicateurs des terres humides côtières (amphibiens des terres humides côtières, oiseaux des terres humides côtières, poissons des terres humides côtières, invertébrés des terres humides côtières, plantes des terres humides côtières, terres humides côtières : étendue et composition) – le changement de la fréquence ou de l'intensité des événements de précipitations aura une incidence directe sur les milieux humides côtiers en modifiant l'étendue et la qualité des écosystèmes des milieux humides dans le cadre de processus tels que la modification des niveaux d'eau, la modification de la disponibilité des éléments nutritifs ou la modification des concentrations de polluants. Les événements de précipitations extrêmes pourraient également donner lieu une érosion supplémentaire en amont, ce qui entraînerait une augmentation de la sédimentation, la perte de végétation des terres humides et la perte d'habitat;
- espèces envahissantes – les facteurs de stress cumulatifs liés aux changements climatiques, y compris les quantités de précipitations, peuvent favoriser la propagation d'espèces envahissantes dans les terres humides côtières;
- instabilité des affluents – les événements de précipitations, en particulier les événements extrêmes, peuvent accroître l'instabilité et peuvent augmenter ou modifier le débit des contaminants, ce qui entraîne une réduction de la qualité de l'eau.

De plus, les quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs peuvent contribuer directement ou indirectement aux 14 altérations des utilisations bénéfiques mentionnées à l'annexe 1 (secteurs préoccupants) de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont ouvertement disponibles et accessibles.	Oui*	Les données se trouvent ici : http://www.greatlakescc.org/wp36/fr/accueil/produits-et-ensembles-de-donnees-du-comite-de-coordination/ (Valide pour 1950-1990)		

Limites des données

Les données sur les précipitations présentent des discontinuités géographiques et temporelles en raison de facteurs comme le manque de sites d'observation, les changements dans la méthode d'observation, l'usure et le remplacement de l'équipement, ainsi que le déplacement et l'automatisation des stations. De plus, le captage réduit des précipitations solides dû principalement aux conditions de vent peut faire en sorte que davantage de quantités de précipitations n'ont pas été enregistrées dans les applications en aval. Pour atténuer l'effet des discontinuités, les données des stations sont soumises à une assurance de la qualité ou à un contrôle de la qualité avant d'être utilisées comme données d'entrée pour l'algorithme de pondération des polygones de Thiessen exécuté par le GLSHFS.

Naturellement, les précipitations varient considérablement selon de multiples échelles de temps, y compris quotidiennement, saisonnièrement et annuellement. Il s'agit d'un défi dans l'analyse des tendances des précipitations, surtout au moment d'analyser des séries chronologiques de quelques décennies ou même plus courtes, car seules les tendances très importantes seront jugées statistiquement significatives par les tests. De plus, l'analyse des tendances ne décrit pas entièrement les anomalies observées au cours des dernières années, car, même si celles-ci étaient presque toujours anormalement humides, les tendances n'étaient pas statistiquement significatives.

Renseignements supplémentaires

Une augmentation annuelle des précipitations, qui pourrait atteindre 20 % dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, devrait avoir lieu au cours du prochain siècle, la plus forte augmentation étant prévue pour le lac Supérieur (Lofgren et *al.*, 2002; McKenney et *al.*, 2011). L'effet des lacs sur les précipitations est toujours observé dans les projections, et la diminution de la couverture de glace sur les lacs devrait l'amplifier (Burnett et *al.*, 2003; Notaro et *al.*, 2014). La forme que prendront les précipitations devrait aussi changer, puisqu'il devrait tomber plus de pluie et de pluie verglaçante, et moins de neige. Il est prévu que le moment où les précipitations tombent change, la pluie augmentant au printemps, mais diminuant en été (Kling et *al.*, 2003; Hayhoe et *al.*, 2010).

Les cycles de rapports futurs pourraient bénéficier d'une analyse du nombre de tempêtes extrêmes, c'est-à-dire de toute tempête liée à un cyclone extratropical qui se produit pendant les périodes sans glace et de débâcle et qui répond à deux des trois critères suivants :

- total des précipitations quotidiennes supérieures au 95^{e} percentile de la période de référence climatologique;
- pression atmosphérique centrale inférieure à 980 mb;
- rafales de vent maximales enregistrées au cours d'une période de 24 heures dépassant le 95^{e} percentile.

Remerciements

Auteurs

James Kessler, NOAA Great Lakes Environmental Research Lab (james.kessler@noaa.gov).
Lauren Fry, NOAA Great Lakes Environmental Research Lab (lauren.fry@noaa.gov).

Collaborateurs

Tim Hunter, NOAA Great Lakes Environmental Research Lab.
Victor Isaac (auteur du rapport précédent), Environnement et Changement climatique Canada.

Sources d'information

Burnett, A. W., M. E. Kirby, H. T. Mullins et W. P. Patterson, 2003 : Increasing Great Lake-effect snowfall during the twentieth century: a regional response to global warming. Journal of Climate, 16 (21), 3535-3542.

Gronewold, A. D. et *al.* (2018). Resolving Hydrometeorological Data Discontinuities along an International Border. *Bulletin of the American Meteorological Society*, **99**(5) : 899-910.

Gronewold, A.D., T.S. Hunter, J. Allis, L.M. Fry, K.A. Kompoltowicz, R.A Bolinger et L. Pei. (2017). Project Documentation Report for Great Lakes seasonal and inter-annual water supply forecasting improvements project Phase I: Research and Development. Ann Arbor, MI, NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory, U.S. Army Corps of Engineers Detroit District, University Corporation for Atmospheric Research : 233 pages. https://www.glerl.noaa.gov/pubs/fulltext/2018/20180020.pdf.

Hayhoe, K., J. VanDorn, T. Croley, N. Schlegal et D. Wuebbles, 2010 : Regional Climate Change Projections for Chicago and the US Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 36 (suppl. 2), 7-21.

Hunter, T.S., A.H. Clites, K.B. Campbell et A.D. Gronewold, 2015 : Development and application of a North American Great Lakes hydrometeorological database — Part I: Precipitation, evaporation, runoff, and air temperature, *Journal of Great Lakes Research*, 41 (1), 65-77.

Kendall, M., G., 1955 : Rank Correlation Methods. 2e éd. Charles Griffin and Company, 196 p.

Kling, G.W., K. Hayhow, L. B. Johnson, J. J. Magnuson, S. Polasky, S. K. Robinson, B. J. Shuter, M. M. Wander, D. J. Wuebbles et D. R. Zak. 2003 : Confronting Climate Change in the Great Lakes Region: Impacts on Our Communities and Ecosystems. Union of Concerned Scientists and the Ecological Society of America.

Lofgren, B. M., F. H. Quinn, A. H. Clites, R. A. Assel, A. J. Eberhardt et C. L. Luukkonen. 2002 : Evaluation of potential impacts on Great Lakes water resources based on climate scenarios of two GCMs. *Journal of Great Lakes Research*, 28 (4), 537-554.

McKenney, D.W., J. H. Pedlar, E. B. Rood et D. Price. 2011 : Revisiting projected shifts in the climate envelopes of North American trees using updated general circulation models. *Global Change Biology*, 17 (8), 2720-2730.

Mekis, É. et L. A. Vincent. 2011 : An overview of the second generation adjusted daily precipitation dataset for trend analysis in Canada. 49, no 2, p. 163-177.

Menne, M.J., I. Durre, R.S. Vose, B.E. Gleason et T.G. Houston, 2012 : An overview of the Global Historical Climatology Network-Daily Database. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 29, 897-910, doi.10.1175/JTECH-D-11-00103.1

Notaro, M., D. Lorenz, C. Hoving et M. Schummer. 2014 : Twenty-First-Century Projections of Snowfall and Winter Severity across Central-Eastern North America. *Journal of Climate*, 27 (17), 6526-6550.

Sen, P., K., 1968 : Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*, 63, 1379-1389.

Smith, A., N. Lott et R. Vose, 2011 : The Integrated Surface Database: Recent Developments and Partnerships. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 92, 704-708, doi:10.1175/2011BAMS3015.1.

The Great Lakes Water Quality Protocol of 2012 : https://binational.net/2012/09/05/2012-glwqa-agegl.

Organisation météorologique mondiale. Guidelines for managing changes in climate observation programmes. World Climate Data and Monitoring Programme Series, WCDMP-No. 62, WMO-TD No. 1378, Organisation météorologique mondiale, Genève, Suisse.

Wuebbles, D., B. Cardinale, K. Cherkauer, R. Davidson-Arnott, J. Hellmann, D. Infante, L. Johnson, R. de Loë, B. Lofgren, A. Packman, F. Seglenieks, A. Sharma, B. Sohngen, M. Tiboris, D. Vimont, R. Wilson, K. Kunkel et A. Ballinger, 2020. An Assessment of the Impacts of Climate Change on the Great Lakes. Environmental Law & Policy Center Report Series. Environmental Law & Policy Center, Chicago, IL.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Pente de la tendance linéaire (unités : % d'anomalie par décennie) pour chaque période et chaque lac. L'anomalie est fondée sur l'écart par rapport à la valeur de référence qui est indiquée dans le tableau 2. Les tendances statistiquement significatives au seuil de 0,05 sont en vert foncé. Bien que le seuil de 0,05 soit utilisé exclusivement pour déterminer la signification statistique tout au long du présent rapport, deux autres niveaux de signification, 0,01 (en gras) et 0,1 (en vert pâle) sont également présentés en guise de contexte supplémentaire.

Tableau 2 : Valeur de référence (moyenne de 1961 à 1990) pour chaque lac exprimée en millimètres de précipitations annuelles et saisonnières totales.

Liste des figures

Figure 1. Anomalie de précipitations annuelles (par rapport à la moyenne de 1961 à 1990) et moyenne mobile sur neuf ans pour le bassin des Grands Lacs durant la période allant de 1950 à 2020. Veuillez remarquer que la moyenne pour un intervalle particulier de neuf ans est centrée sur l'année du milieu, ce qui signifie que la première année pour laquelle la moyenne mobile peut être définie est 1954 et que la dernière est 2016.

Figure 2. Moyennes mobiles sur neuf ans des anomalies de précipitations saisonnières (par rapport aux moyennes saisonnières de la période 1961-1990) pour le bassin des Grands Lacs durant la période des observations (1961-2020). Veuillez remarquer que la moyenne pour un intervalle particulier de neuf ans est centrée sur l'année du milieu, ce qui signifie que la première année pour laquelle la moyenne mobile peut être définie est 1954 et que la dernière est 2016.

Figure 3. Anomalie de précipitations annuelles (par rapport à la moyenne de 1961 à 1990) et moyenne mobile sur neuf ans pour chaque Grand Lac durant la période allant de 1950 à 2020. Veuillez remarquer que la moyenne pour un intervalle particulier de neuf ans est centrée sur l'année du milieu, ce qui signifie que la première année pour laquelle la moyenne mobile peut être définie est 1954 et que la dernière est 2016.

Figure 4. Moyennes mobiles sur neuf ans des anomalies de précipitations saisonnières (par rapport aux moyennes saisonnières de la période 1961-1990) pour chaque Grand Lac durant la période des observations (1950-2020).

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

	Année	Hiver	Printemps	Été	Automne
LONG TERME (1950-2020)					
Total	**2.2**	1.9	2	1.5	**4.1**
Lac Supérieur	1.2	-0.3	**0**	0.5	4
Lac Michigan-Huron	**2.5**	2.6	2.8	1.4	**4**
Lac Érié	**2.6**	3	2.2	2.7	5.2
Lac Ontario	**2.7**	2.3	1.6	**3.1**	**4.5**
30 ans (1991-2020)					
Total	3.9	7.1	4	3.4	3.7
Lac Supérieur	4.9	12.8	1.3	2.9	5.2
Lac Michigan-Huron	3.4	5	5.6	2.4	3.7
Lac Érié	4.6	7.3	4.3	4.9	5.3
Lac Ontario	3.1	6.2	-0.1	6.9	1.1
10 ans (2011-2020)					
Total	6.5	12.2	-1	9.4	7.1
Lac Supérieur	18.1	46.2	-24.2	8.3	37.9
Lac Michigan-Huron	7.8	5	6.1	15.5	3.4
Lac Érié	-6.1	-8.6	17.3	-3.4	-18.9
Lac Ontario	-0.1	15.1	6.6	-2.9	-5.4

Tableau 1 : Pente de la tendance linéaire (unités : % d'anomalies par décennie) pour chaque période et chaque lac. L'anomalie est fondée sur l'écart par rapport à la valeur de référence qui est indiqué dans le tableau 2. Les tendances statistiquement significatives au seuil de 0,05 sont en vert foncé. Bien que le seuil de 0,05 soit utilisé exclusivement pour déterminer la signification statistique tout au long du présent rapport, deux autres niveaux de signification, 0,01 (en gras) et 0,1 (en vert pâle) sont également présentés en guise de contexte supplémentaire.

	Année	Hiver	Printemps	Été	Automne
Total	878.4	173	201.1	257.2	247.1
Lac Supérieur	815.8	154.5	169.8	259.4	232.1
Lac Michigan-Huron	852.7	165.3	197.5	245	244.8
Lac Érié	914.7	182.3	231.5	264.4	236.6
Lac Ontario	927.4	207	217.2	244.6	258.6

Tableau 2 : Valeur de référence (moyenne de 1961 à 1990) pour chaque lac est exprimée en millimètres de précipitations annuelles et saisonnières totales.

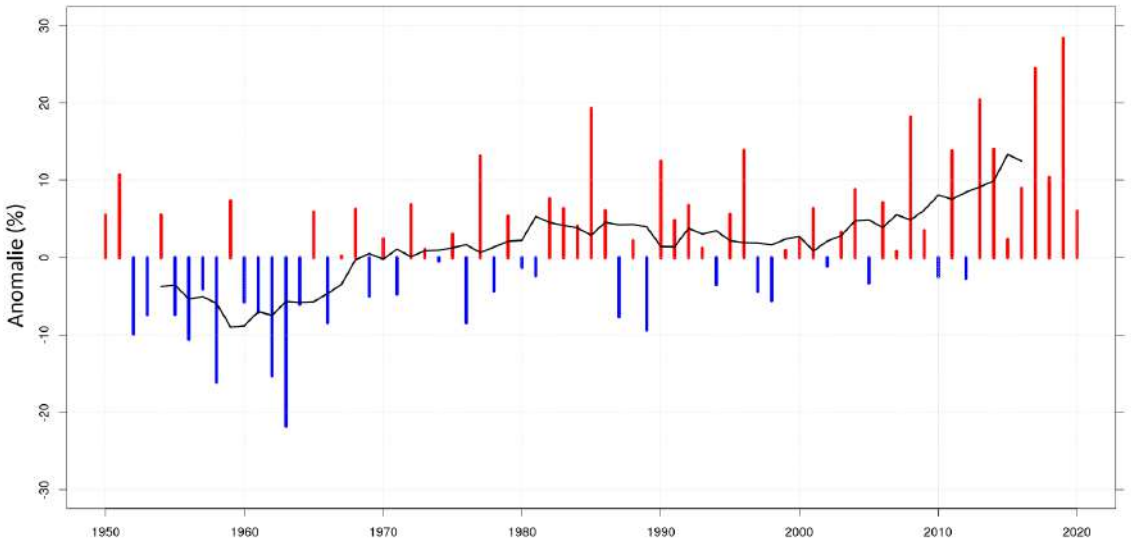


Figure 1. Anomalie de précipitations annuelles (par rapport à la moyenne de 1961 à 1990) et moyenne mobile sur neuf ans pour le bassin des Grands Lacs durant la période allant de 1950 à 2020. Veuillez remarquer que la moyenne pour un intervalle particulier de neuf ans est centrée sur l'année du milieu, ce qui signifie que la première année pour laquelle la moyenne mobile peut être définie est 1954 et que la dernière est 2016.

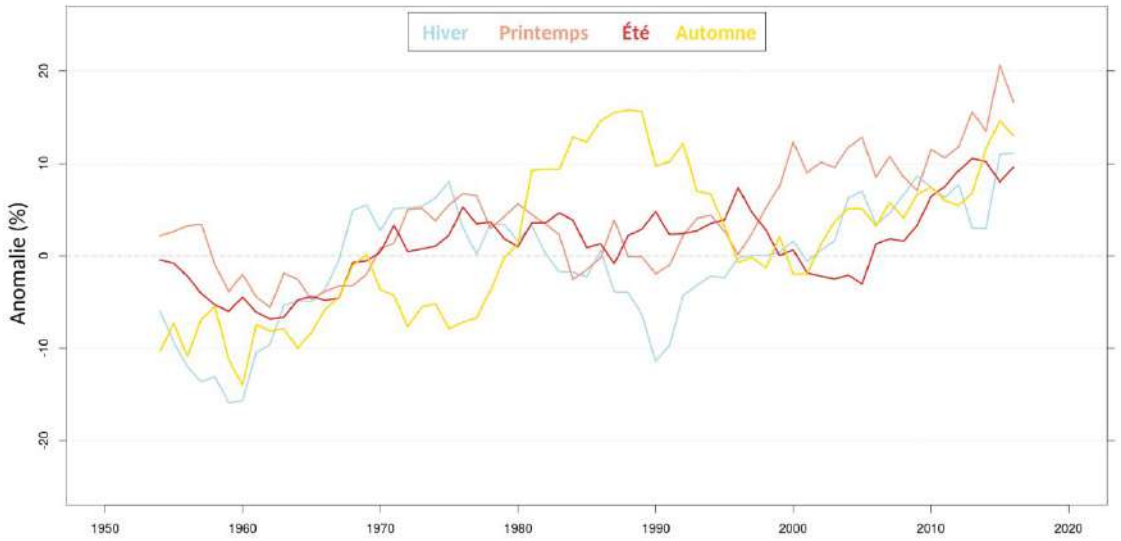


Figure 2. Moyennes mobiles sur neuf ans des anomalies de précipitations saisonnières (par rapport aux moyennes saisonnières de la période 1961-1990) pour le bassin des Grands Lacs durant la période des observations (1961-2020). Veuillez remarquer que la moyenne pour un intervalle particulier de neuf ans est centrée sur l'année du milieu, ce qui signifie que la première année pour laquelle la moyenne mobile peut être définie est 1954 et que la dernière est 2016.

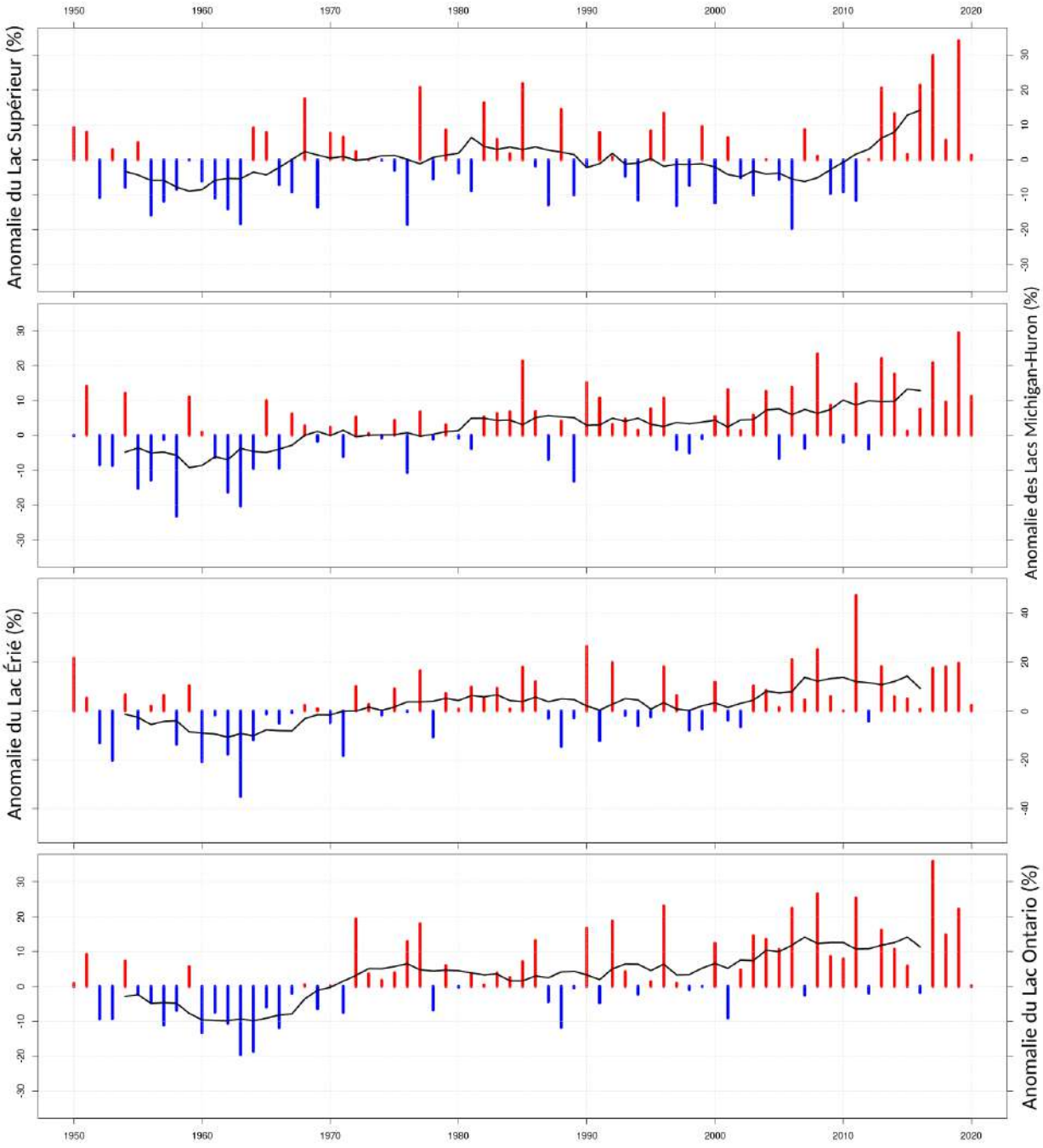


Figure 3. Anomalie de précipitations annuelles (par rapport à la moyenne de 1961 à 1990) et moyenne mobile sur neuf ans pour chaque Grand Lac durant la période allant de 1950 à 2020. Veuillez remarquer que la moyenne pour un intervalle particulier de neuf ans est centrée sur l'année du milieu, ce qui signifie que la première année pour laquelle la moyenne mobile peut être définie est 1954 et que la dernière est 2016.

