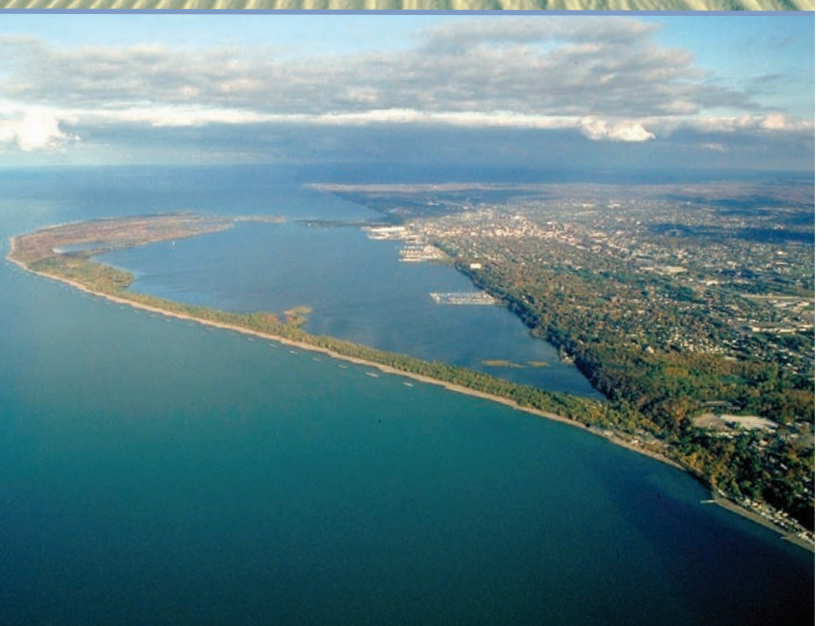
État des Grands Lacs

2011









Indicateurs pour évaluer l'état et les tendances en ce qui concerne l'écosystème des Grands Lacs

EPA

Canada

Environnement Canada

et la

U.S. Environmental Protection Agency

ISSN 2292-1230

EPA 950-R-13-002

N° de cat.: En161-3/1-2011F-PDF

Référence suggérée : Environnement Canada et la U.S. Environemntal Protection Agency. 2014. *États-Unis et Grands Lacs 2011*. Cat No. En161-3/1-2011F-PDF. EPA 950-R-13-002. Disponible dans le site Web suivant : http://binational.net

Photographies à la page de couverture
Mentions de source:
Grand héron, Don Breneman;
Sleeping Bear Dunes, Robert de Jonge, avec la permission du Michigan Travel Bureau;
course Port Huron – Mackinac, Michigan Travel Bureau;
Presque Isle, U.S. Army Corps of Engineers



État des Grands Lacs 2011

par les gouvernements du

Canada et des

États-Unis d'Amérique

Préparé par Environnement Canada

et l'

U.S. Environmental Protection Agency

Table des Matières

Préface iv

1. Introduction 1

Messages clés 1

Mesures adoptées 2

2. Organisation des indicateurs et travail à réaliser 4

Quels sont les indicateurs des Grands Lacs? 4

Quelle est la portée géographique des rapports sur les indicateurs? 4

Comment les indicateurs sont-ils organisés? 4

Quel est le lien entre les indicateurs et l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs? 5

Cadre de production de rapports sur les indicateurs de l'etat des Grands Lacs 6

3. État des Grands Lacs 8

3.1 Évaluation de la qualité de l'eau (intégrité chimique) 8

Algues nuisibles 10

Faibles concentrations en oxygène 11

Eau claire 12

Substances chimiques 13

3.2 Évaluation de la vie dépendante des milieux aquatiques (intégrité biologique) 14

Espèces envahissantes 16

Les poissons ont du mal à survivre 18

Communautés des terres humides côtières 19

3.3 Évaluation des paysages et des processus naturels (intégrité physique) 21

Niveau des eaux des lacs 23

Barrages et autres obstacles 24

Transformation de bassins versants 25

4. Rapports d'indicateurs 27

4.1 Tableau sommaire de l'évaluation des indicateurs (état et tendance) 27

4.2 Rapports complets sur les indicateurs 30

Température de l'air 30

Connectivité de l'habitat aquatique 36

Espèces aquatiques non indigènes 43

Dépôt atmosphérique de produits chimiques toxiques 59

Débit de base attribuable à l'écoulement souterrain 73

Avis pour les plages 84

Diversité et abondance du benthos 94

Éclosions de botulisme 104

Cladophora 116
Amphibiens des terres humides côtières 129
Oiseaux des terres humides 138
Santé des communautés halieutiques des terres humides côtières 147
Santé des communautés d'invertébrés des terres humides côtières 155
Échelle et composition du paysage 159
Santé des communautés végétales des terres humides côtières 166
Conservation et protection des terres forestières 175
Conservation des sols, amélioration de la qualité de l'eau et mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages dans les terres agricoles 181
Contaminants dans les oiseaux aquatiques 200
Contaminants dans les poissons entiers 209
Contaminants dans les carottes de sédiments 228
Abondance des amphipodes benthiques du genre *Diporeia* 236
Moules dreissenidés – Moules zébrées et quagga 241
Qualité de l'eau potable 250
Prospérité économique (chômage) 257
Consommation énergétique 265
Épisodes de précipitations 274
Avis de restriction de la consommation de poisson 279
Couvert forestier 288
Émissions de gaz à effet de serre 296
Durcissement du rivage 305
Efflorescences algales toxiques 313
Population humaine 325
Changements climatiques : durée de l'englacement des Grands Lacs 336
Indice de qualité des eaux continentales 341
Couverture terrestre 350
Esturgeon jaune 359
Touladi 373
Éléments nutritifs dans les lacs 383
Populations de phytoplancton 394
Populations de poissons-proies 398
Assainissement des sédiments contaminés 409
Lamproie marine 417
Température des eaux de surface 430

Espèces non indigènes terrestres....436
Produits chimiques toxiques dans les eaux du large....444
Traitement des eaux usées....457
Mesure de brillance des affluents....466
Doré....478
Chimie de l'eau (qualité)....487
Transparence de l'eau....507
Niveaux d'eau des Grands Lacs....528
Indice des stresseurs du bassin versant....543
Biomasse de zooplancton....559
5. Acronymes et abréviations....566
6. Remerciements....572



Préface

Les gouvernements du Canada et des États-Unis se sont engagés à donner un accès public à l'information environnementale sur les écosystèmes du bassin des Grands Lacs au moyen du processus de rapports sur l'état des Grands Lacs. Le travail est exécuté conformément à l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs et fait partie intégrante de la mission de restauration et de maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique des eaux des écosystèmes du bassin des Grands Lacs. La connaissance des conditions environnementales des Grands Lacs permet à tous les intervenants concernés par les Grands Lacs de prendre des décisions efficaces.

Les renseignements contenus dans le présent rapport, **État des Grands Lacs 2011**, ont été rassemblés par plus de 125 scientifiques et experts issus de la collectivité des Grands Lacs au Canada et aux États-Unis. Ce sont les renseignements les plus à jour. Les données sont tirées des rapports des indicateurs et des présentations effectuées lors de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CEEGL), tenue les 26 et 27 octobre 2011 à Erie, Pennsylvanie. Certains rapports des indicateurs ont été complétés par des sources d'information plus récentes.

La CEEGL et les rapports indicateurs subséquents présentent un compte rendu scientifique indépendant sur l'état de santé des écosystèmes du bassin des Grands Lacs. Le processus de la CEEGL vise quatre objectifs :

- évaluer l'état des écosystèmes des Grands Lacs en fonction des indicateurs acceptés;
- renforcer le processus décisionnel et la gestion de l'environnement des Grands Lacs;
- informer les décideurs locaux des problèmes environnementaux des Grands Lacs;
- offrir une tribune à tous les intervenants des Grands Lacs leur permettant de communiquer et de réseauter.

Pour les décideurs et les scientifiques de la région des Grands Lacs, la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CÉÉGL) représente une occasion de disposer de renseignements exhaustifs, à jour, clairs et concis sur l'état des Grands Lacs. Elle leur permet également d'assister à des présentations stimulantes et de créer des réseaux avec des centaines de parties prenantes. La CÉÉGL permet ainsi aux lotisseurs de prendre des décisions plus informées. Même si le but premier de la CÉÉGL est la présentation de rapports, plutôt que la proposition d'un programme de gestion, de nombreux participants à la conférence sont impliqués dans des processus décisionnels dans le bassin des Grands Lacs.

L'information actuelle sur les écosystèmes des Grands Lacs et la santé humaine comporte divers degrés de précision et est présentée en format imprimé ou électronique.

État des Grands Lacs 2011. Le présent rapport technique contient la totalité des indicateurs d'état tels qu'ils ont été définis par les auteurs d'origine; les évaluations de la catégorie des indicateurs relatifs à la qualité de l'eau (intégrité chimique), à la vie dépendant du milieu aquatique (intégrité biologique) et aux paysages et aux processus naturels (intégrité physique); et il définit les efforts et messages clés qui permettront d'assainir et de protéger l'écosystème. Il renferme aussi des références détaillées aux sources des données.

État des Grands Lacs 2011 Faits saillants. Le rapport des faits saillants est un aperçu des rapports d'indicateurs environnementaux préparés en vue de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs 2011. Les indicateurs évaluent la qualité de l'eau (intégrité chimique), la vie dépendant du milieu aquatique (intégrité biologique), ainsi que les paysages environnants et les processus naturels qui ont une incidence sur les lacs (intégrité physique). Le présent rapport présente à la fois un aperçu des conditions actuelles dans les sections « Indicateurs clés » et « Conditions », et une explication des enjeux prioritaires d'un point de vue stratégique plus vaste dans les sections « Baignade, pêche et consommation d'eau potable ».

Pour obtenir plus d'information sur les indicateurs et la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs, visitez : www.binational.net ou www.epa.gov/glnpo/solec ou www.on.ec.gc.ca/greatlakes.



1. Introduction

Les Grands Lacs sont une merveille environnementale et économique mondiale. Les lacs Supérieur, Huron, Michigan, Érié et Ontario représentent 84 % des eaux douces de surface d'Amérique du Nord, garantissant de l'eau potable à plus de 24 millions de personnes. Le bassin des Grands Lacs assure également des millions d'emplois liés à la pêche, aux forêts, aux terres agricoles, à l'industrie et aux loisirs. Des problèmes actuels et émergents, tels que les espèces envahissantes, les contaminants chimiques et les changements climatiques ont des répercussions sur l'écosystème des Grands Lacs. Pour faire face à ces enjeux, il est important de comprendre les conditions de l'écosystème et de pouvoir déterminer laquelle de ces conditions s'améliore ou empire. Se servant des évaluations relatives à l'état et aux tendances, le présent rapport décrit l'état de santé des Grands Lacs pour répondre à la question : « Comment les Grands Lacs se portent-ils? »

Messages clés

L'état de la qualité de l'eau est passable, mais on observe une inversion de cette tendance.

- Des algues nuisibles dans les zones côtières et les baies côtières, particulièrement dans le bassin ouest du lac Érié, à Green Bay, à Saginaw Bay, et dans certaines parties du lac Ontario ont des répercussions sur la santé humaine et celle des écosystèmes. Du côté des algues, on observe une détérioration.
- La faible concentration en oxygène dans le bassin central du lac Érié cause des « zones mortes » saisonnières pour la vie aquatique.
- L'augmentation de la clarté de l'eau accélère la prolifération des algues nuisibles sur certains rivages, ce qui entraîne un manque de nourriture pour les poissons au large des côtes.
- Les niveaux de nombreux produits chimiques existants diminuent dans les eaux du large; toutefois, même en baisse, leurs niveaux dans les oeufs de poissons et d'oiseaux aquatiques dépassent toujours les niveaux recommandés dans certaines zones. Les niveaux de mercure chez les poissons connaissent une baisse lente depuis 1990.
- De nouvelles substances préoccupantes sont détectées dans l'environnement.

L'état de la vie dépendant du milieu aquatique est passable, mais on observe une détérioration de cette tendance.

- Aucune nouvelle espèce non indigène n'a été détectée dans les lacs depuis 2006, mais des espèces envahissantes arrivées plus tôt continuent de nuire à l'écosystème.
- Dans certaines régions, les espèces indigènes peinent à survivre dans un écosystème où les espèces envahissantes ont modifié le réseau trophique et où les habitats ont été éliminés ou dégradés.
- Les communautés végétales et animales des terres humides côtières diminuent en raison de la perte de l'habitat. Toutefois, des activités de protection et de restauration des habitats de terres humides ont commencé.

L'état des paysages et des processus naturels qui influent sur les Grands Lacs est passable et on observe une amélioration.

- Des barrages et d'autres obstacles empêchent les poissons d'accéder aux frayères et aux aires de croissance, mais on peut améliorer l'accès grâce à la suppression des barrages et à la restauration des zones riveraines.
- Les utilisations humaines peuvent transformer et perturber les bassins versants des Grands Lacs. Cependant, parmi les signes positifs observés dans les bassins versants on compte l'augmentation marginale du couvert forestier et une meilleure gestion des terres.

- Les niveaux d'eau dans les lacs Supérieur, Huron et Michigan ont toujours été inférieurs à la moyenne depuis les années 1990, et on s'inquiète quant au fait que les changements climatiques entraîneront des fluctuations plus importantes et feront probablement baisser les niveaux d'eau.

Mesures adoptées

La prévention et la réduction des niveaux de substances nocives dans les Grands Lacs, en particulier les éléments nutritifs (comme le phosphore), les substances chimiques existantes et nouvelles substances préoccupantes sont mises en œuvre grâce aux activités suivantes :

- l'adoption de meilleures pratiques de gestion comme l'entreposage adéquat du fumier, une bonne application des engrais et l'installation de bandes végétatives le long des cours d'eau et des rivières;
- la mise à jour et la meilleure gestion des fosses septiques et l'investissement dans l'infrastructure de traitement des eaux usées;
- la restauration des terres humides et des zones riveraines (l'interface entre la terre ferme et une rivière ou un ruisseau) pour réduire l'excédent d'éléments nutritifs dans les eaux navigables ;
- la réduction des produits chimiques existants grâce à une combinaison de règlements, de réhabilitation des sites contaminés et de mesures volontaires prises par l'industrie et les citoyens;
- des recherches sur les répercussions des substances chimiques existantes et des nouvelles substances préoccupantes et la surveillance de ces substances à long terme pour montrer les améliorations ou les détériorations.

Les travaux visant à restaurer et à protéger les espèces indigènes et leur habitat, tout en assurant la prévention et le contrôle des espèces envahissantes, ont été rendus possibles grâce aux activités suivantes **:**

- la recherche et la surveillance des causes du changement du réseau trophique et du déclin des populations d'espèces indigènes;
- la détermination et la gestion des habitats prioritaires en péril et des habitats pouvant faire l'objet d'une restauration;
- la mise en oeuvre de programmes d'ensemencement de poissons nécessaires pour conserver les espèces de poissons indigènes par la restauration des habitats, comme les récifs;
- l'utilisation de nouvelles données provenant du programme de surveillance des terres humides riveraines pour diriger les mesures de protection et de restauration des terres humides et évaluer le succès de restauration;
- la prévention et le contrôle des espèces envahissantes par la recherche, la surveillance accrue, de grands projets tels que les barrages électriques pour les carpes, et des mesures individuelles comme le nettoyage des moules et des plantes des embarcations de plaisance.

Les travaux de mise en œuvre de décisions relatives à l'utilisation des terres locales à long terme tiennent compte des effets cumulatifs et reflètent la valeur des forêts, des champs, des cours d'eau et des terres humides grâce aux activités suivantes :

- la mise en œuvre de plans de conservation à long terme et le suivi des effets cumulatifs des décisions relatives à l'utilisation des terres locales;
- l'orientation des décisions en matière de gestion pour conserver et améliorer les bassins versants en proposant des outils d'aide à la prise de décision;
- le soutien aux programmes et aux projets qui sont durables sur les plans économique et environnemental;
- la suppression ou la réduction des barrages et autres obstacles, dans la mesure du possible, afin de restaurer l'accès aux habitats essentiels des poissons;

- la prise en compte des considérations relatives aux changements climatiques dans toutes les activités liées aux Grands Lacs, y compris les décisions relatives à l'utilisation des terres.

2. Organisation des indicateurs et travail à réaliser

Quels sont les indicateurs des Grands Lacs?

Un indicateur est un élément de preuve qui nous permet de comprendre l'état de certains éléments. Les indicateurs des Grands Lacs peuvent fournir des renseignements sur l'état actuel des lacs et sur leur évolution. Ils indiquent également si nous atteignons nos objectifs relatifs à l'écosystème. Les rapports réalisés sur une série d'indicateurs des Grands Lacs permettent d'obtenir une perspective générale de la condition de l'écosystème complexe et de ses tendances d'évolution. En 2010, la série des indicateurs des Grands Lacs a été examinée. L'objectif de cet examen est d'obtenir une série d'indicateurs améliorée, à jour et représentative qui dresse un bilan de l'état des Grands Lacs de manière exhaustive, compréhensible et scientifique et qui permette de prendre des décisions éclairées dans le bassin des Grands Lacs. L'examen a également pour but d'arriver à un consensus sur les indicateurs entre les organisations de gestion fédérales, d'États, provinciales et locales afin de s'assurer que toutes les données associées sont recueillies, analysées et rapportées de manière efficace, car aucune organisation ne dispose seule des ressources, ni du mandat, pour étudier les conditions de la totalité de l'écosystème des Grands Lacs.

Les indicateurs des Grands Lacs servent à :

- évaluer les conditions et suivre les changements touchant l'écosystème;
- comprendre les problèmes environnementaux existants et émergents, et les solutions;
- orienter les programmes et les politiques nécessaires à la prévention et au contrôle des dommages environnementaux;
- fournir des renseignements afin d'établir les priorités relatives à la recherche et à la mise en oeuvre de programmes.

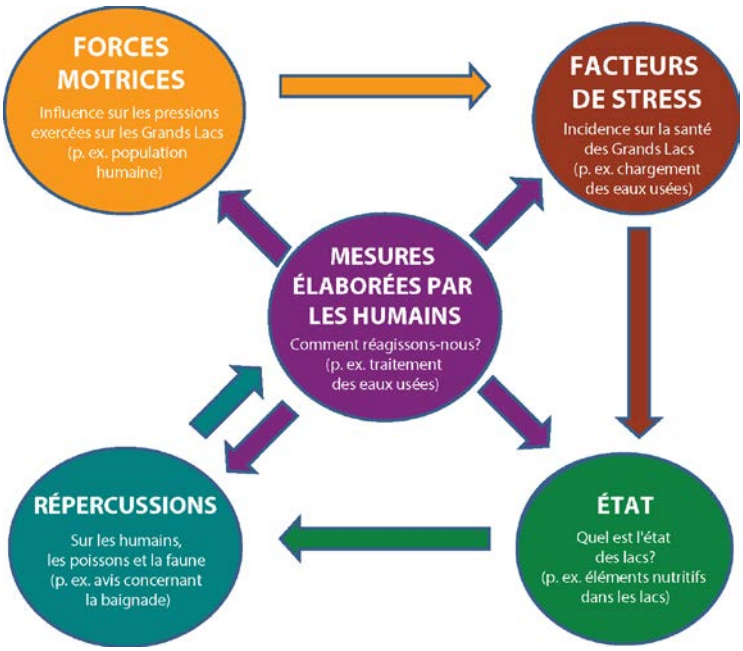
Les indicateurs des Grands Lacs aident les décideurs dans leur travail de restauration et de protection du plus grand écosystème d'eau douce de la planète. Plus de 70 indicateurs complémentaires ont été définis et intégrés à un cadre organisationnel qui permet aux décideurs d'exploiter les renseignements au maximum.

Quelle est la portée géographique des rapports sur les indicateurs?

Les rapports sur les indicateurs permettent d'obtenir l'état et la tendance d'évolution des Grands Lacs en général, et, lorsque cela est possible, à l'échelle des bassins individuels. En complément, pour certains indicateurs, l'état et la tendance d'évolution sont indiqués pour les eaux libres et littorales de chaque lac.

Comment les indicateurs sont-ils organisés?

À la suite de cet examen, le modèle forces motrices-pression-état-impact-réponse (FPEIR) a été adopté avec 10 autres catégories des rapports de niveau supérieur (voir au verso pour plus de renseignements sur les indicateurs, les catégories et le modèle FPEIR). Le modèle forces motrices-pression-état-impact-réponse (FPEIR) est un outil sous-jacent qui permet de sélectionner, d'organiser et de produire des rapports sur les indicateurs. Il permet aux décideurs de comprendre les liens qui existent entre l'état de l'écosystème, les pressions sur cet écosystème et les activités humaines.



Les décideurs sont responsables de l'ÉTAT de l'intégrité chimique, physique et biologique des Grands Lacs, car leurs décisions ont un IMPACT sur la qualité de vie des humains et de la faune aquatique et terrestre. Nous travaillons donc ensemble sur les PRESSIONS représentées par exemple par les espèces envahissantes. Ensemble, nous devons RÉPONDRE aux conditions de l'écosystème par le biais d'efforts de restauration et de protection.

Quel est le lien entre les indicateurs et l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs?

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) constitue un cadre qui permet de sélectionner les indicateurs appropriés et les catégories de rapport. Les objectifs relatifs à l'écosystème identifiés par l'AQEGL et les programmes associés constituent les valeurs de référence pour l'évaluation de l'état et de la tendance d'évolution des indicateurs des Grands Lacs.

Cadre de production de rapports sur les indicateurs de l'etat des Grands Lacs

Cadre FPEIR – Domaines de rapports	Forces motrices	Pressions			État			Incidence		Réponses
Catégories de première importance	**Économiques/ sociales**	**Pollution et charge en nutriments**	**Espèces envahissantes**	**Utilisation des ressources et stresseurs physiques**	**Qualité de l'eau**	**Vie dépendante des milieux aquatiques**	**Paysage et processus naturels**	**Humains**	**Poissons et faune**	**Restauration et protection**
Indicateurs devant faire l'objet de rapports	**Population humaine** **Prospérité économique** **Consommation d'énergie** *Valeur des Grands Lacs* **Émissions de gaz à effet de serre**	**Contamination des sédiments** **Dépôt atmosphérique** **Indice de qualité des eaux continentales** *Charges en nutriments dans les affluents* *Charges en pesticides dans les affluents* *Charges bactériennes provenant des affluents* *Charges que représentent les eaux usées municipales* *Charges que représentent les rejets industriels*	**Espèces aquatiques exotiques** *y compris une liste de surveillance des espèces présentant un haut niveau de risque* **Espèces exotiques terrestres** **Lamproies** **Moules de la famille des Dreissenidés**	**Indice des stresseurs du bassin hydrographique** *Perturbation des forêts* *Structures côtières artificielles* **Rivages endurcis** **Température des eaux de surface** **Température de l'air** **Précipitations**	**Substances chimiques toxiques dans les eaux du large** **Contaminants chez les poissons** **Contaminants chez la sauvagine** **Qualité des eaux souterraines** **Nutriments dans les lacs** *Principaux ions* *Limpidité de l'eau* **Paramètres chimiques de l'eau**	**Poissons des milieux humides** **Végétaux des milieux humides** **Oiseaux des milieux humides** **Invertébrés des milieux humides** **Amphibiens des milieux humides** **Doré jaune** **Touladi** **Poissons-proies** **Benthos** ***Diporeia*** *Santé du zooplancton* **Biomasse du zooplancton Phytoplancton** *Espèces menacées* *Pygargue à tête blanche* **Esturgeon jaune** *Pluvier siffleur*	**Couverture terrestre** **Connectivité de l'habitat aquatique** *Habitat du poisson* **Débit de base dû aux eaux souterraines** **Niveaux d'eau** **Durée des glaces** **Couvert forestier** *Nourriture dans les sédiments côtiers* **Caractère torrentiel des affluents** **Étendue et composition des milieux humides**	**Eau potable** **Panneaux de mise en garde sur les plages** **Restrictions concernant la consommation de poissons** **Efflorescences d'algues nuisibles** ***Cladophora***	**Flambées de botulisme** *Occurrence de maladies des poissons* *Perturbation du système endocrinien*	**Prélèvements d'eau durables** **Conservation et protection des terres boisées** *Assainissement des sédiments contaminés* **Traitement des eaux usées** *Protection et rétablissement d'habitats et d'espèces* **Conservation des sols, amélioration de la qualité de l'eau et des habitats fauniques sur les terres agricoles** *Ensemencement de poissons indigènes* *Protection de zones spéciales de rivages* *Mise en œuvre de mesures d'efficacité au sein des industries* *Éducation des résidents du bassin des Grands Lacs*

Remarque : Les caractères gras sont utilisés pour les indicateurs existant déjà, au sujet desquels se trouvent des rapports à la section Rapports d'indicateurs; les italiques signalent les indicateurs en voie d'élaboration.

Définitions de l'état et des tendances de chaque indicateur

Voici les définitions de l'état de chaque indicateur :

BON – Les objectifs de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) fixés pour l'écosystème sont respectés, ou la condition est acceptable.

PASSABLE – Conditions tout au plus acceptables, mais ne remplissant ni les objectifs de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs ni d'autres objectifs concernant l'écosystème.

MÉDIOCRE – L'écosystème est gravement touché, et ses conditions ne sont même pas tout au plus acceptables.

INDÉTERMINÉ – Aucune donnée ou données insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Voici les définitions des tendances de chaque indicateur :

S'AMÉLIORE – Les renseignements fournis indiquent que l'écosystème évolue vers des conditions plus acceptables.

SE DÉTÉRIORE – Les renseignements fournis indiquent que l'écosystème s'écarte des conditions acceptables.

INCHANGÉ – Les renseignements fournis n'indiquent aucun changement.

INDÉTERMINÉ – Les renseignements fournis indiquent un équilibre entre l'amélioration et la détérioration des conditions, ou aucune donnée n'est disponible pour évaluer la tendance.

3. État des Grands Lacs

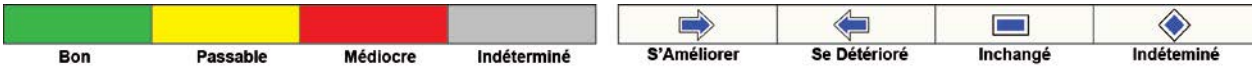
3.1 Évaluation de la qualité de l'eau (intégrité chimique)

Évaluation de 2011 des indicateurs de l'état de la qualité de l'eau (état et tendance)

Indicateurs	Lac				
	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario
Contaminants chez la sauvagine	➡	➡	➡	▬	▬
Contaminants chez les poissons	⬅	▬	⬅	⬅	▬
Qualité des eaux souterraines	En voie d'élaboration				
Principaux ions	En voie d'élaboration				
Nutriments dans les lacs	▬	⬅	⬅	⬅	⬅
Substances chimiques toxiques dans les eaux du large	◆	◆	◆	◆	◆
Paramètres chimiques de l'eau	◆				
Limpidité de l'eau	increasing	increasing	increasing	◆	increasing

Évaluation de 2011 des indicateurs à l'appui de la qualité de l'eau (état et tendance)

Indicateurs	Lac				
	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario
Dépôt atmosphérique	➡				
Panneaux de mise en garde sur les plages – Plages américaines	▬	▬	▬	⬅	➡
Panneaux de mise en garde sur les plages – Plages canadiennes	⬅	▬	⬅	⬅	▬
Cladophora	▬	▬	◆	◆	◆
Contamination des sédiments	▬	Pas évaluée	➡	➡	➡
Moules de la famille des Dreissenidés	◆	⬅	⬅	◆	⬅
Eau potable	▬				
Conservation des sols, amélioration de la qualité de l'eau et des habitats fauniques sur les terres agricoles	Augmente				
Restrictions concernant la consommation de poissons	◆	◆	◆ *	◆	◆
Efflorescences algales toxiques – zone extracôtière	▬	▬	▬	⬅ *	▬
Efflorescences algales toxiques –zones côtières	▬	⬅	⬅	⬅ *	⬅
Indice de qualité des eaux continentales	◆	◆	◆	◆	◆
Charges en nutriments dans les affluents	En voie d'élaboration				
Charges en pesticides dans les affluents	En voie d'élaboration				
Protection et rétablissement d'habitats et d'espèces	En voie d'élaboration				
Assainissement des sédiments contaminés	Augmente				



[1] Remarque : L'indicateur orange signifie que l'état sont de « médiocre » à « acceptable d'après les auteurs des avis en matière de consommation de poisson et des indicateurs d'efflorescences algales nuisibles.

L'état de la qualité de l'eau est passable, mais on observe une inversion de cette tendance.

L'état général de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs est passable. À l'heure actuelle, on observe de faibles concentrations de produits chimiques toxiques dans les eaux du large, et une diminution de la concentration de certains produits chimiques existants dans les poissons, comme les biphényles polychlorés et le dichlorodiphényltrichloréthane. Toutefois, toutes les recommandations relatives à la qualité de l'eau ne sont pas respectées. Malgré la diversité des tendances pour les divers contaminants surveillés, la qualité générale de l'eau a plutôt tendance à se détériorer. Les symptômes de l'enrichissement en éléments nutritifs dans les zones côtières persistent et les tendances à la détérioration des algues empirent dans certaines régions des Grands Lacs. Les concentrations de phosphore dans les eaux du large deviennent trop faibles dans certains lacs pour accueillir les réseaux alimentaires productifs. On observe une augmentation des concentrations de mercure chez les poissons dans certaines zones des lacs, après plusieurs années de baisse constante.

Les indicateurs suivants ont été utilisés pour justifier la détermination de l'état et des tendances de la qualité de l'eau. Un bref résumé de chacun suit et les rapports complets se trouvent à la section Rapports d'indicateurs.

Éléments nutritifs dans les lacs
Dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, les concentrations totales de phosphore au large des côtes sont actuellement inférieures aux cibles de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, mais peuvent être trop faibles pour soutenir des niveaux sains de productivité du lac. Dans le lac Érié, les cibles sont souvent dépassées et les conditions se détériorent. Le seul endroit où les cibles au large des côtes sont respectées et les conditions sont acceptables est le lac Supérieur. L'évaluation des éléments nutritifs dans les lacs dans les eaux du large est passable, mais on observe une détérioration. Dans les zones côtières, les symptômes de l'enrichissement en éléments nutritifs persistent et empirent dans certaines régions des Grands Lacs, augmentant ainsi l'étendue de la zone contaminée et la durée des nuisances et de la prolifération d'algues nocives.

Produits chimiques toxiques dans les eaux au large des côtes
On détecte toujours la présence de nombreux composés dans les eaux au large des côtes, bien que leurs concentrations soient très faibles; de ce fait, on estime que l'état de cet indicateur est passable. De manière générale, les tendances des produits chimiques toxiques dans les eaux du large sont indéterminées, car les tendances observées sont plutôt nuancées. Les tendances de la plupart des composés organochlorés s'améliorent, tandis que celles des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des pesticides actuellement utilisés varient. Les concentrations de mercure total les plus élevées dans les eaux de surface des Grands Lacs sont observées dans le bassin ouest du lac Érié; toutefois, on n'a observé aucun dépassement par rapport aux recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement relatives à la qualité de l'eau.

Contaminants dans le poisson entier*
Les concentrations totales de mercure chez les poissons sont inférieures aux lignes directrices de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1987 dans tous les lacs. Toutefois, les concentrations semblent augmenter dans les lacs Supérieur, Huron et Érié. Les concentrations actuelles de penta- PBDE (polybromodiphényléthers) sont supérieures à celles des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement élaborées par Environnement Canada pour le touladi et le doré jaune applicables à l'ensemble des Grands Lacs, mais les concentrations pour la plupart des poissons surveillés sont en baisse. Les concentrations totales de biphényles polychlorés (BPC) observées chez les poissons sont supérieures à celles des lignes directrices de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1987 dans tous les lacs.

Contaminants chez les oiseaux aquatiques*
Les concentrations des contaminants qui ont été gérés et surveillés depuis les années 1970 et 1980 ont diminué dans les oeufs de goélands argentés; cela se traduit par une baisse considérable du dichlorodiphényldichloroéthylène ([DDE] – un produit issu de la dégradation du dichlorodiphényltrichloroéthane [DDT]) et d'autres composés liés aux

pesticides. Toutefois, au cours de la dernière décennie, on a observé des variations dans les concentrations de produits chimiques dans les oeufs de goélands argentés, certaines tendances des contaminants présentant des améliorations continues, tandis que d'autres tendances des contaminants ne montraient aucun changement important. De manière générale, l'évaluation est bonne, mais on observe une amélioration.

*Ces indicateurs sont inclus dans l'évaluation de la qualité de l'eau, car les tendances à long terme des contaminants dans le biote aquatique fournissent des renseignements utiles sur la manière dont les substances chimiques pénètrent et cheminent dans le réseau alimentaire.

Intégration des indicateurs : Se servir des indicateurs pour décrire les enjeux relatifs à la qualité de l'eau

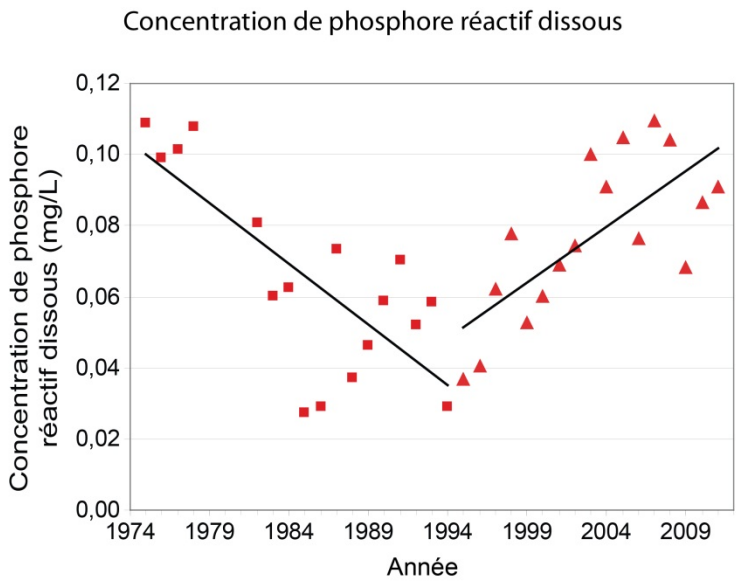
Prenant appui sur l'évaluation de la qualité de l'eau, l'historique de quatre enjeux importants est expliqué ci-après pour répondre à des questions telles que : « L'augmentation des quantités d'algues et d'éléments nutritifs dans les lacs est-elle dangereuse pour les gens? », « De l'eau plus claire, est-ce que ça ne signifie pas de l'eau plus propre? » et « D'où les substances chimiques proviennent-elles encore? » Pour comprendre les conditions des Grands Lacs, il faut de l'information non seulement sur l'état de l'écosystème, mais aussi sur les pressions qui s'exercent sur l'environnement, l'incidence des conditions sur l'être humain, les espèces aquatiques et les espèces sauvages, et la façon dont la société peut réagir.

Algues nuisibles

Malgré les premiers succès dans la réduction des déversements de phosphore dans les lacs après la mise en oeuvre de l'Accord de 1972 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, des algues sont apparues de nouveau dans les zones côtières au cours des dernières années. La résurgence de la croissance excessive des algues dans les Grands Lacs exerce une pression sur la santé de l'écosystème et menace le bien-être des humains, ainsi que le tourisme et les industries de la pêche récréative.

L'augmentation des éléments nutritifs dans l'eau stimule la croissance des algues indésirables. Plus particulièrement, des quantités trop importantes de phosphore provenant du ruissellement des terres et de sources ponctuelles pénètrent dans les rivières et les lacs. En 2011, l'enregistrement d'un montant record de phosphore réactif dissous dans la rivière Maumee au printemps a précédé l'une des pires efflorescences d'algues nuisibles jamais observées dans le lac Érié. Le phosphore réactif dissous est une forme de phosphore que les algues peuvent utiliser plus facilement que les autres formes de phosphore.

De plus, le cycle des éléments nutritifs a changé en raison de la propagation de moules zébrées et quagga envahissantes, qui se sont établies depuis les années 1990. Les moules envahissantes conservent et recyclent les éléments nutritifs dans les zones côtières, grâce à leur capacité d'excrétion et de filtration. Cette altération de cycle accélère la croissance des algues nuisibles dans les régions côtières, plus proches des zones des lacs fréquentées par les humains, alors que les eaux plus profondes au large sont privées d'éléments nutritifs. Dans la mesure où elles constituent la base de la chaîne alimentaire, certaines algues sont souhaitables et nécessaires pour promouvoir la production de poissons. Toutefois, les algues nuisibles ont une incidence négative sur les conditions des écosystèmes.



Concentrations moyennes pondérées de phosphore réactif dissous en fonction du débit dans la rivière Maumee à Waterville, Ohio, de 1975 à 2011. Les carrés représentent les données de 1975 à 1994 et les triangles représentent les données de 1995 à 2011. Source : Université d'Heidelberg, Ohio Tributary Loading Program.

Les efflorescences d'algues nuisibles se traduisent par la prolifération de cyanobactéries, connues également sous le nom d'algues bleues. Les algues sont réapparues dans certaines parties des Grands Lacs, alors qu'elles étaient pratiquement inexistantes dans les années 1980. Le lac Érié, où l'on a observé une prolifération d'algues dans les années 1990 et 2000, est le plus durement touché. En 2011, les efflorescences dans le lac Érié concernaient surtout l'algue *Microcystis aeruginosa*, qui produit une toxine du foie (appelé microcystine) qui est nocive pour les humains. Au cours de l'été 2011, les mesures des concentrations de microcystine dans le lac Érié étaient 50 fois plus élevées que les recommandations de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) relatives aux loisirs sécuritaires, et 1 200 fois plus élevées que les recommandations de l'OMS relatives à l'eau potable. Heureusement, la microcystine est retirée grâce au traitement des eaux des municipalités. En plus du bassin ouest du lac Érié, des efflorescences d'algues sont omniprésentes à Green Bay, Saginaw Bay, et dans certaines parties du lac Ontario. Il est à noter qu'au printemps 2012, une sécheresse régionale a entraîné une diminution du déversement d'éléments nutritifs dans les lacs, conduisant ainsi à une baisse marquée des efflorescences d'algues nocives dans le lac Érié.

La *Cladophora* est une forme d'algue verte nuisible qui se développe sur des surfaces dures. Un développement excessif de cette algue peut obstruer les tuyaux d'adduction d'eau, détériorer et polluer les plages, et favoriser la croissance de bactéries qui peuvent poser un risque pour la santé humaine. La quantité totale de *Cladophora* varie d'une année à l'autre, mais les observations et la modélisation indiquent que cette quantité et les salissures du littoral connexes ont augmenté depuis le milieu des années 1990. Depuis ce temps, des incidences de croissance de la *Cladophora* nuisible ont été enregistrées dans chacun des Grands Lacs, à l'exception du lac Supérieur.

D'autres changements qui contribuent à la réapparition des algues comprennent la perte de terres humides et de la végétation riveraine, qui permettaient de capturer les éléments nutritifs. Le changement des communautés de phytoplancton, l'augmentation de la clarté de l'eau et les problèmes climatiques, tels que le réchauffement des eaux et les épisodes de précipitations extrêmes, contribuent également à ce phénomène.

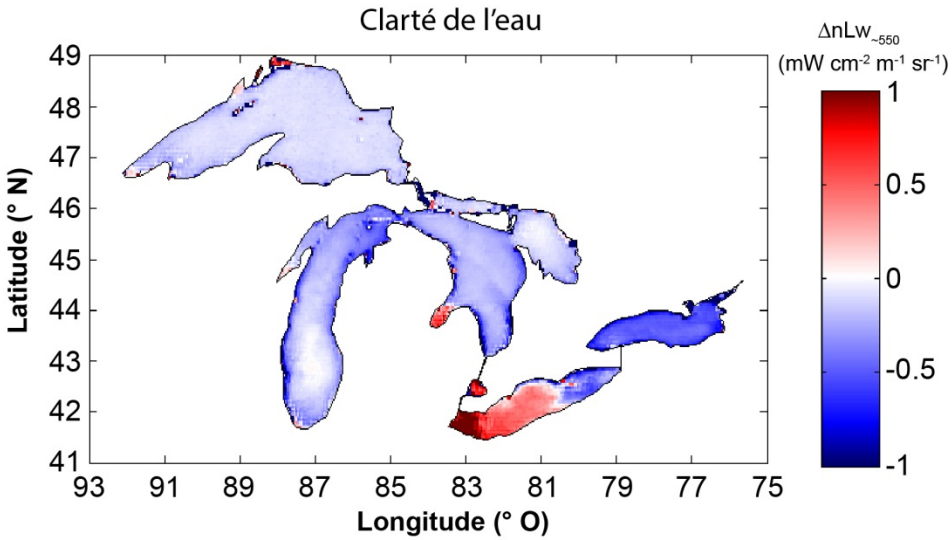
Faibles concentrations en oxygène

Le problème de la teneur en oxygène dissous faible dans le lac Érié est étroitement lié à l'excès d'éléments nutritifs et à la prolifération des algues. Depuis 2003, la portée et la durée totales des niveaux de faible concentration en oxygène ont augmenté, en particulier dans le bassin central. Ces zones sont appelées « zones mortes », étant donné

que peu d'espèces animales peuvent survivre dans de telles conditions. Il est à noter que les effets de la zone morte ont été observés en septembre 2012, lorsque des dizaines de milliers de poissons se sont échoués sur les rives du lac Érié après avoir été exposés à de l'eau présentant de faibles concentrations en oxygène, qui sont remontés à la surface pendant un événement de remontée des eaux. La diminution saisonnière de l'oxygène dans les eaux profondes de tous les Grands Lacs est un phénomène naturel. Toutefois, dans le lac Érié, le déclin naturel est aggravé par une augmentation des apports en éléments nutritifs, qui stimulent la croissance excessive des algues. Lorsque de grandes quantités d'algues meurent et se déposent au fond, elles sont décomposées par des bactéries qui ralentissent l'approvisionnement en oxygène dans les eaux plus profondes. Pour améliorer les niveaux d'oxygène dissous dans le lac Érié, les niveaux d'algues doivent être réduits.

Eau claire

À quelques exceptions près, y compris les bassins ouest et central du lac Érié, toutes les zones au large des côtes des lacs sont désormais plus claires qu'il y a 30 ans. Au cours de cette période, la clarté de l'eau au large des côtes du lac Ontario a doublé, passant d'une profondeur d'environ 3 à 4 mètres à une profondeur de 6 à 8 mètres. La clarté de l'eau est déterminée par la quantité de phytoplancton, de matières organiques dissoutes et des matières en suspension dans l'eau. Une clarté élevée permet à la lumière du soleil d'atteindre des zones plus profondes, ce qui permet aux algues et aux plantes à racines de croître dans des zones des lacs plus profondes. Il s'agit également d'un important facteur dans la résurgence de la prolifération littorale de *Cladophora*.



Différence de luminosité (p. ex. turbidité ou clarté de l'eau), telle que mesurée par satellite (désigné par Δ nLw~550) de 1979 à 1985 et de 1998 à 2005. Bleu – conditions plus claires, blanc – absence de changement, et rouge – conditions plus turbides. Source : Environnement Canada.

L'augmentation de la clarté de l'eau au large des côtes est liée à deux facteurs. Tout d'abord, l'invasion de la moule zébrée et de la moule quagga coïncide avec l'augmentation de la clarté de l'eau et une diminution des concentrations de calcium. Les moules envahissantes filtrent les algues et le calcium de l'eau, laissant moins de particules dans l'eau pour absorber la lumière. Les réductions des charges de phosphore au large des côtes liées à la filtration et l'excrétion des moules envahissantes ont également limité la production d'algues dans les eaux libres, ce qui augmente la clarté de l'eau.

La réduction des éléments nutritifs et de plancton dans les eaux au large des côtes des lacs Huron, Michigan et Ontario a entraîné d'importants changements dans l'écosystème, y compris des modifications du réseau trophique, comme il est indiqué dans la section du présent rapport, qui traite des difficultés que rencontrent les poissons pour survivre.

Substances chimiques

Les substances chimiques qui ont fait l'objet de mesures de gestion pendant des décennies sont connues sous le nom de produits chimiques existants et comprennent le BPC et le mercure. Désormais, les produits chimiques existants sont présents dans l'eau, l'air et les sédiments en concentrations nettement inférieures aux concentrations maximales observées dans les années 1970, et leurs niveaux continueront de diminuer très lentement. Pour la plupart des oiseaux piscivores nichant en colonies, comme les goélands argentés,

les niveaux des produits chimiques toxiques ont diminué jusqu'à un point où les effets écologiques, comme l'amincissement des coquilles des oeufs, les échecs d'éclosion, et le déclin des populations ne sont plus apparents.

La fabrication de BPC a été interdite en Amérique du Nord dans les années 1970, et les niveaux de cette substance chez le touladi et le doré jaune ont diminué depuis cette période. Toutefois, les concentrations chez ces poissons sont toujours supérieures aux lignes directrices de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs et le taux de diminution a ralenti ou, dans certains cas, s'est interrompu depuis le début des années 2000. Plusieurs transformateurs, condensateurs, moteurs électriques et autres produits construits avant les années 1980 peuvent encore contenir des BPC, et, par conséquent, être des sources de BPC pour les lacs. La concentration de BPC et d'autres contaminants dans les sédiments est beaucoup plus faible que les niveaux de pointe atteints du milieu des années 1950 au début des années 1970. Cependant, malgré ces baisses, les sédiments contaminés demeurent une source de polluants dangereux pour les Grands Lacs.

On trouve du mercure dans l'ensemble Grands Lacs, avec des concentrations plus élevées dans les eaux de surface du bassin ouest du lac Érié et les zones côtières du lac Ontario, même si les niveaux dans tous les lacs ont baissé de manière considérable au cours des quarante dernières années. Les niveaux de mercure dans les eaux du large sont faibles et en déclin. Les niveaux de mercure chez les poissons connaissent une baisse lente depuis 1990, pour atteindre les niveaux observés dans les années 1980. Bien que les niveaux de mercure chez les poissons soient inférieurs aux niveaux recommandés par l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1987, des avis sur la consommation des poissons relativement au mercure ont été émis pour de nombreux poissons pêchés dans les Grands Lacs. À l'échelle internationale, les centrales électriques alimentées au charbon sont la principale source d'émissions de mercure dans l'atmosphère. À l'échelle régionale, plusieurs sources réduisent les émissions. Cependant, il faudrait des mesures supplémentaires à l'échelle internationale pour réduire le transport du mercure dans les Grands Lacs. Le dépôt atmosphérique est également une voie principale par laquelle d'autres produits chimiques toxiques et persistants comme les polychlorobiphényles, pénètrent actuellement dans les Grands Lacs. Dans l'ensemble, le dépôt atmosphérique de produits chimiques toxiques semble être à la baisse, bien que différents produits chimiques affichent différents taux de déclin.

Plusieurs substances chimiques nouvellement préoccupantes sont évaluées pour déterminer leurs répercussions sur l'environnement, et il n'est pas encore possible de réaliser une évaluation plus vaste de l'état et des tendances de ces substances dans le bassin. Les gouvernements américain et canadien intègrent la surveillance d'un grand nombre de substances chimiques nouvellement préoccupantes dans leurs programmes de surveillance de routine, y compris le sulfonate de perfluorooctane (SPFO) et certains produits ignifuge. Le SPFO a été utilisé dans les articles de cuisson antiadhésifs, les vêtements hydrofuges et les tapis antitaches, ainsi que dans un vaste éventail d'applications industrielles. De nouvelles données provenant d'échantillons de poisson semblent indiquer que la répartition des SPFO est semblable à celle des produits chimiques existants, ce qui pourrait indiquer des mécanismes de dispersion semblables. Les concentrations de plusieurs polybromodiphényléthers, une catégorie d'ignifuges, présents chez le touladi et le doré jaune ont diminué au cours des dix dernières années. Toutefois, les concentrations sont toujours supérieures aux niveaux cibles des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement élaborées par Environnement Canada. Ces réductions sont probablement liées à un arrêt progressif de la fabrication de formulations d'ignifuges penta-BDE et d'octa-BDE en Amérique du Nord. Toutefois, les concentrations de certains autres produits chimiques qui remplacent les polybromodiphényléthers commencent à augmenter dans l'environnement.

3.2 Évaluation de la vie dépendante des milieux aquatiques (intégrité biologique)

Évaluation de 2011 des indicateurs de l'état de la vie dépendante des milieux aquatiques (état et tendance)

Indicateurs	Lac				
	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario
Pygargue à tête blanche	En voie d'élaboration				
Benthos	▬	▬	◆	▬	⬅
Amphibiens des milieux humides	◆	▬	▬	▬	▬
Poissons des milieux humides	◆				
Invertébrés des milieux humides	◆				
Végétaux des milieux humides	◆	◆	◆	⬅	▬
Diporeia	▬	⬅	⬅	⬅	⬅
Esturgeon jaune	➡	➡	➡	➡	➡
Touladi	➡	▬	➡	⬅	➡
Phytoplancton	▬	◆	◆	⬅	◆
Pluvier siffleur	En voie d'élaboration				
Poissons-proies	➡	⬅	⬅	⬅	⬅
Espèces menacées	En voie d'élaboration				
Doré jaune	◆	➡	➡	▬	▬
Biomasse du zooplancton	▬	◆	◆	◆	◆
Santé du zooplancton	En voie d'élaboration				

Évaluation de 2011 des indicateurs à l'appui de la vie dépendante des milieux aquatiques (état et tendance)

Indicateurs	Lac				
	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario
Espèces aquatiques exotiques	⬅	⬅	⬅	⬅	⬅
Flambées de botulisme	▬	◆	◆	◆	◆
Moules de la famille des Dreissenidés	◆	⬅	⬅	◆	⬅
Rivages endurcis	◆	◆	◆	◆	⬅
Lamproies	➡	▬	▬	⬅	▬
Température des eaux de surface	Augmente	Augmente	Augmente	◆	◆
Espèces exotiques terrestres	◆				
Niveaux d'eau	◆				

Bon | Passable | Médiocre | Indéterminé

S'Améliorer | Se Détérioré | Inchangé | Indéteminé

L'état général de la vie dépendant du milieu aquatique est passable, mais on observe une détérioration de cette tendance.

De manière générale, l'état de la vie dépendant du milieu aquatique dans les Grands Lacs est passable, car de nombreux emplacements accueillent des populations autosuffisantes de poissons et un réseau trophique en bonne santé. Toutefois, on observe une dégradation dans d'autres zones. Les populations de poissons prédateurs sont assez

bien conservées grâce à des programmes d'ensemencement et, dans certains cas, à la reproduction naturelle, mais la plupart des populations n'atteignent pas les niveaux cibles. De manière générale, la tendance à la détérioration de la vie dépendant du milieu aquatique résulte de la diminution des poissons-proies, du déclin de la population de *Diporeia* (une source de nourriture pour les petits poissons), et du déclin de nombreuses populations d'espèces des terres humides côtières. Le réseau trophique a subi d'importantes modifications. Aucune nouvelle espèce non indigène n'a été détectée depuis 2006; toutefois, les effets des espèces envahissantes établies continuent d'avoir des effets nocifs sur l'écosystème.

Les indicateurs suivants sont utilisés pour justifier la détermination de l'état et des tendances de la vie dépendant du milieu aquatique. Un bref résumé de chacun suit et les rapports complets se trouvent à la section Rapports d'indicateurs.

Diporeia

Les populations de *Diporeia*, petit animal indigène semblable à la crevette, ont diminué depuis plus de dix ans et ont presque complètement disparu dans les lacs Michigan, Ontario et Huron, tandis que les populations du lac Érié ont pratiquement disparu depuis 1998. Les populations du lac Supérieur restent passables et inchangées, mais sont très variables.

Doré jaune

Les populations de doré jaune dans les lacs Huron et Michigan sont stables, et on observe des améliorations de cette tendance depuis 2003 et 2007, respectivement. Comparativement aux déclins observés dans les années 1990, les populations dans le lac Ontario se sont stabilisées ou ont légèrement augmenté. Les populations du lac Érié sont inférieures aux valeurs maximales atteintes dans les années 1990 et au début des années 2000. Les populations du lac Supérieur sont inférieures aux niveaux historiques, avec des populations autosuffisantes et en bonne santé seulement dans la rivière Saint-Louis et la rivière Kaministiquia.

Esturgeon jaune

Autrefois, l'esturgeon jaune était considéré comme une importante espèce commerciale, mais seules des populations reliques sont encore présentes dans chacun des Grands Lacs. On estime que les populations sont stables et ont connu une augmentation lente au cours de la dernière décennie, et les programmes d'ensemencement et de restauration de l'habitat ont contribué à l'abondance accrue.

Touladi

Le touladi, qui était autrefois le principal prédateur des Grands Lacs, ne présente maintenant que des populations autoreproductrices dans tout le lac Supérieur, et de nombreuses populations plus petites dans le lac Huron. Les populations dans les lacs Michigan, Érié et Ontario sont, pour la plupart, inférieures aux niveaux cibles du comité du lac de la Commission des pêcheries des Grands Lacs établis pour l'abondance relative, et la reproduction naturelle est faible. Bien que les populations restent faibles dans le lac Ontario, il y a eu un rétablissement net du nombre de touladis adultes en 2010. Quelques augmentations des populations sont observées actuellement, avec l'appui d'activités d'ensemencement et d'autres efforts de restauration.

Diversité et abondance du benthos

Les changements observés dans la communauté benthique (ou dans les profondeurs), conformément aux mesures de la tolérance de certaines communautés de vers benthiques d'eau douce à l'enrichissement en éléments nutritifs, indiquent que certains sites côtiers dans le lac Ontario et le lac Michigan sont devenus plus riches en éléments nutritifs. Cet enrichissement en éléments nutritifs favorise la prolifération de la vie végétale (p. ex., plus eutrophes). La majorité des sites au large des côtes du lac Huron ont connu une diminution des niveaux d'éléments nutritifs (p. ex., plus oligotrophes), ce qui pourrait entraîner des problèmes dans l'écosystème aquatique étant donné qu'il y a pénurie d'aliments. Le lac Érié est constamment et nettement plus eutrophe que les autres lacs, tandis que le lac Supérieur est oligotrophe.

Populations de poissons-proies
Depuis 1988, la biomasse de poissons-proies (poids total) a baissé dans l'ensemble du bassin. Un ensemble de pressions est à l'origine de ce déclin, y compris la prédation des salmonidés et les répercussions découlant de l'expansion de la moule zébrée et la moule quagga, et d'autres espèces envahissantes. Toutefois, on considère que la communauté de poissons-proies du lac Supérieur est en croissance, en raison d'une augmentation de la proportion d'espèces indigènes comprenant l'assemblage et la capacité des proies à soutenir le rétablissement de la population de touladis sauvages.

Amphibiens des terres humides côtières
Entre 1995 et 2010, l'occurrence de cinq espèces était stable, celle de deux espèces était en croissance et celle d'une espèce était en baisse. Les indices d'occurrence relative de ces huit espèces sont inférieurs aux cibles proposées établies par le Programme de surveillance des marais.

Communautés d'oiseaux des terres humides côtières
L'abondance de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides des Grands Lacs a diminué de façon considérable entre 1995 et 2010, et a fini par atteindre des niveaux inférieurs aux objectifs proposés établis par le Programme de surveillance des marais. Toutefois, l'abondance du Cygne trompette, de la Grue du Canada et de la Paruline masquée a augmenté.

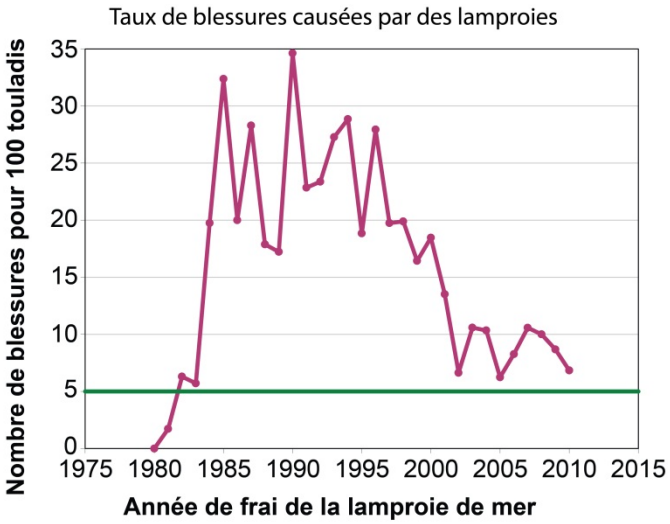
Communautés végétales des terres humides côtières
Naturellement, les conditions de la communauté végétale dans les terres humides côtières diffèrent dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, en raison des différences géomorphologiques sous-jacentes et des conditions climatiques. Certaines terres humides ont des communautés végétales en bonne santé, comme le montrent leurs côtes de l'indice de prudence ainsi que d'autres mesures. La cote de l'indice de prudence évalue la spécificité d'une espèce végétale particulière par rapport à un habitat. Dans l'ensemble, l'état des communautés végétales des terres humides côtières du lac Ontario est faible, et celui des autres lacs est passable. Il est à noter que l'ensemble des évaluations des lacs peuvent ne pas illustrer l'état (bon, passable ou médiocre) observé dans les types de marais des terres humides individuelles dans un bassin lacustre.

Intégration des indicateurs : Se servir des indicateurs pour décrire les enjeux relatifs à la vie dépendante des milieux aquatiques

Prenant appui sur l'évaluation de l'état de la vie dépendante des milieux aquatiques, l'historique de trois enjeux importants est expliqué ci-après pour répondre à des questions telles que : « Quels sont les problèmes causés par les espèces envahissantes et comment celles-ci se retrouvent-elles dans les Grands Lacs? », « Pourquoi y a-t-il moins de poissons de sport qu'auparavant? » et « Pourquoi est-il important de remettre les terres humides en état? » Pour comprendre les conditions des Grands Lacs, il faut de l'information non seulement sur l'état de l'écosystème, mais aussi sur les pressions qui s'exercent sur l'environnement, l'incidence des conditions sur l'être humain, les espèces aquatiques et les espèces sauvages, et la façon dont la société peut réagir.

Espèces envahissantes
Depuis les années 1830, des espèces aquatiques non indigènes ont changé de manière significative l'écosystème des Grands Lacs en altérant les réseaux trophiques aquatiques et en dégradant la qualité de l'eau et des habitats physiques. Malgré un ralentissement des introductions, les 184 espèces aquatiques non indigènes établies sont encore présentes et continuent d'étendre leur aire de répartition dans les Grands Lacs. Bien que la majorité des espèces aquatiques non indigènes n'ait aucune incidence négative connue sur la santé générale de l'écosystème des Grands Lacs, près de 10 % de ces espèces sont considérées comme envahissantes et nocives pour l'écosystème des Grands Lacs.

La lamproie est une espèce envahissante bien connue, qui s'est attaquée aux poissons des Grands Lacs comme le touladi pendant des décennies. Les efforts de contrôle ont réduit l'abondance de cette espèce envahissante d'environ 90 % par rapport aux niveaux de pointe, mais le nombre de lamproies dans les lacs Huron, Michigan et Érié dépasse toujours les cibles fixées par la Commission des pêcheries des Grands Lacs. Une autre espèce envahissante, la moule quagga, continue d'étendre son aire de répartition vers des habitats extracôtiers. La présence de moules quagga contribue ou est liée à un certain nombre de problèmes, comme la prolifération d'algues nuisibles, les altérations du réseau trophique, et le botulisme de type E, qui peut causer une mortalité accrue des poissons et des oiseaux aquatiques.



Taux annuel de blessures causées par des lamproies sur les touladis dans le lac Huron. La ligne horizontale verte représente le taux cible de blessures fixé par l'organisme de gestion des pêches. Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs.

L'absence de nouvelles espèces aquatiques envahissantes observée au cours de ces dernières années est sans doute le résultat d'une gestion efficace de l'eau de ballast et de ballast solide dans les navires océaniques. Bien que le risque principal d'invasion par expédition transocéanique ait été réduit, d'autres voies d'exposition potentielles, comme les canaux et le commerce d'organismes vivants (appâts, alimentation et animaux de compagnie) doivent toujours être pris en compte. Le Chicago Sanitary and Ship Canal a fait l'objet d'une attention particulière, en ce qui a trait à la migration potentielle de la carpe asiatique de la rivière Mississippi vers le bassin des Grands Lacs. De plus, l'augmentation de la température des lacs associée aux changements climatiques peut accroître l'aire de répartition des espèces aquatiques non indigènes existantes et offrir des conditions favorables pour l'introduction de nouvelles espèces. La prévention de nouvelles espèces aquatiques non indigènes et le contrôle des espèces existantes sont des mesures nécessaires, coûteuses et représentent un défi de gestion pour l'avenir prévisible.

Les espèces terrestres envahissantes sont omniprésentes et certains représentent une menace directe pour les Grands Lacs. Par exemple, l'agrile du frêne est un insecte envahissant responsable de la mort de millions d'arbres dans le bassin. *Phragmites australis* est une graminée envahissante qui crée des monocultures qui remplacent les communautés végétales complexes des terres humides. La prévention, la détection, l'intervention rapide et la gestion étaient limitées aux programmes locaux, comme le Projet de zone libre d'espèces envahissantes du lac Supérieur, axé sur l'éradication des espèces non indigènes dans les zones ciblées. La dégradation, la fragmentation et la perte des habitats peuvent rendre le bassin des Grands Lacs encore plus vulnérable aux invasions futures.

Les poissons ont du mal à survivre

Les poissons des Grands Lacs ont du mal à survivre en raison des altérations du réseau trophique. Autrefois, le réseau trophique des Grands Lacs était relativement simple. À la base de ce réseau, on trouvait des plantes microscopiques (phytoplancton) et principalement des algues vertes.