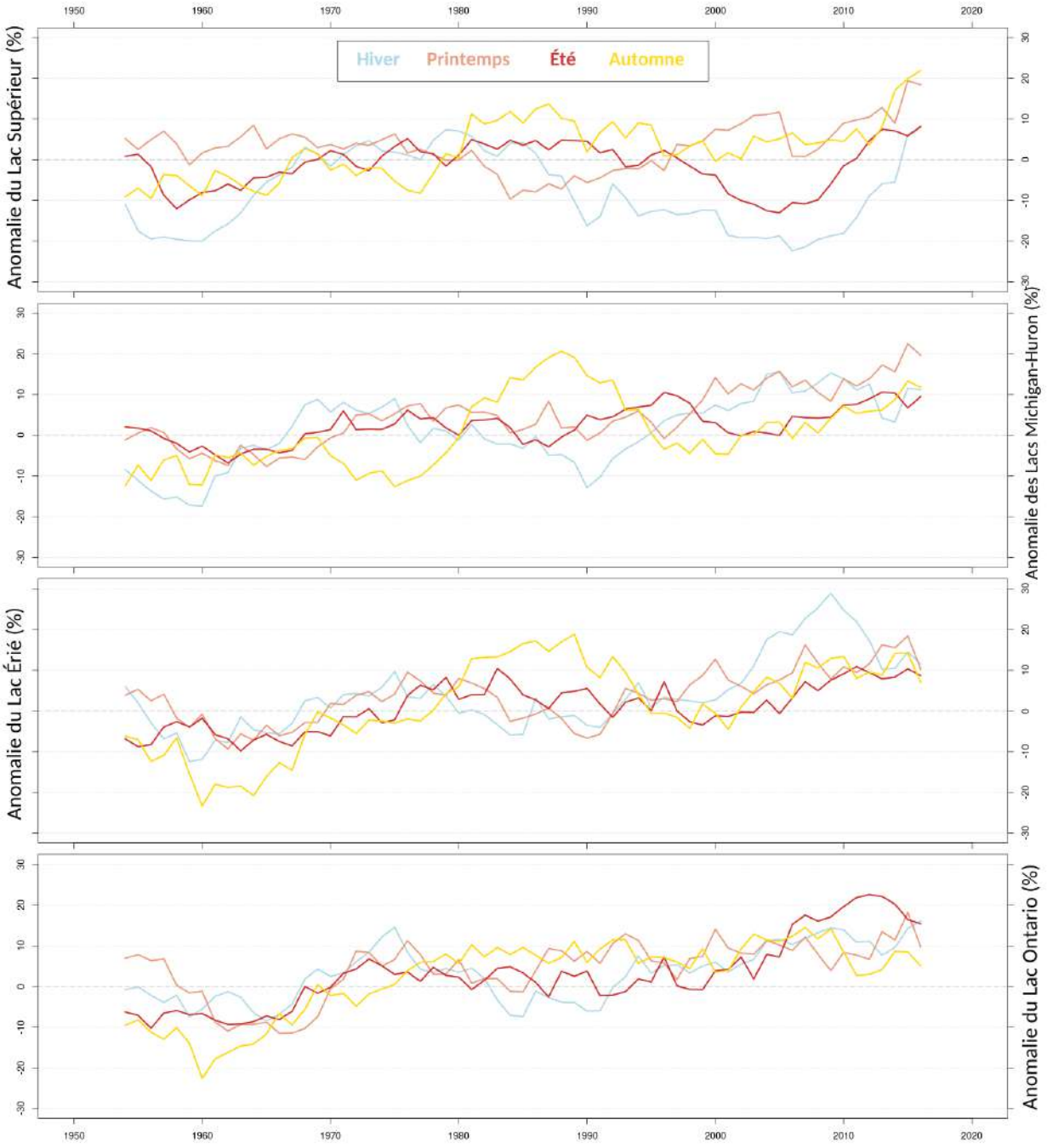


Figure 4. Moyennes mobiles sur neuf ans des anomalies de précipitations saisonnières (par rapport aux moyennes saisonnières de la période 1961-1990) pour chaque Grand Lac durant la période des observations (1950-2020).

Sous-indicateur : Niveaux d'eau

Évaluation globale

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2011-2020) : À la hausse dans tous les lacs

Tendance sur 30 ans (1991-2020) : Inchangée dans tous les lacs

Tendance à long terme (1918-2020) : Inchangée ou à la hausse, selon le lac

Justification : La dynamique des niveaux d'eau à l'échelle du bassin pour la période d'enregistrement de 1918 à 2020 a été ponctuée par une baisse importante à la fin des années 1990, des niveaux moyens mensuels faibles qui persistaient et qui ont atteint un plancher record dans les lacs Supérieur (y compris des minimums records de niveaux d'eau en août et en septembre 2007) et Michigan-Huron (y compris des minimums records de niveaux d'eau en décembre 2012 et en janvier 2013). Puis, une hausse subite des niveaux d'eau a été observée dans tous les lacs, menant à des niveaux d'eau très élevés de 2017 à 2020, dont de nouveaux maximums records des niveaux d'eau dans tous les lacs en 2017, 2019 et/ou 2020, selon le lac. Les données sur le niveau d'eau des Grands Lacs sont consignées depuis les années 1800. Toute évaluation des tendances temporelles dépend de la période sélectionnée parmi les enregistrements historiques. Aux fins de la présente analyse, une méthode fondée sur les anomalies ou sur les écarts a été utilisée afin de comparer les tendances sur 10 ans, sur 30 ans et à long terme (1918-2020) pour chacun des lacs. Il est difficile de dégager une seule tendance significative sur la période d'enregistrement pour tous les lacs, puisque des conditions particulières à chacun influent sur leur niveau d'eau. Ainsi, il est apparu plus utile d'analyser chaque lac séparément pour évaluer les changements écologiques causés par la variation du niveau d'eau. La période de référence choisie pour fins de comparaison s'étalait de 1918 à 1990. Elle débute en 1918 puisqu'il s'agit de l'année à laquelle les niveaux d'eau ont commencé à être consignés, et elle se termine en 1990, année à laquelle prend fin la période de référence des autres sous-indicateurs de l'*État des Grands Lacs*. Cela dit, dans l'avenir, il serait préférable de surveiller en continu les niveaux d'eau afin de distinguer les tendances et d'obtenir des résultats exacts, puisque les délais de réponse des niveaux aux variations des données climatiques sont beaucoup plus longs que ceux d'autres sous-indicateurs climatiques. Une tendance à la hausse significative, comparativement à la période de référence, a été observée au cours des 10 dernières années pour tous les lacs. Toutefois, la prudence est de mise à l'égard d'une tendance établie sur une aussi brève période, puisqu'il y a une possibilité raisonnable qu'elle ne se poursuive pas. Pour la période de 103 ans s'étalant de 1918 à 2020, seul le lac Érié montre une tendance à la hausse statistiquement significative du niveau d'eau.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Tendance sur 10 ans (2011-2020) : À la hausse

Tendance sur 30 ans (1991-2020) : Inchangée

Tendance à long terme (1918-2020) : Inchangée

Justification : La régularisation des débits sortants du lac Supérieur a eu quelques incidences sur le niveau d'eau du

lac depuis 1916. Cependant, les facteurs hydrologiques naturels – tels que les précipitations, le ruissellement et l'évaporation – continuent de déterminer ce niveau. En outre, l'eau du bassin versant de la baie d'Hudson est déviée dans le lac Supérieur depuis 1939. Les moyennes annuelles et mensuelles du lac Supérieur sont demeurées principalement sous les normales (période d'enregistrement débutant en 1918) entre 1999 et 2013. Néanmoins, en 2013 et 2014, le niveau du lac Supérieur s'est élevé très rapidement et a dépassé les valeurs moyennes au milieu de 2014, pour s'établir à quelques centimètres seulement sous les maximums records vers la fin de 2017. La hausse de 2013 et 2014 était la plus importante observée sur une période de deux ans, selon les données historiques consignées depuis 1918. Les très grands apports en eau dans le lac Supérieur en 2017, de même qu'en 2019, ont culminés par des maximums records de niveaux d'eau de mai à septembre 2019. Ni la tendance sur 30 ans ni la tendance à long terme n'a montré aucun mouvement significatif par rapport à la période de référence.

Lac Michigan-Huron

Tendance sur 10 ans : À la hausse

Tendance sur 30 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1918-2020) : Inchangée

Justification : Du point de vue hydrologique, les lacs Michigan et Huron, reliés par le détroit de Mackinac, sont généralement considérés comme un seul système lacustre, désigné sous le nom de « lac Michigan-Huron ». Ses niveaux annuels et mensuels moyens étaient principalement inférieurs aux normales entre la fin des années 1990 et la fin de 2014. Cela dit, dans la foulée d'une hausse très rapide sur une période de six ans amorcée au début de 2013, les niveaux d'eau ont dépassé les normales et sont demeurés bien au-dessus de la moyenne à la fin de 2020. Ces niveaux d'eau élevés ont notamment été observés sur une période de huit mois, de janvier 2020 à août 2020, alors que les niveaux d'eau moyens mensuels ont été les plus élevés pour chacun de ces mois de toute la période de référence (1918-2020).

Les tendances sur 30 ans et à long terme ne suggèrent aucune tendance significative à long terme comparativement à la période de référence.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair)

Tendance sur 10 ans : À la hausse

Tendance sur 30 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1918-2020) : À la hausse

Justification : Les moyennes mensuelles et annuelles des niveaux d'eau du lac Érié ont fluctué au-dessus et en dessous des normales de la dernière décennie, y compris de 2011 à 2015. Néanmoins, la période de 10 ans qui s'est terminée en 2020 montre une tendance à la hausse par rapport à la période de référence. En 2019, le niveau moyen du lac en juin a été le niveau le plus élevé de tous les mois pour le lac Érié, tandis qu'en 2020, des records mensuels ont été établis sur une période de 4 mois s'étendant de février à mai. Situé entre le lac Huron et le lac Érié, le lac St. Clair a également connu des maximums de niveaux d'eau mensuels records en 2019 et en 2020.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

Tendance sur 10 ans : À la hausse

Tendance sur 30 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1918-2020) : Inchangée

Justification : La régularisation du débit sortant du lac Ontario influe sur le niveau du lac et sur celui du fleuve Saint-Laurent depuis 1960. Cependant, les facteurs hydrologiques naturels – tels que les précipitations, le ruissellement et l'évaporation – déterminent toujours les niveaux. De manière générale, l'amplitude des fluctuations et la variabilité interannuelle du niveau du lac Ontario ont diminué depuis la régularisation. Un nouveau plan de régularisation des eaux (Plan 2014) a été mis en œuvre au début de 2017, dans le but d'établir une amplitude des fluctuations analogue à celle donnée par le plan de régularisation précédent, tout en menant à une augmentation de la variabilité du niveau qui se rapproche des conditions naturelles, selon les apports d'eau historiques. Depuis la mise en œuvre du Plan 2014, le bassin a connu des niveaux élevés de précipitations, parmi les plus importants jamais consignés dans la région, ce qui a entraîné des niveaux d'eau très élevés, surtout en 2019. Au cours de cette année, le niveau du mois de juin a été le niveau d'eau moyen mensuel le plus élevé de toute la période de référence (1918-2020).

Définitions de l'évaluation de la tendance

Les rapports des tendances se fondaient sur les comparaisons des niveaux d'eau moyens annuels et à long terme pour chaque lac de 1918 à 1990. Les anomalies étaient calculées entre les niveaux d'eau moyens, et une ligne de tendance a été établie en appliquant un modèle linéaire aux données sur les anomalies. Le degré de signification de la tendance était déterminé selon les valeurs P du modèle Mann-Kendall fondé sur la méthode du bootstrap, afin de tenir compte de la forte autocorrélation repérée dans les données. Il s'agit d'un changement de méthode depuis le dernier rapport, dans lequel les tendances étaient déterminées selon les valeurs P du modèle linéaire. Une tendance était considérée comme significative lorsque la probabilité d'occurrence était inférieure à 0,05 ($P<0,05$) (tableau 1). L'analyse s'est montrée assez sensible à la période d'analyse (1918-2020), ce qui n'est pas étonnant vu la variabilité interannuelle et pluriannuelle des niveaux d'eau des Grands Lacs.

À la hausse : une ligne de tendance des anomalies ascendante de $P < 0,05$ indique que les niveaux d'eau sont en hausse par rapport au niveau de référence.

Inchangée : une ligne de tendance des anomalies de $P > 0,05$ indique qu'il n'y a aucune tendance statistiquement significative.

À la baisse : une ligne de tendance des anomalies descendante de $P < 0,05$ indique que les niveaux d'eau sont en diminution par rapport au niveau de référence.

Indéterminée : les données ne sont pas suffisantes pour signaler une tendance.

Raison d'être du sous-indicateur

- Le présent sous-indicateur permet de suivre les tendances saisonnières, annuelles et à long terme (c.-à-d. décennales) des niveaux d'eau moyens de chacun des Grands Lacs.
- Le sous-indicateur des niveaux d'eau sert à appuyer la catégorie des changements climatiques, ainsi que le 9e objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs (AQEGL), et ses annexes portant sur les changements climatiques, l'aménagement panlacustre, et les habitats et les espèces.

Objectif pour l'écosystème

Les fluctuations des niveaux d'eau ont des incidences considérables sur les milieux des Grands Lacs et sur les communautés biologiques qui y vivent. Les effets de ces fluctuations sur les écosystèmes riverains (en particulier les

milieux humides côtiers) sont largement attestés et mettent en évidence les autres liens importants (mais moins visibles) entre la réaction de l'écosystème, l'intervention humaine et les changements climatiques.

Ce sous-indicateur appuie le mieux le travail réalisé pour atteindre le 9e objectif général de l'AQEGL de 2012, selon lequel l'eau devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

Mesure

Le sous-indicateur des niveaux d'eau mesure :

1. La variation du niveau d'eau à long terme : évaluation des tendances concernant les anomalies des moyennes annuelles du niveau par rapport à la période de référence de 1918 à 1990 pendant la période d'enregistrement pour chacun des Grands Lacs (données de 1918 à 2020).

Les mesures du sous-indicateur sont calculées à partir des estimations des niveaux d'eau moyens de tous les lacs, d'après les mesures des jauges depuis 1918. Le réseau officiel de jauges de chaque lac sert de base aux mesures des moyennes mensuelles panlacustres coordonnées à l'échelle internationale. La période de 1918 à 2020 a été sélectionnée comme période d'analyse, car les données s'y rapportant ont été coordonnées à l'échelle internationale par le Comité de coordination des données hydrauliques et hydrologiques de base sur les Grands Lacs. Bien que le bassin ait subi des changements en altitude résultant du relèvement isostatique post-glaciaire, ces changements sont pris en compte dans les données sur les niveaux d'eau coordonnées à long terme.

On dispose aussi des mesures par jauge des niveaux d'eau depuis 1860, année où au moins une jauge (la « jauge maîtresse ») a été installée le long du littoral de chacun des Grands Lacs. L'utilisation d'une seule jauge pour représenter les moyennes de tous les lacs ne peut pas rendre compte des variations locales de niveau d'eau. Néanmoins, une analyse des données de la période de 1860 à 2020 a été réalisée, et des changements dans les tendances à long terme ont été observés par rapport aux tendances constatées à partir de la période de 1918 à 2020. En ce sens, l'utilisation des données de la période de 1860 à 2020 a permis de constater une tendance à la baisse significative pour le lac Michigan-Huron, et une situation inchangée pour les lacs Érié et Ontario. Cette analyse indique la sensibilité de l'analyse à la période d'enregistrement choisie.

Comme ce fut le cas pour les rapports de 2019, une méthode fondée sur les anomalies permettant de faire état des tendances climatiques des sous-indicateurs (niveaux d'eau, précipitations, couverture de glace, températures des eaux de surface) a été mise en œuvre pour les rapports de l'*État des Grands Lacs* de 2022.

La méthode consiste à définir une période de référence et à y comparer les données (période d'enregistrement entière) pour déceler les « anomalies » ou les « écarts » par rapport à la moyenne. Les périodes de référence sélectionnées dans les rapports ne vont pas plus loin que 1990, puisqu'on s'attend à ce que les effets accélérés des « changements climatiques » se manifestent après cette année. La longueur des périodes de référence varie pour les quatre rapports, mais comprend au moins 15 années de données fiables et exhaustives pour calculer les valeurs de base. La période de référence sélectionnée pour le sous-indicateur des niveaux d'eau est de 1918 à 1990, car on considère que les données de cette période sont fiables, en plus d'être coordonnées entre le Canada et les États-Unis. À noter que les tendances (ou sinon l'ampleur des anomalies annuelles) tirées de l'analyse des données sur les anomalies sont les mêmes, peu importe la période de référence.

État de l'écosystème

Les variations des niveaux d'eau des Grands Lacs surviennent à diverses échelles temporelles, des fluctuations horaires aux changements qui se manifestent sur des centaines, voire des milliers d'années. La plupart des variations mensuelles et interannuelles observées depuis 150 ans découlent de modifications du cycle hydrologique des Grands Lacs. Par exemple, on a constaté que les récentes fluctuations des niveaux d'eau des lacs de la deuxième moitié des années 2010 étaient attribuables à des conditions météorologiques extrêmes et à des variabilités climatiques (Gronewold et Rood, 2019), qui sont influencées par des facteurs naturels et anthropiques et par des tendances climatiques à long terme (Baedke et Thompson, 2000; Booth et Jackson, 2003). Les facteurs anthropiques comportent des éléments comme la régulation du débit sortant et les dérivation entre bassins hydrographiques, bien que l'on considère en général que ces facteurs ont une influence bien moindre que les facteurs naturels. Les fluctuations de niveau n'ont pas que des répercussions sur les rives, et donc sur la superficie des milieux accessibles et de qualité, mais aussi sur les processus complexes et dynamiques des lacs. Les effets des variations du niveau d'eau sur les milieux physiques dépendent d'interrelations complexes entre de nombreux facteurs (érodabilité des substrats riverains, apport sédimentaire, pratiques de gestion du littoral, etc.). Plusieurs littoraux des Grands Lacs sont dynamiques, sous l'effet sélectif de l'érosion et de l'accrétion, qui jouent un rôle important dans la création des milieux. D'autres zones, constituées de substrats rocheux naturels ou de structures artificielles ont un faible potentiel d'érosion et donc un moindre apport sédimentaire pour remplacer les caractéristiques susceptibles de s'éroder. Des niveaux d'eau élevés peuvent éroder davantage les littoraux formés de substrats meubles, puisque l'énergie des vagues attaque plus haut les rives moins stables. Cela dit, les sédiments apportés par l'érosion jouent un rôle important pour le maintien des caractéristiques dynamiques des littoraux, tels que les plages et les zones de graviers sous-marins. Lorsque les niveaux d'eau sont bas, l'effet des vagues a tendance à faire bouger les substrats meubles et à redistribuer les matériaux de la plage au fil du temps. Lorsqu'on tient compte des effets environnementaux issus de la variation des niveaux d'eau, l'évolution des dynamiques des littoraux et les changements structuraux qui en découlent à court et à long terme doivent être pris en compte. De plus, l'effet de la variation des niveaux d'eau sur les pratiques d'aménagement du littoral (protection des ouvrages, sources de pollution de l'eau, dragage, travaux sous-marins) et sur l'évolution des milieux pourrait aussi être pris en compte.

Les conditions du niveau d'eau ont toujours varié, et continuent de varier considérablement d'un bassin à l'autre des Grands Lacs. Elles varient aussi dans le temps au cours de la période où les niveaux ont été enregistrés (de 1860 à aujourd'hui). Diverses modifications survenues dans les bassins hydrographiques des Grands Lacs et leurs voies interlacustres ont eu certains effets sur les niveaux d'eau, à des degrés divers, au cours des 100 dernières années, et il faut compter avec les incidences possibles des changements climatiques. Il est à remarquer que les effets des modifications anthropiques et les caractéristiques de débit du bassin des Grands Lacs n'ont pas été distingués dans la présente analyse, mais sont traités dans le rapport. Les fluctuations aux échelles spatiales plus fines (comme la rivière Ste-Marie) n'ont pas été prises en compte dans le présent rapport. De manière générale, on suppose qu'un niveau élevé du lac Supérieur grossira le débit de la rivière Ste-Marie. Toutefois, les effets particuliers dans les voies interlacustres pour ce qui est des hauteurs d'eau, des vitesses et des périmètres mouillés devraient faire l'objet d'études plus approfondies.

Le résumé qui suit rend compte des facteurs globaux qui influent sur l'équilibre hydrique des Grands Lacs (Neff et Killian, 2003) et, à terme, sur les niveaux d'eau, et aborde l'historique et la variabilité de ces niveaux.

Les facteurs naturels des variations à long terme des niveaux des Grands Lacs comprennent des processus environnementaux qui contribuent au débit entrant, au débit sortant et à l'emmagasinement. À de vastes échelles, les débits sont régis par des changements d'origine climatique qui jouent sur les composantes du cycle

hydrologique, dont les précipitations, le ruissellement, l'évaporation et l'écoulement des voies interlacustres (débit entrant et sortant de chaque lac passant par la voie interlacustre en amont et celle en aval). L'écoulement souterrain a vraisemblablement une incidence négligeable sur la variabilité à long terme du niveau d'eau, comparativement aux précipitations, au ruissellement et à l'évaporation.

L'ajustement isostatique glaciaire (AIG) est un autre facteur naturel qui influe sur la précision de la mesure des niveaux d'eau, ainsi que sur le périmètre mouillé des lacs et ses répercussions sur les milieux. L'AIG est la réaction de la croûte terrestre au retrait des glaciers continentaux qui exerçaient un poids sur la région (Wilcox et *al.*, 2007; EIGLA, 2009). Contrairement aux facteurs hydrologiques, les effets de l'AIG sur les niveaux d'eau varient d'un endroit à l'autre d'un lac. À certains endroits, le niveau d'eau semble monter, tandis qu'il semble baisser ailleurs. Ce phénomène biaise l'analyse des données historiques. Les erreurs de mesures entraînées par l'AIG sont réduites grâce à un ensemble de jauges représentatives disposées autour de chaque lac pour calculer le niveau moyen dans sa globalité et à la révision périodique du plan de référence pour mesurer le niveau. En plus d'introduire quelques erreurs de mesure, l'AIG modifie le périmètre mouillé des lacs au fil du temps : généralement, les zones septentrionales s'assèchent et les zones méridionales mouillées s'étendent. Les variations du périmètre mouillé ainsi provoquées ne sont pas expressément prises en considération dans la présente analyse. Néanmoins, à titre de comparaison, la zone septentrionale du lac supérieur s'élève à une vitesse verticale d'environ 50 cm par siècle, et une partie du littoral du sud-ouest du lac Michigan s'enfonce à une vitesse verticale d'environ 14 cm par siècle.

Le niveau du lac Supérieur est régularisé depuis 1916. Par son ordonnance d'approbation de 1914, la Commission mixte internationale (CMI) a créé le Conseil international de contrôle du lac Supérieur, à qui il a délégué la responsabilité de régulariser le débit du lac. Le Conseil a établi un plan de régularisation, qui a été révisé à plusieurs reprises. Le plan en vigueur cherche à équilibrer les niveaux du lac Supérieur et du lac Michigan-Huron.

Lorsque la CMI a approuvé le projet d'aménagement hydroélectrique entre Cornwall (Ontario) et Massena (État de New York), par son ordonnance d'approbation de 1952, on a commencé à régulariser le débit sortant du lac Ontario. Le premier plan de régularisation est entré en vigueur en 1960. La réduction qu'il a induite de la variabilité des niveaux d'eau a fait diminuer la diversité végétale des terres humides et les milieux qu'elles soutiennent (Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 2006). Un nouveau plan de régularisation des eaux (Plan 2014) a été mis en œuvre au début de 2017, dans le but d'établir une amplitude des fluctuations du lac Ontario analogue à celle donnée par le plan de régularisation précédent, tout en menant à une augmentation de la variabilité du niveau du lac Ontario qui se rapproche des conditions naturelles, selon les apports d'eau historiques. Un des résultats attendus de cette variabilité plus naturelle des niveaux d'eau du lac Ontario consiste à accroître la qualité de l'habitat dans les milieux humides pour un certain nombre d'espèces végétales et animales. Le plan n'a pas été mis en place depuis assez longtemps pour pouvoir tirer de conclusions sur son effet à long terme sur la variabilité des niveaux du lac.