Diporeia

Photo : NOAA

Le phytoplancton a été consommé par la *Diporeia* et le zooplancton. À leur tour, ces organismes ont été consommés par diverses petites espèces de poissons-proies importants. En général, le touladi était le prédateur de niveau trophique supérieur, sauf dans le lac Érié et dans d'autres baies peu profondes de la partie supérieure du bassin des Grands Lacs, où le doré jaune était le prédateur de niveau trophique supérieur. Le réseau trophique subit toujours des altérations. Plus particulièrement, les communautés de phytoplancton des lacs Michigan et Huron ont connu une réduction notable de la taille et de la portée au printemps. Dans une grande partie du bassin, on observe un changement et un déclin des communautés de zooplancton.

Les grandes espèces de zooplancton, se trouvant habituellement dans des eaux de faible productivité biotique, forment la proportion croissante de la communauté au cours de l'été dans la plupart des lacs en amont, tandis que les plus petites espèces de zooplancton baissent. La *Diporeia*, qui était autrefois la principale source de nourriture pour les petits poissons dans les Grands Lacs, a presque complètement disparu, sauf dans le lac Supérieur. Le déclin de la *Diporeia* a entraîné un changement des régimes des petits poissons, ainsi que des réductions du poids et de l'énergie des poissons de petite taille. Les causes de ce déclin ne sont pas claires, et il est important de bien comprendre ce déclin considérable pour le réseau trophique afin de déterminer les autres secteurs des lacs qui pourraient être en danger.

Le déclin global de zooplancton a de fortes répercussions sur le réseau trophique, car ces organismes sont un maillon important entre le phytoplancton et les populations de poissons en bonne santé. Les populations de poissons-proies sont proches des niveaux historiques les plus faibles dans les lacs Michigan et Huron pour plusieurs espèces, telles que le gaspareau, l'éperlan arc-en-ciel et le chabot de profondeur des Grands Lacs. Dans le lac Érié, les populations de poissons-proies ont augmenté depuis le début des années 1990, mais varient de manière considérable. Autrefois, le touladi était le principal poisson prédateur dans la majeure partie des Grands Lacs. Aujourd'hui, les populations autoreproductrices de touladis ne sont présentes que dans le lac Supérieur, et certaines régions du lac Huron. Des stocks de touladis matures ont été observés à l'échelle du bassin dans le lac Huron, et une quantité importante de jeunes touladis sauvages entrent désormais dans la portion de la population adulte. Dans les lacs Michigan, Érié et Ontario, les populations de touladis sont, pour la plupart, inférieures aux niveaux cibles de la Commission des pêcheries des Grands Lacs. Les quantités de dorés jaunes dans les zones côtières des Grands Lacs sont bonnes ou passables. Toutefois, dans le lac Érié, le recrutement du doré jaune (survie) était inférieur à la moyenne depuis 2003.

La restauration de l'habitat et les autres programmes d'ensemencement sont toujours nécessaires pour rétablir et conserver les espèces de poissons indigènes.



Alevins d'esturgeons jaunes
Photo : US Fish and Wildlife Service

L'esturgeon jaune est le plus grand poisson du bassin des Grands Lacs, et peut vivre plus de cent ans. Autrefois, la population de ce poisson préhistorique atteignait des millions. Désormais, cette espèce est rare ou en voie de disparition. Malgré de nombreux obstacles, et grâce aux efforts soutenus de restauration et de protection à long terme, comme la construction de récifs dans les rivières Sainte-Claire et Détroit et des programmes d'élevage au bord des cours d'eau, les populations d'esturgeons jaunes augmentent lentement. En 2011, des esturgeons jaunes se sont reproduits avec succès dans la rivière Saint-Louis, au Minnesota, pour la première fois depuis plus d'un siècle.

L'histoire du gaspareau, espèce envahissante non indigène de poisson-proie, illustre les changements complexes et les difficultés touchant le réseau trophique aujourd'hui. Le gaspareau est entré dans la partie supérieure des Grands Lacs par le canal Welland dans les années 1940. Cette espèce s'est développée, car très peu de prédateurs la menaçaient. Dans les années 1950, le gaspareau s'est développé à un rythme effréné, et la mortalité massive en hiver est devenue de plus en plus une nuisance dans les plages de nombreuses régions métropolitaines. De nouveaux prédateurs de niveau trophique supérieur non indigènes, le saumon quinnat et le saumon coho, ont été introduits intentionnellement dans les Grands Lacs dans le cadre d'un vaste programme de coopération portant sur l'ensemencement, dans le but notamment de contrôler les populations de gaspareaux. Désormais, le gaspareau reste une partie intégrante du réseau trophique des Grands Lacs, et continue de menacer la survie de certaines autres espèces en mangeant des alevins de truites grises et en créant des conditions qui peuvent entraîner une carence mortelle en vitamines chez les taloudis et les saumons atlantiques naissants.

Communautés des terres humides côtières

Les terres humides côtières des Grands Lacs occupent l'ensemble du bassin et regroupent divers plans d'eau, allant des estuaires d'eau douce aux lagunes et aux marais. Elles offrent des services précieux à l'écosystème, comme le stockage et l'apport d'éléments nutritifs des terres vers le lac, le nettoyage des impuretés présentes dans l'eau, et la mise à disposition d'habitats offrant des aires de frai pour les poissons et de la nourriture pour les oiseaux migrateurs. Les personnes peuvent également bénéficier du contrôle des crues, de la protection contre l'érosion et des possibilités récréatives qu'offrent les terres humides côtières. Même si elles présentent d'importants avantages pour la société et l'écosystème, dans de nombreuses régions, de 50 à 90 % des terres humides côtières ont été perdues en raison du développement, de la pollution, des espèces envahissantes, des fluctuations non naturelles du niveau de l'eau et des répercussions des changements climatiques. La conservation des terres humides côtières restantes et la restauration de celles déjà détruites sont nécessaires pour restaurer et maintenir l'intégrité des Grands Lacs.



Paruline masquée
Photo : US Fish and Wildlife Service

Récemment, des experts des terres humides côtières provenant du milieu universitaire, d'organismes et d'organisations ont élaboré un système de classification et un programme de surveillance binationaux des terres humides côtières des Grands Lacs. Un programme quinquennal pour établir un cadre de référence des terres humides riveraines est actuellement en cours. D'ici 2015, toutes les autres terres humides côtières des Grands Lacs seront évaluées grâce à des indicateurs établis, qui comprennent les oiseaux de marais, les populations d'amphibiens, les invertébrés, les poissons, les plantes des terres humides, et la composition chimique de l'eau. Lorsque ce cadre de référence sera prêt, des mesures de protection et de restauration seront appliquées aux terres humides côtières qui ont le plus besoin d'être conservées.

3.3 Évaluation des paysages et des processus naturels (intégrité physique)

Évaluation de 2011 des indicateurs de l'état des paysages et des processus naturels (état et tendance)

Indicateurs	Lac				
	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario
Connectivité de l'habitat aquatique	→	→	→	▬	▬
Débit de base dû aux eaux souterraines	←	▬	←	←	▬
Habitat du poisson	En voie d'élaboration				
Couvert forestier – Bassin versant	→	→	→	←	←
Couvert forestier – Zone riveraine	◆	◆	◆	◆	◆
Durée des glaces	←				
Couverture terrestre	◆	◆	◆	◆	◆
Nourriture dans les sédiments côtiers	En voie d'élaboration				
Caractère torrentiel des affluents	◆				
Niveaux d'eau	◆				
Étendue et composition des milieux humides	←				

Évaluation de 2011 des indicateurs à l'appui des paysages et des processus naturels (état et tendance)

Indicateurs	Lac				
	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario
Température de l'air	Augmente				
Conservation des sols, amélioration de la qualité de l'eau et des habitats fauniques sur les terres agricoles	Augmente				
Précipitations	Augmente				
Prospérité économique	◆				
Consommation d'énergie	Augmente				
Émissions de gaz à effet de serre	◆				
Rivages endurcis	◆	◆	◆	◆	←
Population humaine	Diminue	Augmente	Augmente	Augmente	Augmente
Lamproies	→	▬	▬	←	▬
Température des eaux de surface	Augmente	Augmente	Augmente	◆	◆
Indice des stresseurs du bassin hydrographique	◆	◆	◆	◆	◆
Prélèvements d'eau durables	En voie d'élaboration				

Bon | Passable | Médiocre | Indéterminé

S'Améliorer | Se Détérioré | Inchangé | Indéteminé

L'état des paysages et des processus naturels est passable, et on observe une amélioration de cette tendance.

L'état général des paysages et des processus naturels dans les Grands Lacs est passable. Malgré la dégradation observée dans certains secteurs, plusieurs bassins versants et affluents servent toujours de frayères ou d'aires de croissance essentielles pour les poissons des Grands Lacs et continuent d'offrir des fonctions importantes, comme la

purification de l'eau. La tendance globale s'améliore, car les projets de réduction des barrages et de suppression des obstacles contribuent à la hausse de la connectivité de l'habitat pour les poissons; les terres forestières dans les bassins des lacs Supérieur, Huron et Michigan sont en légère croissance; et un certain nombre de rivières et cours d'eau présentent des conditions d'écoulement fluvial plus stables. On observe également des répercussions des changements climatiques sur les processus naturels des Grands Lacs, comme les variations des niveaux d'eau et la couverture de glace.

Les indicateurs suivants ont été utilisés pour justifier l'état et les tendances des paysages et des processus naturels. . Un bref résumé de chacun suit et les rapports complets se trouvent à la section Rapports d'indicateurs.

Connectivité de l'habitat aquatique
Les affluents des Grands Lacs présentent des milliers de barrages, et ces derniers sont le principal facteur du déclin de plusieurs espèces de poissons. De nombreux barrages sont proches de leur fin de vie fonctionnelle. Plusieurs projets de réduction des barrages exécutés dans l'ensemble du bassin contribuent au rétablissement de la connectivité entre les habitats aquatiques.

Instabilité des affluents
L'instabilité des affluents est une mesure qui reflète la fréquence des changements à court terme du débit des cours d'eau; le débit d'un cours d'eau torrentiel augmente et baisse de façon spectaculaire quelques heures ou quelques jours après des chutes de pluie. En moyenne, cette mesure a baissé de manière considérable dans cinq des onze affluents sélectionnés sur une période de dix ans, ce qui signifie que les conditions de débit sont de plus en plus stables. L'instabilité de l'un des affluents (rivière Maumee) a augmenté de façon considérable, tandis que celle des cinq autres affluents étudiés n'a pas montré de tendance significative. Les variations périodiques du débit sont naturelles dans les ruisseaux et les rivières, et les organismes qui vivent dans ces systèmes s'adaptent à ces derniers. Toutefois, les changements des régimes hydrologiques (soit la réduction ou l'augmentation de l'instabilité) peuvent mener à un déplacement des communautés biotiques indigènes. L'état et les tendances de l'instabilité des affluents n'ont pas été analysés pour chaque bassin de lac.

Couvert forestier
Pourcentage de terres forestières dans un bassin versant par bassin de lac
Les terres forestières, conformément aux mesures par images satellitaires, couvrent un grand pourcentage de terres dans les bassins du lac Supérieur et Huron, une quantité modérée dans les bassins du lac Michigan et Ontario et un faible pourcentage dans le bassin du lac Érié. Des données récentes sur les tendances à l'échelle du bassin indiquent que le couvert forestier pour les lacs Supérieur, Michigan et Huron est en hausse, mais est en baisse dans l'ensemble des lacs Érié et Ontario. Cependant, il est important de noter que les tendances du couvert forestier observées dans le bassin des Grands Lacs sont plutôt faibles. Les changements des types et de la composition des forêts, ainsi que les baisses localisées du couvert forestier demeurent une préoccupation.

Pourcentage de terres forestières dans les zones riveraines par bassin versant
Le couvert forestier dans la zone riveraine des plans d'eau est élevé dans le bassin du lac Supérieur, modéré dans les bassins du lac Michigan, du lac Huron et du lac Ontario, et faible dans le bassin du lac Érié. Les tendances n'ont pas été déterminées, car des données ne sont pas disponibles.

Intégrer les indicateurs : Se servir des indicateurs pour décrire les enjeux relatifs aux paysages et aux processus naturels

Prenant appui sur l'évaluation du paysage et des processus naturels, l'historique de trois enjeux importants est expliqué ci-après pour répondre à des questions telles que : « Pourquoi le niveau des lacs change-t-il et quelles sont les conséquences de ce changement? », « Quelle est la relation entre l'utilisation des terres et l'état de l'eau? » et « Pourquoi les poissons se trouvant dans les cours d'eau bénéficient-ils de l'enlèvement des barrages? » Pour

comprendre les conditions des Grands Lacs, il faut de l'information non seulement sur l'état de l'écosystème, mais aussi sur les pressions qui s'exercent sur l'environnement, l'incidence des conditions sur l'être humain, les espèces aquatiques et les espèces sauvages, et la façon dont la société peut réagir.

Niveau des eaux des lacs

Since the late 1990s, water levels in lakes Superior, Huron Depuis la fin des années 1990, le niveau des eaux dans les lacs Supérieur, Huron et Michigan est passé sous la moyenne. Cela intervient après près de trois décennies de niveaux supérieurs à la moyenne. Le niveau des eaux des lacs dans le bassin fluctue sur des échelles de temps, qui varient pendant des heures et jusqu'à des millénaires. Par conséquent, l'ampleur des données sur le niveau des eaux est insuffisante pour comprendre en profondeur les tendances de variabilité du niveau des eaux des lacs. Toutefois, les fluctuations du niveau des eaux des lacs à court et à long terme sont essentielles pour maintenir les habitats côtiers en bonne santé, en particulier les terres humides côtières. Les fluctuations du niveau des eaux des lacs sont le fruit de changements naturels et anthropiques de l'approvisionnement en eau et du stockage du carbone.



Faibles niveaux d'eau dans les lacs
Photo : Mark Breederlan, MI Sea Grant

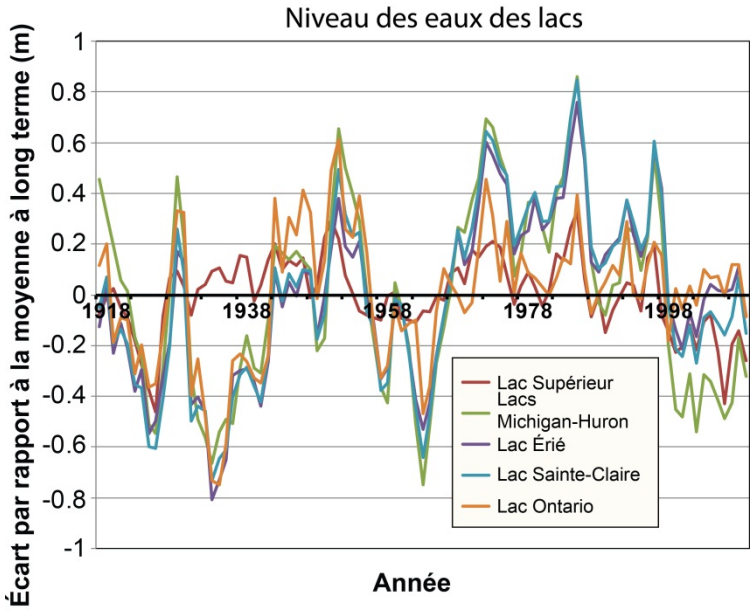
Les causes naturelles des changements du niveau des eaux à long terme comprennent les précipitations au-dessus des lacs, le ruissellement, l'évaporation, le débit entrant/sortant des eaux souterraines et les déplacements de la croûte terrestre. Les influences humaines, telles que la régularisation du niveau des eaux, les déviations à l'intérieur et à l'extérieur des Grands Lacs, les changements d'utilisation des terres ayant une incidence sur le ruissellement, la consommation en eau, et le dragage des voies interlacustres, ont des répercussions différentes sur chaque lac. De tous les facteurs d'origine anthropique, les structures de régulation et le dragage des voies interlacustres ont eu la plus grande incidence sur le niveau des eaux.

Le niveau des eaux des lacs peut avoir une incidence sur l'économie. Par exemple, une baisse du niveau des lacs peut réduire la capacité de cargaison des navires, augmenter le dragage nécessaire et réduire la production d'hydroélectricité. Une hausse du niveau des lacs peut provoquer des inondations et de l'érosion et aggraver les répercussions des dommages causés par les tempêtes.

La réglementation de plusieurs lacs, grâce à la création de nouveaux barrages dans des voies interlacustres pourrait aider à atténuer les variations du niveau des eaux dans les lacs Michigan, Huron et Érié, qui ne sont pas réglementés à l'heure actuelle. Cependant, ce règlement n'éliminera pas entièrement le risque de fluctuations extrêmes du niveau

des eaux des lacs, et sa mise en oeuvre pourrait prendre des décennies, coûter des milliards de dollars, et avoir des répercussions écologiques importantes.

Les changements climatiques devraient avoir des répercussions sur le niveau des eaux des lacs. Les projections varient, mais certains modèles climatiques prévoient que le niveau des eaux baissera de 30 à 90 centimètres, selon le lac, tandis que d'autres études plus récentes laissent entendre que ces niveaux pourraient atteindre des valeurs très élevées ou faibles. Les niveaux élevés ou faibles des lacs doivent être une source de préoccupation, même s'il est très difficile de prévoir l'ampleur et la période de ces modifications. Outre ce caractère imprévisible, des documents montrent que des changements physiques sont en train de se produire. Par exemple, les eaux de surface se réchauffent plus tôt dans la saison et la couverture diminue, tandis que l'englacement se produit plus tard en automne et le départ des glaces se produit plut tôt au printemps.



Écarts entre les niveaux moyens annuels et la moyenne à long terme dans les Grands Lacs. Source : U.S. Army Corps of Engineers.

Barrages et autres obstacles

Les ruisseaux et les rivières fournissent des frayères et des aires de croissance à plus d'un tiers des poissons des Grands Lacs. Toutefois, l'accès des poissons à ces habitats a été fortement limité par des milliers de barrages, de ponceaux et d'autres obstacles. À titre d'exemple, seuls 13 % des premiers passages des cours d'eau dans le bassin du lac Huron sont accessibles aux poissons. Cette perte d'accès à l'habitat a été un facteur clé dans le déclin historique des populations de doré jaune, d'esturgeon jaune et d'ombles des fontaines.



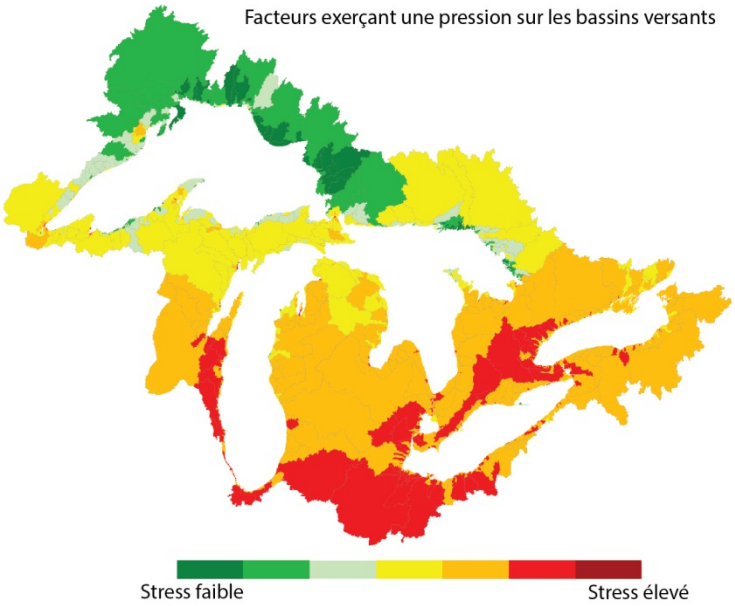
Passage des esturgeons lacustres
Photo : US Fish and Wildlife Service

Plusieurs projets de remise en état sont en cours de réalisation partout dans le bassin des Grands Lacs afin d'éliminer ou de contourner les barrages. Ces projets permettent de rétablir la connectivité de l'habitat aquatique, qui assurera la bonne santé des populations de poissons. Les autres avantages comprennent la baisse des températures de l'eau, l'augmentation du transport des substances nutritives, les cycles d'inondation naturels, et l'augmentation de la couverture des terres humides riveraines et côtières. Les lieux de pêche historiques et les espèces importantes sur le plan culturel, comme l'omble des fontaines, bénéficient de ces activités de restauration.

Transformation de bassins versants

Les bassins versants des Grands Lacs ont été et continuent d'être transformés pour profiter aux collectivités au sein de la région des Grands Lacs. La région abrite des terres agricoles de premier choix, des villes et des corridors de transport de calibre mondial, des sources d'énergie renouvelables et beaucoup plus encore. Toutefois, ces changements des versants ont également une incidence sur les Grands Lacs. Les rivières et les cours d'eau, qui sont les voies de passage des poissons et des sédiments vers les lacs, ont été rectifiés et endigués, perturbant ainsi les régimes d'écoulement naturel et l'hydrologie. Les zones côtières sont dynamiques, productives et riches en ressources naturelles, mais certaines d'entre elles ont été modifiées par le développement et l'artificialisation des bandes côtières. Les zones sèches plus éloignées des lacs – où l'eau souterraine est alimentée, les sols sont riches, les habitats préservent de nombreuses espèces et l'eau est naturellement régulée et stockée – sont en train d'être converties en bandes côtières artificielles ou utilisées à d'autres fins par les humains.

Des recherches récentes ont déterminé cinq facteurs de stress attribuables aux bassins versants, qui peuvent grandement perturber les Grands Lacs. Il s'agit de la densité de la population, de la densité des routes, des activités agricoles, des zones de couverture terrestre non naturelle et du nombre de rejets de source ponctuelle. Lorsque ces cinq variables sont combinées, on peut déterminer les bassins versants qui exercent la plus forte pression sur les zones côtières, et classer par ordre de priorité les zones qui ont besoin de mesures de protection et de restauration.



Stress relatif et combiné de chaque bassin versant sur les zones côtières des Grands Lacs. Zones en rouge – stress élevé, zones en vert – stress faible, et zones en jaune – stress modéré. Source : Université de Windsor et Université du Minnesota, Duluth.

De nombreux changements sont entrepris pour être utiles aux conditions naturelles ou les protéger dans les bassins versants. Les producteurs agricoles améliorent la productivité des champs tout en réduisant au minimum les répercussions sur les Grands Lacs.Le nombre de meilleures pratiques de gestion adoptées dans le cadre de la conservation des sols, de l'amélioration de la qualité de l'eau et des habitats fauniques a augmenté depuis 2005. L'adoption de pratiques, y compris l'établissement de bandes végétatives filtrantes le long des champs, la construction de structures d'entreposage du fumier, l'installation de clôtures pour le bétail en dehors des zones riveraines, la mise en place de structures de contrôle de l'érosion et le contrôle intégré des parasites et des éléments nutritifs aident à produire de la nourriture de façon durable, tout en contrôlant plus efficacement les risques pour l'environnement. Dans l'ensemble, au cours des 30 dernières années, le couvert forestier a augmenté dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs, bien que l'on s'inquiète du fait que des types de forêt originale, comme la forêt boréale, sont en train de changer dans certaines localités et régions.

Les villes et les collectivités travaillent également pour gérer le renouvellement et la croissance des infrastructures en ce qui concerne les objectifs environnementaux établis. Bien qu'il soit impossible d'atteindre les conditions existant avant la colonisation, un écosystème qui offre un équilibre entre des environnements sains et une utilisation par les personnes est réalisable.

4. Rapports d'indicateurs

4.1 Tableau sommaire de l'évaluation des indicateurs (état et tendance)

Indicateurs	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario	Catégories de première importance
Température de l'air (Aucune évaluation de l'état)	Augmente					**Pressions** – Utilisation des ressources et stresseurs physiques
Connectivité de l'habitat aquatique	➡	➡	➡	➡	➡	**État** – Paysage et processus naturels
Espèces aquatiques non indigènes	⬅	⬅	⬅	⬅	⬅	**Pressions** - Espèces envahissantes
Dépôt atmosphérique	➡					**Pressions** – Pollution et charge en nutriments
Débit de base dû aux eaux souterraines	◆					**État** – Paysage et processus naturels
Panneaux de mise en garde sur les plages – U.S. Beaches	▬	▬	▬	⬅	➡	**Incidence** – Humains
Panneaux de mise en garde sur les plages – Canada Beaches	⬅	▬	⬅	⬅	▬	**Incidence** – Humains
Diversité et abondance du benthos	▬	▬	◆	▬	⬅	**État** – Vie dépendante des milieux aquatiques
Éclosions de botulisme	▬	◆	◆	◆	◆	**Incidence** – Poissons et faune
Cladophora	▬	▬	◆	◆	◆	**Incidence** – Humains
Amphibiens des terres humides côtières	◆	▬	▬	▬	▬	**État** – Vie dépendante des milieux aquatiques
Oiseaux des terres humides	◆	⬅	⬅	⬅	⬅	**État** – Vie dépendante des milieux aquatiques
Poissons des milieux humides	◆					**État** – Vie dépendante des milieux aquatiques
Invertébrés des milieux humides	◆					**État** – Vie dépendante des milieux aquatiques
Végétaux des milieux humides	◆	◆	◆	⬅	▬	**État** – Vie dépendante des milieux aquatiques
Conservation et protection des terres boisées	◆					**Réponses** – Restauration et protection
Conservation des sols, amélioration de la qualité de l'eau et des habitats fauniques sur les terres agricoles	Augmente					**Réponses** – Restauration et protection
Contaminants dans les oiseaux aquatiques	➡	➡	➡	▬	▬	**État** – Qualité de l'eau
Contaminants dans les poissons entiers	⬅	▬	⬅	⬅	▬	**État** – Qualité de l'eau
Contamination des sédiments	▬	Aucune évaluation	➡	➡	➡	**Pressions** – Pollution et charge en nutriments
Diporeia	▬	⬅	⬅	⬅	⬅	**État** – Aquatic – Dependent Life
Moules dreissenidés – Moules zébrées et quagga	◆	⬅	⬅	◆	⬅	**Pressions** – Espèces envahissantes

Bon | Passable | Médiocre | Indéterminé

S'Améliorer | Se Détérioré | Inchangé | Indéteminé

Indicateurs	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario	Catégories de première importance
Eau potable						**Incidence –** Humains
Prospérité économique (Aucune évaluation de l'état)						**Forces motrices –** Économiques/ sociales
Consommation d'énergie (Aucune évaluation de l'état ou de lacs individuels)	Augmente					**Forces motrices –** Économiques/ sociales
Précipitations (Aucune évaluation de l'état ou de lacs individuels)	Augmente					**Pressions** – Utilisation des ressources et stresseurs physiques
Restrictions concernant la consommation de poissons			*			**Incidence –** Humains
Couvert forestier – Bassin versant						**État** – Paysage et processus naturels
Couvert forestier – Zone riveraine						**État** – Paysage et processus naturels
Émissions de gaz à effet de serre (No status or individual lake assessment)						**Forces motrices –** Économiques/ sociales
Durcissement du rivage						**Pressions** – Utilisation des ressources et stresseurs physiques
Efflorescences algales toxiques – zone extracôtière				*		**Incidence –** Humains
Efflorescences algales toxiques – zones côtières				*		**Incidence –** Humains
Population humaine	Diminue	Augmente	Augmente	Augmente	Augmente	**Forces motrices –** Économiques/ sociales
Durée des glaces (Aucune évaluation de lacs individuels)						**État** – Paysage et processus naturels
Indice de qualité des eaux continentales						**Pressions** – Pollution et charge en nutriments
Couverture terrestre						**État –** Landscape and Natural Processes
Esturgeon jaune						**État** – Vie dépendante des milieux aquatiques
Touladi						**État** – Vie dépendante des milieux aquatiques
Nutriments dans les lacs						**État** - Qualité de l'eau
Phytoplancton						**État** – Vie dépendante des milieux aquatiques
Populations de poissons-proies						**State –** Vie dépendante des milieux aquatiques
Assainissement des sédiments contaminés (Aucune évaluation de l'état ou de lacs individuels)	Augmente					**Réponses –** Restauration et protection
Lamproie marine						**Pressions** – Espèces envahissantes

* Remarque : L'indicateur orange signifie que l'état sont de « médiocre » à « acceptable d'après les auteurs des avis en matière de consommation de poisson et des indicateurs d'efflorescences algales nuisibles.

Bon | Passable | Médiocre | Indéterminé

S'Améliorer | Se Détérioré | Inchangé | Indéteminé

Indicateurs	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario	Catégories de première importance
Température des eaux de surface (Aucune évaluation de l'état)	Augmente	Augmente	Augmente	◆	◆	**Pressions** – Utilisation des ressources et stresseurs physiques
Espèces non indigènes terrestres (Aucune évaluation de lacs individuels)	◆					**Pressures** – Invasive Species
Produits chimiques toxiques dans les eaux du large	◆	◆	◆	◆	◆	**État** – Qualité de l'eau
Traitement des eaux usées (No status assessment)	Augmente	◆	◆	Augmente	Augmente	**Réponses –** Restauration et protection
Mesure de brillance des affluents (Aucune évaluation de lacs individuels)	◆					**État** – Paysage et processus naturels
Doré	◆	➡	➡	▬	▬	**État** – Vie dépendante des milieux aquatiques
Chimie de l'eau (Aucune évaluation de lacs individuels)	◆					**État –** Qualité de l'eau
Transparence de l'eau	Augmente	Augmente	Augmente	◆	Augmente	**État –** Qualité de l'eau
Niveaux d'eau (Aucune évaluation de lacs individuels)	◆					**État –** Paysage et processus naturels
Indice des stresseurs du bassin versant (Aucune évaluation de la tendance)						**Pressions** – Utilisation des ressources et stresseurs physiques
Échelle et composition du paysage (Aucune évaluation de lacs individuels)	⬅					**État –** Paysage et processus naturels
Biomasse de zooplancton	▬	◆	◆	◆	◆	**État** – Vie dépendante des milieux aquatiques

Bon | Passable | Médiocre | Indéterminé

S'Améliorer | Se Détérioré | Inchangé | Indéteminé

4.2 Rapports complets sur les indicateurs

Température de l'air

Évaluation globale
Tendance : À la hausse
Justification : Non disponible

Objectif

- Évaluer l'évolution de la température de l'air et examiner les signes et les effets observés des changements climatiques dans la région des Grands Lacs.
- La température de l'air fait partie des indicateurs utilisés pour la région des Grands Lacs. Il s'agit d'un indicateur de la pression pour la catégorie des rapports de niveau supérieur sur l'utilisation des ressources et les facteurs de stress physique.

Objectif pour l'écosystème
Les principaux objectifs de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (1987) indiquent que les eaux ne devraient pas comporter d'éléments rejetés directement ou indirectement dans les eaux (rejets engendrés par les activités humaines), ni occasionner une hausse de la température des eaux, ce qui crée un environnement toxique et nocif pour les êtres humains, les animaux et la vie aquatique. Par ailleurs, cela fait référence à l'annexe 1 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs qui stipule qu'aucun changement de la température ne devrait nuire à l'usage des eaux, que ce soit à l'échelle locale, ou de façon générale.

État de l'écosystème
Évolution
D'après le rapport de synthèse de 2007 du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, « le réchauffement du système climatique ne fait pas de doute comme en témoignent les observations indiquant l'augmentation de la température moyenne de l'air et des océans, la fonte importante de la neige et de la glace et l'élévation du niveau moyen des mers dans le monde » [traduction libre]. Ces constatations sont fondées en partie sur les températures enregistrées dans le monde qui indiquent qu'au cours des douze dernières années (de 1995 à 2007), onze d'entre elles étaient les plus élevées d'après les résultats des observations faites sur les températures de la surface de la terre dans le monde depuis 1850 *(Bernstein et al., 2007)*. À l'échelle locale et régionale, les données sur le climat peuvent être assez différentes *(Kling et al., 2003)*. Par conséquent, déterminer le rôle de l'homme dans l'évolution du réchauffement climatique sur le long terme peut présenter des problèmes. Étant donné que la plupart des changements de la région des Grands Lacs se cantonnent aux variations qui se produisent naturellement, il peut être difficile d'attribuer avec certitude l'évolution observée des changements climatiques à l'homme. Cependant, la similarité entre l'évolution observée à l'échelle mondiale et à l'échelle régionale prouve qu'il existe un lien entre les changements observés dans le bassin et les variations climatiques *(Hayhoe et al., 2009)*.

D'après les données de l'analyse effectuée par le National Climatic Data Center des États-Unis (1985-2001) et le Midwestern Regional Climate Center (1900-2000) pour la région des Grands Lacs, les températures au cours des trente dernières années tournaient autour des moyennes calculées pour le long terme ou étaient légèrement supérieures. Les données donnent également à croire qu'il y a eu récemment un changement de la température. Au cours des quatre dernières années, les températures annuelles moyennes étaient de 2 à 4 ˚F (soit 1 à 2 ˚C) plus élevées que les moyennes calculées pour le long terme et pouvaient augmenter jusqu'à 7 ˚F (soit 4 ˚C) au-dessus de la moyenne en hiver. Il faut noter, toutefois, que le réchauffement est comparable aux périodes de chaleur des années 1930 et 1950. Par ailleurs, les deux dernières décennies ont connu les mois les plus chauds de l'histoire et on a observé une diminution des vagues de froid pour la plupart des années *(Kling et al., 2003)*.

D'après les prévisions obtenues grâce aux modèles climatiques, on s'attend à ce que les températures augmentent de 5 à 12 ˚F (soit de 3 à 7 ˚C) dans la région pendant les mois d'hiver et de 5 à 20 ˚F (soit de 3 à 11 ˚C) pendant les mois d'été. Si l'on examine avec plus de précision les données obtenues à partir des modèles climatiques, il y aurait une augmentation des températures plus importante la nuit qu'en journée et une augmentation des épisodes de chaleur extrême (Kling *et al.*, 2003).

Source de données

Les données du présent rapport ont été générées grâce aux données des divisions climatiques de la National Oceanic and Atmospheric Administration des États-Unis (voir tableau 1). La délimitation de ces divisions a été effectuée selon les limites approximatives du bassin des Grands Lacs.

Liens

Selon les constatations faites par le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, « les changements de température récents à l'échelle régionale ont de fortes chances d'avoir eu des répercussions visibles sur les systèmes physiques et biologiques ». Dans le présent rapport, les termes « de fortes chances » signifient que le degré de certitude est de 80 %. Par ailleurs, il est « très fortement probable » (le degré de certitude est au moins de 90 %) que les espèces au sein des systèmes biologiques terrestres ont été énormément touchées par l'arrivée précoce du printemps, les migrations des oiseaux, la ponte et le déplacement des aires de répartition des espèces végétales et animales vers le nord ou en direction du pôle Nord. Concernant les écosystèmes d'eau douce, les changements observés dans les systèmes biologiques aquatiques ont de fortes chances d'être associés aux augmentations de la température de l'eau et donc aux modifications de la couverture de glace, de la concentration en oxygène et de la circulation. Parmi les changements observés figurent la prolifération des algues et du zooplancton dans les lacs de haute latitude, les changements des aires de répartition et les changements temporaires de la migration chez les poissons *(Bernstein et al., 2007).* Les résultats de cette évaluation peuvent être observés dans la région des Grands Lacs avec des phénomènes indiquant un épisode de gel plus tôt que prévu au printemps dernier, au point de survenir une semaine plus tôt par rapport au début des années 1990 et une prolongation de la saison de croissance au cours des deux dernières décennies (Kling *et al.*, 2003).

Parmi les autres changements observés figurent :

- La diminution de la durée de la glace en hiver (consulter le *Rapport sur la durée de la glace*).
- L'augmentation des températures de l'eau de surface et la stratification thermique importante associée au cours de l'été (consulter le *Rapport sur les températures de l'eau de surface*)(Kling et *al.*, 2003).
- Le changement des configurations des précipitations (consulter le *Rapport sur les indicateurs de précipitations extrêmes*).
- La période de la floraison des plantes a changé et a lieu deux semaines plus tôt par rapport au début et au milieu des années 1900 (Glick, 2011).

Parmi les autres changements prévus figurent :

- La réduction du nombre d'espèces évoluant dans les eaux froides telles que le touladi, l'omble de fontaine, le ménomini et celle du nombre d'espèces évoluant dans les eaux tempérées telles que le grand brochet, le doré jaune dans les secteurs sud du bassin. À l'inverse, il se peut que les aires de répartition des espèces évoluant dans les eaux tempérées telles que l'achigan à petite bouche et le crapet arlequin s'étendent vers le nord.
- Il existe une probabilité élevée quant à l'invasion des espèces non indigènes évoluant dans les eaux tempérées.
- Le cycle hydrologique est modifié : variations plus importantes de l'apparition, de la fréquence et de la durée des phénomènes.
- La modification de l'aire de répartition des plantes qui se caractérise probablement par un mouvement vers le nord des communautés forestières.

- On observe un mouvement de l'aire de répartition de certaines espèces d'insectes telles que les ravageurs forestiers et les parasites agricoles, p. ex. la spongieuse et la chrysomèle du haricot (Kling *et al.*, 2003).

Défis et possibilités de gestion

Les solutions permettant de faire face aux problèmes du changement climatique se divisent en deux catégories : l'adaptation ou « les initiatives et mesures conçues pour réduire la vulnérabilité des systèmes naturels et humains face aux effets prévus du changement climatique » (Koslow, 2010). Bien qu'il existe différentes stratégies d'adaptation, les contraintes financières, technologiques, cognitives, comportementales, politiques, sociales, institutionnelles et culturelles sont importantes. Par conséquent, la mise en œuvre et l'efficacité des stratégies d'adaptation sont limitées. Ces limites sont évidentes même dans les pays disposant de capacités d'adaptation élevées : en effet, la vague de chaleur en Europe en 2003 a occasionné un taux de mortalité important, surtout chez les personnes âgées (Bernstein *et al.*, 2007).

Dans le bassin des Grands Lacs, on observe une amélioration quant à l'importance de l'adaptation lorsqu'il s'agit d'efforts de conservation et de restauration dans la région. Par exemple, des outils permettant aux gestionnaires d'intégrer les stratégies d'adaptation aux activités de planification ont été conçus par certaines organisations telles que la National Wildlife Federation, le Climate Adaptation Knowledge Exchange, les bureaux régionaux faisant partie du réseau Sea Grant, la National Oceanic and Atmospheric Administration des États-Unis et Ressources naturelles Canada pour n'en citer que quelques-unes (Koslow, 2010 et Ressources naturelles Canada). Voici quelques exemples de projets et de programmes qui ont intégré des stratégies d'adaptation aux processus de gestion :

- Le Great Lakes-St Lawrence River Basin Water Resources Compact : il s'agit d'une loi qui exigeait la révision des normes de retrait, « dans le but d'accorder plus d'importance aux changements climatiques et aux autres menaces majeures qui touchent les eaux du bassin et de tenir compte du niveau actuel des connaissances scientifiques (ou du niveau d'incertitude) et des mesures adaptées permettant une remise en cause en cas d'incertitude sur les graves dégâts éventuels » (Koslow, 2010).
- Grand Rapids, au Michigan : dans la ville, afin de s'adapter aux changements de température, il existe un plan dont l'objectif est d'augmenter le pourcentage du couvert arboré afin de réduire l'effet d'îlot thermique urbain et donc les répercussions sur la santé humaine et écologique dues aux épisodes de chaleur (Koslow, 2010).

Malgré les avancées relativement récentes dans le domaine de l'adaptation au climat, les obstacles en faveur du progrès sont nombreux. En 2011, la National Wildlife Federation et le National Council for Science and the Environment ont organisé un sommet qui a réuni 80 experts en ressources naturelles et en changements climatiques. Parmi les personnes invitées figuraient des représentants d'organismes fédéraux, d'organismes d'État, de tribus et d'organismes sans but lucratif. Les observations recueillies au cours du sommet ont fait ressortir la nécessité d'un financement, de données climatiques à plus petite échelle, de lignes directrices pour la planification des projets d'adaptation, de lignes directrices pour la mise en œuvre de projets et des études de cas des mesures d'adaptation sur le terrain (Inkley, 2011). Ces observations renvoient à celles faites lors de l'atelier en 2010 intitulé « Climate Change in the Great Lakes: Advancing the Regional Discussion » (Hinderer, 2010) et organisé par la National Wildlife Federation, la Commission des Grands Lacs et le Council of Great Lakes Industries. Des représentants d'État et de villes, d'organismes fédéraux, du Canada, de la Commission mixte internationale, de l'industrie, de groupes environnementaux non gouvernementaux, de Premières nations, de tribus et du milieu universitaire y ont participé. Les observations faites lors de ce sommet expriment la nécessité de prendre les mesures suivantes pour surmonter les obstacles présents sur le chemin de la victoire :

- Mettre davantage en application la climatologie dans les activités de restauration et de protection sur le terrain : p. ex. la gestion de la faune, la restauration de l'habitat et l'aménagement urbain.
- Accorder une attention plus importante à l'établissement de partenariats entre différents secteurs pour

favoriser le partage des connaissances.

- Accorder plus d'importance à l'amélioration de la qualité de vie dans le cadre de l'adaptation aux changements climatiques; l'objectif étant de mieux informer le public sur la nécessité de telles mesures et sur les avantages qui en découlent.
- Avoir davantage recours aux mesures incitatives économiques pour encourager l'utilisation de stratégies d'adaptation (Hinderer, 2010).

La seconde catégorie de solutions permettant de faire face aux problèmes du changement climatique est l'atténuation ou les changements et les substitutions technologiques qui réduisent l'utilisation des ressources ainsi que les émissions par unité de production (Koslow, 2010).

Les stratégies d'atténuation et d'adaptation sont essentielles à la diminution des futures répercussions du changement climatique. Toutefois, il est fort probable que ni les mesures d'adaptation ni celles d'atténuation ne puissent éliminer toutes les menaces. Dans le cas de changements climatiques non atténués, il est probable qu'à long terme, la capacité d'adaptation des systèmes humains dans le monde, aménagés et naturels, est extrêmement limitée. En d'autres termes, le fait de dépendre uniquement des mesures d'adaptation pour faire face aux répercussions du changement climatique peut donner lieu à la création d'un monde dans lequel l'ampleur des effets du changement climatique atteint un seuil tel que les populations humaines et naturelles sont incapables de s'adapter ou doivent faire face à des mesures dont les contributions sur les plans social, environnemental et économique sont très élevées (Bernstein *et al.*, 2007).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutres ou inconnues	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.	X					
2. Les données sont traçables aux sources d'origine	X					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.		X				
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.						X
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	X					

Remerciements

Auteur : Sarah Neville, chercheuse universitaire du Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE), nommée à l'Environmental Protection Agency des États-Unis (U.S. EPA), Great Lakes National Program Office

Collaborateurs : Deke Arndt, chef, Surveillance du climat, National Oceanic and Atmospheric Administration

Sources de renseignements

Ressources naturelles Canada [consulté le 5 septembre 2011]. Accès : http://adaptation.nrcan.gc.ca/sciences-terre/accueil

Bernstein, L., Bosch, P., Canziani, O., Chen, Z. (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*

Glick, P., Hoffman, J., Koslow, M., Kane, A., Inkley, D. (2011). *Restoring the Great Lakes' Coastal Future Technical Guidance for the Design and Implementation of Climate-Smart Restoration Projects.* Ann Arbor : National Wildlife Federation.

Hayhoe, K., Croley II, T., VanDorn, J., Schlegal, N., Wuebbles, D. (2009). Regional Climate Change Projections for Chicago and the US Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research, 36* (2010), 7-21.

Hinderer, J., Haven, C., Koslow, M. (2010). *Climate Change in the Great Lakes: Advancing the Regional Discussion.*

Kling, G., Hayhoe, J., Magnuson, J., Robinson, S., Shuter, B., Wander, M. *et al.* (2003). *Confronting Climate Change in the Great Lakes region: Impacts on Our Communities and Ecosystems.* Union of Concerned Scientists et Ecological Society of America.

Koslow, M. (2010). *Improving the Odds: using Climate-Readiness Planning to Reduce the Impacts of Climate Change on the Great Lakes Ecosystem.* National Wildlife Federation.

Liste des tableaux

Tableau 1. Divisions climatiques
Source : National Oceanic and Atmospheric Administration

Liste des figures

Figure 1 Évolution de la température de l'air dans le bassin des Grands Lacs.
Source : National Climatic Data Center des États-Unis (1985-2001) et le Midwestern Regional Climate Center (1900-2000)

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

Divisions climatiques

État	Divisions climatiques
Minnesota	3,6
Wisconsin	1,2,3,6,9
Illinois	2
Indiana	1,2,3
Michigan	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10
Ohio	1,2,3,4
Pennsylvanie	10
New York	1,9,10

Tableau 1. Divisions climatiques
Source : National Oceanic and Atmospheric Administration

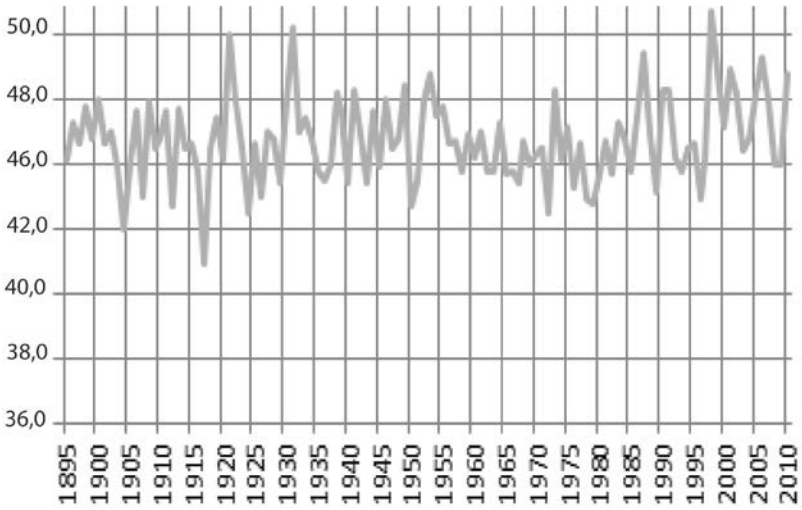


Figure 1 Évolution de la température de l'air dans le bassin des Grands Lacs.
Source : National Climatic Data Center des États-Unis (1985-2001) et le Midwestern Regional Climate Center (1900-2000)

Connectivité de l'habitat aquatique

Évaluation globale
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : Durant plus d'un siècle, les barrages et les obstacles ont eu des répercussions considérables sur la santé des écosystèmes aquatiques des Grands Lacs et ils représentent l'une des principales causes du déclin de plusieurs espèces de poissons. En plus de limiter l'accès des poissons aux frayères et aux aires d'alevinage, la perte de connectivité entre les milieux aquatiques a une incidence sur les flux de nutriants ainsi que sur les processus riverains et côtiers. On trouve des milliers de barrages et d'obstacles (routes – cours d'eau, traversées) sur les affluents des Grands Lacs. Bon nombre des barrages arrivent à la fin de leur durée fonctionnelle et devront être remplacés ou mis hors service au cours de la prochaine décennie. Plusieurs projets concernant la mise en place de mesures d'atténuation de l'incidence des barrages sont en voie d'être réalisés dans l'ensemble du bassin, et les mesures permettent de rétablir la connectivité entre les milieux aquatiques. Bien que l'intérêt accru pour les projets de microcentrales électriques puisse mener à la construction d'autres barrages, dans la plupart des cas, les nouveaux projets prévoient des mesures permettant le passage des poissons.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : Aucune évaluation approfondie des obstacles à la connectivité entre les milieux aquatiques n'a été réalisée pour le lac Supérieur. Selon le plan d'aménagement panlacustre, un ensemble de données binationales a été créé et il comprend les données sur les barrages et les obstacles au passage des poissons (Environnement Canada et Environmental Protection Agency, 2011). Plusieurs projets concernant la mise en place de mesures d'atténuation de l'incidence des barrages ont été proposés.

Lac Michigan
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : La connectivité de l'habitat aquatique est examinée dans le cadre de la Stratégie de conservation de la biodiversité, qui a été lancée en 2010. Plusieurs projets d'enlèvement de barrages et de mise en place de mesures d'atténuation de l'incidence des barrages ont démarré au cours des dernières années dans le cadre de la Great Lakes Restoration Initiative (p. ex. l'enlèvement du barrage sur la rivière Boardman, qui connectera plus de 250 km d'habitat lotique jusqu'au lac Michigan – le barrage le plus proche de l'embouchure de la rivière sera modifié afin de permettre le passage des poissons tout en bloquant l'accès à la lamproie marine.)

Lac Huron
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : La situation est fondée sur la stratégie de conservation de la biodiversité du lac Huron (Franks Taylor *et al.*, 2010). Un examen par des spécialistes et des avis de spécialistes ont établi que l'accès aux frayères limite la taille des populations de poissons migrateurs. Le présent rapport souligne que la situation d'un sous-bassin (est de la baie Georgienne) est « bonne » (il y a suffisamment de frayères pour maintenir les populations) alors que la situation d'un autre

sous-bassin (baie Saginaw) est « médiocre » (les frayères limitent considérablement la taille des populations).

Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : La connectivité de l'habitat aquatique est examinée dans le cadre de la stratégie de conservation de la biodiversité, qui a été lancée en 2010. Plusieurs projets d'enlèvement de barrages et de mise en place de mesures d'atténuation de l'incidence des barrages ont démarré au cours des dernières années dans le cadre de la Great Lakes Restoration Initiative (p. ex. le barrage Ballville sur la rivière Sandusky permettra au doré d'avoir accès à 35 km d'habitat lotique).

Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : La situation est fondée sur la stratégie de conservation de la biodiversité du lac Ontario (Lake Ontario Biodiversity Conservation Strategy Working Group, 2009). L'examen par des spécialistes des cartes élaborées en vue d'établir des cibles pour les poissons migrateurs a été utilisé comme évaluation. Plusieurs projets de mise en place de mesures d'atténuation de l'incidence des barrages ont démarré (p. ex. l'enlèvement du barrage dans le bassin hydrographique du ruisseau Creek par l'Office de la protection de la nature de Toronto et de la région, qui facilitera l'accès au saumon atlantique).

But

- Déterminer la quantité d'habitat d'affluents accessible aux poissons des Grands Lacs.
- Résumer les initiatives visant à augmenter la connectivité de l'habitat aquatique.
- Souligner certains problèmes associés à l'enlèvement des obstacles.

L'indicateur Connectivité de l'habitat aquatique est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de l'impact, dans la catégorie portant sur les paysages et les processus naturels.

Objectif pour l'écosystème

Réduire les répercussions des obstacles à la connectivité entre les milieux aquatiques sur les populations de poissons et sur la santé du littoral et de la région côtière.

Les barrages et les obstacles ont été définis comme constituant une importante menace dans le cadre des stratégies de conservation de la biodiversité du lac Ontario et du lac Érié (Franks Taylor *et al.*, 2010); ils ont été visés aussi par des mesures de rétablissement concernant les poissons en danger dans les Grands Lacs, comme l'esturgeon jaune (Golder Associates Ltd., 2011) et l'anguille d'Amérique (MacGregor, 2010). Les mesures d'atténuation concernant cette menace devront être évaluées cas par cas, de manière à ce que la mesure d'atténuation de l'obstacle n'ait pas d'incidence sur les efforts consacrés à réduire la propagation des espèces aquatiques envahissantes et de la lamproie marine.

Conditions écologiques

Contexte

Les ruisseaux et les rivières offrent des frayères et des aires d'alevinage qui sont essentielles à plus d'un tiers des poissons des Grands Lacs, dont le doré, l'esturgeon jaune, l'omble de fontaine, les meuniers et la lamproie indigène. Durant plus d'un siècle, les barrages et les obstacles ont eu une incidence considérable sur la santé des écosystèmes aquatiques des Grands Lacs et ils représentent l'une des principales causes du déclin de plusieurs espèces de poissons. Dès 1861, le sud de l'Ontario à lui seul compte plus de 2 000 scieries, selon le recensement annuel

(Fischer et Harris, 2007). L'accessibilité aux cours d'eau a été réduite par divers obstacles aménagés par les humains, comme les barrages, les ponceaux aux traversées de routes et de cours d'eau et les digues. En plus des améliorations dont profitent les poissons migrateurs, l'amélioration de la connectivité aquatique peut comporter aussi plusieurs avantages sur le plan du rétablissement des systèmes aquatiques, notamment la réduction de la température de l'eau, l'augmentation de la teneur en oxygène, le transport des nutriants et des débris ligneux, le rétablissement des cycles de crues naturels et l'augmentation de la quantité de milieux humides riverains et côtiers.

Mesure

La connectivité de l'habitat aquatique peut être mesurée à l'échelle des paysages au moyen de systèmes d'information géographique en recoupant le réseau hydrologique et les barrages. La distance entre le Grand Lac et le premier obstacle peut être mesurée afin de fournir une évaluation de la quantité d'habitat riverain accessible qui est disponible. Il est possible d'obtenir les données sur la répartition des barrages dans l'Inventaire national des barrages (Army Corps of Engineers des États-Unis) et le Registre des barrages de l'Ontario (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario). Il existe des données spatiales plus détaillées sur les barrages pour certains bassins lacustres et bassins hydrographiques (p. ex. à la Commission des pêcheries des Grands Lacs, aux offices de protection de la nature).

La traversée des routes et des cours d'eau peut réduire aussi la connectivité de l'habitat aquatique. Bien qu'il soit facile de repérer les traversées de routes et de cours d'eau en recoupant le réseau hydrologique et les routes (figure 3), une vérification sur le terrain est nécessaire pour déterminer si la traversée cause vraiment une interruption de la connectivité (comme un ponceau perché). En général, les traversées de routes et de cours d'eau ne sont un problème que sur les petits affluents où des ponceaux sont installés.

La connectivité de l'habitat aquatique est une mesure de la pression (c'est-à-dire une mesure d'une menace). Parmi les autres mesures possibles, mentionnons la mesure directe de la population des principaux poissons migrateurs qui profiteront de l'accès aux affluents (p. ex. la CEEGL a des indicateurs pour l'esturgeon jaune et le doré). Le nombre de projets concernant la mise en place de mesures d'atténuation de l'incidence des obstacles pourrait aussi être mesuré comme un indicateur de la réponse.

Liens

Lamproie marine : La mise en place des mesures d'atténuation de l'incidence des obstacles doit être coordonnée avec les activités visant à limiter l'accès de la lamproie marine aux frayères.
Doré et esturgeon : La perte de connectivité entre les milieux aquatiques a contribué au déclin des espèces.
Indice des stresseurs du bassin hydrographique : Le nombre de barrages et d'obstacles constitue un facteur important dans l'évaluation des stress dans un bassin hydrographique.

Gestion – défis et possibilités

Au cours des dernières années, le nombre de projets d'enlèvement de barrages et d'obstacles a augmenté. Cette activité a commencé en raison de l'augmentation de la disponibilité du financement (p. ex. l'Initiative de restauration des Grands Lacs) et parce que bon nombre de barrages se détériorent. Comme la plupart des barrages construits dans le bassin ont plus de 50 ans, il faudra les réparer ou les enlever au cours de la prochaine décennie pour éviter les défaillances. C'est une excellente occasion de rétablir la connectivité de l'habitat aquatique.

Avec l'intérêt accru que suscite l'enlèvement des barrages, plusieurs programmes de pratiques exemplaires de gestion et programmes d'aide sont disponibles aux États-Unis et en Ontario. Alors qu'il n'existe aucune base de données exhaustives binationales sur les barrages construits dans le bassin, qui décrirait l'utilisation actuelle et indiquerait la propriété, des activités menées dans les deux pays pourraient être regroupées pour produire cette importante source d'information. Par exemple, en Ontario, un inventaire des barrages mené actuellement à l'échelle de la province comprend un programme d'enregistrement d'ici 2012.

Les améliorations sur le plan de la connectivité entre les milieux aquatiques doivent être coordonnées avec les activités visant à limiter la propagation des espèces aquatiques envahissantes, de la lamproie marine et des septicémies hémorragiques virales. Certains barrages et obstacles peuvent constituer l'un des principaux outils de gestion pour réduire ces menaces. Les décisions relatives au passage des poissons ou à l'enlèvement des barrages doivent être évaluées compte tenu des conditions locales.

Commentaires de l'auteur

Un meilleur accès aux frayères constitue l'une des principales stratégies de rétablissement des populations de poissons dans les Grands Lacs. Alors que d'autres pressions qui ont eu une incidence considérable sur les populations de poissons dans le passé ont eu un grand succès, comme la surpêche et l'amélioration de qualité de l'eau, la mise en place de mesures d'atténuation à l'échelle du bassin visant à rétablir les frayères et les aires d'alevinage historiques en milieu riverain ne fait que commencer.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité		X				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée		X				
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs		X				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport		X				

Notes explicatives : Les données sur les obstacles à la connectivité entre les milieux aquatiques sont disponibles mais incomplètes. Ce ne sont pas tous les barrages qui sont inclus dans la base de données, et les bases de données actuelles ne comprennent aucune donnée sur les passages de poissons.

Remerciements

Auteur : Dan Kraus, Conservation de la nature Canada, Guelph (Ontario) (dan.kraus@natureconservancy.ca)

Sources d'information

Environnement Canada et Environmental Protection Agency. 2011. Plan d'aménagement panlacustre du Lac supérieur, Environmental Protection Agency des États-Unis et Environment Canada.

Fischer, G., et M. Harris. 2007. Ontario's Historic Mills, Erin (Ontario), Boston Mills Press.

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. The Sweetwater Sea: An International Biodiversity Conservation Strategy for Lake Huron – Technical Report, a joint publication of The Nature Conservancy, Environment Canada, Ontario Ministry of Natural Resources Michigan Department of Natural Resources and Environment, Michigan Natural Features Inventory Michigan Sea Grant, and The Nature Conservancy of Canada. 264 p. + appendices.

Golder Associates Ltd. 2011. DRAFT Recovery Strategy for Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) – Northwestern Ontario, Great Lakes-Upper St. Lawrence River and Southern Hudson Bay-James Bay populations in Ontario, Peterborough (Ontario), Ontario Ministry of Natural Resources.

Lake Ontario Biodiversity Conservation Strategy Working Group. 2009. The Beautiful Lake - A Bi-national Biodiversity Conservation Strategy for Lake Ontario, U.S. Environmental Protection Agency and Environment Canada.

MacGregor, R.J. 2010. DRAFT Recovery Strategy for the American Eel (*Anguilla rostrata*) in Ontario, Peterborough (Ontario), Ontario Recovery Strategy Series, prepared for Ontario Ministry of Natural Resources.

Nature Conservancy of Canada. 2011. Eastern Georgian Bay Coast Natural Area Conservation Plan, Nature Conservancy of Canada, Toronto.

Liste des figures

Figure 1. Connectivité entre les milieux aquatiques du lac Ontario

Source : Lake Ontario Biodiversity Conservation Strategy Working Group (2009)

Figure 2. Emplacements des barrages et des affluents accessibles dans le lac Huron

Source : Franks Taylor *et al.* (2010)

Figure 3. Exemple d'analyse de la traversée de routes et de cours d'eau dans l'est de la baie Georgienne

Source : The Nature Conservancy of Canada (2011)

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

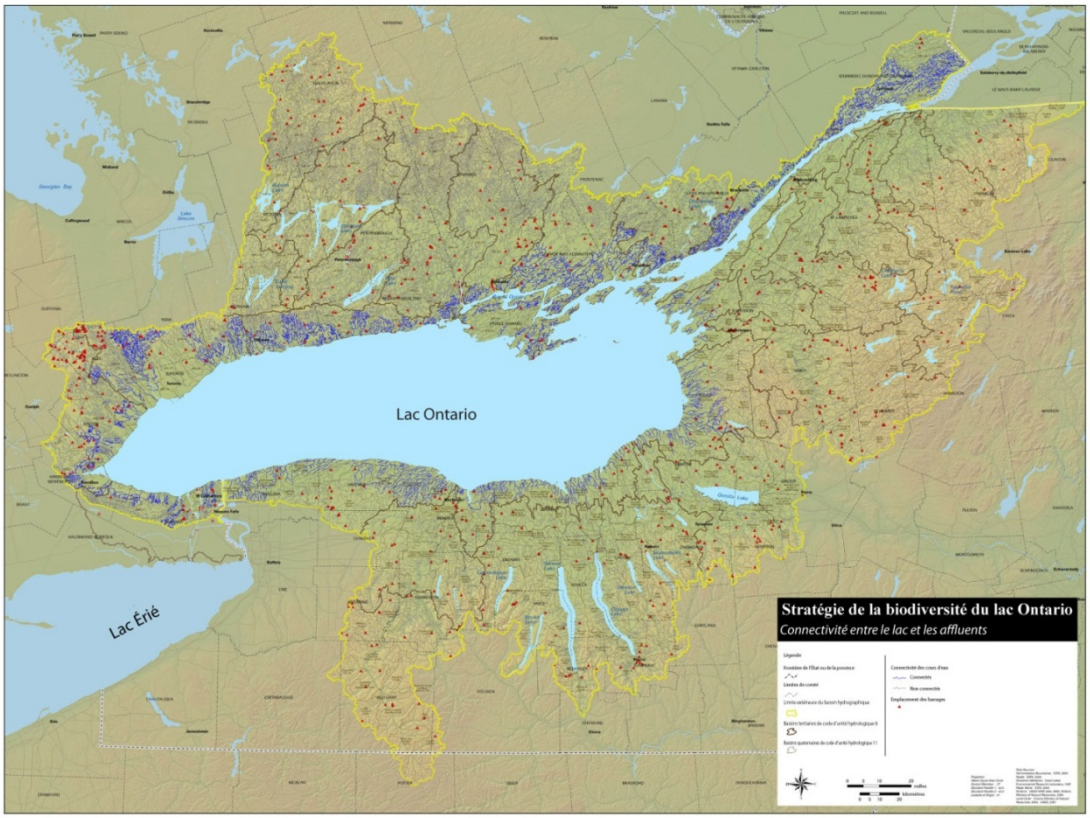


Figure 1. Connectivité entre les milieux aquatiques du lac Ontario.