La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis et le Service hydrographique du Canada mesurent les niveaux d'eau à plusieurs endroits le long du littoral des Grands Lacs et de leurs voies interlacustres. Plusieurs jauges du réseau hydrométrique actuel sont en service depuis 1918 seulement, tandis que d'autres fournissent des données depuis les années 1860 (parfois moins fiables).

Situation et tendances des niveaux d'eau des lacs

Les graphiques des anomalies du niveau d'eau par rapport à la période de référence (figure 1) montrent quelques similarités dignes d'intérêt. De manière générale, les niveaux ont été plus élevés à la fin des années 1920, au milieu des années 1950, du début des années 1970 au milieu des années 1990 et plus récemment à la fin des années 2010 et au début des années 2020. Des étiages marqués sont survenus au milieu des années 1920, 1930 et 1960 ainsi que dans les années 2000. Moins bien documentés, des bas niveaux ont aussi été observés à la fin

des années 1890, après une longue période de niveaux élevés. En plus des tendances calculées, la figure 1 présente une ligne qui montre la moyenne mobile des anomalies sur 10 ans.

D'après les données historiques (figure 2), les niveaux d'eau semblent osciller dans une plage donnée, mais les données préhistoriques indiqueraient une amplitude plus large (Brown et *al*., 2012). On sait mal comment les changements climatiques – en particulier en ce qui touche les précipitations, le ruissellement et l'évaporation – jouent sur les apports nets en eau du bassin et sur les niveaux et les débits dans la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. Les modèles climatiques les plus récents indiquent qu'à l'avenir, les niveaux continueront probablement de fluctuer au-dessus et au-dessous des normales, mais rien n'indique que la moyenne à long terme changera beaucoup (Notaro et *al*., 2015; Lofgren et *al*, 2016; Lofgren et *al*, 2011; MacKay et Seglenieks, 2013). En général, les modèles indiquent également que des niveaux d'eau plus extrêmes (élevés ou faibles) pourraient être observés dans les lacs sous l'effet du climat futur.

Autres échelles spatiales

Ce rapport ne tient pas compte des fluctuations du niveau d'eau à des échelles spatiales plus fines (y compris les fluctuations du lac Sainte-Claire).

Liens

- Sous-indicateurs des milieux humides côtiers (invertébrés, poissons, oiseaux, amphibiens, végétaux et échelle et composition de ces milieux) – le niveau d'eau influe beaucoup sur les milieux humides côtiers non endigués et joue un rôle fondamental dans toute analyse des tendances évolutives des milieux humides.
- Phytoplancton, zooplancton, benthos, *Diporeia*, diversité des poissons-proies indigènes, touladi, doré jaune, esturgeon jaune et oiseaux aquatiques coloniaux et piscivores – le niveau d'eau joue sur le milieu offrant de la nourriture, un abri et des couloirs de déplacement.
- Couverture de glace – les taux d'évaporation sont en partie liés à la couverture de glace en hiver.
- Température des eaux de surface – la couverture de glace et l'évaporation sont liées à la température de surface.
- Quantités de précipitation – liées au niveau des lacs, puisqu'il s'agit de la source d'eau du bassin hydrographique des Grands Lacs.
- Instabilité des affluents – liée au niveau des lacs, puisque les affluents alimentent le lac.
- Changements climatiques – liés à la modification des conditions hydroclimatiques qui influent sur les niveaux d'eau à court et à long terme.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée, et il est possible d'en retracer l'origine.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues aux États-Unis sont comparables aux données obtenues au Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont connues et se situent dans les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont disponibles et accessibles à tous.	Oui	Les données peuvent être trouvées ici : http://www.greatlakescc.org/wp36/home/coordinating-committee-products-and-datasets/		

Limites des données

Les données sur les niveaux d'eau à long terme des Grands Lacs sont fondées sur un ensemble de mesures coordonnées à l'échelle internationale provenant des stations de jaugeage du littoral; elles sont explicitement destinées à être comparables aux États-Unis et au Canada. Les problèmes concernant l'intégrité du réseau de surveillance sont normalement pris en charge par les organismes fédéraux qui participent au Comité de coordination des données hydrologiques et hydrauliques de base des Grands Lacs.

Renseignements supplémentaires

Le maintien et le fonctionnement du réseau de surveillance des niveaux d'eau des Grands Lacs sont essentiels à la compréhension du bilan hydrique de la région et constituent actuellement une mission régionale de première importance pour le National Ocean Service de la NOAA aux États-Unis et pour le Service hydrographique du Canada de Pêches et Océans Canada. La synthèse et la communication des données sur les moyennes de niveau à l'échelle des lacs sont coordonnées par le Comité de coordination des données hydrologiques et hydrauliques de base des Grands Lacs, qui est un partenariat régional mené par le United States Army Corps of Engineers (USACE) et Environnement et Changement climatique Canada. Il importe que le réseau de surveillance poursuive ses activités afin de prévoir les changements à venir dans les Grands Lacs.

La présente analyse fournit des indications sur les tendances du niveau d'eau selon différentes échelles temporelles, et il existe des dizaines, sinon des centaines, de liens importants avec les tendances du climat régional, le commerce (navigation commerciale, capacité hydroélectrique), les écosystèmes et la santé humaine. Ces liens sont décrits plus clairement par d'autres indicateurs de l'écosystème (intégrité du littoral, milieux humides côtiers et couverture de glace, par exemple), et les analyses à venir devraient continuer de les faire ressortir.

Une méthode fondée sur les anomalies a été sélectionnée pour ce sous-indicateur afin d'assurer la cohérence du rapport et parce qu'elle décrit de manière plus représentative l'état d'une variable écosystémique dont la valeur type n'est pas nécessairement connue de tous. Elle permet aussi de comparer facilement l'état des variables qui ne sont pas forcément semblables, comme les précipitations durant différentes saisons ou divers emplacements géographiques. Puisque la moyenne de la période de référence est constante, les tendances déterminées d'après les anomalies sont identiques aux tendances déterminées d'après les données d'origine. La méthode fondée sur les anomalies aide à mettre les plus longues périodes d'enregistrement en contexte et à comparer les données historiques aux variations plus récentes qui surviennent dans l'écosystème.

La variation du niveau d'eau sur diverses échelles temporelles peut servir d'indice des modifications importantes de la météo et du climat de la région, et indiquer l'influence anthropique (dont la régulation des débits sortants des lacs Supérieur et Ontario). C'est aussi un indicateur important des effets possibles sur les écosystèmes côtiers, la capacité hydroélectrique et d'autres facteurs socioéconomiques.

Le niveau d'eau de chacun des Grands Lacs a un caractère saisonnier marqué : il s'élève au printemps (en raison des précipitations accrues, de la fonte des neiges et de la diminution de l'évaporation) jusqu'à atteindre un sommet au milieu de l'été. Il diminue le reste de l'été et l'automne (surtout en raison de l'accroissement des taux d'évaporation et de la réduction du ruissellement), puis atteint un creux au début de l'hiver. Le déplacement persistent du moment du maximum ou du minimum saisonnier peut être le signe que le bilan hydrique régional se modifie (dans la durée et l'ampleur des précipitations, le débit des affluents et l'évaporation, notamment) et fournit un aperçu des effets possibles sur les plantes aquatiques et les milieux de frai des poissons, et d'autres aspects sensibles de l'écosystème côtier.

Une augmentation croissante de l'ampleur des hausses printanières pourrait refléter l'instabilité accrue des volumes apportés par les affluents, alors que les périodes de moindre baisse à l'automne pourraient témoigner de températures de l'eau plus froides et de taux d'évaporation réduits. Ces facteurs déterminants du bilan hydrique rendent compte des variations du système climatique régional et ont des incidences importantes sur l'ampleur des hausses et des baisses saisonnières, et sur les effets pour les écosystèmes côtiers. L'évolution à long terme des niveaux d'eau des Grands Lacs se manifeste généralement par des modifications persistantes au-dessus ou au-dessous de la moyenne au printemps et à l'automne. Par exemple, les augmentations systématiques du niveau à long terme sont souvent entraînées par un ruissellement régulièrement au-dessus de la moyenne au printemps, et des taux d'évaporation sous de la moyenne à l'automne. L'ampleur de la hausse et de la baisse saisonnière (au cours d'une année donnée) a des répercussions importantes sur les activités récréatives et la conception des infrastructures côtières, en plus d'influer sur la phénologie biologique et l'échange eau-sédiment de nutriments.

Les différences entre les niveaux d'eau de chaque lac peuvent suivre un schéma relativement constant et prévisible; les anomalies peuvent suggérer un déséquilibre du bilan hydrique régional, des modifications physiques dans les voies interlacustres, ou des effets visibles de l'ajustement isostatique sur les niveaux enregistrés.

Des changements anthropiques au cours des 100 dernières années ont influé sur les niveaux des Grands Lacs, outre les effets possibles des changements climatiques : dérivation de cours d'eau entre bassins hydrographiques (dérivations des rivières Long Lac et Ogoki, qui ont détourné les eaux du bassin de la baie James vers celui du lac

Supérieur, et celle de la rivière Chicago, qui a détourné les eaux du lac Michigan et de la rivière Mississippi), canalisation (canal Welland), dragage (réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit, pour la navigation maritime), évolution des plans de régularisation (du lac Supérieur depuis 1916 et u lac Ontario depuis 1960). Aucune analyse particulière n'a été entreprise pour distinguer les influences dans le cadre de ce rapport.

La modification des niveaux d'eau des Grands Lacs, qu'elle soit due aux activités humaines ou aux changements climatiques, fournit une clé importante pour évaluer les vulnérabilités écologiques éventuelles. Les interactions entre les composantes de l'écosystème et les niveaux d'eau – ainsi que les autres variables climatiques – sont extrêmement complexes; leur étude est une science en évolution. La science de l'évaluation des écosystèmes progressant, les méthodes des critères de seuil critique devraient continuer d'être envisagées pour évaluer les effets possibles de la variation des niveaux d'eau. On pourrait envisager des seuils critiques pour les niveaux d'eau des lacs et tâcher de comprendre à une échelle plus fine les profondeurs et les vitesses d'écoulement des voies interlacustres (rivière Ste-Marie, rivières Détroit et Sainte-Claire, rivière Niagara et fleuve Saint-Laurent).

Les auteurs conviennent avec ceux des précédentes éditions de l'*État des Grands Lacs* que les prochains rapports pourraient se concentrer sur les liens explicites entre la variabilité du niveau d'eau, les processus côtiers et la réaction de l'écosystème. Étant donné les profils de niveau des 10 dernières années, l'occasion pourrait être bonne de mieux comprendre ces liens lorsque les données sur l'hydrologie, les processus côtiers et l'écologie seront connues – si elles le sont.

Le réseau de surveillance des niveaux d'eau des Grands Lacs à long terme est fiable; c'est un élément essentiel de la mission opérationnelle des organismes fédéraux des États-Unis et du Canada. À court terme, les organismes des deux pays coopèrent à une mise à jour importante du Système de référence international des Grands Lacs (SRIGL), en fonction duquel la hauteur de l'eau de surface de tous les Grands Lacs est mesurée. Il sera important pour l'inférence des niveaux dans l'avenir de tenir compte des modifications au SRIGL. D'autres technologies pour surveiller les élévations de l'eau de surface, y compris les télémesures satellitaires, sont disponibles et continueront de l'être. Toutefois, il est peu probable (du moins à court terme) qu'elles remplacent les données à long terme fournies par le réseau de jauges du littoral.

Dans le dernier rapport, une mesure recommandée pour son potentiel de fournir un meilleur aperçu des récentes hausses des niveaux d'eau observés dans les Grands Lacs était les changements de l'ampleur des hausses et des baisses saisonnières des niveaux d'eau sur l'ensemble de la période de référence (1918-2020). Dans le cadre du présent rapport, nous offrons une analyse de la hausse saisonnière (figure 3) et de la baisse saisonnière (figure 4) à l'aide d'une approche fondée sur les anomalies similaire à celle utilisée pour les niveaux d'eau moyens annuels à la figure 1. Pour calculer la hausse saisonnière, on a quantifié le changement du niveau d'eau en utilisant le niveau d'eau minimal saisonnier et le niveau d'eau maximal saisonnier de l'automne/de l'hiver/du printemps à venir. La période de référence utilisée pour ces graphiques était de 1919-1990 pour la hausse saisonnière et de 1918-1990 pour la baisse saisonnière. Les baisses saisonnières se rapportent à l'année à laquelle le maximum saisonnier s'est produit. Par exemple, si le niveau d'eau maximal saisonnier a eu lieu en juillet 1918 et le niveau minimal saisonnier s'est produit en février de l'année suivante, la baisse se rapporterait à l'année à laquelle le maximum a eu lieu (juillet 1918). Les hausses saisonnières se rapportent également à l'année à laquelle le maximum saisonnier s'est produit.

Dans l'ensemble, les seules tendances significatives ($p<0.05$) constatées dans le cadre de cette analyse des hausses et des baisses à l'aide d'un modèle linéaire ont été des tendances à long terme de la hausse saisonnière (à la hausse) et de la baisse saisonnière (à la hausse) pour le lac Ontario. Cependant, en traçant l'ampleur des hausses et des baisses saisonnières dans tous les lacs, il devient évident que la récente période de niveau d'eau élevé n'a pas été causée uniquement par les fortes augmentations du niveau d'eau des dernières années, mais a été également le résultat de baisses saisonnières du niveau d'eau inférieures à la normale, sauf pour le lac Ontario, où des baisses

saisonnières plus importantes que la normale ont été observées ces dernières années. Les hausses importantes sont évidentes pour le lac Supérieur et le lac Michigan-Huron en 2013 et en 2014, de même qu'en 2017 et en 2019 pour le lac Michigan-Huron. Le lac Érié a enregistré des hausses saisonnières supérieures à la normale chaque année de 2013 à 2019, hausses qui ont été anormalement élevées en 2015 et en 2017. Le lac Ontario a subi des hausses très importantes du niveau d'eau en 2017 et en 2019, qui correspondent également aux niveaux maximums records observés au cours de ces deux années. Même si, ces dernières années, l'ampleur des hausses de niveau d'eau a été supérieure à la normale, les hausses du niveau d'eau en 2020 ont été inférieures à la normale dans tous les lacs. La plus récente baisse saisonnière, en 2019, a été inférieure à la normale dans les lacs Superior et Michigan-Huron, ce qui a entraîné des niveaux maximums records au début de 2020. Toutefois, les lacs Érié et Ontario ont connu une baisse saisonnière supérieure à la normale en 2019. Pendant la période de transition entre les niveaux d'eau minimums et maximums, le lac Supérieur a connu des baisses de niveau d'eau inférieures à la normale de 2013 à 2019, tandis que le lac Michigan-Huron a enregistré des baisses de niveau d'eau sous la normale de 2013 à 2015 et de 2017 à 2019. Au cours des dernières années, le lac Érié a surtout connu des baisses de niveau d'eau près de la normale, sauf en 2018, alors que le déclin a été inférieur à la normale. Le lac Ontario a connu des baisses de niveau d'eau supérieures à la normale de 2011 à 2019, baisses qui ont été particulièrement importantes en 2017 et en 2019, ce qui peut être attribuable à une diminution de l'apport net du bassin et à une augmentation des débits sortants du lac Ontario.

Voici des exemples de mesures à envisager dans l'avenir :

1. Période du minimum et du maximum saisonnier du niveau d'eau : évaluation des changements au fil du temps du mois où surviennent le maximum et le minimum saisonniers. (Données de la fin des années 1990 à 2020.)
2. Différences du niveau d'eau lac par lac : évaluation des tendances à long terme des différences entre les moyennes mensuelles de niveau de chaque lac et des moyennes mensuelles de niveau du lac en aval. (Données de 1918 à 2020.)
3. Changements des processus côtiers des Grands Lacs, y compris des variations des niveaux d'eau, accompagnés de leurs effets sur la structure des milieux.
4. Les conclusions du présent rapport se fondent sur les meilleures données connues au moment de la rédaction (1918-2020). Les tendances devront être réévaluées au fur et à mesure que les données seront obtenues.

Remerciements

Auteurs

Lauren Fry, National Oceanic and Atmospheric Administration, 4840 S. State St., Ann Arbor MI 48108, lauren.fry@noaa.gov
Deanna Apps, United States Army Corps of Engineers (USACE), 477, avenue Michigan, Détroit, Michigan, 48226. Deanna.Apps@usace.army.mil
Frank Seglenieks, Environnement et Changement climatique Canada, 867, chemin Lakeshore, Burlington, Ontario. Frank.Seglenieks@canada.ca

Collaborateurs

Wendy Leger, Environnement et Changement climatique Canada
Nicole O'Brien, Environnement et Changement climatique Canada

John Allis, United States Army Corps of Engineers (USACE)
Keith Kompoltowicz, United States Army Corps of Engineers (USACE)
Les auteurs aimeraient rendre compte de l'utilisation de l'*État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique* et de l'*État des Grands Lacs 2019 – Rapport technique*, dont les auteurs sont Drew Gronewold (2017), de l'Université du Michigan, et le coauteur Derrick Beach (2017 et 2019), d'Environnement et Changement climatique Canada.

Sources d'information

Ausable Bayfield Conservation Authority (1994). Shoreline Management Plan.

Ausable Bayfield Conservation Authority (2016). Shoreline Management Plan Update.

Assani, A.A. (2016). Analysis of the impacts of man-made features on the stationarity and dependence of monthly mean maximum and minimum water levels in the Great Lakes and St. Lawrence River of North America. Water, 2016, 8, 485.

Assel, R.A., F.H. Quinn et C.E. Sellinger (2004). Hydroclimatic factors of the recent record drop in Laurentian Great Lakes water levels. BAMS, 85 (8), 1143-1151.

Baedke, S.J. et T.A. Thompson (2000). A 4,700-Year Record of Lake Level and Isostasy for Lake Michigan. Journal of Great Lake Research, 26 (4), 416-426.

Booth, R.K. et S.T. Jackson (2003). A high-resolution record of late-Holocene moisture variability from a Michigan raised bog, USA. Holocene, 13 (6), 863-876.

Brown, D. (2011). International Analysis of Implementing a new Water Level Regulation Plan or Building New Structures: White Paper #2 What are the Key International Institutional Requirements for Building New Regulatory or Compensatory Structures? Établi pour l'International Upper Great Lakes Study Adaptive Management Technical Work Group, 31 mars 2011.

Clites, A.H. et F.H. Quinn (2003). The history of Lake Superior regulation: Implications for the future. Journal of Great Lakes Research. 29 (1) 157-171.

Comité de coordination des données hydrauliques et hydrologiques de base des Grands Lacs. http://www.greatlakescc.org/wp36/fr/.

Conseil international du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent (2018). Conditions observées et régularisation du débit en 2017. Rapport présenté à la Commission mixte internationale.

Derecki, J.A. (1985). Effect of channel changes in the St. Clair River during the present century. Journal of Great Lake Research. 11 (3) : 201-207.

Donahue, M. (2011). An Institutional/Governance Analysis for Implementing a Non-regulation Adaptive Response to Water Level Related Impacts. Établi pour l'International Upper Great Lakes Study Adaptive Management Technical Work Group.

Étude internationale des Grands Lacs d'amont (2009). Impacts sur les niveaux d'eau des Grands Lacs d'amont : la rivière Sainte-Claire. Rapport final à la Commission mixte internationale, décembre 2009.

Étude internationale des Grands Lacs d'amont (2012). Régularisation du lac Supérieur : Face à l'incertitude des niveaux d'eau des Grands Lacs d'amont. Rapport final à la Commission mixte internationale, mars 2012.

Gronewold, A. D. et R. B. Rood (2019). Recent water level changes across Earth's largest lake system and

implications for future variability. Journal of Great Lakes Research 45(1): 1-3.

Gronewold, A.D. et C.A. Stow (2013). Unprecedented seasonal water level dynamics on one of the Earth's largest lakes. Bulletin of the American Meteorological Society, 95 (1).

Gronewold, A.D. et C.A. Stow (2014). Water loss from the Great Lakes. Science, 343 (6175), 1084-1085.

Gronewold, A.D., A. Clites, J. Bruxer, K. Kompoltowicz, J. Smith et T. Hunter (2015). Water levels surge on Great Lakes. EOS 96 (6), 14-17.

Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (2006). Options en matière de gestion des niveaux et des débits du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Rapport présenté à la Commission mixte internationale.

Lenters, J.D. (2001). Long-term trends in seasonal cycle of Great Lakes Water Levels. Journal of Great Lakes Research. 27 (3) : 342-353.

Lenters, J. (2004). Trends in the Lake Superior water budget since 1948: a weakening seasonal cycle. Journal of Great Lakes Research, 20-40.

Lofgren, B. M. et *al.* (2011). Effects of using air temperature as a proxy for potential evapotranspiration in climate change scenarios of Great Lakes basin hydrology. Journal of Great Lakes Research 37(4): 744-752.

Lofgren, B. M. et J. Rouhana (2016). Physically Plausible Methods for Projecting Changes in Great Lakes Water Levels under Climate Change Scenarios. Journal of Hydrometeorology 17(8): 2209-2223.

MacKay, M. et F. Seglenieks (2013). On the simulation of Laurentian Great Lakes water levels under projections of global climate change. Climatic Change 117(1-2): 55-67.

Mainville, A. et M.R. Craymer (2005). Present-day tilting of the Great Lakes region based on water level gauges. Geological Society of America Bulletin 117 (7).

Millerd, F. (2005). The economic impact of climate change on Canadian commercial navigation on the Great Lakes. Revue canadienne des ressources hydriques / Can. Wat. Res. J. 30(4) : 269-280

Neff, B.P., S.M. Day, A.R. Piggott et L.M. Fuller (2005). Base flow in the Great Lakes basin. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report, p. 2005-5217.

Neff, B.P. et J.R. Killian (2003). The Great Lakes water balance—Data availability and annotated bibliography of selected references: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 02–4296, 37 p.

Notaro, M. et *al.* (2015). Dynamical Downscaling–Based Projections of Great Lakes Water Levels. Journal of Climate 28(24): 9721-9745.

Piggott, A.R. et D.R. Sharpe (2007). Geological interpretations of baseflow for southern Ontario p. 394-401. In Proceedings of the 60th Canadian Geotechnical and 8th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences. Société canadienne de géotechnique et section canadienne de l'Association internationale des hydrogéologues.

Quinn, F.H. (1985). Temporal effects of St. Clair River dredging on Lakes St. Clair and Erie water levels and connecting channel flows. Journal of Great Lakes Research. 11 (3) : 400-403.

Quinn, F. et J. Edstrom (2000). Great Lakes diversions and other removals. Revue canadienne des ressources hydriques / Canadian Water Resources Journal, 25(2), 125-151.

Quinn, F.H. (2002). Secular changes in Great Lakes water level seasonal cycles. Journal of Great Lakes Research. 28 (3) : 451-465.

Shabica, C.W., M.C. Mohr et S. Nagelbach (2011). Effects of structurally-engineered beaches on coastal processes and shores of the Great Lakes. Shore and Beach, 78 (5), 79 (1) : 51- 63.

Shoreplan Engineering Limited (2011). Credit Valley Conservation: Lake Ontario integrated shoreline strategy background review and data gap analysis. Appendix C – Coastal Process Final Report.