Source : Lake Ontario Biodiversity Conservation Strategy Working Group (2009)

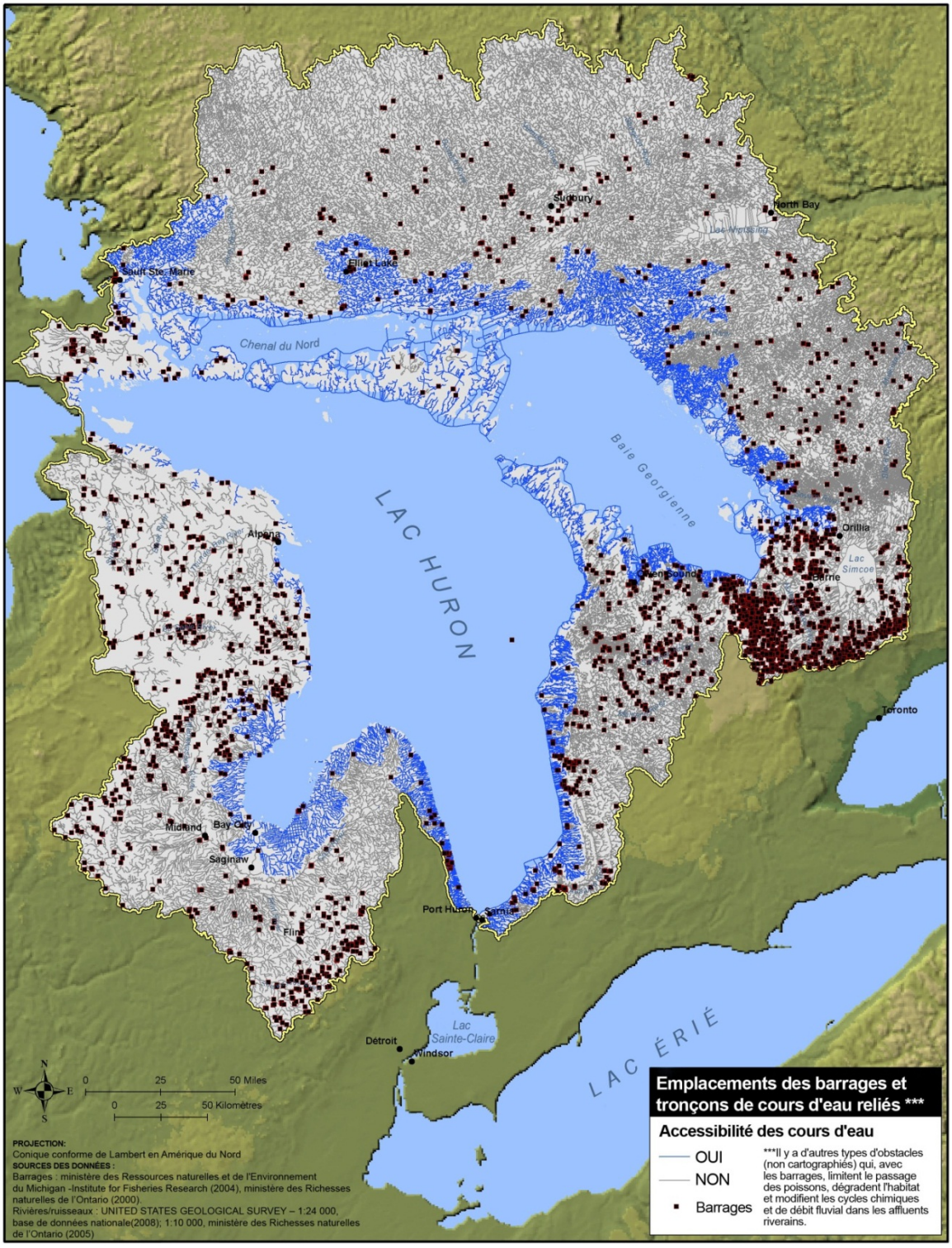


Figure 2. Emplacements des barrages et des affluents accessibles dans le lac Huron
Source : Franks Taylor *et al.* (2010)

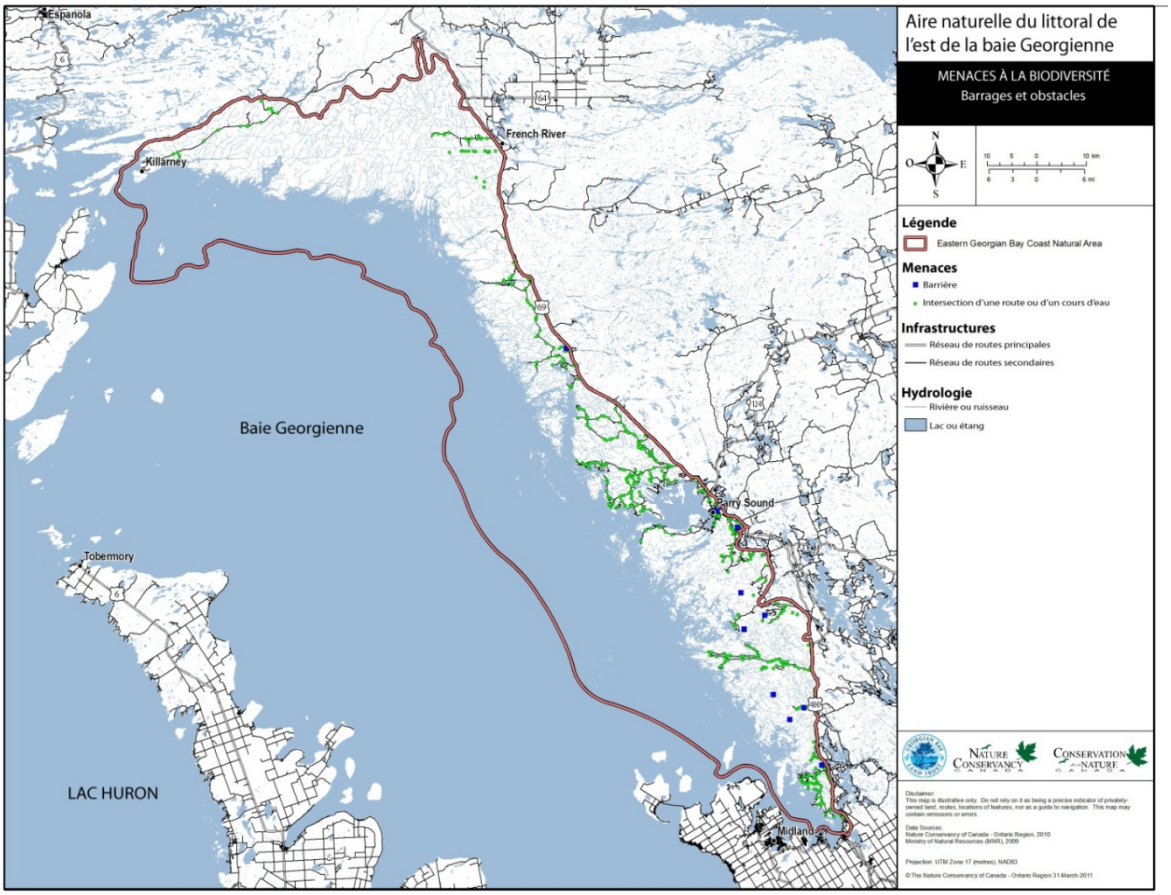


Figure 3. Exemple d'analyse de la traversée de routes et de cours d'eau dans l'est de la baie Georgienne
Source : The Nature Conservancy of Canada (2011)

Espèces aquatiques non indigènes

Évaluation globale
État : Insatisfaisant
Tendance : Détérioration
Justification : Bien qu'aucune nouvelle espèce aquatique non indigène n'ait été découverte dans les Grands Lacs au cours des cinq dernières années, les effets des espèces envahissantes déjà établies persistent et les aires de répartition des espèces aquatiques non indigènes dans les lacs s'étendent. De nouvelles répercussions négatives apparaissent, y compris des bouleversements synergiques.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Insatisfaisant
Tendance : Détérioration
Justification : Parmi les Grands Lacs, le lac Supérieur est celui dans lequel on rejette le plus d'eau de ballast, mais cette voie d'entrée a entraîné relativement moins d'établissements d'espèces aquatiques non indigènes. Le déplacement entre bassins d'espèces aquatiques non indigènes est susceptible d'avoir des conséquences plus importantes, comme cela a été le cas récemment avec l'établissement de la septicémie hémorragique virale (SHV).

Lac Michigan
État : Insatisfaisant
Tendance : Détérioration
Justification : Les espèces envahissantes établies continuent d'avoir des répercussions négatives sur les espèces indigènes. Les populations de *Diporeia* continuent de décliner et se font rares dans les sites peu profonds. La septicémie hémorragique virale (SHV) s'est récemment établie dans ce lac.

Lac Huron
État : Insatisfaisant
Tendance : Détérioration
Justification : Les espèces envahissantes établies continuent d'avoir des répercussions négatives sur les espèces indigènes. Les populations de *Diporeia* continuent de décliner et se font rares dans les sites peu profonds.

Lac Érié
État : Insatisfaisant
Tendance : Détérioration
Justification : Les espèces envahissantes établies continuent d'avoir des répercussions négatives sur les espèces indigènes. Il existe un lien possible entre les morts de sauvagines attribuées au botulisme et l'établissement de la septicémie hémorragique virale (c.-à-d. le gobie à taches noires et les dreissenidés). La septicémie hémorragique virale a entraîné une mortalité massive chez les poissons. La *Diporeia* a disparu.

Lac Ontario
État : Insatisfaisant
Tendance : Détérioration
Justification : Les populations indigènes de *Diporeia*, et l'état et la croissance du grand corégone, continuent de décliner. Dans les sites peu profonds, la *Diporeia* est désormais absente. Il existe un lien possible entre les morts de sauvagines attribuées au botulisme et l'établissement de la septicémie

hémorragique virale. La septicémie hémorragique virale a entraîné une mortalité massive chez les poissons.

Objectif

- Évaluer la présence, le nombre et la répartition des espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs Laurentiens, et comprendre les moyens par lesquels ces espèces sont introduites.
- Faciliter l'évaluation de l'état des communautés biotiques, puisque les espèces aquatiques non indigènes altèrent la structure et la fonction des écosystèmes, et compromettent par conséquent l'intégrité biologique de ces systèmes.

Objectif pour l'écosystème

L'objectif de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) des États-Unis et du Canada de 1987 est, en partie, de restaurer et de conserver l'intégrité biologique de l'écosystème des Grands Lacs. Pour atteindre cet objectif, il est fondamental de surveiller les espèces aquatiques non indigènes et d'éviter d'autres introductions de ces espèces en effectuant un suivi du nombre d'invasions et de voies d'entrée. L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs renouvelé en 2012 comprend une annexe relative aux espèces aquatiques envahissantes.

État de l'écosystème

Contexte

La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis déclare actuellement un total de 184 espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs. Au moins 10 % de toutes les espèces aquatiques non indigènes introduites dans les Grands Lacs ont eu des répercussions considérables sur la santé des écosystèmes, soit un pourcentage correspondant aux résultats constatés au Royaume-Uni (Williamson et Brown, 1986) et dans la rivière d'Hudson en Amérique du Nord (Mills *et al.*, 1997). Toutefois, si l'on considère les répercussions socioéconomiques et environnementales, ce pourcentage est considérablement plus élevé (18 %). Dans les Grands Lacs, les navires transocéaniques ont été le vecteur principal de l'invasion. D'autres vecteurs, comme les canaux, le transport entre bassins et les activités du secteur privé (p. ex. les industries des aquariums et des appâts), pourraient toutefois jouer un rôle de plus en plus important. Étant donné le coût élevé de la surveillance des espèces aquatiques non indigènes, la prévention de nouvelles introductions continue d'être la stratégie la plus efficace et la plus viable économiquement pour atténuer cette pression exercée sur l'écosystème.

État des espèces aquatiques non indigènes

Le nombre total d'espèces aquatiques non indigènes introduites et établies dans les Grands Lacs a augmenté régulièrement depuis les années 1830, bien qu'il semble s'être stabilisé au cours des cinq dernières années (figure 1a). Bien qu'il y ait eu 34 invasions depuis la signature de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs en 1987, aucune nouvelle espèce n'a été découverte depuis 2006. De plus, il y a eu plus d'invasions entre 1950 et 2000 que dans les années précédant cette période ou dans la dernière décennie. Le rejet d'eau de ballast contaminée par les navires transocéaniques a été mis en cause dans 65 % des introductions d'espèces aquatiques fauniques non indigènes dans les Grands Lacs depuis l'ouverture de la voie maritime du Saint-Laurent en 1959 (Grigorovich *et al.*, 2003; Ricciardi, 2006), bien que la tendance semble également être au ralentissement (figure 1b).

Un outil d'évaluation des répercussions élaboré par la NOAA (GLANSIS en préparation) a été utilisé pour 147 des 184 espèces aquatiques non indigènes établies dans les Grands Lacs. En résumé, cette évaluation de type questionnaire prenait en compte trois principales catégories de répercussions : environnementales, socioéconomiques et bénéfiques. Les scores pour les critères de chaque catégorie de répercussions étaient déterminés d'après une analyse documentaire et une évaluation spécialisée, puis on attribuait aux résultats un score

qualitatif (élevée, modérée, faible ou inconnue). Parmi les espèces évaluées à ce jour, 16 % ont eu des répercussions environnementales élevées, 6 % ont eu des répercussions socioéconomiques élevées (toutes sauf deux avaient également eu des répercussions environnementales élevées), et 6 % ont eu des répercussions bénéfiques élevées (dont 7 ont également eu des répercussions environnementales élevées) (tableau 1).

La répercussion économique globale des espèces aquatiques non libérales sur la région des Grands Lacs — qui s'étend aux coûts directs d'exploitation, à la diminution de la productivité et à la demande réduite en matière de pêche sportive et commerciale, à la production d'électricité, aux installations industrielles, au tourisme et aux activités récréatives, au traitement de l'eau et aux foyers — est estimée à bien plus de 100 millions de dollars chaque année (Rosaen *et al.*, 2012). Ce chiffre comprend les efforts à l'échelle des bassins, comme ceux du programme de lutte contre la lamproie de la Commission des pêcheries des Grands Lacs, avec un budget annuel d'environ 18 millions de dollars, ainsi que les réponses locales, comme le coût par acre de 1 040 $ à 26 000 $ pour l'élimination du myriophylle en épi (Rosaen *et al.*, 2012). Les répercussions économiques du contrôle et de la surveillance des moules dreissenidés sont estimées à 1,2 million de dollars par an par centrale électrique, à 1,97 million de dollars pour l'élimination de 400 vg^3 dans une usine de papier et entre 480 000 $ et 540 000 $ chaque année dans une station de traitement de l'eau (Rosaen *et al.*, 2012).

Des études récentes laissent entendre que la vulnérabilité de chacun des Grands Lacs peut différer en matière d'invasion. Le lac Supérieur reçoit une quantité anormalement élevée de rejets provenant de navires ballastés et déballastés, pourtant, étonnamment, il a subi peu d'invasions initiales (figure 2). À l'inverse, le couloir reliant le lac Huron au lac Érié est un lieu critique en terme d'invasion, malgré le fait qu'il reçoive anormalement peu de rejets de ballast (Grigorovich *et al.*, 2003). Le plus grand nombre d'espèces aquatiques non indigènes dont l'aire de répartition s'étend (indigènes ou cryptogéniques d'une partie du bassin, mais introduites dans d'autres zones du bassin) s'est établi dans le lac Supérieur et dans le lac Huron, ce qui laisse entendre que le déplacement entre bassins des espèces ne devrait pas être ignoré. D'autres vecteurs, y compris les canaux et le secteur privé, continuent de libérer des espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs et peuvent devenir relativement importants à l'avenir.

Les activités humaines liées au transport transocéanique sont responsables de plus d'un tiers des introductions d'espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs (figure 3). Au cours des années 1980, l'importance de l'eau de ballast des navires en tant que vecteur d'introduction des espèces aquatiques non indigènes a été reconnue ce qui a provoqué la mise en œuvre de mesures de gestion du ballast dans les Grands Lacs. À la suite de l'introduction de la grémille et de la moule zébrée, le Canada a présenté des lignes directrices volontaires sur le renouvellement de l'eau de ballast en 1989 pour les navires qui déclarent être ballastés après des voyages transocéaniques; cette mesure faisait suite aux recommandations émises par la Commission des pêcheries des Grands Lacs et par la Commission mixte internationale. En 1990, le Congrès américain a approuvé la *Nonindigenous Aquatic Nuisance Prevention and Control Act*, qui a entraîné les premiers règlements en matière de renouvellement et de gestion de l'eau de ballast dans les Grands Lacs en mai 1993. La *National Invasive Species Act* (NISA) a suivi en 1996, mais cette loi a pris fin en 2002. Une version plus rigide de la NISA, intitulée *Nonindigenous Aquatic Invasive Species Act* a été rédigée et est en attente de réautorisation du Congrès. En septembre 2009, la Garde côtière des États-Unis a proposé une norme en deux phases sur la concentration admissible d'organismes vivants dans les rejets d'eau de ballast dans les eaux américaines. Si cette règle s'avère réalisable, elle serait mise en œuvre d'ici 2016 et comprendrait des normes de rejet 1000 fois plus restrictives que les normes de l'Organisation maritime internationale (moins de 10 organismes viables par mètre cube) ratifiée par le Canada et par 24 autres pays.

Après le lancement des lignes directrices volontaires en 1989 et des règlements liés au mandat en 1993, le taux global d'invasion des Grands Lacs n'a diminué que récemment (Grigorovich *et al.*, 2003; Holeck *et al.*, 2004; Ricciardi, 2006). Toutefois, plus de 90 % des navires transocéaniques qui sont entrés dans les Grands Lacs au cours des années 1990 ont déclarés être déballastés (Colautti *et al.*, 2003; Grigorovich *et al.*, 2003; Holeck *et al.*, 2004; figure 4) et n'étaient pas tenus de renouveler leur eau de ballast, malgré le fait que leurs réservoirs contenaient des sédiments résiduels et de l'eau pouvant être rejetés dans les Grands Lacs. Il a été découvert que l'eau et les sédiments

résiduels présents dans ces navires contenaient plusieurs espèces non signalées dans le bassin auparavant; de telles espèces pourraient être libérées après les opérations de ballastage séquentielles des navires lorsqu'ils voyagent d'un port à l'autre dans les Grands Lacs pour décharger et charger des marchandises (Duggan *et al.*, 2005, Ricciardi et MacIsaac, 2008). En juin 2006, le Canada a mis en place de nouveaux règlements pour la gestion des résidus contenus dans les réservoirs déballastés et exige que la salinité de toute l'eau de ballast entrante soit d'au moins 30 ppm (gouvernement du Canada, 2006). Dans la décennie qui a suivi, nous n'avons constaté aucune nouvelle introduction d'espèce aquatique non indigène par l'eau de ballast (la dernière étant *Hemimysis anomala*, recueillie en mai 2006), malgré une circulation assez constante de navires déballastés.

En deuxième position après le transport, les libérations non autorisées, les transferts et les fuites ont entraîné l'introduction d'espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs. Les activités du secteur privé liées aux aquariums, aux bassins d'agrément, aux poissons-appâts et aux poissonneries vendant des poissons vivants, sont particulièrement préoccupantes. Les carpes argentées et les carpes à grosse tête qui se sont échappées des fermes piscicoles du sud des États-Unis ont développé de grandes populations dans les cours moyen et inférieur de la rivière Illinois, qui relie le fleuve Mississippi au lac Michigan par le Chicago Sanitary and Ship Canal (CSSC). Un prototype de barrière électrique a été activé sur le CSSC en avril 2002 afin de bloquer la migration des espèces entre le réseau du fleuve Mississippi et le bassin des Grands Lacs. Le U.S. Army Corps of Engineers (en partenariat avec l'État de l'Illinois) a terminé la construction des deuxième et troisième barrières permanentes en 2005 et 2011, respectivement. Depuis 2009, la surveillance de l'ADN prélevé dans l'environnement a été utilisée afin de compléter l'utilisation de la surveillance habituelle et des outils de répression. Entre 2009 et 2010, l'ADN de la carpe à grosse tête et de la carpe argentée a été détecté au-delà des barrières électriques; toutefois, une seule carpe à grosse tête a été trouvée par la suite (lac Calumet, juin 2010). En août de l'année de surveillance 2011, seul de l'ADN de la carpe argentée avait été détecté au-delà de ces barrières du côté du lac cette année-là; malgré un effort intense d'échantillonnage en réponse à trois essais positifs consécutifs effectués sur l'ADN prélevé dans l'environnement dans la région du lac Calumet, aucune carpe asiatique n'a été observée ou capturée.

Près d'un million de carpes asiatiques, y compris des carpes à grosse tête et des carpes noires, sont vendues tous les ans dans les poissonneries du bassin des Grands Lacs. Jusqu'à récemment, ces poissons étaient surtout vendus vivants. L'ensemble des huit États des Grands Lacs et la province de l'Ontario ont désormais mis en place des restrictions en ce qui concerne la vente de carpes asiatiques vivantes. Toutefois, l'application de la loi dans de nombreuses transactions privées reste un défi. Le Fish and Wildlife Service des États-Unis a publié un règlement final en mars 2011, qui ajoute officiellement la carpe à grosse tête à la liste fédérale des espèces sauvages nuisibles et qui codifie la *Asian Carp Prevention and Control Act*. La carpe à grosse tête, la carpe argentée et la carpe noire sont maintenant inscrites en tant qu'espèces nuisibles en vertu de la *Lacey Act*, qui interdit le transport d'un État à un autre. À l'heure actuelle, il existe de nombreuses lacunes en matière de mesures de protection juridiques en ce qui concerne le commerce de poissons exotiques vivants dans les États des Grands Lacs et du fleuve Mississippi, au Québec et en Ontario, comme l'a fait remarquer Alexander (2003). Il s'agit des lacunes suivantes : exemptions expresses et de facto pour le commerce d'animaux de compagnie destinés aux aquariums; exemptions de facto pour le commerce de poissons vivants; incapacité à mettre en application de façon proactive les interdictions d'importation; manque d'inspections dans les installations d'aquaculture; autorisation de l'aquaculture dans les eaux publiques; exigences inadaptées en matière de triploïdie (stérilisation); échec de la réglementation des espèces préoccupantes (p. ex. la carpe asiatique); réglementation au moyen de « listes sales » seulement (p. ex. l'interdiction des espèces nuisibles connues); et échec de la réglementation du transport.

Liens

Fusion des invasions : Des preuves indiquent que les nouvelles espèces envahissantes pourraient profiter de la présence d'espèces envahissantes déjà établies. Cela signifie que la présence d'une espèce aquatique non indigène pourrait favoriser l'établissement ou la croissance de la population d'une autre (Ricciardi, 2001). Par exemple, la lamproie (*Petromyzon marinus*) pourrait avoir créé un espace dépourvu d'ennemis qui a facilité l'invasion du

gaspareau (*Alosa pseudoharengus*), et le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) ainsi que l'*Echinogammarus ischnus* (amphipode) ont prospéré en présence de moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) et quagga (*Dreissena bugensis*) déjà établies. En effet, les dreissenidés ont préparé le terrain pour l'augmentation du nombre d'invasions réussies, en particulier celles d'espèces ayant évolué conjointement dans l'assemblage pontocaspien. [Indicateurs : lamproie, moules dreissenidés]

Facteurs multiples : La modification de la qualité de l'eau, les changements climatiques mondiaux et l'utilisation des terres pourraient aussi rendre les Grands Lacs plus accueillants pour l'arrivée de nouvelles espèces envahissantes. [Indicateurs : éléments nutritifs dans les lacs, oxygène dissous, clarté de l'eau]

Changements secondaires au sein des populations indigènes : Les espèces aquatiques non indigènes pourraient exercer des pressions considérables directes et indirectes sur les espèces indigènes, y compris la facilitation du parasitisme, la transmission d'infections virales ou bactériennes, l'amplification des toxines, la compétition, l'altération du réseau alimentaire, l'introgression génétique, la dégradation de la qualité de l'eau, et la dégradation de l'habitat physique. Les espèces aquatiques non indigènes ont favorisé la prolifération des espèces nuisibles indigènes, dont les cyanobactéries (Skubinna *et al.*, 1995; Vanderploeg *et al.*, 2001). [Indicateurs : espèces des marécages, touladis, dorés jaune, poissons de proie, benthos, *Diporeia*, biomasse et santé du zooplancton, espèces menacées, esturgeon, éclosions de botulisme, occurrences de maladies chez les poissons, efflorescences d'algues nuisibles, *Cladophora*]

Connectivité de l'habitat aquatique : Le potentiel de colonisation de nouveaux emplacements par les espèces aquatiques non indigènes est augmenté par la suppression des barrages. En revanche, la séparation écologique entre les Grands Lacs et le bassin du fleuve Mississippi fait actuellement l'objet de discussions visant à en faire un moyen de limiter les transferts d'espèces aquatiques non indigènes entre ces bassins.

Habitat du poisson : De nombreuses plantes non indigènes sont capables de former des tapis denses qui peuvent exclure les poissons des habitats du littoral. La colonisation des lits des lacs par les moules dreissenidés et le remplissage consécutif des espaces interstitiels restants par des pseudofèces et des sédiments fins a entraîné l'exclusion des touladis de leurs frayères indigènes (S. Mackey, Habitat Solutions NA, comm. pers.).

Défis et possibilités de gestion

Les espèces aquatiques non indigènes qui ont envahi le bassin des Grands Lacs proviennent de différentes régions du monde (figure 5). L'augmentation du commerce et des voyages dans le monde augmente le risque que d'autres espèces (tableau 2) continuent d'avoir accès aux Grands Lacs. En effet, l'arrivée de l'*Hemimysis anomala* avait été prédite (Ricciardi et Rasmussen, 1998). Les liens existants entre le bassin versant des Grands Lacs et les réseaux extérieurs au bassin versant, comme le Chicago Sanitary and Ship Canal, ainsi que la croissance d'industries telles que l'aquaculture, les marchés d'animaux vivants et les magasins de détail pour les aquariums augmenteront également le risque d'introduction de nouvelles espèces aquatiques non indigènes.

Les chercheurs essaient de mieux comprendre les liens entre les vecteurs et les régions donatrices, la réceptivité de l'écosystème des Grands Lacs et la biologie des nouvelles espèces envahissantes, afin de fournir des recommandations visant à réduire le risque d'invasions futures. Afin de protéger l'intégrité biologique des Grands Lacs, il est essentiel de surveiller étroitement les voies d'entrée des espèces aquatiques non indigènes, d'introduire des mesures de protection efficaces et d'adapter rapidement ces mesures de protection au besoin. Le taux d'invasion pourrait augmenter si des interactions positives impliquant des espèces aquatiques non indigènes ou des espèces indigènes favorisent l'établissement de nouvelles espèces aquatiques non indigènes. Ricciardi (2001) a suggéré qu'un tel scénario de « fusion des invasions » se produit dans les Grands Lacs, même si Simberloff (2006) a prévenu que la plupart de ces cas n'avaient pas été correctement prouvés. Par ailleurs, chaque nouvelle espèce envahissante peut interagir de façon imprévue avec des espèces envahissantes déjà établies, ce qui pourrait créer des effets synergétiques (Ricciardi, 2001, 2005). Par exemple, on estime que les éclosions récurrentes de botulisme

aviaire dans les Grands Lacs inférieurs résultent des effets des moules dreissenidés et des gobies à taches noires, dans le sens où les moules créent des conditions environnementales favorables à la bactérie pathogène et où les gobies transmettent la toxine bactérienne des moules aux niveaux plus élevés du réseau trophique.

Afin de prévenir efficacement les nouvelles invasions, les stratégies de gestion doivent être axées sur les liens entre les espèces aquatiques non indigènes, les vecteurs et les régions donatrices et réceptrices, et dans le cadre de ces stratégies, il convient d'avoir les ressources permettant d'appuyer la détection précoce et une intervention rapide. Toutefois, sans mesures éliminant ou réduisant efficacement le rôle des vecteurs transportés par les navires et d'autres vecteurs émergents (comme le commerce d'animaux vivants et la navigation récréative, voir Mandrak et Cudmore, 2010), nous pouvons nous attendre à ce que le nombre d'espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs continue d'augmenter, ce qui entraînera la perte de la biodiversité indigène et l'augmentation de perturbations écologiques imprévues. Par ailleurs, l'augmentation des températures des lacs liée aux changements climatiques accroîtra la possibilité que les espèces aquatiques non indigènes introduites issues de climats plus chauds établissent des populations hivernantes (voir Adebayo *et al.*, 2011; Mandrak, 1989).

Commentaires de l'auteur

Les évaluations lac par lac devraient inclure le lac Sainte-Claire et les canaux de connexion (rivière Détroit, rivière Sainte-Claire). Les espèces découvertes en premier dans ces eaux ont été associées au lac Érié pour les besoins du présent rapport. De plus, les espèces aquatiques non indigènes dont l'aire de répartition s'étend (indigènes ou crytogéniques d'une partie du bassin, mais introduites dans d'autres zones du bassin) devraient être incluses dans les évaluations lac par lac et devraient peut-être être intégrées dans les chiffres futurs. Les répercussions environnementales et socioéconomiques, ainsi que les effets bénéfiques des espèces aquatiques non indigènes devraient également recevoir un traitement supplémentaire (p. ex. tableau 1).

Dans les examens préliminaires de ce rapport, il a été suggéré qu'une discussion ait également lieu sur les options de prévention, de dispersion et de contrôle en ce qui concerne les espèces aquatiques non indigènes. Toutefois, ce type d'information détournerait l'attention d'un indicateur de pression sur l'écosystème des Grands Lacs pour la porter sur un indicateur de réponse. Le Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System (GLANSIS) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) est déjà en train de compiler les options de gestion pour chaque espèce introduite et présentant un grand risque qui figure sur la « liste de surveillance » et pourrait aider à appuyer l'intégration future de cette information dans l'un des rapports existants sur les indicateurs de réponse (p. ex. « Protéger et restaurer l'habitat et les espèces »).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.		X				
2. Les données sont traçables aux sources d'origine.		X				
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.		X				
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.		X				
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.		X				

Notes explicatives : Les données d'évaluation qui figurent dans les tableaux 1 et 2 sont actuellement en cours de collection et

d'examen; cela devrait se terminer en 2013.

Remerciements

Auteurs :

Abigail J. Fusaro, Great Lakes Environmental Research Laboratory de la NOAA, Ann Arbor (Michigan)

Kristen T. Holeck, département des ressources naturelles, Université Cornell, Bridgeport (New York)

Sources d'information

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2008. Predicting future introductions of nonindigenous species to the Great Lakes. Washington (DC) : National Center for Environmental Assessment. EPA/600/R-08/066F. Disponible auprès du National Technical Information Service, Springfield (VA). Accès : http://www.epa.gov/ncea

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.