US Army Corps of Engineers (USACE) Detroit District et University of Wisconsin (2003). Living on the Coast.

W.F. Baird et Associates Coastal Engineers Ltd. (2011). St. Clair Region Conservation Authority: Lake Huron shoreline management plan update.

Wilcox, D.A, T.A. Thompson, R.K. Booth et J.R. Nicholas (2007). Lake-level variability and water availability in the Great Lakes: U.S. Geological Survey Circular, 1311, 25 p.

Liste des tableaux

Tableau 1. Ligne de tendance pour les valeurs P des anomalies de la période de 1918 à 2020, calculées d'après la période de référence de 1918 à 1990. Une valeur P inférieure à 0,05 était considérée comme significative.

Source : USACE.

Liste des figures

Figure 1. Anomalies du niveau d'eau par rapport à la moyenne de la période de référence (1918-1990) pour chacun des Grands Lacs au cours de la période de 1919 à 2020. À remarquer que la moyenne pour chaque intervalle de neuf ans est centrée sur l'année du milieu; la première année de la moyenne mobile est donc 1922.

Source : USACE.

Figure 2. Moyennes mensuelles et annuelles des niveaux d'eau (m) des Grands Lacs.

Source : U.S. Army Corps of Engineers, Detroit District.

Figure 3. Anomalies de la hausse du niveau d'eau (m) par rapport à la hausse moyenne de la période de référence (1918-1990) pour chacun des Grands Lacs au cours de la période de 1919 à 2020. À remarquer que la moyenne pour chaque intervalle de neuf ans est centrée sur l'année du milieu; la première année de la moyenne mobile est donc 1922.

Figure 4. Anomalies de la baisse du niveau d'eau (m) par rapport à la baisse moyenne de la période de référence (1918-1990) pour chacun des Grands Lacs au cours de la période de 1919 à 2020. À remarquer que la moyenne pour chaque intervalle de neuf ans est centrée sur l'année du milieu; la première année de la moyenne mobile est donc 1922.

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Tendance	Grands Lacs			
	Supérieur	Michigan-Huron	Érié	Ontario
Sur 10 ans	0,00	0,00	0,01	0,02
Sur 30 ans	0,79	0,82	0,49	0,70
À long terme	0,80	0,53	0,03	0,09

Tableau 1. Ligne de tendance pour les valeurs P des anomalies de la période de 1918 à 2020, calculées d'après la période de référence de 1918 à 1990. Une valeur P inférieure à 0,05 était considérée comme significative.
Source : USACE.

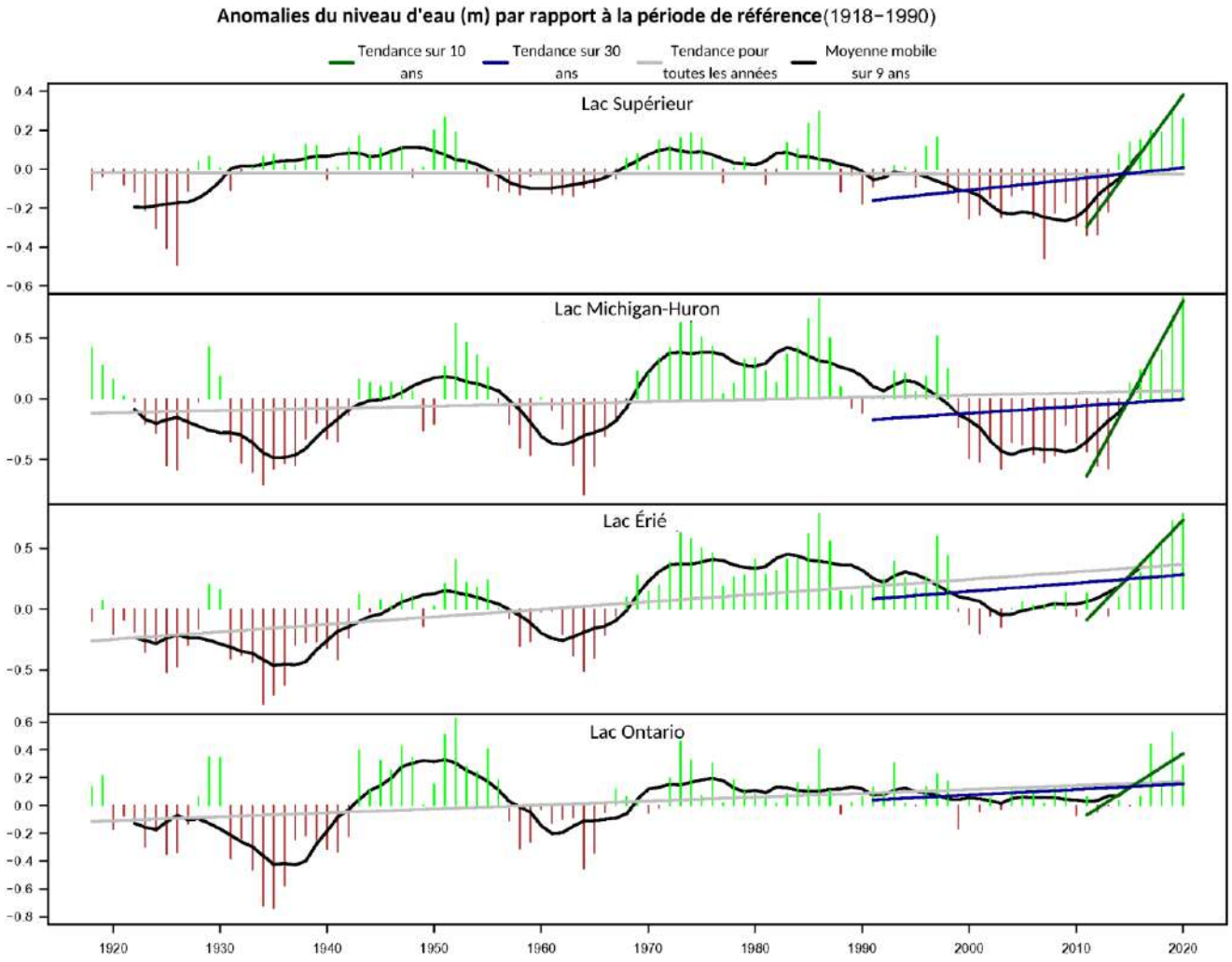


Figure 1. Anomalies du niveau d'eau par rapport à la moyenne de la période de référence (1918-1990) pour chacun des Grands Lacs au cours de la période de 1919 à 2020. À remarquer que la moyenne pour chaque intervalle de neuf ans est centrée sur l'année du milieu; la première année de la moyenne mobile est donc 1922. Source : USACE.

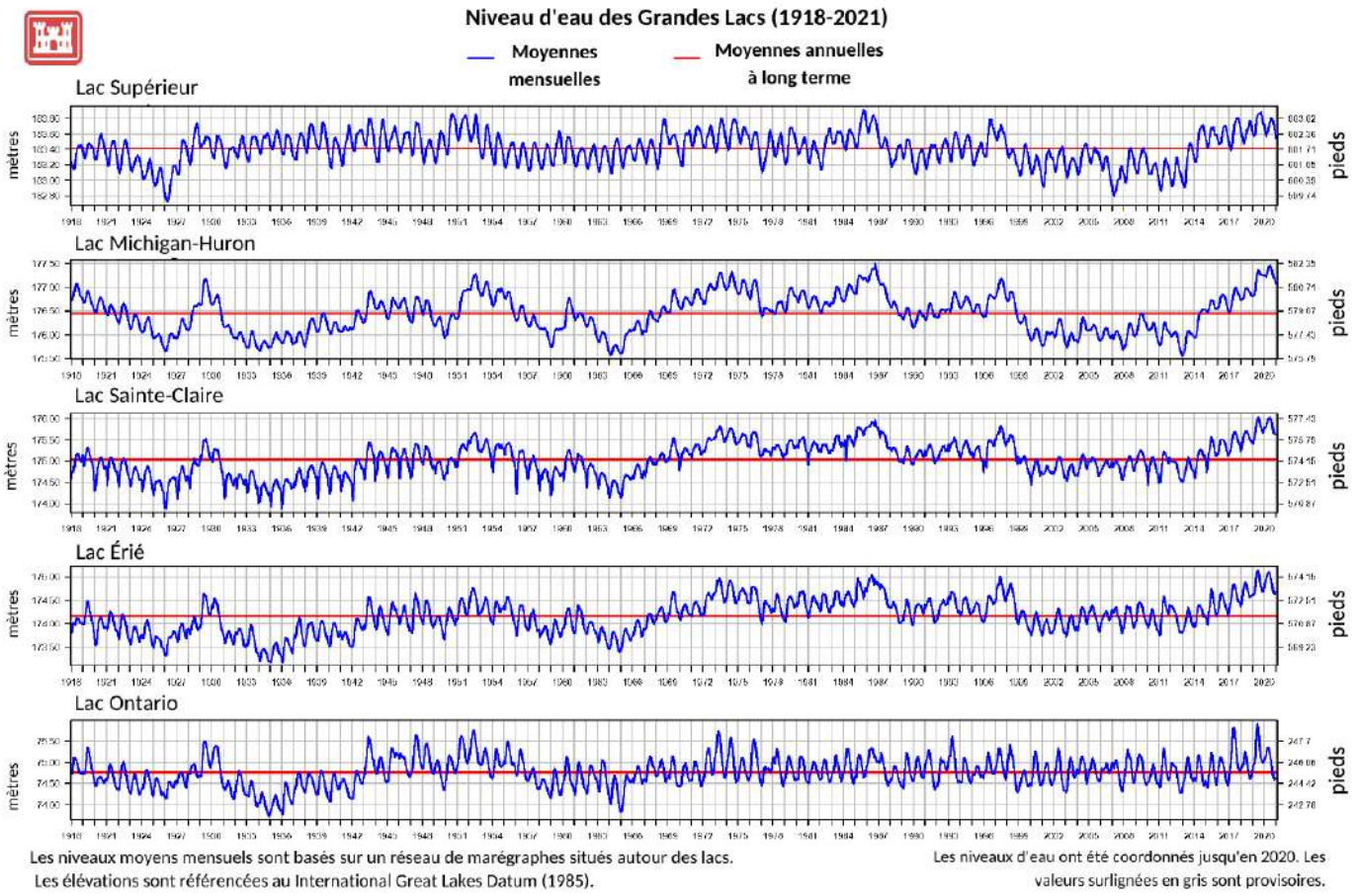


Figure 2. Moyennes mensuelles et annuelles des niveaux d'eau (m) des Grands Lacs.
Source : U.S. Army Corps of Engineers, Detroit District.

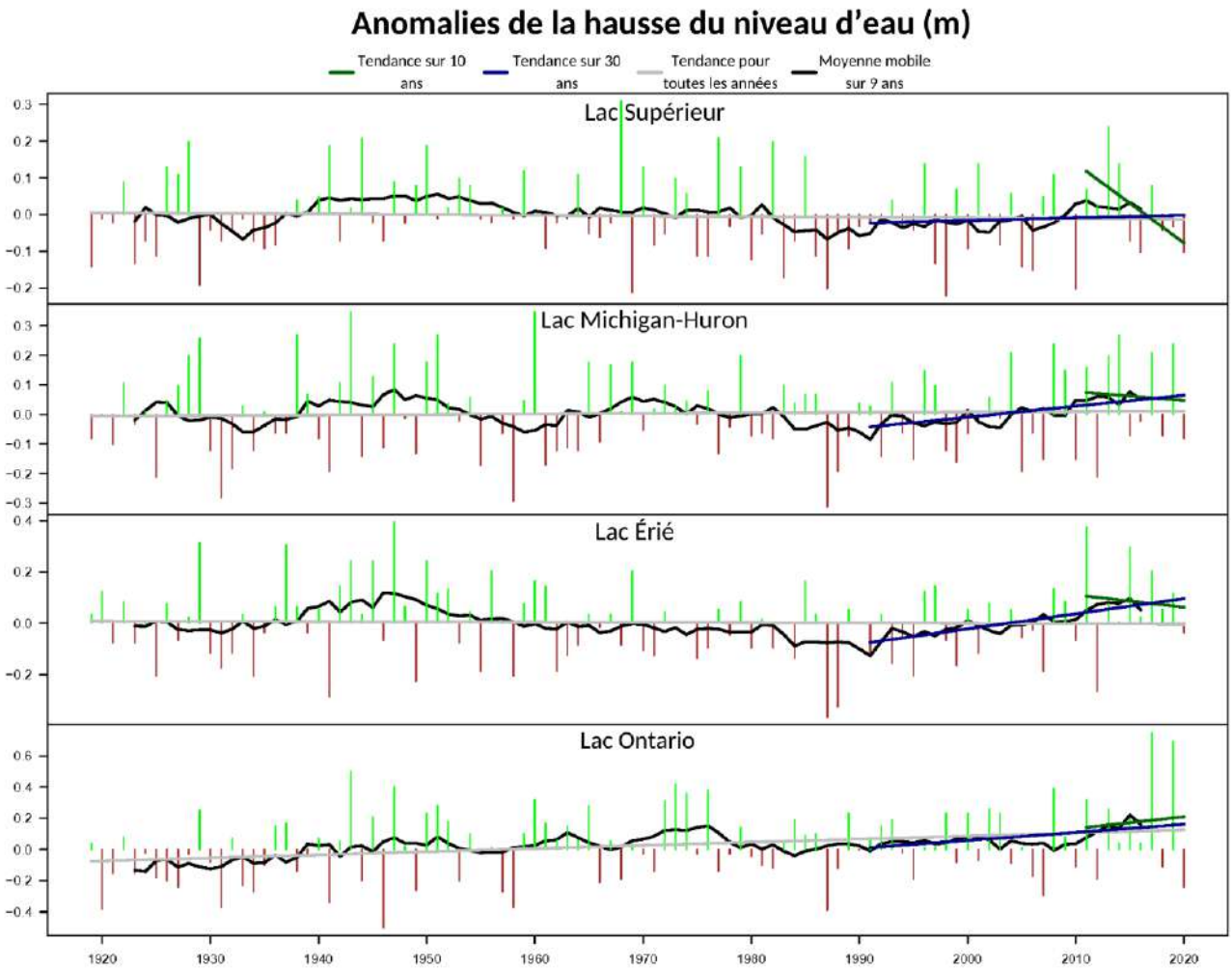


Figure 3. Anomalies de la hausse du niveau d'eau (m) par rapport à la hausse moyenne de la période de référence (1918-1990) pour chacun des Grands Lacs au cours de la période de 1919 à 2020. À remarquer que la moyenne pour chaque intervalle de neuf ans est centrée sur l'année du milieu; la première année de la moyenne mobile est donc 1922.

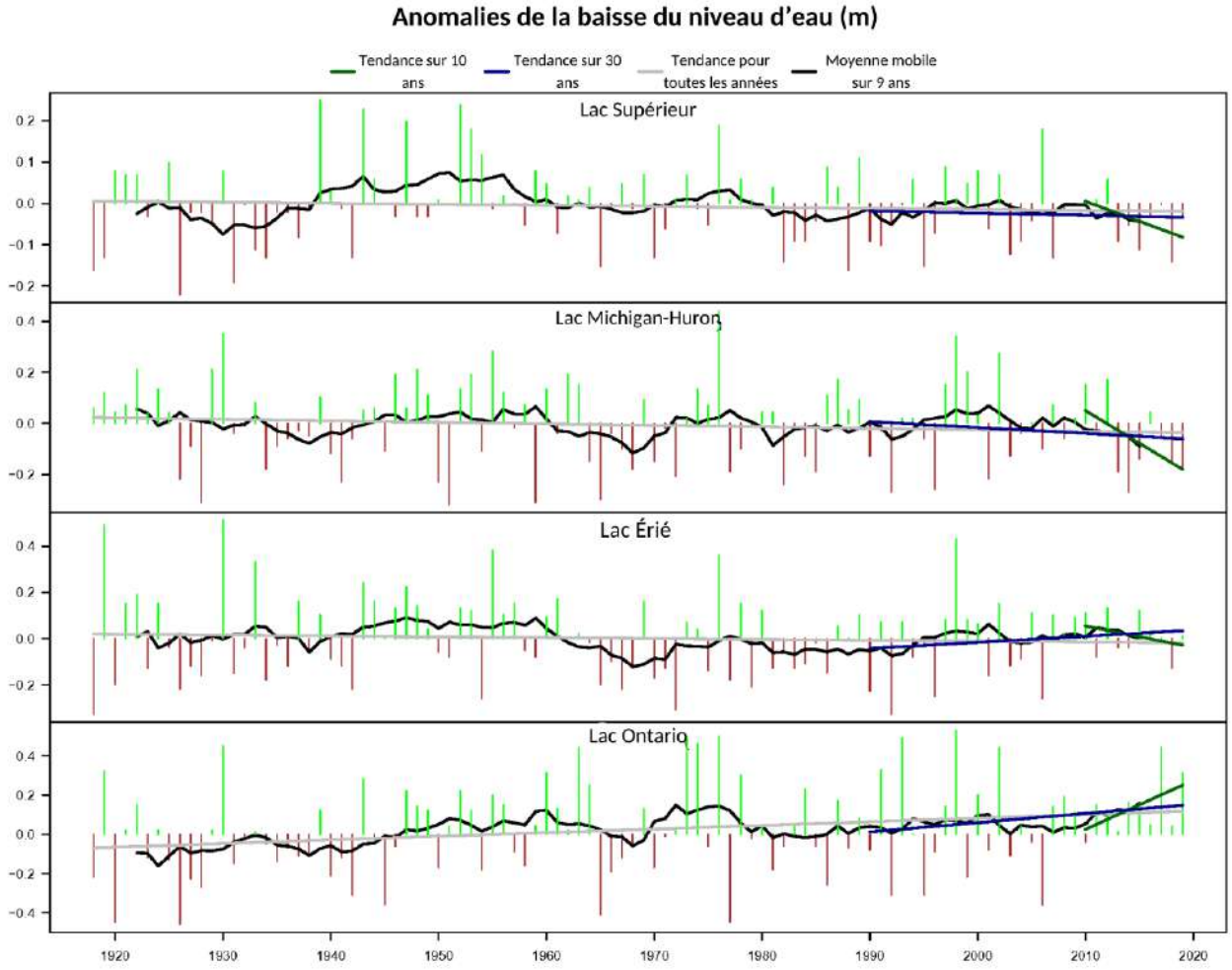


Figure 4. Anomalies de la baisse du niveau d'eau (m) par rapport à la baisse moyenne de la période de référence (1918-1990) pour chacun des Grands Lacs au cours de la période de 1919 à 2020. À remarquer que la moyenne pour chaque intervalle de neuf ans est centrée sur l'année du milieu; la première année de la moyenne mobile est donc 1922.

Sous-indicateur : Température des eaux de surface

Évaluation globale

Tendances :

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance sur 30 ans : À la hausse

Tendance à long terme (1980-2020) : À la hausse

Justification : Effectuer une évaluation globale est un défi étant donné que les variations de la température des eaux de surface des lacs en réponse aux changements du forçage météorologique et des apports d'eau (c'est-à-dire les rivières et les eaux souterraines) sont géographiquement différentes. Cependant, selon les observations de bouées (figures 1 à 3), il semble que les Grands Lacs d'amont (lacs Supérieur, Michigan et Huron) montrent une tendance continue à la hausse des températures au cours des 30 dernières années, et qu'elle sera donc classée « à la hausse », avec une tendance moyenne d'environ 0,06 °C par an. Dans les Grands Lacs plus au sud (lacs Érié et Ontario) la hausse des températures a été beaucoup plus lente, soit ~ 0,03 °C par an. La tendance positive du lac Érié (figure 2) variait selon l'endroit, allant de ~ 0,02 °C par an dans le bassin ouest à ~ 0,05 °C par an dans les bassins central et oriental pour lesquels on dispose de moins de données. Bien que le lac Ontario (figure 3) affiche des tendances positives à deux endroits à l'est (0,05 °C par an et 0,09 °C par an), on dispose de beaucoup moins de données, c.-à-d. sur une période de moins de 20 ans. Les résultats du modèle concordent généralement avec les résultats des bouées (figure 4), mais présentent des biais prononcés à certains endroits. En raison de l'importance de la variabilité interannuelle, comparativement à la tendance à long terme, les mesures comme la tendance sur 10 ans ne seront pas évaluées.

Les observations de la température des eaux de surface basées sur des bouées dans les Grands Lacs ont débuté en 1980 (voir le tableau 1 pour plus de détails), et le terme «long terme » a été utilisé pour refléter la période d'observation historique la plus étendue jusqu'à aujourd'hui.

Les définitions de l'évaluation de la situation et de la tendance suivent la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance sur 30 ans : À la hausse

Tendance à long terme (1980-2020) : À la hausse

Justification : Les trois bouées déployées sur le lac Supérieur montrent des tendances au réchauffement de la température estivale des eaux de surface, toutes de l'ordre de 0,07 ± 0,03 °C par an. La température moyenne au cours des 10 dernières années, estimée d'après le modèle thermodynamique des Grands Lacs (LLTM), est supérieure d'environ 3 °C à la moyenne de la période de référence (1960-1990). Selon le modèle, la date moyenne à laquelle le lac a atteint la température de 3,98 °C (T_{MD}, densité maximale) au cours des 10 dernières années est 25 jours plus tôt.

Lac Michigan

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance sur 30 ans : À la hausse

Tendance à long terme (1980-2020) : À la hausse

Justification : Les deux bouées déployées sur le lac Michigan montrent des tendances à la hausse des températures estivales des eaux de surface, de l'ordre de 0,06 ± 0,02 °C par an, similaires aux tendances du lac Supérieur. La température moyenne des dix dernières années, estimée par le LLTM, est supérieure d'environ 4 °C à la moyenne de la période de référence. La date moyenne à laquelle le lac atteint la T_{MD} au cours des 10 dernières années est 39 jours plus tôt.

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance sur 30 ans : À la hausse

Tendance à long terme (1980-2020) : À la hausse

Justification : Les deux bouées déployées sur le lac Huron montrent des tendances à la hausse des températures des eaux de surface en été, de l'ordre de 0,06 ± 0,02 °C par an. La température moyenne au cours des 10 dernières années, estimée d'après le modèle numérique, est d'environ 3 °C supérieure à la moyenne de la période de référence. La date moyenne à laquelle le lac atteint la T_{MD} au cours des 10 dernières années est de 18 jours plus tôt. Comme pour les lacs Michigan et Supérieur, l'année 2014 se démarque par un été particulièrement froid. Les résultats du LLTM confirment la tendance, avec des températures significativement supérieures à la température de « référence » après 1997.

Lac Érié (y compris les rivières Détroit et St. Clair)

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance sur 30 ans : À la hausse

Tendance à long terme (1980-2020) : À la hausse

Justification : Les trois bouées (une bouée du NDBC, deux bouées d'ECCC) montrent une tendance à la hausse des températures estivales des eaux de surface. La tendance enregistrée par la bouée du NDBC (0,02± 0,01 °C par an) est considérablement plus faible que celles observées dans les lacs supérieurs. Les périodes d'observation des deux bouées d'ECCC sont beaucoup plus courtes, commençant en 1994. La température moyenne au cours des 10 dernières années, estimée d'après le LLTM, est d'environ 1 °C supérieure à la moyenne de la période de référence. La date moyenne à laquelle le lac atteint la T_{MD} au cours des 10 dernières années est 20 jours plus tôt.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)

Tendance sur 10 ans : Non évaluée

Tendance sur 30 ans : À la hausse

Tendance à long terme (1989-2017) : À la hausse

Justification : Sur les trois bouées du lac Ontario, deux ont enregistré de faibles tendances positives de la température estivale de l'eau de surface. Pour la troisième bouée, l'incertitude de l'estimation de la pente a dépassé

la meilleure estimation de la pente. Les séries chronologiques aux trois bouées sont beaucoup plus courtes que celles disponibles pour les autres lacs, de sorte qu'il est impossible d'évaluer une tendance à long terme, et la tendance sur 30 ans a moins de poids que pour les autres lacs. Une température moyenne très basse signalée en 1992 à la bouée 45135 semble être due à une importante remontée d'eau brassée par le vent, plutôt que de refléter un refroidissement saisonnier des eaux de surface. La température moyenne au cours des 10 dernières années, estimée d'après le modèle numérique, est environ 1 °C supérieure à la moyenne de la période de référence. La date moyenne à laquelle le lac atteint la T_{MD} au cours des 10 dernières années est 13 jours plus tôt que celle de la période de référence.

Définitions de l'évaluation de la tendance

À la hausse : La tendance a été classée « à la hausse » si la meilleure estimation de la tendance de la température en fonction du temps, déterminée par régression linéaire, est positive et dépasse l'erreur-type de l'estimation de la tendance.

Indéterminé : La tendance a été classée « indéterminé » si la meilleure estimation de la tendance de la température en fonction du temps, déterminée par régression linéaire, ne dépasse pas l'erreur-type de l'estimation de la tendance.

À la baisse : La tendance a été classée « à la baisse » si la meilleure estimation de la tendance de la température en fonction du temps, déterminée par régression linéaire, est négative et dépasse l'erreur-type de l'estimation de la tendance.

Raison d'être du sous-indicateur

L'objet du sous-indicateur est d'évaluer les tendances de la température des eaux de surface pour chacun des Grands Lacs en mesurant les changements dans la température de l'eau d'après les données à long terme, et d'inférer les effets des changements climatiques dans la région. Le sous-indicateur mesure les propriétés thermiques des Grands Lacs qui jouent sur les fonctions des écosystèmes et influent sur l'évaporation de l'eau, qui modifie le niveau d'eau (si des températures de l'eau élevées persistent, la couverture de glace peut être moindre et l'évaporation peut augmenter, ce qui entraîne une baisse de niveau).

Objectif pour l'écosystème

Il ne devrait y avoir aucune modification de la température pouvant nuire à une utilisation locale ou générale de l'eau. Ce sous-indicateur appuie le mieux les travaux pour réaliser l'objectif général nº 9 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

Mesure

Une méthode fondée sur les anomalies permet de faire état des sous-indicateurs des tendances climatiques (niveaux d'eau, quantités de précipitations, couverture de glace et températures des eaux de surface); elle a été mise en œuvre pour les rapports de l'*État des Grands Lacs* 2019 et 2022. La méthode consiste à définir une période de

référence et à y comparer les données (période d'enregistrement entière) pour déceler les « anomalies » ou les « écarts » par rapport à la moyenne. Les périodes de référence sélectionnées dans les rapports ne vont pas plus loin que 1990, puisqu'on s'attend à ce que les effets accélérés des changements climatiques se manifestent après cette année. La longueur des périodes de référence varie pour ces quatre rapports, mais comprend au moins 15 années de données fiables et exhaustives pour calculer les valeurs de base. Une méthode fondée sur les anomalies décrit de manière plus représentative l'état d'une variable écosystémique dont la valeur type n'est pas nécessairement connue de tous. Elle permet aussi de comparer facilement l'état des variables qui ne sont pas forcément semblables, comme les précipitations pendant différentes saisons ou divers emplacements géographiques. Puisque la moyenne de la période de référence est constante, les tendances déterminées selon les anomalies sont identiques aux tendances déterminées selon les données originales.

L'objet du sous-indicateur de la température des eaux de surface est d'évaluer la réponse thermique à long terme des Grands Lacs aux changements climatiques. Trois sources sont utilisées : les données recueillies à partir d'un ensemble de neuf bouées exploitées par le National Data Buoy Center (NDBC), qui relève de la National Oceanic and Atmospheric Administration des États-Unis, remontant aussi loin qu'en 1979, les données recueillies provenant d'un ensemble de quatre bouées exploitées par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et une valeur produite par le LLTM (Croley, 1989), dont les données remontent jusqu'en 1950. Voir la figure 7 pour l'emplacement des bouées dans les Grands Lacs.

Analyse des bouées

Le National Data Buoy Center (NDBC) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) exploitent des bouées de surface au printemps, en été et en automne dans les cinq Grands Lacs. Les bouées mesurent, entre autres, la température de l'eau près de la surface (dans le mètre supérieur). La plupart des déploiements disposent de mesures de la température de l'eau effectuées toutes les heures. À partir de 2016 environ, certaines bouées de la NDBC ont commencé à prélever des échantillons à des intervalles de 10 minutes. Pour chaque année, si plus de 90 % des points de données attendus sont présents, la moyenne inclusive de la température de l'eau en été (juillet, août, septembre; JAS) est utilisée pour calculer une valeur annuelle. La plupart de ces bouées sont suffisamment éloignées des côtes pour ne pas être affectées par des processus côtiers, tels que les remontées d'eau, qui pourraient entraîner des estimations anormalement basses de la température des eaux de surface, bien qu'il existe des preuves de ce phénomène sur certains sites côtiers. Une régression linéaire simple a été utilisée pour évaluer les tendances, et les erreurs-types des tendances ont été utilisées pour déterminer la nature de la tendance. Bien que nous présentions les résultats en termes d'anomalies par rapport à la moyenne, nous soustrayons la moyenne de toutes les données, plutôt que d'essayer d'utiliser une période de référence fixe en raison de la période relativement courte de données disponibles des bouées.

Analyse du modèle

Les résultats du LLTM (Croley 1989a,b) sont utilisés par le Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) pour estimer les tendances sur un intervalle de temps plus long, car les données de ce modèle remontent à 1950. Le LLTM est un modèle basé sur les valeurs moyennes des bassins, c'est-à-dire qu'il modélise le lac dans une seule dimension et ne tient pas compte de la variabilité latérale. Le LLTM donne une estimation de la réponse des lacs aux données météorologiques disponibles autour et au-dessus des lacs, disponibles sur une période beaucoup plus longue que la période de disponibilité de la température de l'eau. . Pour ce qui est des résultats du modèle

numérique, la période de 1960-1990 est utilisée comme « référence » afin de montrer les résultats sur le plan des anomalies. Nous n'avons pas l'intention de suggérer que cette période soit « normale » dans aucun sens du terme. Comme mesure supplémentaire, on utilise le dernier jour du printemps où la température des eaux de surface est inférieure à 4 °C. À cette date, le contenu thermique de l'ensemble de la colonne d'eau est fortement limité et constitue une mesure robuste de la condition thermique du lac. Dans les lacs profonds comme les Grands Lacs laurentiens, cela correspond au début de la stratification estivale; dans les lacs moins profonds, ce n'est peut-être pas le cas. Cette mesure fournit des renseignements supplémentaires plutôt qu'elle ne détermine les tendances. En général, la date du début de la stratification joue un rôle essentiel pour les températures moyennes et maximales de l'été suivant (Austin et Colman 2007).

État de l'écosystème

Dans l'ensemble, la température des eaux de surface des Grands Lacs semble monter entre 1980 et 2020, à des taux qui diffèrent selon les régions géographiques. Par exemple, comme le montrent le tableau 1 et les figures 1 à 7, le taux de réchauffement du lac Supérieur est de ~0,06 °C par an, ce qui est ~2 fois plus élevé que celui du lac Érié, dont le taux moyen est de ~0,03 °C par an; ce qui suggère que la température moyenne des eaux de surface du lac Supérieur se réchauffe en moyenne ~2 fois plus vite que celle du lac Érié. En même temps, les lacs connaissent un début de la stratification se produisant plus tôt (T_{MD} = 3,98 °C) au cours des 10 dernières années, entre 39 jours pour le lac Michigan à 13 jours pour le lac Ontario. Ceci indique des conditions environnementales défavorables ou favorables ayant lieu plus tôt pour une variété de processus physiques, biochimiques et biogéochimiques. Par exemple, le changement temporel probable dans le développement de la stratification saisonnière susceptible de limiter le transport vertical de l'oxygène dissous et des nutriments, le changement temporel possible de la température optimale pour les proliférations d'algues saisonnières, et la baisse des concentrations d'oxygène dissous dans l'eau avec la température - c'est-à-dire les effets des changements de température de l'eau sur la solubilité de l'oxygène (Wetzel 2001; Chapra 2008).

La température des eaux de surface dépend directement des températures de l'air, donc du climat régional. Les tendances à la hausse des températures des eaux de surface des Grands Lacs laurentiens sont attestées (Austin et Colman, 2007; Huang et coll., 2012), tout comme celles d'autres lacs partout dans le monde (O'Reilly et coll., 2015). La température de l'eau est l'un des principaux éléments moteurs des écosystèmes : elle influe sur un large éventail de processus, dont l'absorption des nutriments et les taux métaboliques, et elle définit l'habitat des poissons. Les flux d'humidité et de chaleur en surface (évaporation) dépendent aussi fortement des températures de l'eau de surface. En été, ces températures témoignent non seulement des températures de l'air, mais aussi des conditions de la glace de l'hiver précédent (Austin et Colman, 2007). En outre, le début de la stratification estivale offre une mesure fiable et intégrée des conditions hivernales; le début de la stratification se produit normalement plus tard lorsqu'il y a eu beaucoup de glace en hiver, et plus tôt lorsqu'il y en a eu peu. Dans les lacs où il ne se forme pas beaucoup de glace (Michigan, Ontario), le début de la stratification est davantage fonction du stockage thermique hivernal, puisque les années froides entraînent une stratification tardive. La date du début de la stratification est un très bon indicateur de la température estivale des eaux de surface et les résultats dont il est fait état dans le présent rapport s'accordent : la date du début de la stratification avance et les températures des eaux de surface augmentent.

Une grande part de la variabilité interannuelle naturelle se superpose à la tendance au réchauffement, ce qui entraîne des valeurs relativement faibles des coefficients de corrélation pour la plupart des ajustements linéaires. On retrouve plusieurs mêmes caractéristiques dans tous les lacs. D'abord – et c'est peut-être le point le plus important – , un bond considérable s'est produit entre 1997 et 1998, année où El Niño a fortement fait sentir son influence. On a

fait remarquer (Van Cleave et coll., 2014) que, envisagées séparément, la température estivale de l'eau avant 1998 et celle de 1998 à nos jours ne présentent pas de tendances significatives, mais qu'il existe une forte discontinuité entre la température moyenne de l'eau de ces deux périodes. Pour les lacs d'amont, le décalage est de l'ordre de 2 °C.

En l'absence d'observations historiques sur le terrain, nous nous basons sur la température de l'eau du lac simulée par le LLTM depuis 1950. Il y a lieu de noter que, bien que les résultats du LLTM indiquent que la dernière décennie a été anormalement chaude, on pourrait en dire autant des décennies qui *précèdent* la période de référence. En fait, il semble que, la période pour laquelle on dispose de résultats du modèle (c'est-à-dire 1950, qui est restreinte par la disponibilité des données de forçage météorologique) est anormalement froide, avec de basses températures moyennes et un début tardif de la stratification. Ces résultats pourraient quelque peu biaiser les anomalies des années récentes vers des valeurs plus élevées.

Liens

Il y a de toute évidence un lien entre le début de la stratification estivale et la température moyenne de l'eau en été. De plus, le début de la stratification est étroitement lié à la couche de glace dans les lacs où elle se forme (Austin et Colman, 2007). Plus encore, des travaux récents (Titze, 2016; Anderson et coll., 2021) ont montré une corrélation forte, mais peu étonnante, entre la température moyenne de l'air en hiver et la quantité de la couverture de glace, ce qui laisse supposer une série de liens de causalité (température de l'air en hiver → couverture de glace ou contenu thermique → début de la stratification → température de l'eau en été) qui pourraient s'avérer un outil prévisionnel utile pour les gestionnaires des ressources. Il est à noter que l'une des caractéristiques de la tendance émergente des changements climatiques est la hausse plus rapide de la température de l'air en hiver, par rapport à la moyenne annuelle. En raison de la connectivité observée, ce changement donne à penser que les tendances du climat hivernal influeront non seulement sur les conditions hivernales (comme la couverture de glace), mais aussi sur la température de l'eau en été, comme il a été mesuré dans le présent rapport. L'effet du niveau du lac sur la température de l'eau, ou l'inverse, n'est pas évident.

Si la stratification commence plus tôt (et se termine plus tard), cela signifie que la période de stratification est « à la hausse ». D'après une autre recherche (Austin et Colman, 2008), au cours de la période de 1906 à 2006, la durée de la stratification estivale est passée en gros de 145 à 170 jours, soit une augmentation d'environ 20 %. Cette hausse aura des répercussions importantes sur la productivité primaire des lacs, ainsi que sur l'appauvrissement en oxygène dans les parties peu profondes et plus productives des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée, et il est possible d'en retracer l'origine.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues aux États-Unis sont comparables aux données obtenues au Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont connues et se situent dans les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Les données utilisées dans l'évaluation sont en libre accès et accessibles	Oui	Les données sont disponibles aux adresses suivantes : www.ndbc.noaa.gov www.meds-sdmm.dfo-mpo.qc.ca		

Limites des données

En raison de la période relativement brève durant laquelle les données sur la température des eaux de surface ont été recueillies, il est difficile de déterminer des profils climatiques pour les cycles naturels ou les activités humaines. Les données du modèle numérique utilisées dans ce rapport proviennent d'un modèle unidimensionnel et ne tiennent pas entièrement compte de la nature tridimensionnelle des lacs. Le modèle numérique est limité par la disponibilité et la qualité des données de forçage météorologique. Une comparaison des moyennes modélisées et observées des températures moyennes des eaux de surface en été (figure 5) montre que, même si le modèle saisit la structure brute de la variabilité interannuelle à la plupart des sites, il peut parfois y avoir des biais importants. Cela peut être dû au fait que le modèle vise à fournir une température moyenne panlacustre, alors que les mesures des bouées sont réalisées à des endroits distincts au sein de vastes systèmes géographiquement hétérogènes.

La saison de terrain en 2020 a été considérablement raccourcie en raison des restrictions sur l'utilisation des navires de recherche liées au COVID. Les données fiables obtenues à partir de bouées étaient donc limitées.

Renseignements supplémentaires

Les données sur les températures de surface ne sont pas disponibles à long terme, ce qui est nécessaire pour déterminer le contenu thermique ou les tendances du lac. Cela dit, en raison des propriétés thermodynamiques inhabituelles de l'eau douce, le contenu thermique peut être déterminé simplement d'après la température de

surface à un moment donné, soit lorsqu'elle atteint sa température de densité maximale (3,98 °C) au printemps (ou au début de l'été) et que l'ensemble de la colonne d'eau est de la même température. À la suite de quoi, les lacs tendent à former une stratification où la couche d'eau chaude repose sur l'eau froide. Ainsi, ce moment est souvent considéré comme le début de la stratification printanière. Même si le phénomène ne donne qu'un aperçu du contenu thermique, la date où il survient peut être utilisée comme approximation stable de la variabilité interannuelle du contenu thermique. Les années chaudes, ce phénomène se produit plus tôt, alors qu'il est retardé les années froides. Tous les lacs connaissent un début de stratification plus tôt par rapport à la période de référence de 1960-1990. L'allongement de la période de stratification qui accompagne la hausse de la température de l'eau peut mener à une plus longue période d'épuisement d'oxygène dans les eaux profondes de certains lacs, comme le lac Érié.

Si certains groupes déploient parfois du matériel en hiver, aucune structure ne garantit le financement de la prise de mesure systématique des températures en hiver. Le manque de données, et en fait de connaissances sur ces systèmes en hiver a fait l'objet de travaux récents (Ozersky et al. 2021).Vu la forte connectivité saisonnière, l'élaboration d'un programme à long terme pour prendre des mesures tout au long de l'année devrait être une priorité. De même, il existe très peu de mesures à long terme de la structure thermique (températures le long de la colonne d'eau), ce qui fait que nous connaissons peu ou pas les tendances de caractéristiques telles que la profondeur de la thermocline.

Puisqu'il importe de signaler le renversement qui survient à l'automne, il pourrait être nécessaire de déployer des bouées d'amarrage jusqu'à la fin octobre de chaque année afin de recueillir des données plus robustes. Il faudrait aussi songer à inclure des images satellites du laboratoire de recherche environnementale des Grands Lacs (NOAA -GLERL) et les données de Great Lakes Surface Environmental Analysis (GLSEA) dans les prochains rapports pour évaluer la variabilité spatiale au sein des lacs. Il serait bien aussi de recueillir et d'analyser d'autres données sur les lacs Ontario et Érié, surtout dans leurs eaux libres.

Les tendances observées d'une stratification plus tôt et des températures plus élevées de l'eau en été sont causées par les changements des conditions atmosphériques à long terme, principalement la température de l'air, largement reconnue comme une conséquence des changements de la chimie atmosphérique, en la présence accrue de dioxyde de carbone (et dans une moindre mesure, de méthane) provenant de la combustion de combustibles fossiles. Il est toutefois important que la communauté des Grands Lacs continue à acquérir une meilleure connaissance des impacts du réchauffement sur les écosystèmes lacustres, et à documenter soigneusement ces tendances.

Remerciements

Auteurs

Jay Austin, Large Lakes Observatory, Université de Minnesota-Duluth, Minnesota, USA.
Reza Valipour, Environnement et Changement climatique Canada.

Collaborateurs

Tim Hunter, National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

Réviseurs

Craig Stow, National Oceanic and Atmospheric Administration, Ann Arbor, Michigan, USA
Mathew Wells, Université de Toronto, Scarborough, Ontario, Canada

Références

Anderson, E.J., Stow, C.A., Gronewold, A.D. et coll., 2021. Seasonal overturn and stratification changes drive deep-water warming in one of Earth's largest lakes. Nature Communications 12, 1688. https://doi.org/10.1038/s41467-021-21971-1

Austin, J. A. et S. M. Colman. 2007. Lake Superior summer water temperatures are increasing more rapidly than regional air temperatures : A positive ice-albedo feedback. Geophysical Research Letters, 34 : L06604, doi:10.1029/2006GL029021.

Austin, J.A. et S. Colman. 2008. A Century of Directly Measured Temperature in Lake Superior. Limnology and Oceanography, 53 (6) : 2274-2730.

Bai, X, J. Wang, J. Austin et coll. 2014. A record-breaking low ice cover over the Great Lakes during winter 2011/2012 : combined effects of a strong positive NAO and La Nina. Climate Dynamics. DOI 10.1007/s00382-014-2225-2.

Chapra, S. C. 2008. Surface Water-Quality Modeling, Waveland Press, ISBN 9781478608301, pp 844.

Clites, A. H., J. Wang, K.B. Campbell, A. D. Gronewold, R. A. Assel, X. Bai et G. A. Leshkevich. 2014. Cold Water and High Ice Cover on Great Lakes in Spring 2014. Eos Transactions AGU, 95 : 305-306.

Croley, T. E, II. 1989. Verifiable Evaporation Modeling on the Laurentian Great Lakes. Water Resources Research, 25 (5) : 781-792.

Gronewold, D. 2015. Impacts of extreme 2013-2014 winter conditions on Lake Michigan's fall heat content, surface temperature, and evaporation. Geophysical Research Letters. 42. 3364-3370. DOI : 10.1002/2015GL063799.

Kling, G.W., K. Hayhow, L.B. Johnson, J.J. Magnuson, S. Polasky, S.K. Robinson, B.J. Shuter, M.M. Wander, D.J. Wuebbles et D.R. Zak. 2003. Confronting Climate Change in the Great Lakes Region : Impacts on Our Communities and Ecosystems. Union of Concerned Scientists and The Ecological Society of America.

Huang, A., Y.R. Rao et W. Zhang. 2012. On recent trends in atmospheric and limnological variables in Lake Ontario. J. Climate. DOI : 10.1175/JCLI-D-11-00495.1.

McCormick, M. J. et G. L. Fahnenstiel. 1999. Recent climatic trends in nearshore water temperatures in the St. Lawrence Great Lakes. Limnology and Oceanography, 44 : 530-540.

O'Reilly, C., J. Austin et coll. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. Geophysical Research Letters, doi :10.1002/2015GL066235.

Ozersky, T. and 23 other authors, 2021. The changing face of winter: Lessons and questions from the Laurentian Great Lakes. J. Geophys. Res Biogeo., dio::10.1029/2021JG006247.

Titze, D. J. (2016). Characteristics, Influence, and Sensitivity of ice cover on the Great Lakes. PhD thesis, University of Minnesota

Van Cleave, K., J. D. Lenters, J. Wang et E. M. Verhamme. 2014. A regime shift in Lake Superior ice cover, evaporation, and water temperature following the warm El Niño winter of 1997-1998. Limnology and Oceanography, 59 : 1889-1898, doi :10.4319/lo.2014.59.6.1889.

Wetzel, R. G. 2001. Limnology, Third Edition, Academic Press, ISBN 9780080574394, pp 1006.

Liste des figures

Figure 1. Anomalies de la température des eaux de surface en été aux bouées du lac Supérieur (première colonne) et du lac Michigan (deuxième colonne). La ligne continue est la meilleure estimation de la tendance linéaire; la zone ombragée est la région d'erreur-type pour l'ajustement. Les ajustements portent sur toutes les données disponibles. Source : NOAA NDBC.

Figure 2. Anomalies de la température des eaux de surface aux bouées du lac Huron (première colonne) et du lac Érié (deuxième colonne) en été. La ligne continue indique la meilleure estimation de la tendance linéaire; la zone ombragée indique la région d'une erreur-type pour l'ajustement. Source : NDBC et ECCC.

Figure 3. Anomalies de la température des eaux de surface aux bouées du lac Ontario en été. La ligne continue indique la meilleure estimation de la tendance linéaire; la zone ombragée indique la région d'une erreur-type pour l'ajustement. Source : NDBC et ECCC.

Figure 4. Anomalies des températures moyennes des eaux de surface en été (juillet, août et septembre) selon les résultats du LLTM, de 1950 à 2020. Les zones ombragées représentent la période de référence.

Source : Modèle thermodynamique des Grands Lacs (LLTM)

Figure 5. Date à laquelle la température de densité maximale (4 °C) est atteinte selon les résultats du modèle LLTM, de 1950 à 2020. Les zones ombragées représentent la période de référence.

Source : Modèle thermodynamique des Grands Lacs (LLTM)

Figure 6. Comparaison entre les résultats du modèle et les données de bouée. TE = températures de l'eau.

Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC).