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. Chicago (IL) : Environmental Law and Policy Center.

Bailey, S.A., Duggan, I.C., Jenkins, P.T., MacIsaac, H.J. 2005. Invertebrate resting stages in residual ballast sediment of transoceanic ships. *J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 62:1090-1103.

Canada. 2006. *Règlement sur le contrôle et la gestion de l'eau de ballast*. *Gazette du Canada*, vol. 140, n° 13, 28 juin 2006.

Colautti, R.I., Niimi, A.J., van Overdijk, C.D.A., Mills, E.L., Holeck, K.T., MacIsaac, H.J. 2003. Spatial and temporal analysis of transoceanic shipping vectors to the Great Lakes. *In*: Ruiz, G.M., Carlton, J.T. (éd.) Invasive Species: Vectors and Management Strategies. Washington (DC) : Island Press. p. 227-246.

Cole, R. 2001. USGS Factsheet: Exotic parasite causes large scale mortality in American coots. Accès : http://www.nwhc.usgs.gov/publications/fact_sheets/pdfs/fact_lpolyoon.pdf

Cudmore-Vokey, B., Crossman, E.J. 2000. Checklists of the fish fauna of the Laurentian Great Lakes and their connecting channels. *Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 2250 : v + 39 p.

Duggan, I.C., van Overdijk, C.D.A., Bailey, S.A., Jenkins, P.T., Limén, H., MacIsaac, H.J. 2005. Invertebrates associated with residual ballast water and sediments of cargo carrying ships entering the Great Lakes. *J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 62:2463-2474.

Grigorovich, I.A., Colautti, R.I., Mills, E.L., Holeck, K.T., Ballert, A.G., MacIsaac, H.J. 2003. Ballast-mediated animal introductions in the Laurentian Great Lakes: retrospective and prospective analyses. *J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 60:740-756.

Herborg, L.-M., Mandrak, N.E., Cudmore, B.C., MacIsaac, H.J. 2007. Comparative distribution and invasion risk of snakehead (Channidae) and Asian carp (Cyprinidae) species in North America. *J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 64:1723-1735.

Holeck, K.T., Mills, E.L., MacIsaac, H.J., Dochoda, M.R., Colautti, R.I., Ricciardi, A. 2004. Bridging troubled waters: biological invasions, transoceanic shipping, and the Laurentian Great Lakes. *Bioscience* 54:919-929.

Johengen, T., Reid, D.F., Fahnenstiel, G.L., MacIsaac, H.J., Dobbs, F.C., Doblin, M., Ruiz, G., Jenkins, P.T. 2005. A Final Report for the Project: Assessment of Transoceanic NOBOB Vessels and Low-Salinity Ballast Water as Vectors for Non-indigenous Species Introductions to the Great Lakes. Ann Arbor (MI) : National Oceanic and Atmospheric Administration, Great Lakes Environmental Research Laboratory; University of Michigan, Cooperative Institute for Limnology and Ecosystems Research. 287 p. Accès : http://www.glerl.noaa.gov/res/projects/nobob/products/NOBOBFinalReport.pdf

Kipp, R., Bailey, S.A., MacIsaac, H., Ricciardi, A. 2010. Transoceanic ships as vectors for nonindigenous freshwater bryozoans. *Diversity and Distributions* 16:77-83.

Kolar, C.S., Chapman, D.C., Courtenay, W.R., Housel, C.M., Williams, J.D., Jennings, D.P. 2005. Asian carps of the genus *Hypophthalmichthys* (Pisces, Cyprinidae) – A biological synopsis and environmental risk assessment. Report to US Fish and Wildlife Service per Interagency Agreement 94400-3-0128.

Kolar, C.S., Lodge, D.M. 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science* 298:1233-1236.

Mandrak, N.E. 1989. Potential invasion of the Great Lakes by fish species associated with climatic warming. *J. Great Lakes Res.* 15:306-316.

Mendoza-Alfaro, R.E., Cudmore, B., Orr, R., Fisher, J.P., Balderas, S.C., Courtenay, W.R., Osorio, P.K., Mandrak, N., Torres, P.A., Damián, M.A., *et al.* 2009. Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species: test cases for the snakeheads (*Channidae*) and armored catfishes (Loricariidae) in North American inland waters. Commission de coopération environnementale.

Mills, E.L., Leach, J.H., Carlton, J.T., Secor, C.L. 1993. Exotic species in the Great Lakes: A history of biotic crises and anthropogenic introductions. *J. Great Lakes Res.* 19(1):1-54.

Mills, E.L., Scheuerell, M.D., Carlton, J.T., Strayer, D.L. 1997. Biological invasions in the Hudson River Basin. NYS Museum Circular No. 57. Albany (NY).

Ricciardi, A. 2001. Facilitative interactions among aquatic invaders: is an "invasional meltdown" occurring in the Great Lakes? *J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 58:2513-2525.

Ricciardi, A. 2005. Facilitation and synergistic interactions among introduced aquatic species. *In*: Mooney, H.A., Mack, R.N., McNeely, J., Neville, L.E., Schei, P.J., Waage, J.K. (éd.) Invasive Alien Species: A New Synthesis. Washington (DC) : Island Press. p. 162-178.

Ricciardi, A. 2006. Patterns of invasion in the Laurentian Great Lakes in relation to changes in vector activity. *Diversity and Distributions* 12:425-433.

Ricciardi, A., MacIsaac, H.J. 2008. Evaluating the effectiveness of ballast water exchange policy in the Great Lakes. *Ecol. Appl.* 18(5):1321-1323.

Ricciardi, A., Rasmussen, J.B. 1998. Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. *J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 55:1759-1765.

Rixon, C.A.M., Duggan, I.C., Bergeron, N.M.N., Ricciardi, A., MacIsaac, H.J. 2005. Invasion risks posed by the aquarium trade and live fish markets on the Laurentian Great Lakes. *Biodiversity and Conserv.* 14:1365-1381.

Rosaen, A.L., Grover, E.A., Spencer, C.W., Anderson, P.L. 2012. The costs of aquatic invasive species to Great Lakes states. Rapport préparé par Anderson Economic Group LLC.

Simberloff, D. 2006. Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? *Ecol. Letters* 9:912-919.

Skubinna, J.P., Coon, T.G., Batterson, T.R. 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.

Stepien, C.A., Tumeo, M.A. 2006. Invasion genetics of Ponto-Caspian gobies in the Great Lakes: a 'cryptic' species, absence of founder effects, and comparative risk analysis. *Biological Invasions* 8:61-78.

Vanderploeg, H.A., Liebig, J.R., Carmichael, W.W., Agy, M.A., Johengen, T.H., Fahnenstiel, G.L., Nalepa, T.F. 2001. Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 58:1208-1221.

Williamson, M.H., Brown, K.C. 1986. The analysis and modeling of British invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 314:505-522.

Liste des tableaux

Tableau 1. Espèces non indigènes considérées comme ayant les répercussions environnementales, socioéconomiques ou bénéfiques les plus importantes dans les Grands Lacs. Cette liste représente une mise à jour par rapport à la catégorisation de Mills (1993) des espèces envahissantes dans les Grands Lacs. (Remarque : Au moment de la préparation du rapport, 147 des 184 espèces établies avaient été évaluées. La NOAA/GLANSIS devrait terminer les évaluations restantes en 2013.)

Source : Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/glansis.html (en préparation)

Tableau 2. Espèces non indigènes dont l'introduction dans les Grands Lacs est très probable, selon la documentation scientifique. La probabilité d'introduction, d'établissement et le niveau prévu des répercussions (environnementales, socioéconomiques, bénéfiques) sont qualifiés ainsi : élevé, modéré, faible ou inconnu. (Remarque : Au moment de la préparation du rapport, les évaluations détaillées des risques pour chaque espèce étaient incomplètes. La NOAA/GLANSIS devrait terminer les évaluations manquantes en 2013.)

Source : Adebayo *et al.*, 2011; Bailey *et al.*, 2005; Cole, 2001; Cudmore et Mandrak, 2005; Cudmore-Vokey et Crossman, 2000; Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System,

http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/glansis.html (en préparation); Grigorovich *et al.*, 2003; Herborg *et al.*, 2007; Johengen *et al.*, 2005; Kipp *et al.*, 2010; Kolar et Lodge, 2002; Kolar *et al.*, 2005; Mandrak, 1989; Mendoza-Alfaro *et al.*, 2009; A. Ricciardi, Université McGill; Ricciardi et Rasmussen, 1998; Rixon *et al.*, 2005; Stepien et Tumeo, 2006; EPA des É.-U., 2008.

Liste des figures

Figure 1. Nombre cumulatif d'espèces aquatiques non indigènes établies dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1830, attribué à (a) tous les vecteurs et (b) uniquement au vecteur « navire ».
Source : Grigorovich *et al.*, 2003; Mills *et al.*, 1993; Ricciardi, 2001; Ricciardi, 2006.

Figure 2. Mécanismes de libération des espèces aquatiques non indigènes établies dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1830. La libération involontaire comprend les espèces qui s'échappent de plantes ornementales, dans le cadre de la recherche, ou encore des parasites/pathogènes qui s'échappent de l'ensemencement de poisson.
Source : Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/glansis.html; Grigorovich *et al.*, 2003; Mills *et al.*, 1993; Ricciardi, 2001; Ricciardi, 2006.

Figure 3. Lac dans lequel on a découvert pour la première fois les espèces aquatiques non indigènes dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1830.
Les découvertes faites dans les eaux reliant les lacs Huron, Érié et Ontario ont été attribuées au lac situé en aval. Les espèces qui se trouvaient dans une région étendue au moment de leur découverte étaient attribuées à la catégorie « inconnu ».
Source : Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/glansis.html.

Figure 4. Nombre de navires transocéaniques montants ballastés et chargés de marchandises (déballastés) entrés dans les Grands Lacs entre 1959 et 2010.
Source : Colautti *et al.*, 2003; Grigorovich *et al.*, 2003; Holeck *et al.*, 2004; rapports annuels sur le trafic de la Saint Lawrence Seaway Development Corporation, http://www.greatlakes-seaway.com/en/seaway/facts/traffic/index.html.

Figure 5. Régions d'origine des espèces aquatiques non indigènes établies dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1830.
Source : Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/glansis.html; Grigorovich *et al.*, 2003; Mills *et al.*, 1993; Ricciardi, 2001; Ricciardi, 2006.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

Espèces non indigènes considérées comme ayant les répercussions environnementales, socioéconomiques ou bénéfiques les plus importantes dans les Grands Lacs.

Espèces	Nom commun	Répercussions sur l'environnement	Répercussion socioéconomique	Effet bénéfique
Alosa pseudoharengus	gaspareau	Fortes	Fortes	Fortes
Bithynia tentaculata	escargot robinet	Fortes	Modérée	Faible
Bythotrephes longimanus	cladocère épineux	Fortes	Faible	Faible
Cercopagis pengoi	puce d'eau à forme d'hameçon	Fortes	Faible	Faible
Cyprinus carpio	carpe commune	Fortes	Inconnue	Fortes
Dreissena polymorpha	moule zébrée	Fortes	Fortes	Faible
Dreissena rostriformis bugensis	moule quagga	Fortes	Fortes	Faible
Echinochloa crus-galli	pied-de-coq	Modérée	Fortes	Modéré
Frangula alnus	nerprun bourdaine	Fortes	Faible	Modéré
Heterosporis sp.	parasite microsporidien	Fortes	Faible	Faible
Ichthyocotylurus pileatus	douve digénienne	Fortes	Faible	Faible
Iris pseudacorus	iris des marais	Fortes	Modérée	Modéré
Morone americana	baret	Fortes	Modérée	Fortes
Myxobolus cerebralis	tournis des truites	Fortes	Faible	Faible
Neogobius melanostomus	gobie à taches noires	Fortes	Fortes	Faible
Nitellopsis obtusa	chara étoilé	Modérée	Fortes	Faible
Novirhabdovirus sp. VHSV-IVb	septicémie hémorragique virale	Fortes	Fortes	Faible
Oncorhynchus kisutch	saumon coho	Modérée	Faible	Fortes
Oncorhynchus mykiss	truite arc-en-ciel	Fortes	Faible	Fortes
Oncorhynchus tshawytscha	saumon quinnat	Modérée	Faible	Fortes
Osmerus mordax	éperlan arc-en-ciel	Fortes	Inconnue	Fortes
Petromyzon marinus	lamproie	Fortes	Fortes	Faible
Ranavirus sp.	virus de l'achigan à grande bouche	Fortes	Faible	Faible
Renibacterium salmoninarum	maladie bactérienne du rein	Fortes	Fortes	Faible
Rhabdovirus carpio	virémie printanière de carpe	Fortes	Faible	Faible
Salmo trutta	truite brune	Fortes	Faible	Fortes
Typha angustifolia	quenouille à feuilles étroites	Fortes	Faible	Fortes

Tableau 1. Espèces non indigènes considérées comme ayant les répercussions environnementales, socioéconomiques ou bénéfiques les plus importantes dans les Grands Lacs. Cette liste représente une mise à jour par rapport à la catégorisation de Mills (1993) des espèces envahissantes dans les Grands Lacs. (Remarque : Au moment de la préparation du rapport, 147 des 184 espèces établies avaient été évaluées. La NOAA/GLANSIS devrait terminer les évaluations restantes en 2013.)
Source : Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/glansis.html (en préparation)

2.1 Espèces de poissons non indigènes

Espèces	Voie d'entrée prévue (source)	Probabilité d'introduction	Probabilité d'établissement	le niveau prévu des répercussions ($E^1/S^2/B^3$)	Sources d'information
Alburnus alburnus	Eau de ballast (Eurasie)			**Élevé / Faible / Élevé**	Kolar and Lodge 2002
Atherina boyeri	Eau de ballast (Eurasie)				Kolar and Lodge 2002
Babka gymnotrachelus	Eau de ballast (Eurasie)				Kolar and Lodge 2002; Stepien and Tumeo 2006
Benthophilus stellatus	Eau de ballast (Eurasie)				Kolar and Lodge 2002; Ricciardi and Rasmussen 1998
Channa argus	Libération involontaire (Asie)	**Faible**	**Élevé**	**Inconnu / Modéré / Élevé**	Cudmore and Mandrak 2005; Herborg et al. 2007; Mendoza-Alfaro et al. 2009; Rixon et al. 2005
Clupeonella cultriventris	Eau de ballast (Eurasie)				Kolar and Lodge 2002; Ricciardi and Rasmussen 1998
Cottus gobio	Eau de ballast (Eurasie)				Kolar and Lodge 2002
Ctenopharyngodon idella	canal (Bassin du Mississippi)			**Élevé / Faible / Élevé**	Herborg et al. 2007; Mandrak and Cudmore 2005; Rixon et al. 2005
Cyprinella whipplei	canal (Bassin du Mississippi)				Cudmore-Vokey and Crossman 2000; Mandrak 1989
Hypophthalmichthys molitrix	canal (Bassin du Mississippi)			**Élevé / Élevé / Élevé**	Herborg et al. 2007; Kolar and Lodge 2002; Kolar et al. 2005; Mandrak and Cudmore 2005
Hypophthalmichthys nobilis	canal (Bassin du Mississippi)			**Élevé / Élevé / Élevé**	Herborg et al. 2007; Kolar et al. 2005; Mandrak and Cudmore 2005; Rixon et al. 2005
Knipowitschia caucasica	Eau de ballast (Eurasie)				Kolar and Lodge 2002
Leuciscus leuciscus	Eau de ballast (Eurasie)				Kolar and Lodge 2002
Neogobius fluviatilis	Eau de ballast (Eurasie)			**Élevé / Faible / Modéré**	Kolar and Lodge 2002; Ricciardi and Rasmussen 1998
Oncorhynchus keta	Libération volontaire (Pacifique)				Kolar and Lodge 2002
Perca fluviatilis	Eau de ballast (Eurasie)				Kolar and Lodge 2002
Perccottus glenii	Eau de ballast (Eurasie)				A. Ricciardi pers. comm.
Phoxinus phoxinus	Eau de ballast (Eurasie)				Kolar and Lodge 2002
Rutilus rutilus	Eau de ballast (Eurasie)				Kolar and Lodge 2002

2.2 Cladocères non indigènes

Espèces	Voie d'entrée prévue (source)	Probabilité d'introduction	Probabilité d'établissement	le niveau prévu des répercussions (E/S/B)	Sources d'information
Cornigerius maeoticus maeoticus	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003
Daphnia cristata	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003
Podonevadne trigona ovum	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003

2.3 Copépodes non indigènes

Espèces	Voie d'entrée prévue (source)	Probabilité d'introduction	Probabilité d'établissement	le niveau prévu des répercussions (E/S/B)	Sources d'information
Calanipeda aquaedulcis	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003
Cyclops kolensis	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003
Ectinosoma abrau	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003
Heterocope appendiculata	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003
Heterocope caspia	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003

Espèces	Voie d'entrée prévue (source)	Probabilité d'introduction	Probabilité d'établissement	le niveau prévu des répercussions (E/S/B)	Sources d'information
Paraleptastacus spinicaudus triseta	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003

2.4 Amphipodes non indigènes

Espèces	Voie d'entrée prévue (source)	Probabilité d'introduction	Probabilité d'établissement	le niveau prévu des répercussions (E/S/B)	Sources d'information
Chelicorophium curvispinum	Eau de ballast (Eurasie)				Ricciardi and Rasmussen 1998
Dikerogammarus haemobaphes	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003; Ricciardi and Rasmussen 1998
Dikerogammarus villosus	Eau de ballast (Eurasie)	**Élevé**	**Élevé**	**Élevé / Faible / Faible**	Grigorovich et al. 2003; Ricciardi and Rasmussen 1998
Echinogammarus warpachowskyi	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003
Obesogammarus aralensis	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003
Obesogammarus crassus	Eau de ballast (Eurasie)				Ricciardi and Rasmussen 1998
Obesogammarus obesus	Eau de ballast (Eurasie)				Ricciardi and Rasmussen 1998
Pontogammarus robustoides	Eau de ballast (Eurasie)				Grigorovich et al. 2003; Ricciardi and Rasmussen 1998

2.5 Mysidacés non indigènes

Espèces	Voie d'entrée prévue (source)	Probabilité d'introduction	Probabilité d'établissement	le niveau prévu des répercussions (E/S/B)	Sources d'information
Limnomysis benedeni	Eau de ballast (Eurasie)				Ricciardi and Rasmussen 1998
Paramysis (Mesomysis) intermedia	Eau de ballast (Eurasie)				Ricciardi and Rasmussen 1998
Paramysis (Serrapalpisis) lacustris	Eau de ballast (Eurasie)			**Modéré / Faible / Inconnu**	Ricciardi and Rasmussen 1998
Paramysis (Metamysis) ullskyi	Eau de ballast (Eurasie)				Ricciardi and Rasmussen 1998

2.6 Bivalves non indigènes

Espèces	Voie d'entrée prévue (source)	Probabilité d'introduction	Probabilité d'établissement	le niveau prévu des répercussions (E/S/B)	Sources d'information
Monodacna colorata	Eau de ballast (Eurasie)				Ricciardi and Rasmussen 1998

2.7 Polychètes non indigènes

Espèces	Voie d'entrée prévue (source)	Probabilité d'introduction	Probabilité d'établissement	le niveau prévu des répercussions (E/S/B)	Sources d'information
Hypania invalida	Eau de ballast (Eurasie)				Ricciardi and Rasmussen 1998
Leyogonimus polyoon	canal (Bassin du Mississippi)	**Modéré**	**Élevé**		Cole 2001

2.8 Bryozoaires non indigènes

Espèces	Voie d'entrée prévue (source)	Probabilité d'introduction	Probabilité d'établissement	le niveau prévu des répercussions (E/S/B)	Sources d'information
Fredericella sultana	Eau de ballast (Europe)			**Élevé / Élevé / Inconnu**	Kipp et al. 2010

2.9 Rotifères non indigènes

Espèces	Voie d'entrée prévue (source)	Probabilité d'introduction	Probabilité d'établissement	le niveau prévu des répercussions (E/S/B)	Sources d'information
Brachionus leydigii	Eau de ballast (Étendue)				Bailey et al. 2005; Johengen et al. 2005
Filinia cornuta	Eau de ballast (Étendue)				Bailey et al. 2005; Johengen et al. 2005
Filinia passa	Eau de ballast (Étendue)				Bailey et al. 2005; Johengen et al. 2005

2.10 Plantes non indigènes

Espèces	Voie d'entrée prévue (source)	Probabilité d'introduction	Probabilité d'établissement	le niveau prévu des répercussions (E/S/B)	Sources d'information
Egeria densa	Libération involontaire (S. America)				Rixon et al. 2005
Eichhornia crassipes	Libération involontaire (S. America)				Adebayo et al. 2011
Hydrilla verticillata	Libération involontaire (Étendue)				U.S. EPA 2008
Hygrophila polysperma	Libération involontaire (Asie)			**Modéré / Modéré / Faible**	Rixon et al. 2005
Myriophyllum aquaticum	Libération involontaire (S. America)	**Élevé**	**Élevé**	**Élevé / Modéré / Faible**	Rixon et al. 2005
Pistia stratiotes	Libération involontaire (S. America)				Adebayo et al. 2011

Tableau 2. Espèces non indigènes dont l'introduction dans les Grands Lacs est très probable, selon la documentation scientifique. La probabilité d'introduction, d'établissement et le niveau prévu des répercussions ([1]environnementales, [2]socioéconomiques, [3]bénéfiques) sont qualifiés ainsi : élevé, modéré, faible ou inconnu. (Remarque : Au moment de la préparation du rapport, les évaluations détaillées des risques pour chaque espèce étaient incomplètes. La NOAA/GLANSIS devrait terminer les évaluations manquantes en 2013.)
Source : Adebayo *et al.*, 2011; Bailey *et al.*, 2005; Cole, 2001; Cudmore et Mandrak, 2005; Cudmore-Vokey et Crossman, 2000; Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/glansis.html (en préparation); Grigorovich *et al.*, 2003; Herborg *et al.*, 2007; Johengen *et al.*, 2005; Kipp *et al.*, 2010; Kolar et Lodge, 2002; Kolar *et al.*, 2005; Mandrak, 1989; Mendoza-Alfaro *et al.*, 2009; A. Ricciardi, Université McGill; Ricciardi et Rasmussen, 1998; Rixon *et al.*, 2005; Stepien et Tumeo, 2006; EPA des É.-U., 2008.

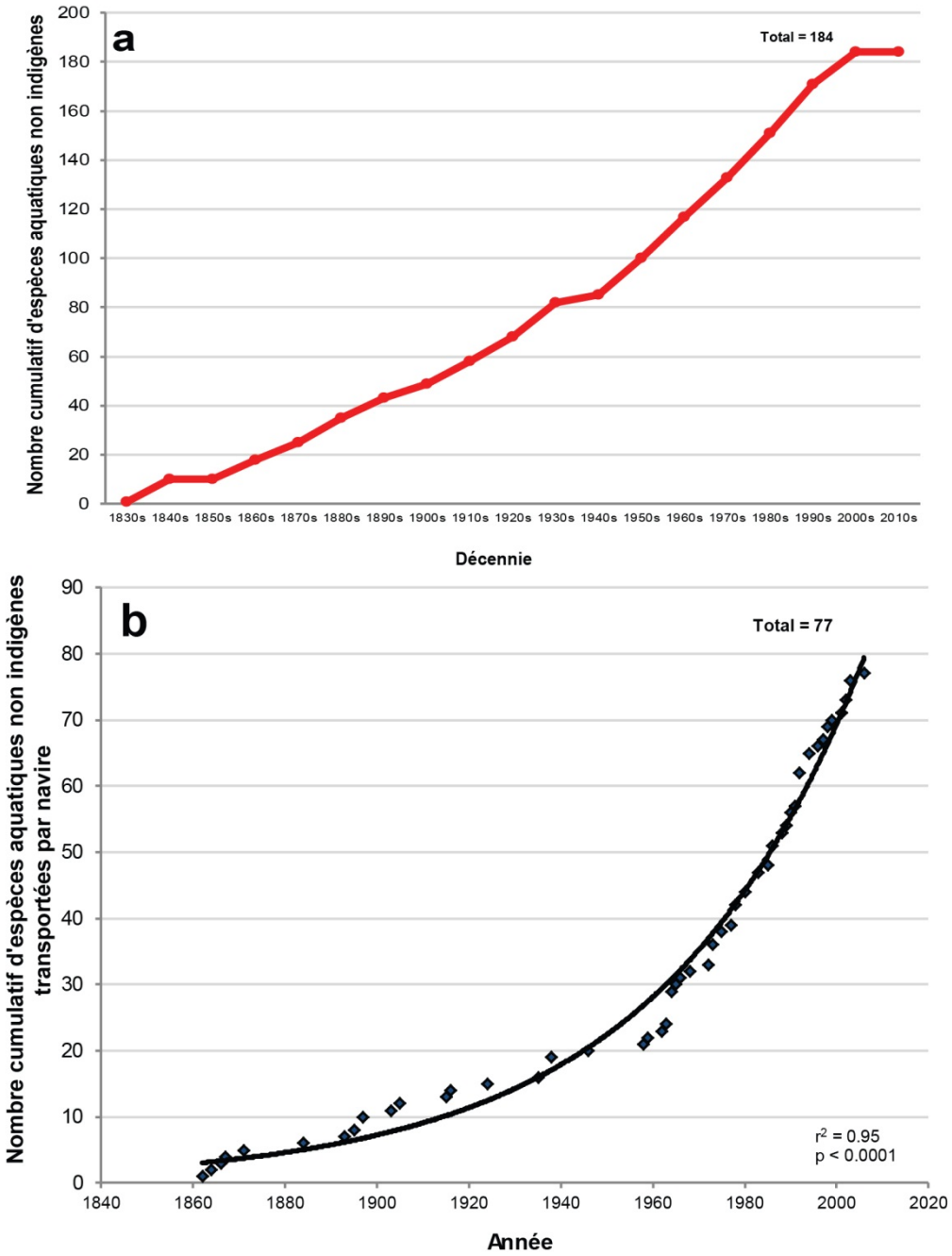


Figure 1. Nombre cumulatif d'espèces aquatiques non indigènes établies dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1830, attribué à (a) tous les vecteurs et (b) uniquement au vecteur « navire ».
Source : Grigorovich *et al.*, 2003; Mills *et al.*, 1993; Ricciardi, 2001; Ricciardi, 2006.

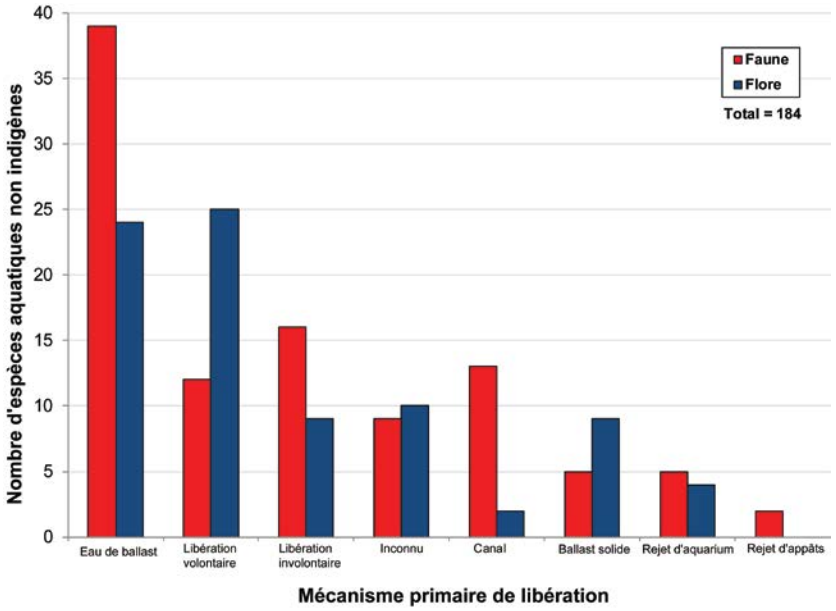


Figure 2. Mécanismes de libération des espèces aquatiques non indigènes établies dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1830. La libération involontaire comprend les espèces qui s'échappent de plantes ornementales, dans le cadre de la recherche, ou encore des parasites/pathogènes qui s'échappent de l'ensemencement de poisson.
Source : Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/glansis.html; Grigorovich *et al.*, 2003; Mills *et al.*, 1993; Ricciardi, 2001; Ricciardi, 2006.

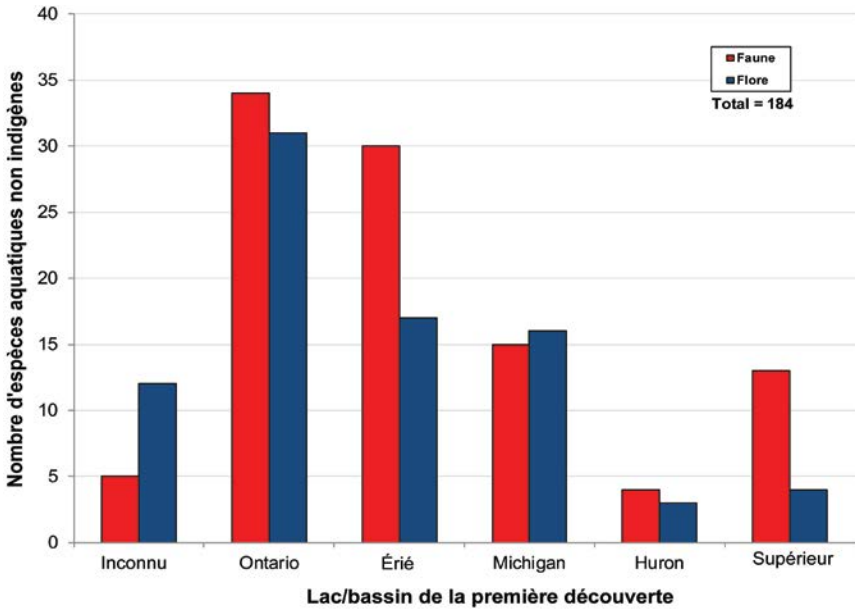


Figure 3. Lac dans lequel on a découvert pour la première fois les espèces aquatiques non indigènes dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1830. Les découvertes faites dans les eaux reliant les lacs Huron, Érié et Ontario ont été attribuées au lac situé en aval. Les espèces qui se trouvaient dans une région étendue au moment de leur découverte étaient attribuées à la catégorie « inconnu ».
Source : Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/glansis.html.