Figure 7. Emplacement des bouées de surface utilisées dans le présent rapport. Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

Désignation	Emplacement	Tendance ± 1 é.-t., °C par an	Coefficient de corrélation. r	Début des années d'exploitation	Nombre d'années d'exploitation	Source
45006	Supérieur O.	0,05 ± 0,03	0,30	1981	37	NDBC
45001	Supériéur C.	0,07 ± 0,04	0,28	1979	37	NDBC
45004	Supériéur E.	0,07 ± 0,04	0,25	1980	34	NDBC
45002	Michigan N.	0,06 ± 0,02	0,41	1980	37	NDBC
45007	Michigan S.	0,05 ± 0,02	0,39	1981	35	NDBC
45003	Huron N.	0,06 ± 0,02	0,41	1980	37	NDBC
45008	Huron S.	0,06 ± 0,02	0,45	1982	35	NDBC
45005	Érié O.	0,02 ± 0,01	0,25	1980	36	NDBC
45132	Érié C.	0,05 ± 0,02	0,43	1994	22	ECCC
45142	Érié E.	0,04 ± 0,02	0,38	1994	22	ECCC
45159	Ontario O.	(-0,04 ± 0,10)	-0,14	2002	9	ECCC
45012	Ontario E.	0,05 ± 0,04	0,28	2002	18	NDBC
45135	Ontario E.	0,09 ± 0,03	0,64	1990	19	ECCC

Tableau 1. Bouées dans les Grands Lacs exploitées par la NOAA et ECCC avec un résumé des tendances de la température de l'eau de surface.

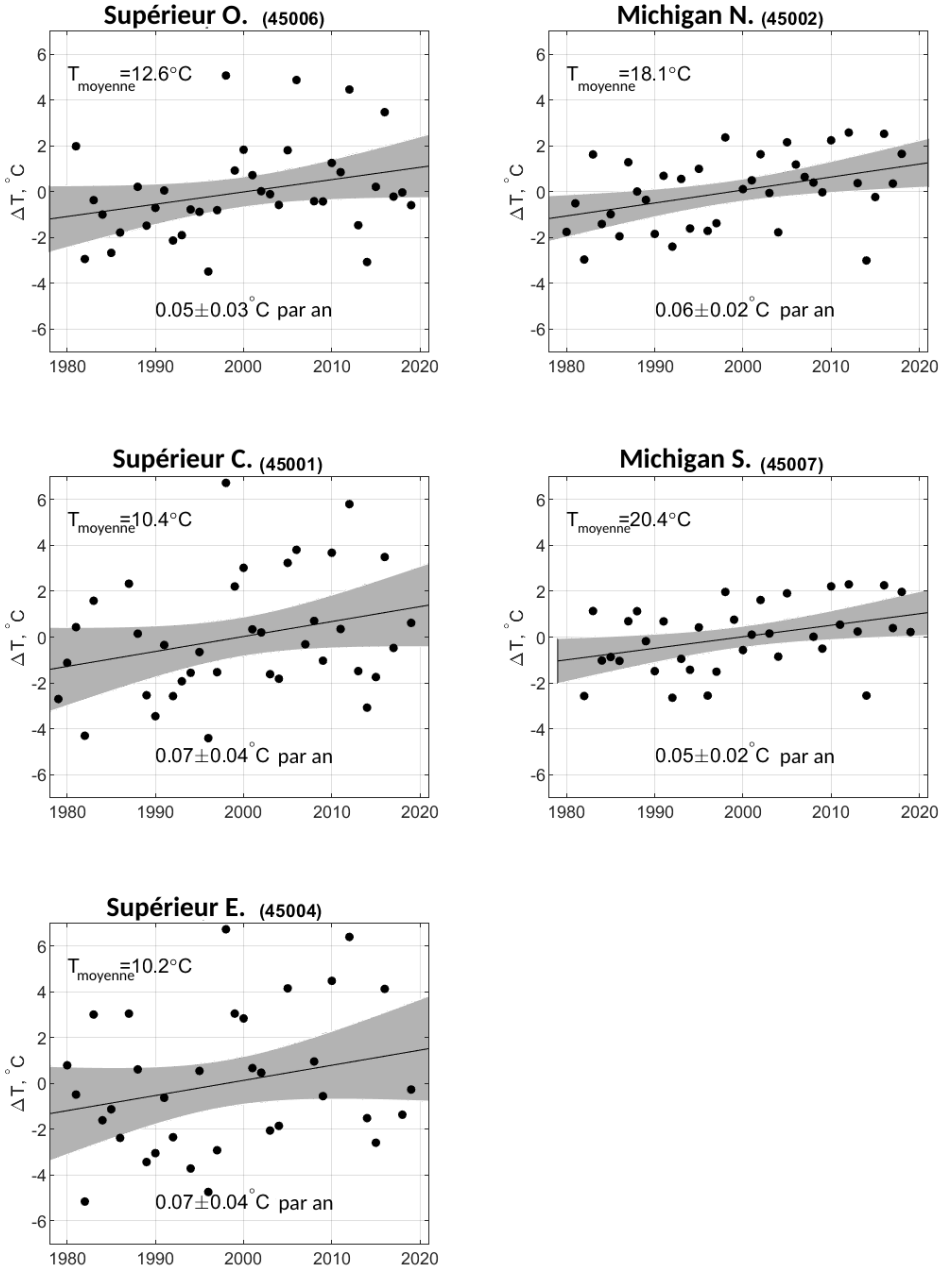


Figure 1. Anomalies de la température des eaux de surface en été aux bouées du lac Supérieur (première colonne) et du lac Michigan (deuxième colonne). La ligne continue est la meilleure estimation de la tendance linéaire; la zone ombragée est la région d'erreur-type pour l'ajustement. Source : NOAA NDBC.

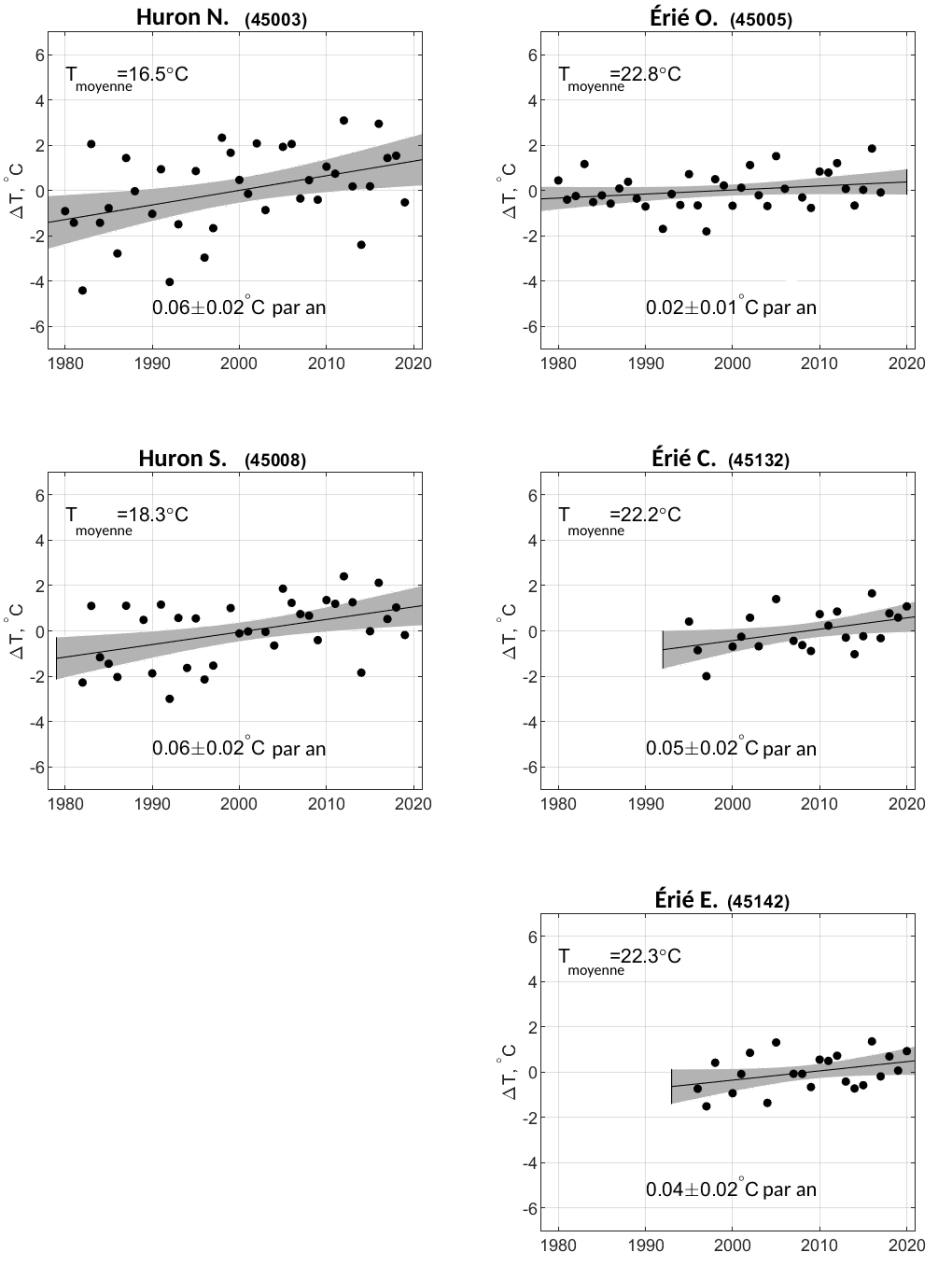


Figure 2. Anomalies de la température des eaux de surface aux bouées du lac Huron (première colonne) et du lac Érié (deuxième colonne) en été. La ligne continue indique la meilleure estimation de la tendance linéaire; la zone ombragée indique la région d'une erreur-type pour l'ajustement. Source : NDBC et ECCC.

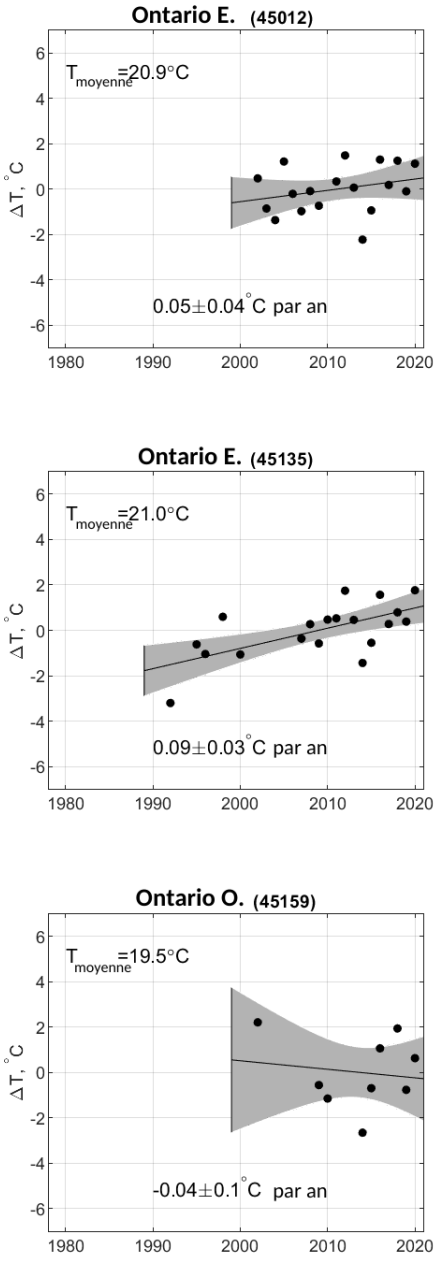


Figure 3. Anomalies de la température des eaux de surface aux bouées du lac Ontario en été. La ligne continue indique la meilleure estimation de la tendance linéaire; la zone ombragée indique la région d'une erreur-type pour l'ajustement. Source : NDBC et ECCC

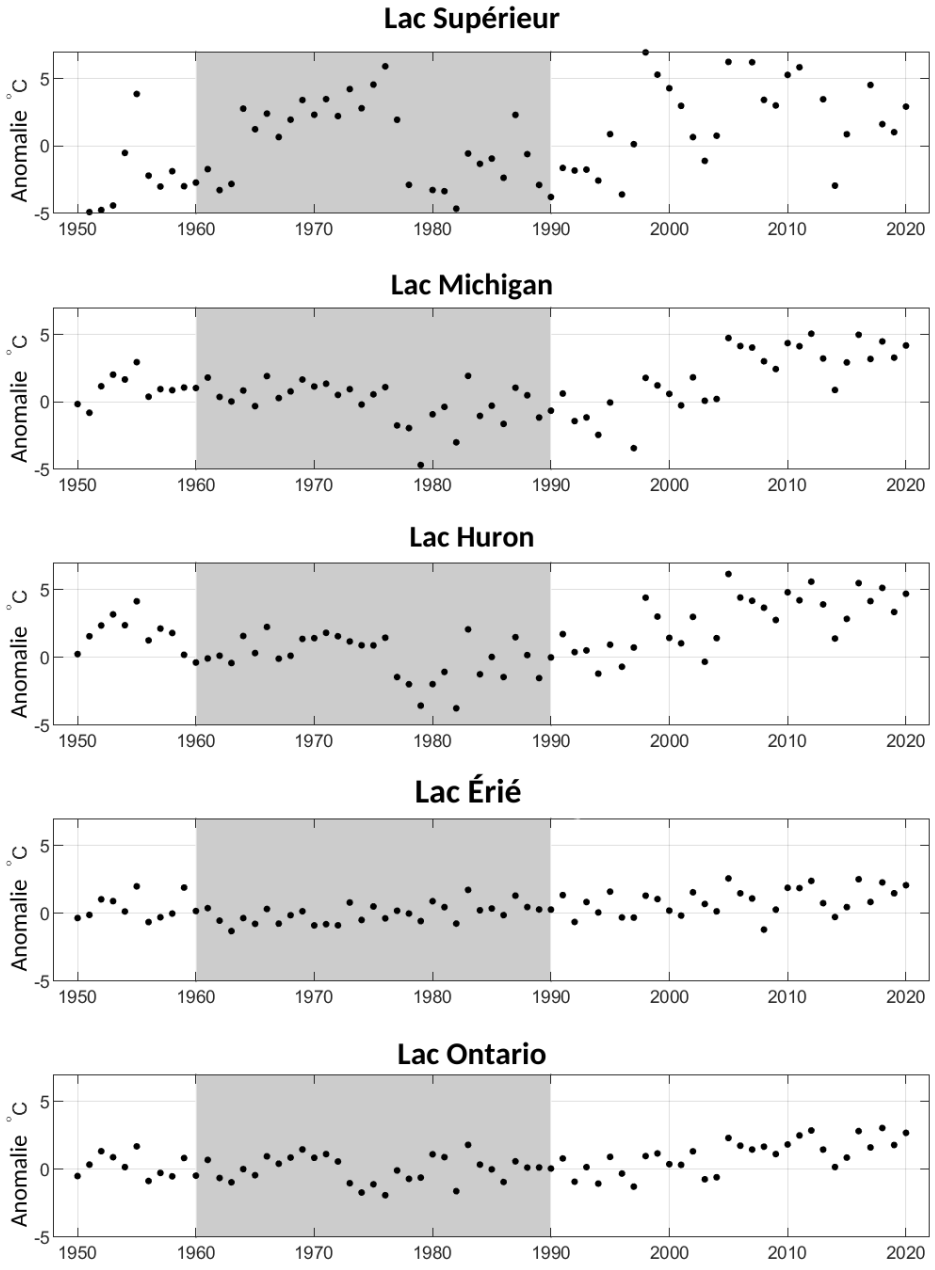


Figure 4. Anomalies des températures moyennes des eaux de surface en été (juillet, août et septembre) selon les résultats du LLTM, de 1950 à 2020. Les zones ombragées représentent la période de référence. Source : Modèle thermodynamique des Grands Lacs (LLTM).

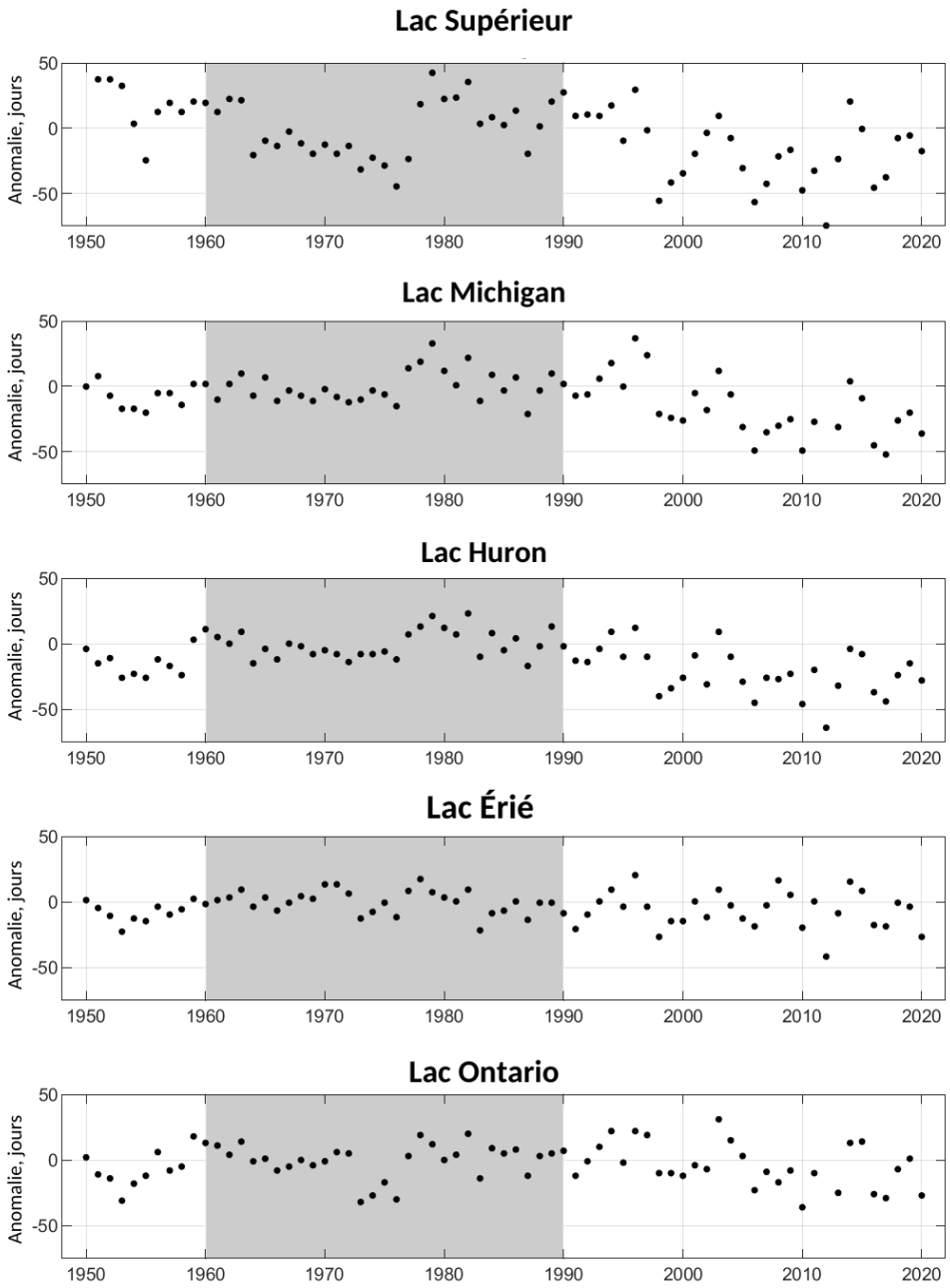


Figure 5. Date à laquelle la température de densité maximale (4 °C) est atteinte selon les résultats du modèle LLTM, de 1950 à 2020. Les zones ombragées représentent la période de référence. Source : Modèle thermodynamique des Grands Lacs (LLTM).

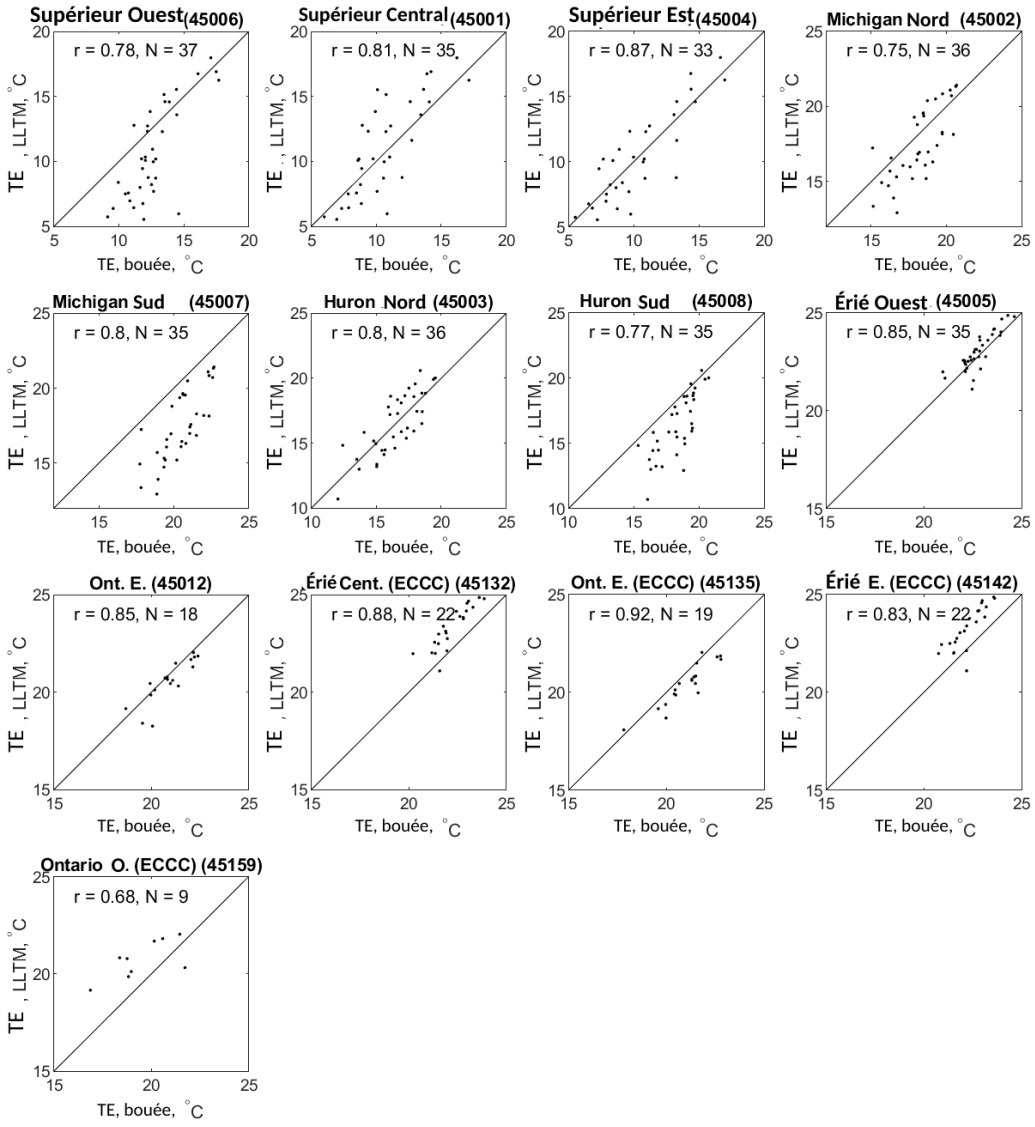


Figure 6. Comparaison entre les résultats du modèle et les données de bouée. TE = températures de l'eau. Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC).



Figure 7. Emplacement des bouées de surface utilisées dans le présent rapport. Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC).

Sous-indicateur : Couverture de glace

Évaluation globale

Tendances :

Tendance sur 10 ans (2011-2020): À la hausse

Tendance sur 30 ans (1989-2018) : (1991-2020): À la baisse

Tendance à long terme (1973-2020): À la baisse

Justification : L'anomalie de la couverture maximale annuelle de la glace (CMAG) (dérivée de la moyenne de la période de référence 1973-1990) pour la période de 1973 à 2020 présente une tendance annuelle statistiquement significative (au niveau de 0,05) % de -0,46 %. Cela signifie une perte de glace de 22,1 % pour la période de 1973 à 2020. Les tendances sur 10 ans et sur 30 ans des anomalies de la couverture annuelle de la glace sont respectivement de 0,63 % et de -0,04 % (figure 2). Comme illustré ci-dessous, la tendance à long terme est en baisse de manière assez significative, en plus de la forte variabilité interannuelle, une caractéristique globalement naturelle.

Les définitions de l'évaluation des tendances suivent la section sur l'évaluation lac par lac.

Il est à noter que les tendances calculées dans une période spécifique, telle que 1973-2020 s'appliquent uniquement à la même période, et elles ne peuvent être extrapolées ni dans l'avenir ni dans le passé. Elles ne doivent pas être interpolées à une période plus courte que la série temporelle des données dont elles sont dérivées, puisqu'il existe des changements décennaux et multidécennaux dans la couverture de glace des lacs (Wang et al. 2012b, 2018) et une échelle temporelle plus longue de ~50 ans (Warner et al. 2021).

Il est donc important de noter que les fluctuations annuelles peuvent affecter les tendances - en particulier les tendances à court terme. Une période de 10 ans est relativement courte dans les calculs de la tendance climatique. Par exemple, les récentes saisons de glace intense en 2013/2014, 2014/2015 et 2018/2019 ont été à l'opposé de la tendance à la baisse des anomalies de la couverture de glace, ce qui a réduit la signification statistique de la tendance dans l'ensemble de données.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Tendance sur 10 ans : À la hausse

Tendance sur 30 ans : À la baisse

Tendance à long terme (1973-2020) : À la baisse

Justification : La tendance à long terme pour l'anomalie de la couverture maximale annuelle de la glace fléchit à un taux annuel de -0,74 %, ce qui se traduit par une diminution de 35,5 % de la couverture maximale annuelle de la glace à l'échelle du lac pour la période de 1973 à 2020. Le lac Supérieur a connu la plus forte diminution parmi tous les Grands Lacs au cours de la période historique. La tendance sur 10 ans est à la hausse (0,18 %) et sur 30 ans à la baisse (-0,42 %) (figure 3).

Il est à noter que le taux à long terme pour l'ensemble du bassin est largement déterminé par le lac Supérieur, qui est le plus grand lac et qui présente la plus forte tendance à long terme à la baisse.

Lac Michigan

Tendance sur 10 ans : À la hausse

Tendance sur 30 ans : À la hausse

Tendance à long terme (1973-2020) : À la baisse

Justification : Un schéma à long terme similaire pour l'analyse de l'anomalie s'applique au lac Michigan, puisque la tendance de la couverture maximale annuelle de glace diminue à un taux de -0,33 % par année pour la période de 1973 à 2020. Des tendances statistiquement significatives de 0,07 % pour la période de 10 ans et de 0,07 % pour la période de 30 ans des anomalies de la couverture maximale annuelle de la glace ont été notées (figure 4).

Lac Huron

Tendance sur 10 ans : À la hausse

Tendance sur 30 ans: À la baisse

Tendance à long terme (1973-2020) : À la baisse

Justification : Le lac Huron présente une tendance à la baisse (-0,39 %) de l'anomalie de la couverture maximale annuelle de la glace de lac calculée pour toute la période à long terme spécifiée de 1973 à 2020. Les anomalies de la couverture maximale annuelle de la glace connaissent également une tendance négative annuelle au cours de la période d'examen de 30 ans (-0,08 %), mais leur tendance est positive au cours de la décennie la plus récente (1,49 %) (figure 5).

Lac Érié

Tendance sur 10 ans : À la baisse

Tendance sur 30 ans : À la baisse

Tendance à long terme (1973-2020) : À la baisse

Justification : Une diminution annuelle de -0,50 % de l'anomalie de la couverture maximale annuelle de la glace a été notée pour la tendance à long terme. Les indicateurs du lac Érié sur la tendance pour la période plus courte ont également été jugés statistiquement significatifs, avec une tendance de -0,63 % pour les 30 dernières années et de -0,41 % pour les 10 dernières années (figure 6).

Il est à noter qu'en tant que lac le plus au sud et le moins profond, le lac Érié est le plus sensible et varie entre une couverture de glace à 100 % et à 0 % au cours d'une année donnée.

Lac Ontario

Tendance sur 10 ans : À la hausse

Tendance sur 30 ans : À la hausse

Tendance à long terme (1973-2020) : À la baisse

Justification : Les anomalies de la couverture maximale annuelle de la glace du lac Ontario présentent une tendance

à long terme à la baisse (-0,24 % par année). Des tendances statistiquement significatives des anomalies maximales annuelles de la couverture de glace présentent une hausse (0,06 %) pour la période de 10 ans et une hausse de 04 % pour la période de 30 ans (figure 7).

Définitions de l'évaluation de la situation

Les renseignements sur le climat de la série d'indicateurs de l'*État des Grands Lacs* ne sont pas évalués de la même manière que les autres sous-indicateurs. Par exemple, l'écosystème s'est adapté aux hautes et basses eaux, dont il a besoin, et aucune de ces deux situations ne peut être considérée comme bonne ou mauvaise. Cela dit, les périodes prolongées de niveaux élevés ou bas peuvent stresser l'écosystème. Ainsi, les tendances climatiques pour ce qui est des rapports sur les quantités de précipitations sur les Grands Lacs, les températures de l'eau de surface, la couverture de glace et les niveaux d'eau sont évaluées comme étant « à la hausse », « inchangées » ou « à la baisse » au cours d'une période définie.

Définitions de l'évaluation de la tendance

À la hausse : L'anomalie de la couverture maximale annuelle de la glace (ou les concentrations moyennes de glace) montre une tendance ascendante au cours de la période d'enregistrement (1973-2018).

Inchangée : L'anomalie de la couverture maximale annuelle de la glace (ou les concentrations moyennes de glace) n'a pas changé au cours des périodes à court terme ou à long terme visées.

À la baisse : L'anomalie de la couverture maximale annuelle de la glace (ou les concentrations moyennes de glace) montre une tendance descendante au cours de la période d'enregistrement (1973-2018).

Indéterminée : Les données ne sont pas suffisantes pour signaler une tendance.

Paramètres et cibles

Aucun paramètre n'est nécessaire pour les rapports des sous-indicateurs fondés sur le climat. L'écosystème s'adapte aux périodes de couverture de glace faible et élevée – cependant les problèmes surgissent lorsque ces périodes se prolongent.

Raison d'être du sous-indicateur

L'objet du sous-indicateur est d'estimer la couverture de glace hivernale. Il aide aussi à évaluer les effets de la température lacustre saisonnière et interannuelle (Anderson et coll. 2021), et les modifications physiques de chaque lac qui les accompagnent au fil du temps, par la mesure des propriétés thermiques des Grands Lacs. Ces propriétés jouent sur les fonctions de l'écosystème (Ozersky et al. 2021) et influent sur l'évaporation de l'eau et la neige d'effet de lac (Wright et coll. 2013; Cronewold et coll. 2015; Fujisaki-Manome et coll. 2017), qui modifie le niveau d'eau. Ce sous-indicateur permet de suivre l'étendue de la couverture des glaces hivernales pour chacun des Grands Lacs en mesurant l'étendue de la température de l'eau et de la couverture de glace à l'aide de données à long terme, qui peuvent être comparées aux changements climatiques futurs dans la région des Grands Lacs (ECCC 2021; Wang, X. et al. 2017). Il sert également à déduire l'incidence éventuelle des changements climatiques sur les milieux humides (Dehghan 2019), puisque la couverture de glace a des répercussions sur le niveau d'eau et protège les

rives et les milieux humides de l'érosion entraînée par les vagues et les tempêtes. De plus, le rôle du vent dans la formation et la stabilité de la glace a un rôle important sur la banquise côtière. Le brassage par le vent et les remontées d'eau, ainsi que la conduite de la débâcle intermittente de la glace attachée à la côte empêchent le gel du lac Michigan et du lac Ontario la plupart des années en raison de leur orientation et leur profondeur.

Objectif pour l'écosystème

L'évolution de la couverture de glace lacustre en hiver sous l'effet des changements climatiques influera sur la température et l'abondance de la biomasse de l'eau des Grands Lacs (Ozersky et al. 2021) au printemps et à l'été suivant, ce qui aura des répercussions sur les écosystèmes lacustres. Mieux connaître le phénomène permettra de mieux intervenir pour réduire ce facteur de stress afin de diminuer les perturbations biologiques.

Ce sous-indicateur appuie le mieux les travaux pour réaliser le 9e objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

Mesure

Le sous-indicateur mesure les concentrations annuelles moyennes et maximales de glace sur chacun des Grands Lacs. Les données, de 1973 à 2020 aux fins du présent rapport, sont recueillies par la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) et le Service canadien des glaces (SCG) d'Environnement et Changement climatique Canada.

On a commencé à prendre des mesures satellites de la glace lacustre en 1979. Un contrôle de la qualité a été appliqué à l'ensemble de données pour éliminer les valeurs aberrantes (normalement plus de deux écarts-types). Il est ensuite possible d'obtenir les cartes et les séries chronologiques de la couverture de glace (Wang et coll., 2012b). Pour la période de 1973 à 2020, la couverture de chaque lac et la couverture totale pour l'ensemble des lacs peuvent être calculées. En outre, la moyenne sur dix ans peut être construite aux fins de la production de rapports.

Selon Assel (2005), l'étendue maximale quotidienne de la glace pour chacun des Grands Lacs est calculée à l'aide de grilles quotidiennes, produites par interpolation linéaire des grilles de la couverture observée entre des dates voisines pour une saison hivernale donnée, depuis la date de la première carte des glaces jusqu'à la date de la dernière carte (Assel et Norton, 2001). On pose que la couverture moyenne des glaces lacustres avant la date de la première carte et celle de la dernière carte est de zéro. La couverture moyenne quotidienne de chacun des Grands Lacs sert au calcul de la couverture moyenne saisonnière, soit la somme des moyennes des couvertures de glace quotidienne au cours de l'hiver, divisée par 182 (nombre de jours entre le 1er décembre et le 31 mai suivant). La couverture moyenne saisonnière est calculée selon les jours où la couverture moyenne d'un lac était égale ou supérieure à 5 %.

La couverture saisonnière moyenne est un indice de la rigueur d'un cycle annuel des glaces. Les variables auxiliaires de ce cycle, calculées pour chaque hiver, sont les dates du calendrier julien où la couverture moyenne de glace observée sur le lac pour la première et la dernière fois étaient supérieures ou égales à 5 % et la durée de la couverture, soit la différence entre la date de la dernière et de la première observation des glaces.

La couverture maximale annuelle de la glace (CMAG) correspond au pourcentage maximal de l'étendue des glaces en une journée pendant une saison des glaces (hiver). Cet instantané peut être mesuré; il reflète l'ensemble des

effets atmosphériques cumulatifs sur la glace lacustre. De plus, sa variabilité saisonnière et interannuelle peut être précisément consignée et analysée (Bai et coll., 2012). La tendance de la CMAG pour une période donnée peut être calculée (Wang et coll., 2012a,b; 2017a,b). Cependant, elle varie en fonction de la durée de la série chronologique, car il existe une variabilité multi-décennale de la glace lacustre causée par le forçage thermique de l'eau et le forçage atmosphérique multi-décennal (Wang et coll., 2018). L'anomalie de la CMAG est définie comme la différence entre la CMAG quotidienne et la moyenne climatologique de la CMAG quotidienne au cours de la période de 1973 à 1990.

Une méthode fondée sur les anomalies permet de faire état des sous-indicateurs des tendances climatiques, notamment les niveaux d'eau, les précipitations, la couverture de glace, les températures des eaux de surface, a été mise en œuvre pour les cycles d'établissement de rapports de l'*État des Grands Lacs 2019*.

La méthode consiste à définir une période de référence et à y comparer les tendances sur 10 ans, sur 30 ans et à long terme (période d'enregistrement entière) pour déceler les « anomalies » ou les « écarts ». La période de référence ne va pas plus loin que 1990, puisqu'on s'attend à ce que les effets accélérés des « changements climatiques » se manifestent après cette année. La longueur des périodes de référence varie pour les quatre rapports, mais comprend au moins 15 années de données fiables et exhaustives pour calculer les valeurs de base. Une méthode fondée sur les anomalies aide à mettre en contexte les plus longues périodes d'enregistrement et à comparer les données historiques aux variations récentes qui surviennent dans l'écosystème. Cette méthode fournit d'autres renseignements révélateurs, en déterminant si les écarts ou les extrêmes augmentent ou diminuent au cours des différentes périodes, ce qui sert à signaler les changements climatiques récents et leurs effets sur les Grands Lacs. Auparavant, les tendances ascendantes ou descendantes décrites dans les rapports sur les tendances climatiques de l'*État des Grands Lacs* indiquaient si le mouvement à long terme sur la période historique étudiée était à la hausse ou à la baisse.

Une moyenne mobile (dont la longueur est déterminée par les auteurs) est utilisée pour les sous-indicateurs des tendances climatiques, car les mesures des précipitations, de la couverture de glace, des niveaux d'eau et des températures des eaux de surface sont non linéaires dans la plupart des cas (p. ex. il n'existe aucun lien inhérent entre les quantités de précipitation d'une année à l'autre). La moyenne mobile atténue la variation des fluctuations interannuelles pour aider à dégager les tendances sur une plus longue période (Wang et coll., 2018).

Conditions écologiques

Le sous-indicateur peut servir à évaluer les changements climatiques, en particulier dans le bassin des Grands Lacs. La modification des températures de l'air et de l'eau influe sur la formation de la glace lacustre, ce qui aura des répercussions sur les terres humides côtières, les milieux aquatiques littoraux et les milieux de l'arrière-pays. La couverture de glace exerce une influence directe sur la modification de la température de l'eau, la durée de la stratification et le comportement des poissons. Selon les observations (figure 1), la glace a atteint sa plus grande étendue pour chacun des Grands Lacs en 1977-1979, en 1994, en 2014 et en 2015. Pour les lacs Michigan, Érié et Ontario, la couverture maximale annuelle a été atteinte respectivement en 1977, en 1978 et en 1979 (figures 4, 6 et 7), selon la variabilité spatiale de la température de l'air et de la profondeur de l'eau (contenu thermique) de chaque lac.

Il y a une variabilité spatiale à la tendance de la CMAG. Les variations les plus fortes sont observées le long des côtes du lac Supérieur qui sont recouvertes d'une épaisse couche de glace, de la baie Georgienne, et du nord des lacs Huron et Michigan. La tendance est plus graduelle au large, car la couverture de glace est discontinue. Des recherches sont nécessaires pour cartographier les points de grille d'un lac à l'aide d'un système d'information

géographique afin de calculer la tendance de chaque point. Les recherches en cours révéleront la distribution spatiale de la tendance dans l'ensemble des Grands Lacs (Mason et coll., 2016).

Au cours des hivers 2015-2016 et 2016-2017, la CMAG observée a été respectivement de 34 % et de 19 %, soit très inférieure à la moyenne à long terme de 55 % (figure 1). Cela s'explique surtout par l'occurrence simultanée d'un fort El Niño, d'une oscillation nord-atlantique (ONA) positive, de la phase chaude de l'oscillation atlantique multidécennale (OAM) et de la phase chaude de l'oscillation décennale du Pacifique (ODP).

Les températures de l'air au-dessus d'un lac sont parmi de rares facteurs qui déterminent la formation de la glace. Des températures hivernales froides augmentent le taux d'émission de la chaleur, ce qui accélère la vitesse de congélation. Des températures hivernales douces ont un effet déterminant similaire, mais l'émission de chaleur et la formation de glace sont ralenties. À l'échelle mondiale, la glace de certains lacs intérieurs semble se former plus tard et fondre plus tôt par rapport à la moyenne historique, selon une étude portant sur 150 années de données (Magnuson et coll., 2000). Ces tendances ajoutent aux preuves qui indiquent que la Terre se réchauffe depuis au moins 150 ans.

Liens

Ce sous-indicateur est directement lié aux autres sous-indicateurs des répercussions sur le bassin versant et des tendances climatiques. Il est indirectement lié aux sous-indicateurs des tendances des milieux humides, de l'évolution de l'habitat et des espèces de poisson.

Le gel et le dégel sont essentiels à plusieurs écosystèmes aquatiques et terrestres. Plusieurs espèces de poisson dépendent de la couverture ou de la durée de glace pour protéger leurs œufs contre le brassage par des vents forts vers la fin de la saison hivernale. La glace littorale a la capacité de modifier le rivage, puisqu'elle peut empiéter sur la terre en période de gel hivernal. Même les écosystèmes de l'arrière-pays sont touchés par la quantité de glace qui se forme, en particulier dans le bassin des Grands Lacs. Des quantités moindres de glace permettent une plus grande évaporation de l'eau, qui retombe ensuite dans l'ensemble du bassin sous forme de neige. Ce phénomène peut avoir des conséquences pour les animaux comme le cerf, qui doivent creuser dans la neige pour trouver de la nourriture.

Selon le scénario du statu quo des émissions du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (scénario RCP 8,5), la moyenne annuelle des températures de l'air au-dessus de la partie canadienne du bassin des Grands Lacs devrait être d'environ 5 °C plus chaude dans les années 2080 (2070-2099) que la valeur observée dans les années 1990 (1986-2005) (Zhu et coll., 2018). Ce réchauffement pourrait agir sur la formation de glace sur les Grands Lacs et mener à des modifications de l'écosystème, comme il est indiqué plus loin.

La diminution de la couverture de glace présente toutefois certains avantages, comme l'allongement de la durée de la navigation (Kubat et coll., 2021) et la réduction de la destruction des infrastructures autour des Grands Lacs, notamment l'aménagement de parcs éoliens en mer. La diminution de la couverture de glace n'est peut-être pas un phénomène universellement négatif pour toutes les parties prenantes.

Voici les liens avec d'autres sous-indicateurs de la série :

- Température de l'eau de surface – la couverture de glace a une forte corrélation avec la température de l'eau (r=0,5).
- Niveaux d'eau – la couverture de glace peut avoir une influence sur l'échange d'humidité et de chaleur entre le lac et l'atmosphère.

- Quantités de précipitations – la couverture de glace peut avoir une grande influence sur la neige d'effet de lac.
- Milieux humides côtiers – étendue et composition – la couverture de glace peut protéger les milieux humides et réduire l'érosion côtière.
- Durcissement des rives – une couverture de glace moindre expose le littoral aux vagues provoquées par les tempêtes hivernales qui accélèrent l'érosion.
- Moules de la famille des Dreissénidés – la couverture de glace peut influencer la stabilité de l'eau, la structure verticale de la température et la durée du réchauffement printanier, ainsi que la stratification estivale.
- Efflorescences algales nuisibles – des températures de l'eau supérieures et une couverture de glace moindre peuvent être liées à l'augmentation du nombre d'efflorescences algales et à leur survenue précoce.
- Produits chimiques toxiques dans les œufs des goélands argentés des Grands Lacs – une corrélation a été établie entre les niveaux de contaminants dans les œufs des goélands argentés et la couverture de glace.
- Le grand corégone, le cisco de lac et la perchaude dépendent de la couverture de glace, puisque la couverture de glace peut protéger les œufs du brassage des eaux.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée, et il est possible d'en retracer l'origine.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues aux États-Unis sont comparables aux données obtenues au Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont connues et se situent dans les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Les données utilisées dans l'évaluation sont en libre accès et accessibles	Oui	Les données sont disponibles à l'adresse suivante : https://www.glerl.noaa.gov/data/ice/

Renseignements supplémentaires

La couverture de glace est une caractéristique très facile à comprendre. La glace lacustre influence la glace des terres humides côtières, ce qui influence ces milieux (dont la gravité des tempêtes hivernales). Une moindre couverture de glace expose le littoral aux vagues générées par les tempêtes hivernales, ce qui accélère l'érosion. De plus, elle fait réfléchir la température, le vent et la chaleur emmagasinée dans le lac, et il s'agit donc d'un bon indicateur des effets climatiques. La NOAA et le SCG recueillent annuellement les données de chaque lac par imagerie satellitaire. Une variabilité naturelle de l'étendue maximale de la glace est prise en compte dans l'interprétation.

Des recherches plus approfondies amélioreront la compréhension de la glace lacustre, des écosystèmes des Grands Lacs et des effets des changements climatiques (Bai et coll., 2015; Wang et coll., 2012b, 2018).

RemerciementsAssessing Data Quality

Les données sur la glace ont été obtenues auprès du NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory (https://www.glerl.noaa.gov/data/ice/)

Auteurs

Scott Weese, Service canadien des glaces (SCG), Environnement et Changement climatique Canada
Jia Wang Ph.D., climatologue spécialiste des glaces, Administration océanique et atmosphérique nationale (*Great Lakes Environmental Research Laboratory* [NOAA]), Ann Arbor, Michigan
Les auteurs ont analysé les données et ont créé les cartes.

Sources d'information

Anderson, E.J., Stow, C.A., Gronewold, A.D., Mason, L.A., McCormick, M.J., Qian, S.S., Ruberg, S.A., Beadle, K., Constant, S.A. and Hawley, N., 2021. Seasonal overturn and stratification changes drive deep-water warming in one of Earth's largest lakes. Nature communications, 12(1), pp.1-9.

Austin, J.A. et S. Colman. 2007. Lake Superior summer water temperatures are increasing more rapidly than regional air temperatures: a positive ice-albedo feedback. Geophysical Research Letters, 34, L06604, doi:10.1029/2006GL029021.

Assel, R. 2005. Classification of Annual Great Lakes Ice Cycles: Winters of 1973–2002. Journal Of Climate, 18 : 4895-4905.

Bai, X., J. Wang, C. Sellinger, A. Clites et R. Assel. 2012. Interannual variability of Great Lakes ice cover and its relationship to NAO and ENSO. Geophysical Research Letters, doi:10.1029/2010JC006932.

Bai, X., J. Wang, R. Assel, D.J. Schwab, A. Clites, J. Bratton, M. Colton, J. Lenters, B. Lofgren, T. Wohlleben, S. Helfrich et J. Austin. 2015. A record breaking low ice cover over the Great Lakes during winter 2011/2012, Climate Dynamics, 44 (5) : 1187-1213.

Dehghan, A. (2019). Projections of key climate variables for use in wetlands vulnerability assessment. Environment and Climate Change Canada.

Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). 2021. Adapting to Climate Change: Solutions to Enhance Great Lakes Coastal Wetland Resilience. Mayne, G., Hazen, S., Milner, G., Rivers, P., MacMillan, K., Zuzek, P. and Mortsch, L. 144 p.