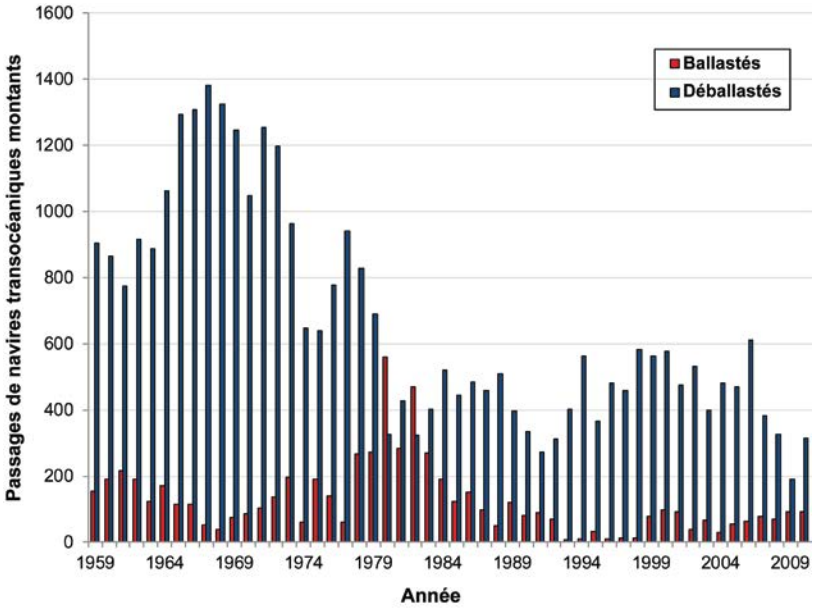


Figure 4. Nombre de navires transocéaniques montants ballastés et chargés de marchandises (déballastés) entrés dans les Grands Lacs entre 1959 et 2010.
Source : Colautti *et al.*, 2003; Grigorovich *et al.*, 2003; Holeck *et al.*, 2004; rapports annuels sur le trafic de la Saint Lawrence Seaway Development Corporation, http://www.greatlakes-seaway.com/en/seaway/facts/traffic/index.html.

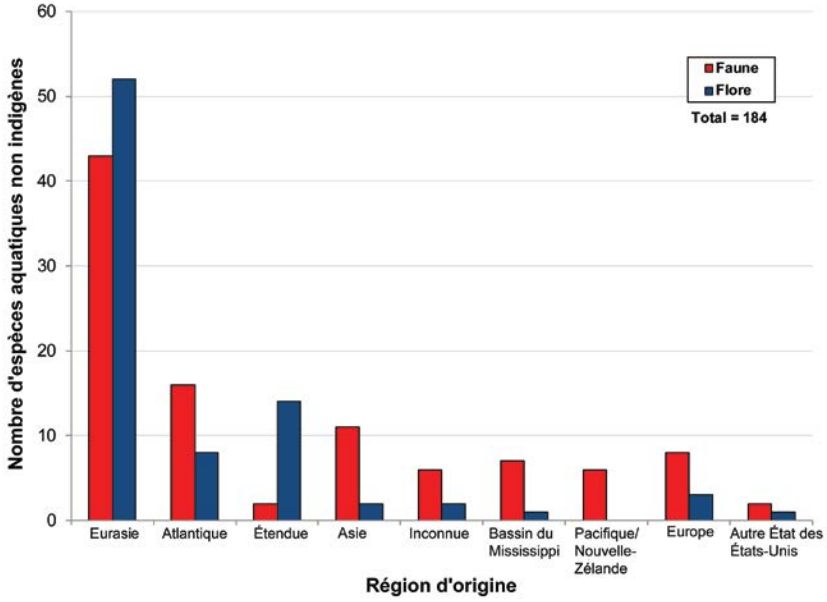


Figure 5. Régions d'origine des espèces aquatiques non indigènes établies dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1830.
Source : Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/glansis.html; Grigorovich *et al.*, 2003; Mills *et al.*, 1993; Ricciardi, 2001; Ricciardi, 2006.

Dépôt atmosphérique de produits chimiques toxiques

Évaluation globale

Situation : **Passable**

Tendance : **S'améliore (pour les HAP, les pesticides organochlorés, les dioxines et les furanes) / Inchangée ou s'améliore légèrement (pour les BPC et le mercure)**

Justification : **La situation est passable parce que les concentrations des divers groupes de composés présentent des tendances et des taux de diminution différents. Les concentrations de produits chimiques toxiques peuvent être beaucoup plus élevées en zone urbaine qu'en zone rurale.**

Les plus faibles concentrations atmosphériques de substances toxiques, persistantes et bioaccumulables (TPB) se rencontrent habituellement au-dessus du lac Supérieur, du lac Huron et du nord du lac Michigan, mais ces lacs sont de plus grande superficie que les autres, ce qui accroît l'importance des apports atmosphériques (Strachan et Eisenreich, 1990; Kreis, 2005). Les apports des canaux interlacustres sont prédominants dans le cas des lacs Érié et Ontario, qui sont de plus petite superficie.

Bien que les concentrations de certains produits chimiques toxiques soient très faibles en milieu rural, elles peuvent être beaucoup plus élevées dans certains « points chauds » tels que centres urbains. C'est dans le cas des lacs Michigan, Érié et Ontario que les apports des centres urbains sont le plus importants. La station du lac Érié présente généralement des concentrations supérieures à celles des autres stations principales éloignées, probablement parce qu'elle est située plus près d'un centre urbain (Buffalo, NY). Elle pourrait aussi, dans une certaine mesure, subir l'influence de la côte est des États-Unis.

Les dépôts atmosphériques de nouvelles substances préoccupantes, comme les produits ignifuges bromés et d'autres composés qui pourraient être détectés, risquent également de constituer des facteurs de stress pour les Grands Lacs. On s'efforce actuellement de repérer d'autres produits chimiques potentiellement préoccupants.

Évaluation lac par lac

La situation et la tendance de chaque lac n'ont pas été évaluées séparément. Des données sont cependant disponibles sur les tendances propres à chaque station, dans le cas de certains produits chimiques (Venier et Hites, 2010a), et sur les charges calculées pour chaque lac, y compris leurs tendances temporelles (U.S. Environmental Protection Agency et Environnement Canada, 2008).

Buts

- Déterminer les tendances temporelles des concentrations atmosphériques de substances TPB présentes au-dessus des Grands Lacs.
- Estimer les charges annuelles moyennes de substances TPB en provenance de l'atmosphère vers les Grands Lacs.
- Suivre les progrès des divers programmes visant la quasi-élimination des produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) (États-Unis et Canada, 1987) et la Stratégie binationale relative aux toxiques (Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, 1997) ont pour objectif la quasi-élimination des substances toxiques dans les Grands Lacs. De plus, selon l'objectif général « d » de l'AQEGL, les Grands Lacs devraient être exempts de matières pénétrant dans l'eau à la suite d'activités humaines et

produisant des conditions toxiques pour la vie humaine, animale ou aquatique. Dans sa version modifiée de 1987, l'AQEGL comporte une annexe 15 établissant que les deux parties (les États-Unis et le Canada) se sont donné pour mandat d'établir un Réseau de mesure des dépôts atmosphériques (RMDA) pour assurer une surveillance et un contrôle des contaminants toxiques.

Conditions écologiques

Le Réseau de mesure des dépôts atmosphériques (RMDA) comprend cinq stations de surveillance principales – une près de chacun des Grands Lacs – et plusieurs stations satellites. Ce réseau de surveillance conjoint Canada - États-Unis est en exploitation depuis 1990. Depuis, plus d'un million de mesures des concentrations de BPC, de pesticides, de HAP, de produits ignifuges et de métaux à l'état de traces ont été effectuées aux stations. Les concentrations de substances TPB sont mesurées dans les phases gazeuse et particulaire de l'atmosphère et dans les précipitations, ce qui permet d'établir les tendances spatiales et temporelles de ces concentrations atmosphériques et des charges qu'elles représentent pour les Grands Lacs. Les données d'autres réseaux sont ici utilisées pour compléter celles du RMDA en ce qui concerne le mercure, les dioxines et les furanes.

Biphényles polychlorés (BPC)

Les BPC totaux (ΣBPC) sont une suite de congénères qui constituent la majeure partie de la masse des BPC et représentent la gamme complète de ces produits. Les concentrations de ΣBPC de la phase gazeuse ont généralement diminué avec le temps aux stations principales (figure 1; Sun *et al.*, 2007; Venier et Hites, 2010a; Venier et Hites, 2010b), mais cette diminution semble particulièrement lente pour des substances dont la fabrication a été interdite en Amérique du Nord il y a plus de 30 ans. Certaines augmentations survenues vers la fin des années 1990 et le début des années 2000 demeurent inexpliquées. Certaines données semblent indiquer que ces augmentations seraient liées à des phénomènes de circulation atmosphérique tels que l'Oscillation nord-atlantique ou El Niño (Ma *et al.*, 2004); cependant, cette explication est plutôt improbable, car aucune augmentation semblable n'a été observée dans le cas d'autres composés (Venier et Hites, 2010b). En 2005, on a cessé de mesurer les BPC présents dans les échantillons de précipitations des stations rurales, car ces concentrations se rapprochaient des limites de détection.

La station du lac Érié enregistre régulièrement des concentrations de ΣBPC relativement élevées comparativement aux autres stations principales. Des analyses de rétrotrajectoires ont montré que ce résultat pourrait être attribuable à des apports provenant de l'État de New York et de la côte est (Hafner et Hites, 2003). La figure 2 montre que les concentrations de ΣBPC aux stations satellites urbaines de Chicago et de Cleveland sont environ 15 et 10 fois plus élevées, respectivement, qu'aux stations principales éloignées de Eagle Harbor (lac Supérieur), de Sleeping Bear Dunes (lac Michigan) et de Burnt Island (lac Huron) ainsi qu'à la station principale rurale de Point Petre (lac Ontario).

Par rapport aux autres substances TPB mesurées par le RMDA, les BPC ont une demi-vie plus longue (13 à 17 années), et leurs concentrations diminuent plus lentement (Venier et Hites, 2010a; Venier et Hites, 2010b). Ce faible taux de diminution, qui surprend puisque ces produits sont interdits aux États-Unis depuis 1976, est sans doute dû à la grande quantité de BPC encore présente dans les transformateurs, les condensateurs et d'autres appareils électriques ainsi que dans les installations d'entreposage et d'élimination (Venier et Hites, 2010a; Hsu *et al.*, 2003). On peut supposer que les concentrations de BPC continueront de diminuer lentement dans l'avenir.

Pesticides organochlorés

En général, on observe une diminution des concentrations de pesticides interdits ou à usage restreint mesurées par le RMDA dans l'air et dans les précipitations (Sun *et al.*, 2006a; Sun *et al.*, 2006b; Venier et Hites, 2010a; Venier et Hites, 2010b). Les concentrations d'endosulfans, de DDT, de chlordane, d'α-HCH et de γ-HCH de toutes les phases de l'atmosphère diminuent constamment (figure 3). Les diminutions les plus rapides ont été observées pour l'α-HCH et le γ-HCH, qui ont une demi-vie de 3 à 4 années dans toutes les phases (Venier et Hites, 2010a; Venier et Hites, 2010b). La diminution la plus lente a été observée pour les endosulfans, dont la demi-vie est de 11 à 14 années

(Venier et Hites, 2010a; Venier et Hites, 2010b). On pouvait s'y attendre, car les endosulfans sont encore employés en agriculture, leur élimination complète devant être achevée aux États-Unis en 2016. D'ici là, la diminution des concentrations devraient continuer de se faire lentement.

Les concentrations de chlordane sont environ 10 fois plus élevées aux stations urbaines qu'aux stations principales les plus éloignées, probablement à cause de l'usage du chlordane contre les termites dans les bâtiments (figure 4; Venier et Hites, 2010a; Sun *et al.*, 2006b). La dieldrine et les ΣDDT présentent des concentrations semblablement accrues dans les stations urbaines.

Par contre, des études de modélisation numérique ont révélé que le transport à grande distance de pesticides (notamment de lindane et de toxaphène) libérés dans d'autres régions pourrait contribuer de manière appréciable au dépôt de ces contaminants dans le bassin des Grands Lacs (Ma *et al.*, 2003; Ma *et al.*, 2005).

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les concentrations de HAP (phénanthrène, chrysène, etc.) de toutes les phases de l'atmosphère diminuent lentement aux stations principales et urbaines, et cette diminution est plus rapide que dans le cas des BPC (Venier et Hites, 2010b). Il existe une certaine corrélation entre les concentrations de HAP et la population humaine, les concentrations les plus élevées étant observées d'abord à Chicago et à Cleveland, puis à la station semi-urbaine de Sturgeon Point. Des concentrations plus faibles sont observées aux autres stations principales éloignées (Venier et Hites, 2010a). En général, les concentrations de HAP sont environ dix à cent fois plus élevées à Chicago et à Cleveland qu'aux stations principales rurales.

Dioxines et furanes

Les concentrations de dioxines et de furanes ont diminué avec le temps (figure 5), les diminutions les plus importantes ayant été enregistrées dans les secteurs où les concentrations étaient les plus élevées par le passé (T. Dann, données inédites; Environnement Canada, 2006). Selon les données recueillies par le RMDA de 2004 à 2007, les concentrations de dioxines et de furanes n'auraient pratiquement pas changé au cours de cette période, ce qui n'est pas étonnant, car il s'agit d'une courte période (Venier *et al.*, 2009). Les données semblent cependant indiquer que les zones urbaines et industrielles constituent une source de ces contaminants atmosphériques.

Mercure

Une analyse des données recueillies jusqu'en 2005 par le Mercury Deposition Network (MDN) révèle que les concentrations de mercure des précipitations étaient en diminution dans près de la moitié des stations de ce réseau, particulièrement dans toute la Pennsylvanie et vers le nord-est. Cependant, cette tendance ne s'observait généralement pas dans la région des Grands Lacs, sauf à la station 1, située en Indiana (Prestbo et Gay, 2009).

Une analyse récente des concentrations annuelles et hebdomadaires de mercure, des hauteurs de précipitations et des dépôts humides de mercure dans la région des Grands Lacs a révélé que les dépôts humides de ce métal n'ont pratiquement pas changé de 2002 à 2008, la moindre diminution de la concentration étant compensée par une augmentation des précipitations (Risch *et al.*, 2011).

Produits ignifuges

Dans la région des Grands Lacs, les concentrations atmosphériques de produits ignifuges ne présentent aucune tendance nette (figure 6), mais quelques exceptions méritent d'être mentionnées. Depuis 2004, année du retrait volontaire des préparations à base de penta-BDE et d'octa-BDE par le seul fabricant américain de ces produits, les concentrations de ces congénères semblent diminuer, et leur demi-vie globale est d'environ 6 années dans l'atmosphère (Salamova et Hites, 2011). Ces concentrations diminuent beaucoup plus rapidement que celles d'autres contaminants, comme les BPC (~17 années), les HAP (~10 années) et les ΣDDT (~9 années). Il semble donc que les restrictions imposées à la production ont immédiatement porté fruit. Cependant, les concentrations globales de

produits ignifuges ne semblent pas changer selon le graphique, car les concentrations des produits ignifuges encore fabriqués n'ont pas commencé à diminuer. C'est notamment le cas du déca-BDE, qui représente environ 25 % des concentrations totales de produits ignifuges. Cependant, comme le déca-BDE représente une part relativement grande des concentrations totales de produits ignifuges mesurées à Cleveland et à Sturgeon Point, il pourrait exister une source locale du produit à proximité de Cleveland (Venier et Hites, 2008; Salamova et Hites, 2011). Après 2013, lorsque les restrictions visant la fabrication et l'utilisation du déca-BDE seront en vigueur, sa concentration commencera à diminuer. Il faut cependant se rappeler que, une fois ces préparations commerciales entièrement retirées du marché, il restera encore de grandes quantités de produits ignifuges dans l'environnement, car ces substances ont été employées dans toute une gamme d'articles de consommation à longue durée de vie (matelas, sofas et autres articles rembourrés, appareils électroniques, etc.).

Des observations semblables ont été faites aux deux stations principales situées au Canada. La figure 7 présente des diagrammes décrivant les tendances des concentrations de certains PBDE (congénères 47 et 99) dans les phases gazeuse et particulaire de l'atmosphère, à Point Petre et à Burnt Island. Les concentrations de BDE-47 et de BDE-99 semblent diminuer. Les demi-vies respectives de ces composés semblent être plus courtes à Point Petre (3 et 3,1 années) qu'à Burnt Island (13 et 5,2 années). Comme Point Petre se trouve à proximité de zones urbaines, la diminution semble résulter à la fois d'une utilisation réduite de ces produits et de processus environnementaux ayant pour effet de les retirer de l'atmosphère (notamment par dégradation ou par transfert vers d'autres milieux). Comme la station de Burnt Island est plus éloignée des zones urbaines, il est probable que la diminution observée à cet endroit est principalement due à de tels processus environnementaux.

La figure 7 présente également un diagramme décrivant les tendances des concentrations de BDE-209 dans les phases gazeuse et particulaire. Dans le cas de ce produit, les concentrations ont tendance à diminuer à Burnt Island (demi-vie de 7,3 années), mais à augmenter à Point Petre (doublement tous les 12 ans). Cette augmentation peut être attribuée à la proximité de zones urbaines et à l'utilisation continue de la préparation technique à base de déca-BDE.

Récemment, on a également utilisé des données recueillies par le RMDA ou prélevées dans l'écorce des arbres pour identifier la ou les sources du Dechlorane Plus (autre produit ignifuge récemment détecté dans l'environnement), à Niagara Falls, dans l'État de New York (Qiu et Hites, 2008; Salamova et Hites, 2010).

Charges

La charge atmosphérique est la quantité d'un polluant présent dans l'air qui entre dans un lac, ce qui équivaut au dépôt humide (pluie) plus le dépôt sec (particules) plus l'absorption gazeuse dans l'eau, moins la volatilisation hors de l'eau. L'absorption moins la volatilisation équivaut à l'échange de gaz net, qui constitue l'essentiel de la charge dans le cas de nombreux polluants TPB semi-volatils. Pour de nombreuses substances interdites ou à usage restreint que le RMDA surveille, les apports atmosphériques nets vers le lac se rapprochent de l'équilibre, c'est-à-dire que la quantité entrant dans le lac égale la quantité qui s'en volatilise. Dans les lacs, on observe encore un dépôt atmosphérique net de HAP, de métaux à l'état de traces et de plusieurs pesticides en usage, comme le γ-HCH (lindane) et l'endosulfan.

Un rapport sur les charges atmosphériques de ces composés dans les Grands Lacs jusqu'en 2005 est disponible en ligne (en anglais) :
http://www.epa.gov/glnpo/monitoring/air2/iadn/reports/IADN_Toxics_Deposition_Thru_2005.pdf.
Pour en recevoir un exemplaire papier, communiquez avec l'un des organismes figurant à la fin du présent rapport.

Sommaire

Le dépôt atmosphérique de composés toxiques dans les Grands Lacs se poursuivra probablement. Les concentrations des composés dont l'utilisation a cessé, dont de nombreux pesticides organochlorés, devraient diminuer jusqu'à un niveau indétectable.

Des sources résiduelles de BPC demeurent aux États-Unis et dans le monde; ainsi, le dépôt atmosphérique sera encore important pendant au moins quelques décennies. Les HAP et les métaux continuent d'être émis. Par conséquent, les concentrations de ces substances pourraient ne pas diminuer ou diminuer très lentement, selon les efforts de réduction de la pollution ou les nouvelles exigences réglementaires. Même si les émissions de nombreuses sources de mercure et de dioxine ont été réduites au cours de la dernière décennie, ces deux polluants sont encore présents en concentrations élevées dans l'environnement. Ce problème persistera à moins qu'on réduise davantage les émissions de mercure et de dioxine.

Les dépôts atmosphériques de nouvelles substances préoccupantes, comme les produits ignifuges bromés et d'autres composés qui pourraient être détectés, risquent également de constituer des facteurs de stress pour les Grands Lacs. On s'efforce actuellement de repérer d'autres produits chimiques potentiellement préoccupants, l'intention étant de les ajouter aux programmes de surveillance des Grands Lacs, si les ressources le permettent et si des méthodes sont disponibles.

Liens

Le dépôt atmosphérique représente actuellement, pour les Grands Lacs, un apport important de substances toxiques, persistantes et bioaccumulables (TPB), telles que les BPC, aux Grands Lacs. Les augmentations de la concentration et de la charge de substances TPB d'origine atmosphérique peuvent accroître la contamination des sédiments, la concentration de produits chimiques toxiques des eaux extracôtières ainsi que la concentration de contaminants des poissons entiers et des oiseaux aquatiques. La bioaccumulation de substances TPB dans les poissons peut également donner lieu à des mises en garde concernant la consommation de poisson.

Gestion – défis et possibilités

Bien que les concentrations de BPC continuent de diminuer lentement, une tendance à la « stabilisation » semble se produire dans l'air ainsi que dans les poissons et les autres organismes, comme le montrent divers programmes de surveillance à long terme. Il pourrait être nécessaire d'examiner plus systématiquement les autres sources de BPC, comme les sédiments contaminés, les boues d'épuration et le matériel électrique, dans le cadre d'initiatives telles que la Stratégie binationale canado-américaine sur les toxiques et les programmes de réglementation nationaux, afin d'obtenir des diminutions plus significatives. Un grand nombre de ces sources sont situées en milieu urbain, comme l'indiquent les concentrations élevées de BPC mesurées à Chicago et à Cleveland par le RMDA et dans d'autres régions par d'autres chercheurs (Wethington et Hornbuckle, 2005; Totten *et al.*, 2001). Des travaux de recherche sont en cours sur l'importance de ces autres sources. Ces travaux sont importants, car des mises en garde sur la consommation de poisson sont en vigueur dans les cinq Grands Lacs relativement aux BPC.

Pour ce qui est des produits chimiques utilisés en agriculture, d'autres restrictions pourraient être justifiées. Récemment, un de ces produits, le lindane, a été graduellement retiré du marché aux États-Unis et au Canada, tandis que les endosulfans doivent être retirés d'ici 2016 (Federal Register, 2010; Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, 2011). On peut espérer que ces restrictions accéléreront la diminution de la concentration de ces produits dans l'atmosphère.

On peut réduire les apports d'HAP aux Grands Lacs par un contrôle des émissions rejetées par les systèmes de combustion, notamment ceux des usines et des véhicules moteurs.

Des progrès ont été réalisés en vue de réduire les émissions de dioxines et de furanes, principalement grâce à l'imposition d'exigences réglementaires aux incinérateurs. 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, 2003). 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 mondiale, les plus grandes sources restantes d'émissions atmosphériques de mercure sont les centrales au charbon. Dans la région, de nombreuses sources sont en train de réduire leurs émissions, mais il faudra d'autres mesures locales et mondiales pour réduire le transport et le dépôt de mercure vers les Grands Lacs.

Les activités de prévention de la pollution, les mesures antipollution fondées sur la technologie, l'examen préalable des produits chimiques en usage et nouveaux et la substitution chimique (pour les pesticides et les produits chimiques domestiques et industriels) peuvent contribuer à réduire les quantités de produits chimiques toxiques déposées dans les Grands Lacs. Les mesures d'aide et les négociations internationales visant à réduire l'usage et les émissions de substances toxiques partout dans le monde devraient également être poursuivies, car les substances TPB utilisées dans d'autres pays peuvent atteindre les Grands Lacs par le transport à grande distance.

Une surveillance continue à long terme de l'atmosphère est nécessaire pour qu'on puisse mesurer les progrès accomplis grâce à la réduction des produits toxiques. Environnement Canada et l'Environmental Protection Agency ont récemment ajouté au programme du RMDA une surveillance régulière des PBDE et de certains autres produits ignifuges. On élabore actuellement des méthodes de dépistage et de mesure pour d'autres produits ignifuges qui ne sont pas des PBDE. Une surveillance plus étroite en zone urbaine serait nécessaire pour mieux caractériser les dépôts atmosphériques dans les Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X					
2. Les données peuvent être retracées à leur source d'origine.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.		X				

Remerciements

Auteur :

Le présent rapport a été rédigé au nom du Comité directeur du RMDA par Todd Nettesheim, gestionnaire de programme du RMDA, U.S. Environmental Protection Agency, Great Lakes National Program Office, par Michelle Craddock, boursière de recherche à l'Oak Ridge Institute for Science and Education, titulaire d'un poste à l'U.S. Environmental Protection Agency, Great Lakes National Program Office, par Sum Chi Lee, gestionnaire de recherche du RMDA, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, et par Hayley Hung, chercheur principal du RMDA, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie (2011).

Collaborateurs :

Merci à Tom Dann, du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique d'Environnement Canada, pour l'information sur les dioxines et les furanes, à David Gay, du Mercury Deposition Network, pour l'information

sur le mercure dans les précipitations, ainsi qu'à Ron Hites et Marta Venier, de l'Indiana University, et à Ken Brice et Nick Alexandrou, d'Environnement Canada, pour les données sur les PBDE.

Personnes-ressources au RMDA

Hayley Hung, chercheur principal du RMDA, Environnement Canada, Direction des sciences et de la technologie, 4905, rue Dufferin, Toronto (Ontario), M3H 5T4, hayley.hung@ec.gc.ca, 416-739-5944.

Todd Nettesheim, gestionnaire de programme du RMDA, Great Lakes National Program Office, U.S. Environmental Protection Agency, 77 West Jackson Boulevard (G-17J), Chicago, IL, 60604, nettesheim.todd@epa.gov, 312-353-9153.

Données du RMDA : Consulter le site http://www.on.ec.gc.ca/natchem/Login/Login.aspx, ou communiquer avec Helena Dryfhout-Clark, gestionnaire de données du RMDA, Environnement Canada, Direction des sciences et de la technologie, 6248, Eighth Line, Egbert (Ontario) L0L 1N0, Helena.Dryfhout-Clark@ec.gc.ca, 705-458-3316.

Sites Web du RMDA : http://www.ec.gc.ca/rs-mn/ et http://epa.gov/greatlakes/monitoring/air2/index.html

Sources d'information

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. 1997. Stratégie Canada - États-Unis pour l'élimination virtuelle des substances toxiques rémanentes des Grands Lacs. http://binational.net/bns/strategy_fr.pdf

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. 2003. La stratégie binationale relative aux toxiques des Grands Lacs, Rapport d'étape 2002. Site Web : http://binational.net/bns/2002/index.html (consulté pour la dernière fois le 5 mars 2011).

États-Unis et Canada. 1987. Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978, tel que modifié par le protocole signé le 18 novembre 1987. Ottawa et Washington.

Federal Register. 2006. Lindane Cancellation Order, 13 December 2006, Volume 71, Number 239, p. 74905-74907. Disponible en ligne : http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-PEST/2006/December/Day-13/p21101.htm.

Federal Register. 2010. Endosulfan Final Product Cancellation Order, FR Doc No: 2010-28138, 10 November 2010, Volume 75, Number 217, p. 69065-69069. Disponible en ligne : http://www.regulations.gov/#!documentDetail;D=EPA-HQ-OPP-2002-0262-0188;oldLink=false

Hafner, W.D. et Hites, R.A. 2003. « Potential Sources of Pesticides, PCBs, and PAHs to the Atmosphere of the Great Lakes. » *Environmental Science and Technology* 37(17) : 3764-3773.

Hsu, Y-K, Holsen, T.M., et Hopke, P.K. 2003. « Locating and Quantifying PCB Sources in Chicago: Receptor Modeling and Field Sampling. » *Environmental Science and Technology* 37(4) : 681–690

Kreis, R. 2005. Lake Michigan Mass Balance Project: PCB Results. October 28, 2005. Grosse Ile, MI. Disponible en ligne : http://www.epa.gov/med/grosseile_site/LMMBP/

Ma, J., Daggupaty, S.M., Harner, T., et Li, Y. 2003. « Impacts of lindane usage in the Canadian prairies on the Great Lakes ecosystem - 1: Coupled atmospheric transport model and modeled concentrations in air and soil. » *Environmental Science and Technology* 37 : 3774-3781.

Ma, J., Hung, H., et Blanchard, P. 2004. « How Do Climate Fluctuations Affect Persistent Organic Pollutant Distribution in North America? Evidence from a Decade of Air Monitoring. » *Environmental Science and Technology* 38(9) : 2538-2543.

Ma, J., Venkatesh, S., Li, Y., Cao, Z., et Daggupaty, S.M. 2005. « Tracking toxaphene in the North American Great Lakes basin – 2. A strong episodic long-range transport event. » *Environmental Science and Technology* 39 : 8123-8131.

Prestbo, E.M., et 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.

Qiu, X., et Hites, R.A. 2008. « Dechlorane Plus and other Flame Retardants in Tree Bark from the Northeastern United States. » *Environmental Science and Technology* 42(1) : 31-36.

Risch, M.R., Gay, D.A., Fowler, K.F., Keeler, G.J., Backus, S.M., Blanchard, P., Barres, J.A., et Dvonch, J.T. 2011. *Environmental Pollution* (sous presse), doi : 10.1016/j.envpol.2011.05.030.

Salamova, A., et Hites, R.A. 2010. « Evaluation of Tree Bark as a Passive Atmospheric Sampler for Flame Retardants, PCBs, and Organochlorine Pesticides. » *Environmental Science and Technology* 44 (16) : 6196–6201

Salamova, A., et Hites, R.A. 2011. « Discontinued and Alternative Brominated Flame Retardants in the Atmosphere and Precipitation from the Great Lakes Basin. » *Environmental Science and Technology* 45 (20) : 8698–8706.

Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2011. Note de réévaluation REV2011-01, Abandon de l'endosulfan, 8 février 2011. ISBN : 1925-0657 (version imprimée). ISBN : 1925-0665 (version PDF), 8 pages. Disponible en ligne : http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/pubs/pest/_decisions/rev2011-01/index-fra.php

Strachan, W.M.J., et Eisenreich, S.J. 1990. « Mass Balance Accounting of Chemicals in the Great Lakes ». Pages 291-301, *in* Long Range Transport of Pesticides, sous la direction de D.A. Kurtz. Lewis Publishers, Chelsea (Michigan).

Sun, P., Basu, I., Blanchard, P., Brice, K.A., et Hites, R.A. 2007. « Temporal and Spatial Trends of Atmospheric Polychlorinated Biphenyl Concentrations near the Great Lakes. » *Environmental Science and Technology* 41(4) : 1131-1136.

Sun, P., Backus, S., Blanchard, P., et Hites, R.A. 2006a. « Temporal and Spatial Trends of Organochlorine Pesticides in Great Lakes Precipitation. » *Environmental Science and Technology* 40(7) : 2135 -2141.

Sun, P., Blanchard, P., Brice, K.A., et Hites, R.A. 2006b. « Atmospheric Organochlorine Pesticide Concentrations near the Great Lakes: Temporal and Spatial Trends. » *Environmental Science and Technology* 40(21) : 6587-6593.

Totten, L.A., Brunciak, P.A., Gigliotti, C.L., Dachs, J., Glenn, T.R., IV, Nelson, E.D., et Eisenreich, S.J. 2001. « Dynamic Air-Water Exchange of Polychlorinated Biphenyls in the New York-New Jersey Harbor Estuary. » *Environmental Science and Technology* 35(19) : 3834-3840.