Fujisaki-Manome, A., Fitzpatrick, L.E., Gronewold, A.D., Anderson, E.J., Lofgren, B.M., Spence, C., Chen, J., Shao, C., Wright, D.M. and Xiao, C., 2017. Turbulent heat fluxes during an extreme lake-effect snow event. Journal of Hydrometeorology, 18(12), pp.3145-3163.

Gronewold, A.D., Anderson, E.J., Lofgren, B., Blanken, P.D., Wang, J., Smith, J., Hunter, T., Lang, G., Stow, C.A., Beletsky, D. and Bratton, J., 2015. Impacts of extreme 2013–2014 winter conditions on Lake Michigan's fall heat content, surface temperature, and evaporation. Geophysical Research Letters, 42(9), pp.3364-3370.

Kubat, I., Fowler, C.D. and Sayed, M., 2021. Floating ice and ice-pressure challenge to ships. In *Snow and ice-related hazards, risks, and disasters* (pp. 641-669). Elsevier.

Magnuson, J.J., D.M. Robertson, B.J. Benson, R.H. Wynne, D.M. Livingston, T. Arai, R.A. Assel, R.G. Barry, V. Carad, E. Kuusisto, N.G. Granin, T.D. Prowse, K.M. Stewart et V.S. Vuglinski. 2000. Historical trends in lake and river ice covering the Northern Hemisphere. Science, 289 (9) : 1743-1746.

Mason, L.A., C.M. Riseng, A.D. Gronewold, E.S. Rutherford, J. Wang, A. Clites, S.D. P. Smith et P.B. McIntyre. 2016. Fine-scale spatial variation in ice cover and surface temperature trends across the surface of the Laurentian Great Lakes. Climate Change, 1-13.

Wang, J., M. Ikeda, S. Zhang et R. Gerdes. 2005. Linking the northern hemisphere sea ice reduction trend and the quasi-decadal Arctic Sea Ice Oscillation. Climate Dynamics, 24 : 115-130, DOI: 10.1007/s00382-004-0454-5.

Wang, J., R.A. Assel, S. Walterscheid, A. Clites et X. Bai. 2012a. Great lakes ice climatology update: winter 2006 – 2011 description of the digital ice cover data set, NOAA Technical Memorandum GLERL-155, 37 pp. 2012.

Wang, J., X. Bai, H. Hu, A. Clites, M. Colton et B. Lofgren. 2012b. Temporal and spatial variability of Great Lakes ice cover, 1973-2010. J. Climate, DOI: 10.1175/2011JCL14066.1.

Wang, J., J. Kessler, F. Hang, H. Hu, A.H. Clites et P. Chu. 2017a. Great Lakes Ice Climatology Update of Winters 2012-2017: Seasonal Cycle, Interannual Variability, Decadal Variability, and Trend for the period 1973-2017, NOAA Technical Memorandum GLERL-170, 25 pp. 2017.

Wang, J., J. Kessler, F. Hang, H. Hu, A.H. Clites et P. Chu. 2017b. Analysis of Great Lakes Ice Cover Climatology: Winters 2012-2017, NOAA Technical Memorandum GLERL-171, 15 pp. 2017.

Wang, J., J. Kessler, A. Assuncao, X. Bai, Z. Yang, A. Clites, B. Lofgren, J. Bratton, P. Chu et G. Leshkevich. 2018. Decadal variability of Great Lakes ice cover in response to AMO and PDO, 1963-2017. J. Climate, DOI : 10.1175/JCLI-D-17-0283.1.

Wang, X., Huang, G., Baetz, B. W., & Zhao, S. (2017). Probabilistic projections of regional climatic changes over the Great Lakes Basin. Climate Dynamics, 49(7–8), 2237–2247. https://doi.org/10.1007/s00382-016-3450-7

Warner SM, Jeffries SJ, Lovis WA, Arbogast AF, Telewski FW. Tree ring-reconstructed late summer moisture conditions, 1546 to present, northern Lake Michigan, USA. Climate Research. 2021 Mar 11;83:43-56.

Wright, D.M., Posselt, D.J. and Steiner, A.L., 2013. Sensitivity of lake-effect snowfall to lake ice cover and temperature in the Great Lakes region. Monthly Weather Review, 141(2), pp.670-689.

Liste des Figures

Figure 1. Série chronologique de la CMAG des Grands Lacs pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG).

Source : Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA, NIC et SCG

Figure 2. Série chronologique des anomalies des Grands Lacs de la CMAG pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.

Source : ECCC et NOAA

Figure 3. Série chronologique des anomalies du lac Supérieur de la CMAG pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.

Source : ECCC et NOAA

Figure 4. Série chronologique des anomalies du lac Michigan de la CMAG pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées. Source : ECCC et NOAA

Figure 5. Série chronologique des anomalies du lac Huron de la CMAG pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées. Source : ECCC et NOAA

Figure 6. Série chronologique des anomalies du lac Érié de la CMAG pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées. Source : ECCC et NOAA

Figure 7. Série chronologique des anomalies du lac Ontario de la CMAG pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées. Source : ECCC et NOAA

Dernière mise à jour
Rapport État des Grands Lacs 2022

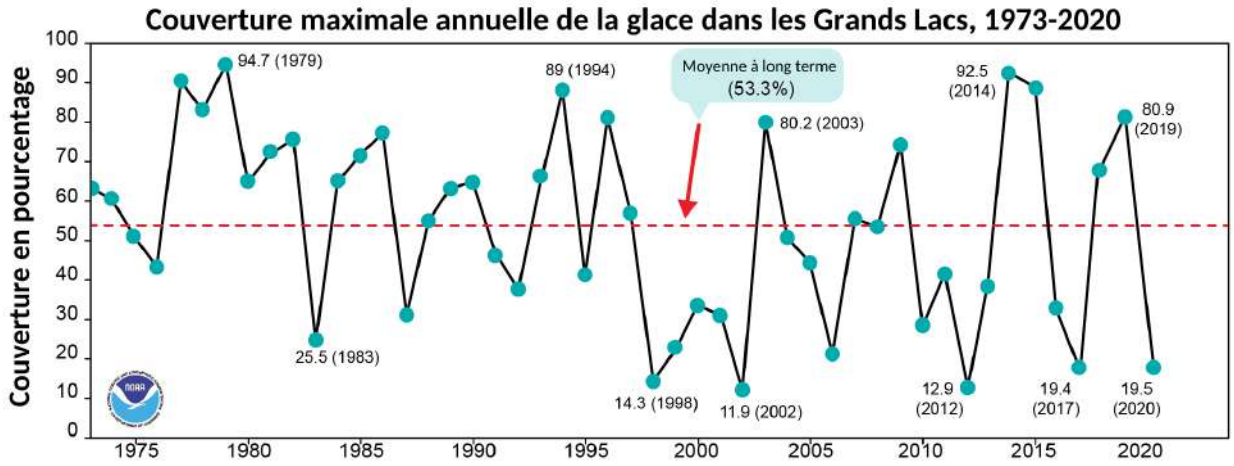


Figure 1. Série chronologique de la CMAG des Grands Lacs pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Source : Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA, NIC et SCG.

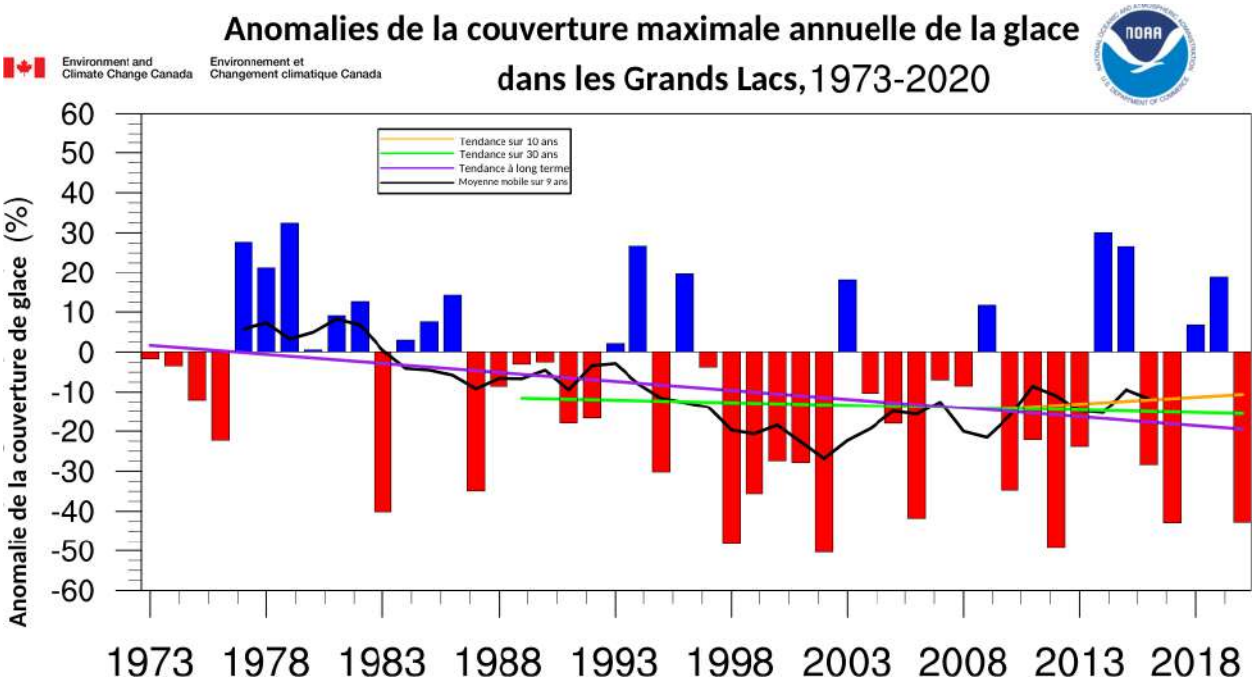


Figure 2. Série chronologique des anomalies de la CMAG des Grands Lacs pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées. Source : ECCC et NOAA.

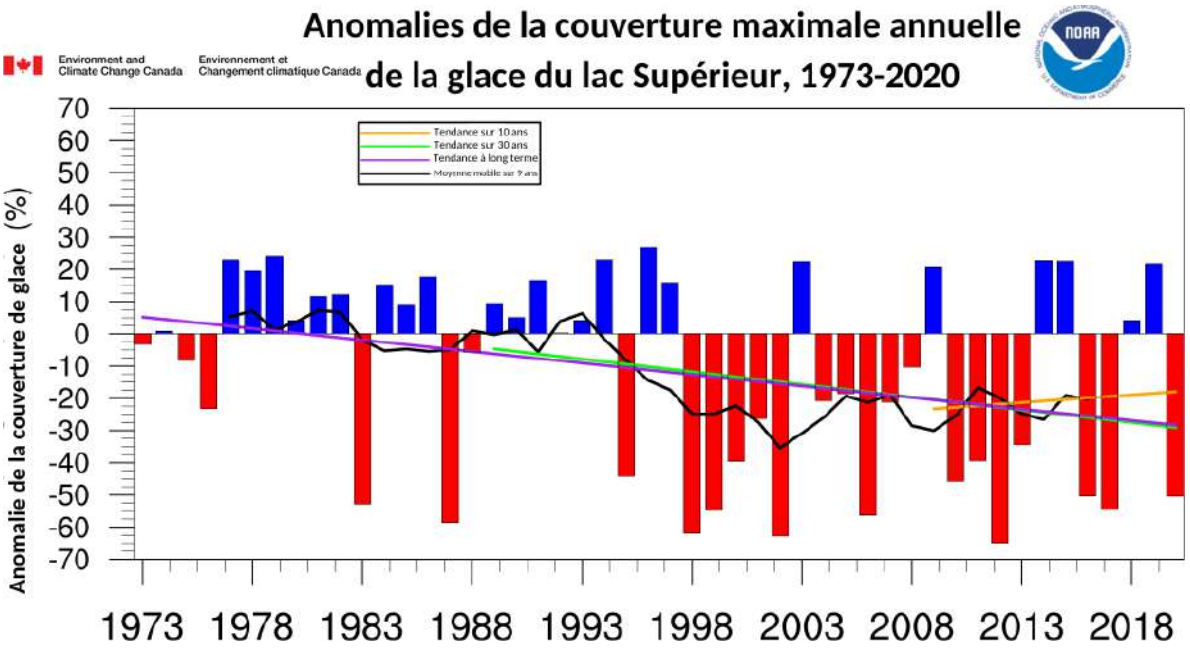


Figure 3. Série chronologique des anomalies de la CMAG du lac Supérieur pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du NIC et du SCG. Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées. Source : ECCC et NOAA.

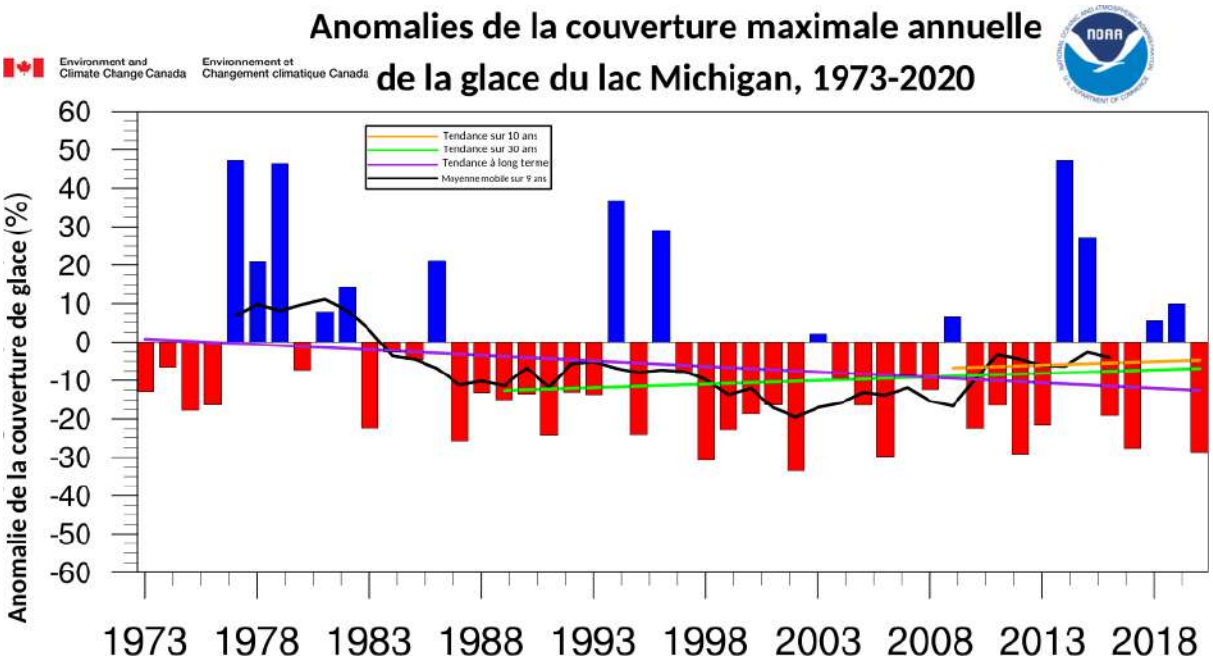


Figure 4. Série chronologique des anomalies de la CMAG du lac Michigan pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées. Source : ECCC et NOAA

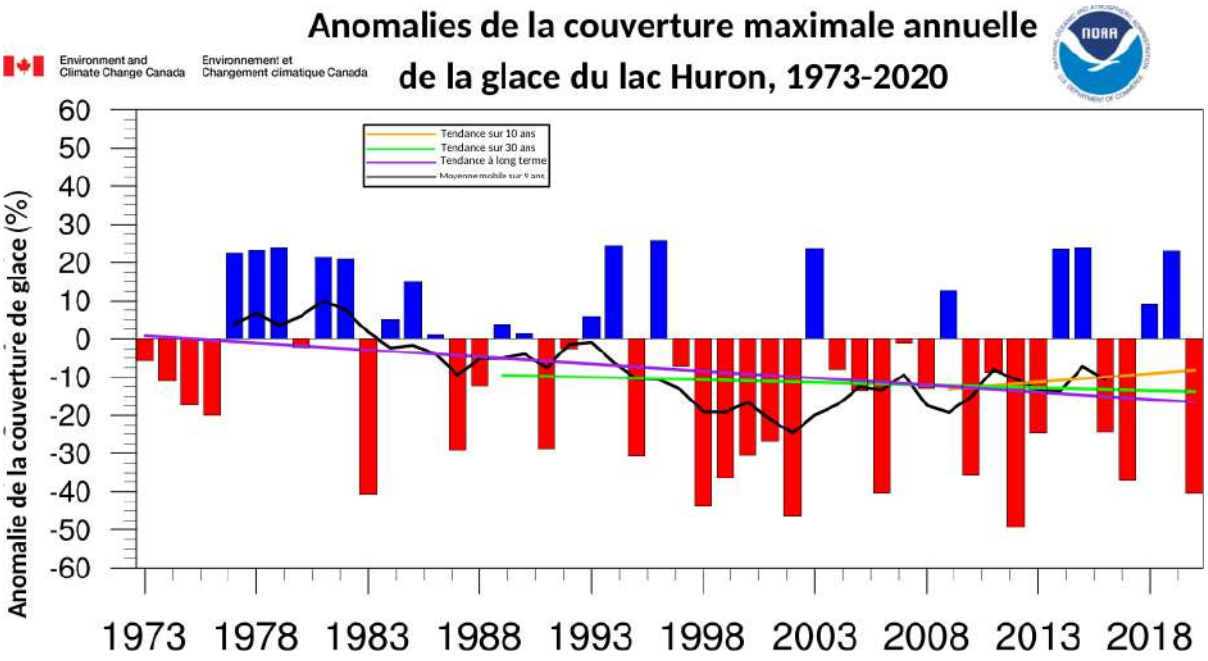


Figure 5. Série chronologique des anomalies du lac Huron de la CMAG pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées. Source : ECCC et NOAA.

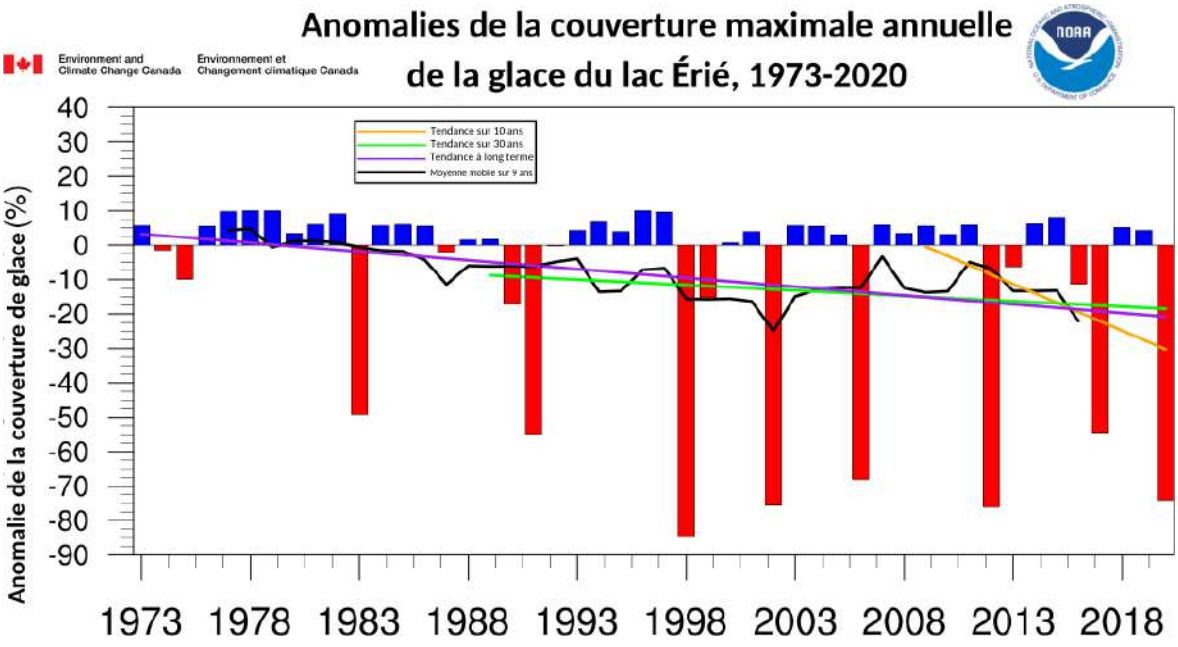


Figure 6. Série chronologique des anomalies du lac Érié de la CMAG pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées. Source : ECCC et NOAA.

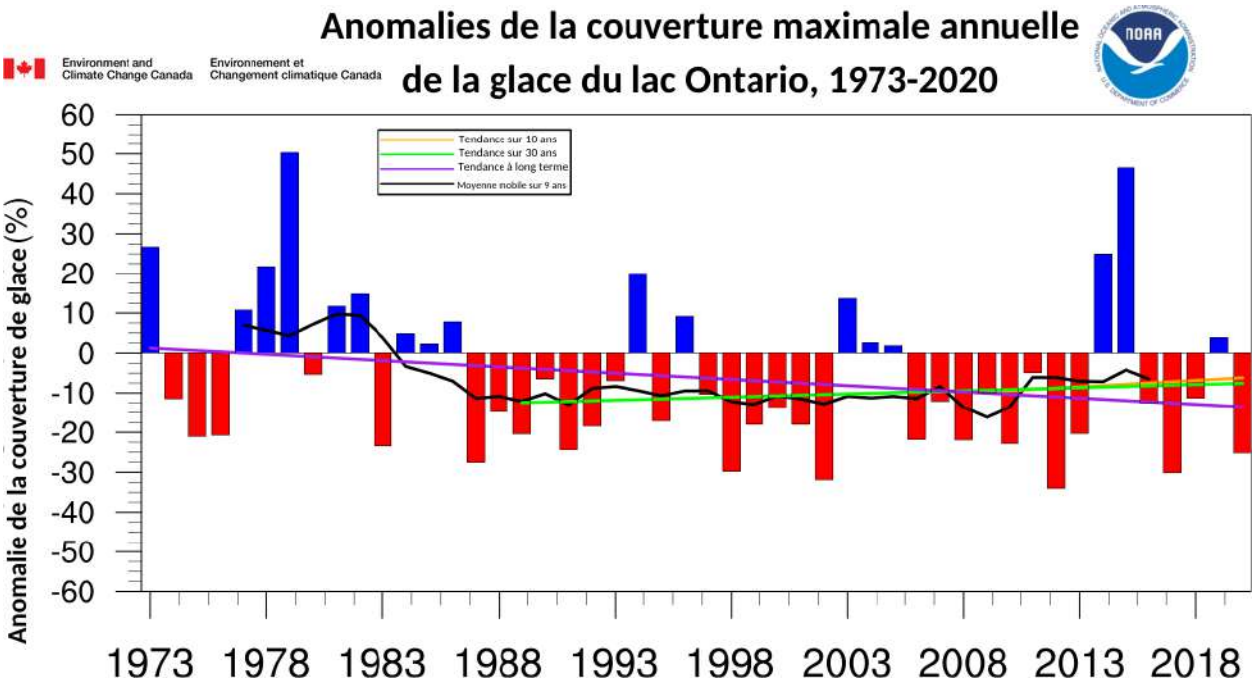


Figure 7. Série chronologique des anomalies de la CMAG du lac Ontario pour la période de 1973 à 2020, selon l'ensemble de données binationales du NIC et du SCG. Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées. Source : ECCC et NOAA.