U.S. Environmental Protection Agency et Environnement Canada. 2008. Atmospheric Deposition of Toxic Substances to the Great Lakes: RMDA Results through 2005. ISBN : 978-0-662-48287-1. Numéro de catalogue de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada : En56-156/2005E. Numéro de rapport de l'U.S. Environmental Protection Agency : EPA-905-R-08-001.

Venier, M., Ferrario, J., et Hites, A. 2009. « Polychlorinated Dibenzo-p-dioxans and Dibenzofurans in the Atmosphere Around the Great Lakes. » *Environmental Science and Technology* 43(4) : 1036-1041.

Venier, M., et Hites, R.A. 2008. « Flame Retardants in the Atmosphere near the Great Lakes. » *Environmental Science and Technology* 42(13) : 4745-4751.

Venier, M., et Hites, R.A. 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 Hites, R.A. 2010b. « Time Trend Analysis of Atmospheric POPs Concentrations in the Great Lakes Region Since 1990. » *Environmental Science and Technology* 44(21) : 8050-8055.

Wethington, D.M., III, et Hornbuckle, K.C. 2005. « Milwaukee, WI as a Source of Atmospheric PCBs to Lake Michigan. » *Environmental Science and Technology* 39(1) : 57-63.

Liste des figures

Figure 1. Résidus partiels obtenus pour chaque date d'échantillonnage à l'égard des concentrations de BPC de la phase vapeur et de la phase particulaire. (L'analyse des résidus partiels sert à établir la relation existant entre le temps et le logarithme naturel de la concentration.) Source : Venier et Hites (2010b).

Figure 2. Concentration moyenne annuelle de BPC totaux de la phase gazeuse aux stations rurales et urbaines du RMDA. Source : Comité directeur du RMDA, données inédites, 2011.

Figure 3. Résidus partiels obtenus pour chaque date d'échantillonnage à l'égard des concentrations de pesticides organochlorés de la phase vapeur et de la phase particulaire. (L'analyse des résidus partiels sert à établir la relation existant entre le temps et le logarithme naturel de la concentration.). Source : Venier et Hites (2010b).
Figure 4. Concentration moyenne annuelle de chlordanes totaux de la phase gazeuse aux stations rurales et urbaines du RMDA. Source : Comité directeur du RMDA, données inédites, 2011.
Figure 5. Concentrations de dioxines et de furanes exprimées en TEQ (équivalent toxique), en fg/m^3, à Windsor (Ontario). Source : Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique d'Environnement Canada, données inédites, 2006.
Figure 6. Concentration moyenne annuelle de produits ignifuges totaux (phase vapeur + phase particulaire) aux stations du RMDA situées aux États-Unis. Source : Comité directeur du RMDA, données inédites, 2011.
Figure 7. Tendances de la concentration atmosphérique de BDE-49, de BDE-99 et de BDE-209 aux stations principales canadiennes de Point Petre (PPT) et de Burnt Island (BNT), dans la région des Grands Lacs. Source : Comité directeur du RMDA, données inédites, 2011.

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2011

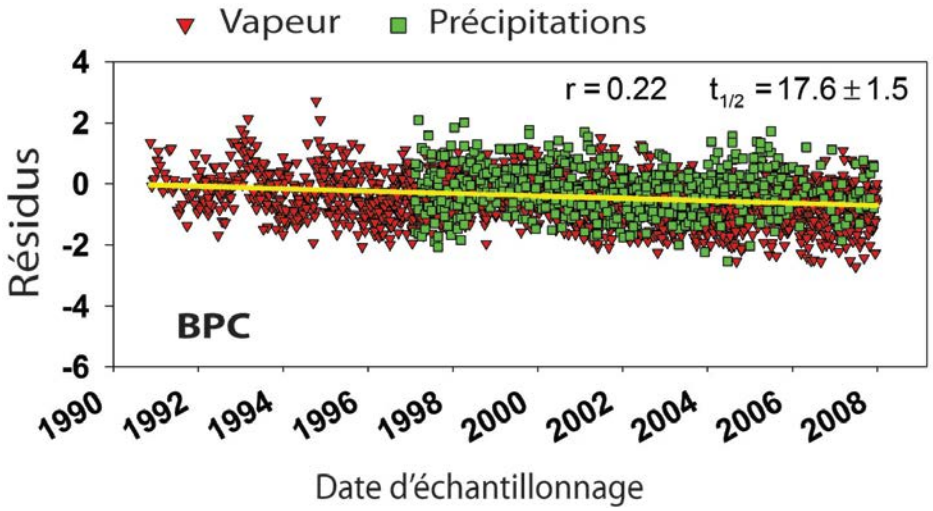


Figure 1. Résidus partiels obtenus pour chaque date d'échantillonnage à l'égard des concentrations de BPC de la phase vapeur et de la phase particulaire. (L'analyse des résidus partiels sert à établir la relation existant entre le temps et le logarithme naturel de la concentration.)
Source : Venier et Hites (2010b).

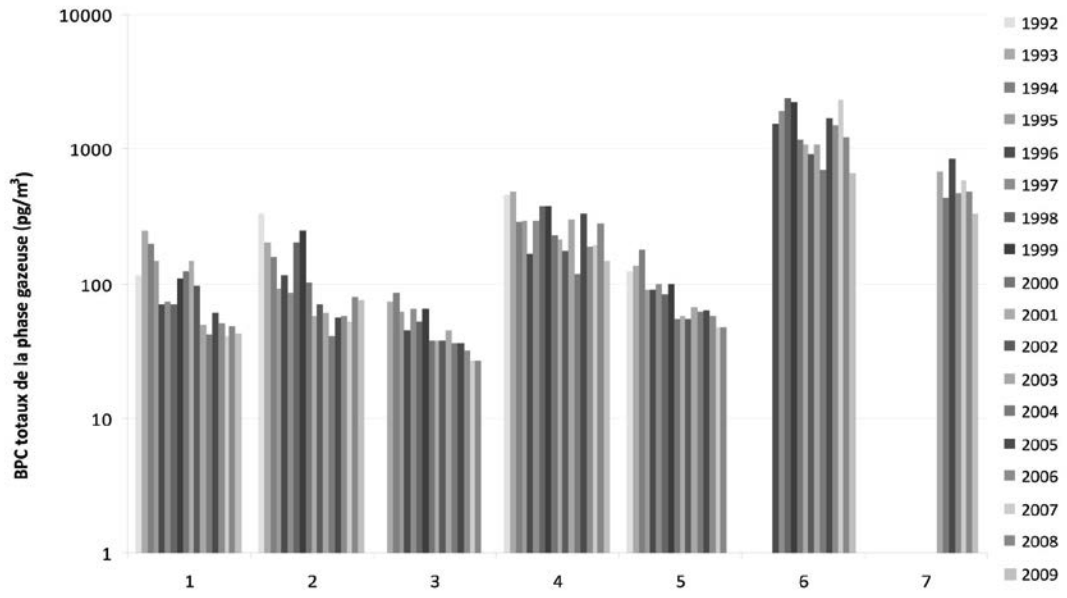


Figure 2. Concentration moyenne annuelle de BPC totaux de la phase gazeuse aux stations rurales et urbaines du RMDA.
Source : Comité directeur du RMDA, données inédites, 2011.

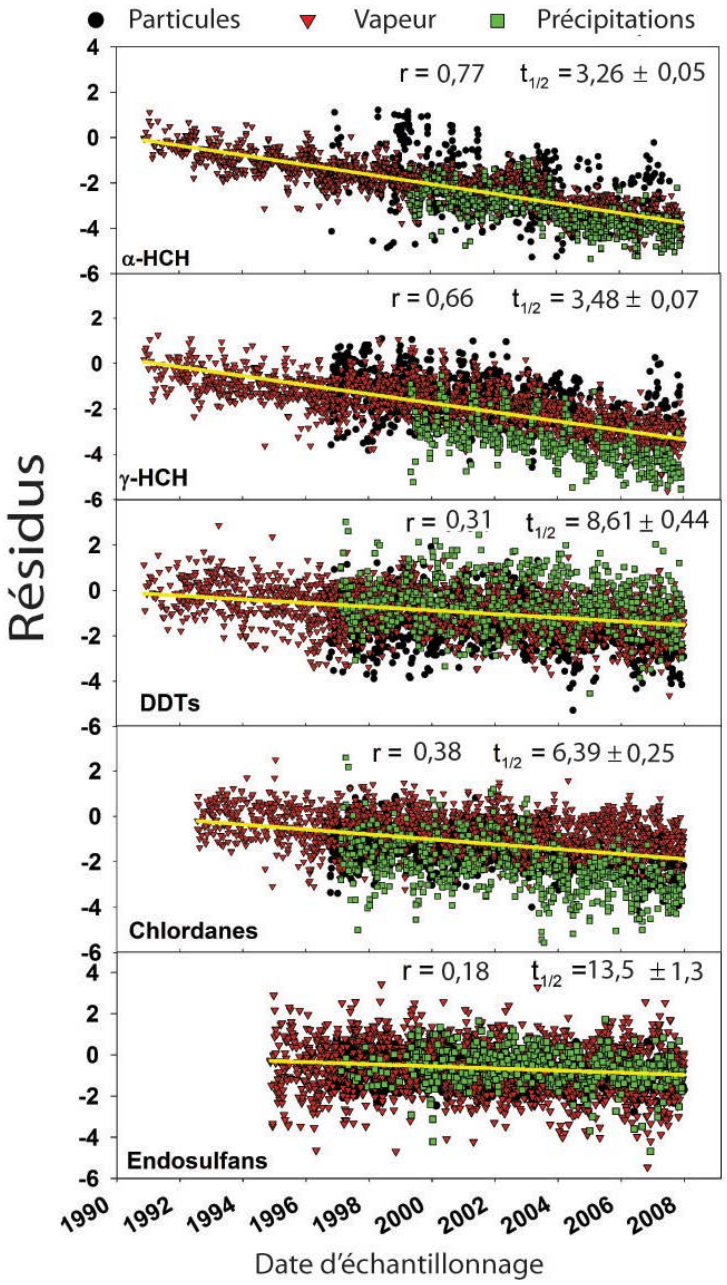


Figure 3. Résidus partiels obtenus pour chaque date d'échantillonnage à l'égard des concentrations de pesticides organochlorés de la phase vapeur et de la phase particulaire. (L'analyse des résidus partiels sert à établir la relation existant entre le temps et le logarithme naturel de la concentration.).
Source : Venier et Hites (2010b).

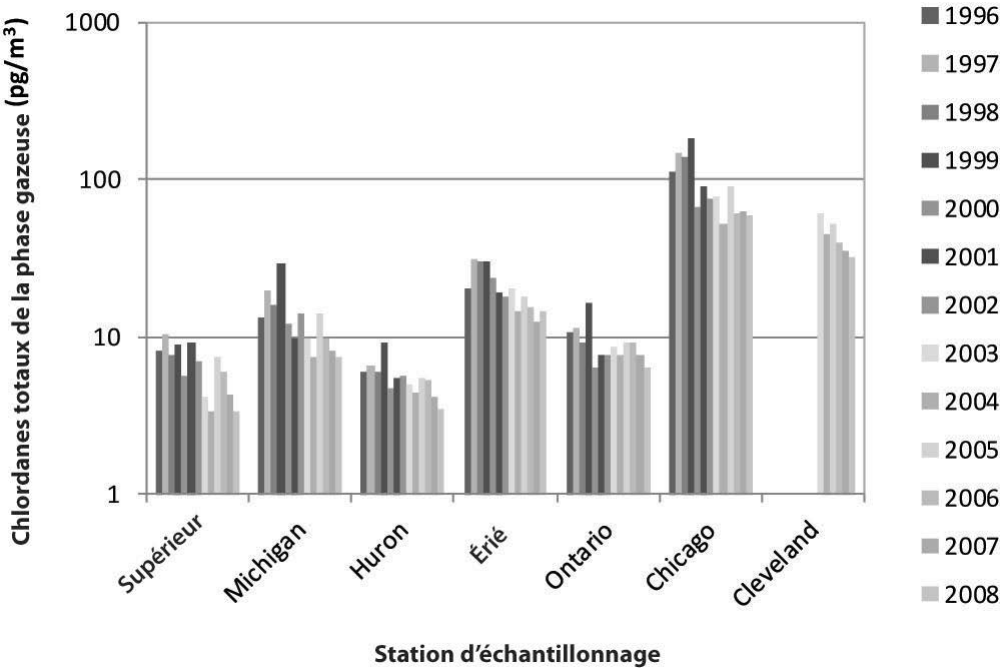


Figure 4. Concentration moyenne annuelle de chlordanes totaux de la phase gazeuse aux stations rurales et urbaines du RMDA.
Source : Comité directeur du RMDA, données inédites, 2011.

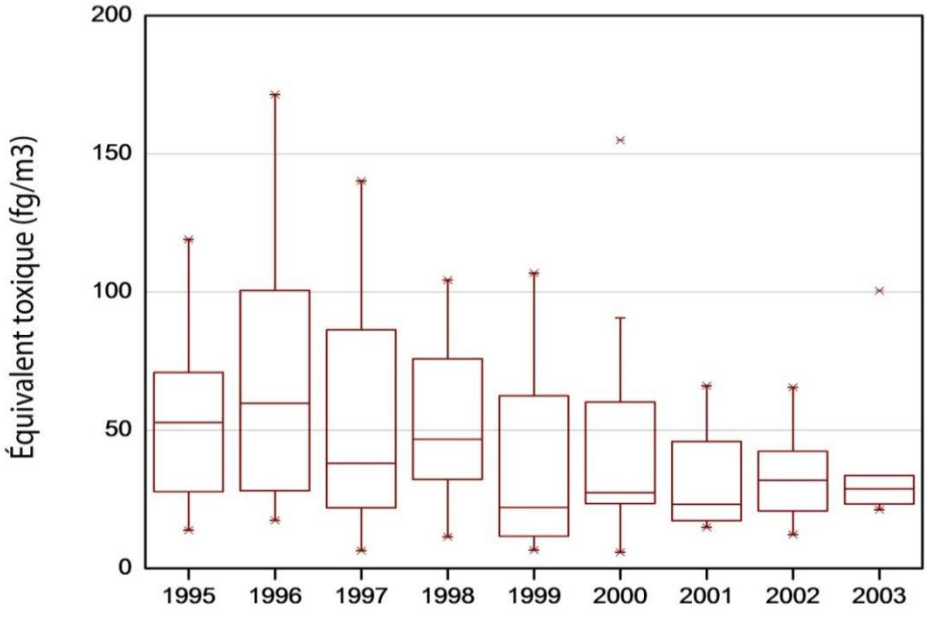


Figure 5. Concentrations de toxines et de furanes, exprimées en équivalents toxiques (fg/m^3), observées à Windsor, en Ontario. La case centrale est entourée par les 25e et 75e centiles, et les lignes indiquent les 10e et 90e centiles. Les astérisques représentent des valeurs aberrantes des 10e et 90e centiles. La ligne rouge horizontale représente la médiane.
Source : Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique, Environnement Canada, non publié, 2006

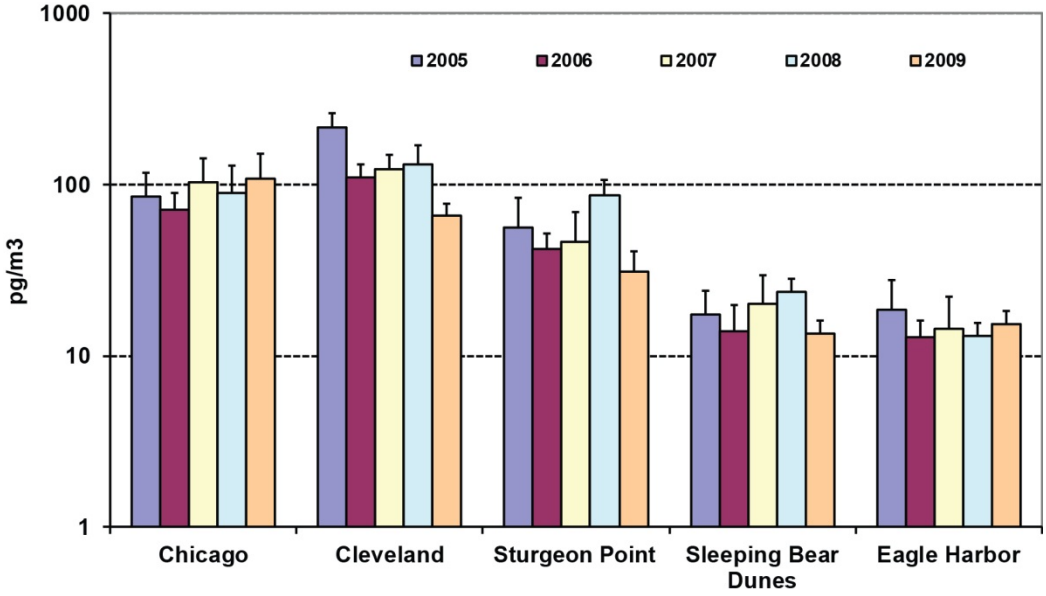


Figure 6. Concentration moyenne annuelle de produits ignifuges totaux (phase vapeur + phase particulaire) aux stations du RMDA situées aux États-Unis.
Source : Comité directeur du RMDA, données inédites, 2011.

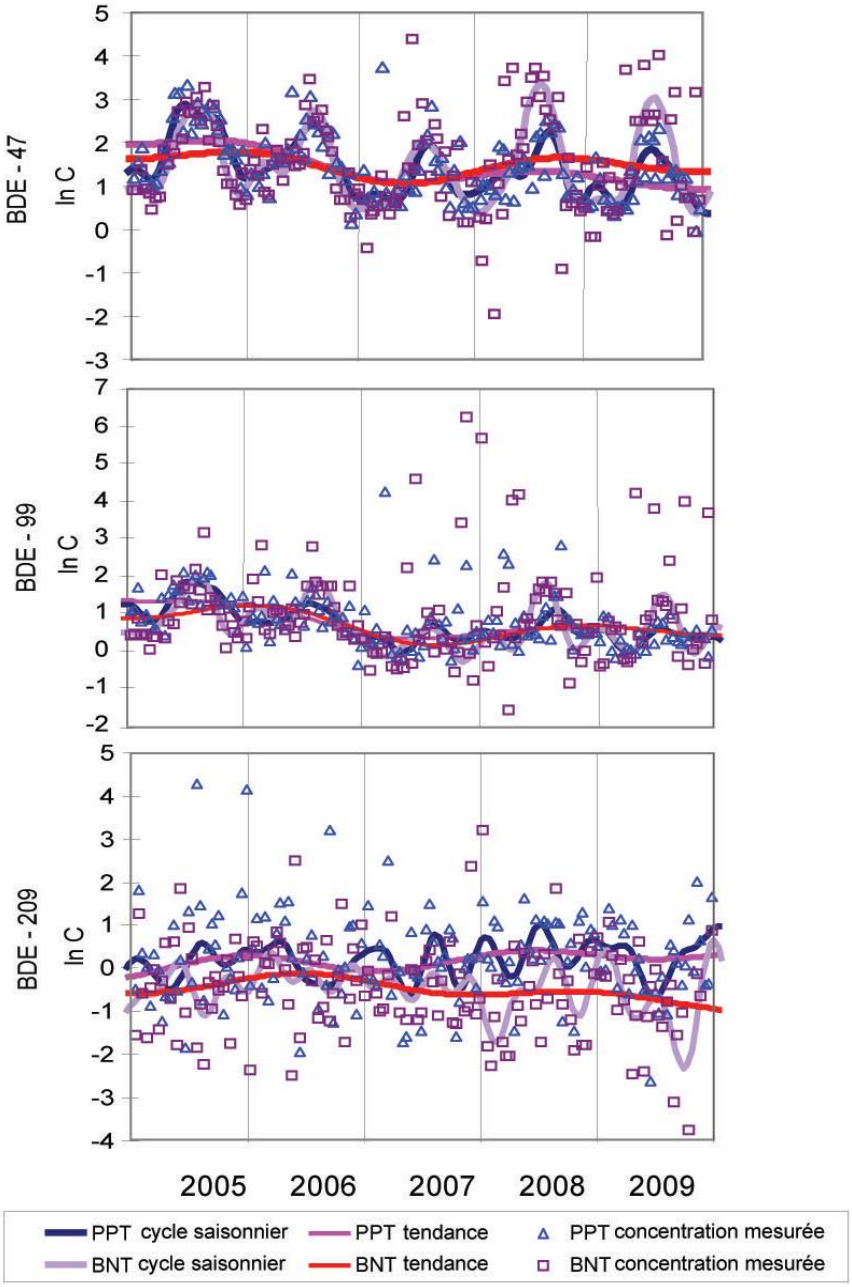


Figure 7. Tendances de la concentration atmosphérique de BDE-49, de BDE-99 et de BDE-209 aux stations principales canadiennes de Point Petre (PPT) et de Burnt Island (BNT), dans la région des Grands Lacs. Source : Comité directeur du RMDA, données inédites, 2011.

Débit de base attribuable à l'écoulement souterrain

Évaluation globale
Situation : **Passable**
Tendance : **Non déterminée**
Justification : **On estime que les activités humaines ont eu des effets néfastes sur l'écoulement souterrain au moins à l'échelle locale dans certains secteurs du bassin des Grands Lacs et que l'écoulement n'a pas été altéré de manière importante dans d'autres secteurs. Les tendances temporelles des débits de base n'ont pas été analysées pour le bassin.**

Évaluation lac par lac
Il n'a pas été établi d'évaluation individuelle de chaque bassin lacustre pour le présent rapport.

But

- Cet indicateur mesure la contribution du débit de base attribuable à l'écoulement souterrain au débit fluvial total pour chaque sous-bassin hydrographique (à l'échelle des lacs).
- Détecter les impacts des facteurs anthropiques sur l'importance de la ressource en eau souterraine.
- L'indicateur du débit de base attribuable à l'écoulement souterrain est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie Paysages et processus naturels.

Objectif pour l'écosystème
Des facteurs anthropiques ne nuisent pas à la capacité de l'écoulement souterrain à maintenir les conditions du milieu fluvial (habitat aquatique) à leur potentiel ou à peu près.

État écologique
Mesure
Les écosystèmes des cours d'eau du bassin des Grands Lacs se sont développés en s'adaptant aux variations naturelles du débit, notamment aux débits d'étiage. Les cours d'eau dans cette région reçoivent généralement des apports d'eau souterraine, comme en témoignent les débits qui augmentent vers l'aval en l'absence d'affluent. On appelle souvent débit de base cet apport d'eau souterraine en période de faible pluviosité. Le débit de base est important pour le maintien de l'écosystème aquatique parce qu'il assure un débit minimal et limite la température de l'eau durant les périodes sèches. L'indice du débit de base est le rapport moyen à long terme entre le débit de base et le débit total du cours d'eau. Il s'agit donc une valeur sans unité qui varie de 0 à 1 et qui augmente en proportion de l'apport d'eau souterraine et du débit de base. Par exemple, un indice de débit de base de 0,28 indique que le débit de base constitue 28 % du débit total. Les bassins hydrographiques qui ont beaucoup de sols sableux ou graveleux présentent souvent un indice de débit de base élevé, alors que l'indice est souvent bas pour les bassins aux sols plutôt argileux. Il est possible de détecter des effets anthropiques sur le débit de base en analysant l'évolution du débit de base et en relevant les zones où il est plus élevé ou plus bas que ce à quoi on s'attendrait compte tenu des caractéristiques climatiques, géologiques et autres.

Objectif
Des facteurs anthropiques ne modifient pas les caractéristiques du débit de base des sous-bassins hydrographiques. Aucune cible ni valeur de référence n'est disponible pour le moment.

Contexte
Une portion considérable des précipitations sur la partie terrestre du bassin des Grands Lacs retourne dans l'atmosphère par l'évapotranspiration. L'eau qui ne retourne pas dans l'atmosphère ruisselle en surface ou s'infiltre dans le sol et va alimenter les nappes souterraines. L'eau qui ruisselle sur le sol se déverse dans les eaux de surface (rivières, lacs et milieux humides), puis s'écoule vers les Grands Lacs pour finir par les rejoindre.

L'eau d'infiltration qui recharge les nappes souterraines s'écoule également vers les Grands Lacs. La plupart des eaux souterraines rechargées s'écoulent à des profondeurs relativement faibles à l'échelle locale et rejoignent les eaux de surface adjacentes. Toutefois, les eaux souterraines s'écoulent également à de plus grandes profondeurs à l'échelle régionale et se déversent directement dans les Grands Lacs ou dans des eaux de surface distantes. Les quantités d'eau souterraine s'écoulant à grande profondeur peuvent être importantes à l'échelle locale, mais on croit généralement qu'elles sont modestes par rapport aux quantités s'écoulant à plus faible profondeur.

L'élément du débit fluvial attribuable au ruissellement sur le sol varie rapidement, est transitoire et crée les débits de pointe. Par comparaison, L'effet des précipitations sur l'écoulement souterrain vers les eaux de surface est grandement retardé. L'élément du débit fluvial apporté par les eaux souterraines est donc plus uniforme.

Dans la région des Grands Lacs, le débit de base des cours d'eau provient essentiellement des nappes souterraines. Le débit de base est l'élément le moins variable et le plus persistant du débit total.

L'écoulement souterrain naturel n'est toutefois pas la seule partie du débit de base des cours d'eau, car divers facteurs humains et naturels y contribuent également. La régularisation du débit, le stockage et le mouvement retardé de l'eau à l'aide de barrages et de réservoirs créent une signature du débit stable qui est semblable à celle de l'écoulement souterrain. Les lacs et les milieux humides modèrent également le débit, transformant le ruissellement de surface rapidement variable en un débit variant plus lentement qui s'approche de la dynamique de l'écoulement souterrain. Il est important de noter que ces sources variables de débit de base influent sur la qualité de l'eau de surface, particulièrement en ce qui concerne la température.

Situation du débit de base

Le débit de base est déterminé fréquemment au moyen d'un procédé mathématique appelé décomposition d'hydrogramme. Ce procédé utilise l'information de la surveillance du débit comme intrant et décompose le débit observé en éléments à variation rapide et lente, correspondant respectivement au ruissellement de surface et au débit de base. Les données sur le débit fluvial qui sont utilisées dans ces analyses sont recueillies dans tout le bassin des Grands Lacs par des réseaux de débitmètres qu'exploitent la United States Geological Survey (USGS) et Environnement Canada. Neff *et al.* (2005) résument le calcul et l'interprétation du débit de base pour 3 936 débitmètres en Ontario et dans les États des Grands Lacs. Ils emploient six méthodes de décomposition d'hydrogramme et les renseignements de surveillance du débit sur la durée d'enregistrement pour les périodes se terminant le 31 décembre 2000 et le 30 septembre 2001, respectivement. Les résultats signalés par Neff *et al.* (2005) fondent la plus grande partie du présent rapport.

Les résultats livrés par la méthode de décomposition d'hydrogramme du United Kingdom Institute of Hydrology (UKIH) (Piggott *et al.*, 2005) sont référencés tout au long du rapport par souci de cohérence avec le rapport précédent pour cet indicateur. Toutefois, les valeurs calculées à l'aide des cinq autres méthodes sont considérées comme étant des résultats également probables.

La figure 1 illustre l'information sur la surveillance du débit quotidien et les résultats de la décomposition d'hydrogramme pour la rivière Nith à New Hamburg, en Ontario, du 1er janvier au 31 décembre 1993. La réponse à variation rapide du débit aux précipitations et à la fonte des neiges fait contraste au débit de base à variation lente.

L'application de la décomposition d'hydrogramme à l'information de surveillance du débit quotidien donne lieu à de longues séries chronologiques d'extrant. Diverses mesures sont utilisées pour résumer cet extrant. Par exemple, l'indice du débit de base est une simple mesure physique de la contribution du débit de base au débit fluvial qui se prête aux études à l'échelle régionale. Cet indice est défini comme le débit de base moyen par rapport au taux moyen du débit total du cours d'eau. Il est sans unité et varie de 0 à 1 là où des valeurs croissantes indiquent une contribution croissante du débit de base au débit du cours d'eau. La valeur de l'indice pour les données présentées à la figure 1 est de 0,28, ce qui indique que 28 % du débit observé est estimé être le débit de base.

Neff *et al.* (2005) ont utilisé 960 débitmètres en Ontario et dans les États des Grands Lacs pour interpréter le débit de base. La figure 2 indique la répartition des valeurs de l'indice de débit de base calculées pour la sélection de débitmètres relativement aux portions jaugées et non jaugées du bassin des Grands Lacs.

La variabilité du débit de base dans le bassin est évidente. Toutefois, un traitement plus poussé des données est nécessaire pour différencier l'élément du débit de base qui est attribuable à l'écoulement souterrain et celui qui est attribuable au débit retardé par les lacs et les milieux humides en amont des débitmètres.

Une approche de la différentiation du débit de base calculé à l'aide de la décomposition d'hydrogramme dans ces deux éléments est résumée dans les paragraphes qui suivent.

Les variations de la densité des débitmètres dans le cours d'eau et des discontinuités dans la couverture de la surveillance sont également apparentes dans la figure 2 et peuvent avoir d'importantes répercussions sur l'interprétation du débit de base.

Les valeurs de l'indice de débit de base calculées pour la sélection de débitmètres à l'aide de la décomposition d'hydrogramme sont tracées par rapport aux étendues d'eau de surface en amont de chacun des débitmètres dans la figure 3. Les étendues d'eau de surface sont définies comme les secteurs des lacs et des milieux humides en amont des débitmètres par rapport au secteur total en amont des débitmètres. Bien qu'il y ait une dispersion considérable des valeurs, la tendance attendue est confirmée : les plus grandes valeurs de l'indice de débit de base s'associent aux plus grandes étendues d'eau de surface.

Neff *et al.* (2005) ont modélisé l'indice de débit de base comme une fonction de la géologie superficielle et de la superficie de l'eau de surface. On suppose que la géologie superficielle explique les différences dans l'écoulement souterrain. Elle est catégorisée en sédiments grossièrement et finement texturés, till, substrat peu profond et dépôts organiques.

Le processus de modélisation permet d'estimer une valeur de l'indice de débit de base pour chacune des catégories géologiques, de calculer les moyennes pondérées de ces valeurs pour chacun des débitmètres d'après les étendues des catégories de surface en amont des débitmètres, et de modifier les moyennes pondérées en fonction de l'étendue de l'eau de surface en amont des débitmètres.

Un algorithme de régression non linéaire a été utilisé pour déterminer les valeurs de l'indice de débit de base pour les catégories géologiques et le paramètre du modificateur de l'eau de surface qui correspond à la meilleure concordance entre les valeurs de l'indice de débit de base calculées avec la décomposition d'hydrogramme et les valeurs prévues à l'aide du modèle. Le processus a été répété pour chacune des six méthodes de décomposition d'hydrogramme.

L'extrapolation de l'indice du débit de base des bassins jaugés aux bassins non jaugés a été effectuée à l'aide des résultats de la modélisation. Les bassins non jaugés consistent en 67 bassins tertiaires en Ontario et en 102 bassins du code unitaire hydrologique de 8 chiffres dans les États des Grands Lacs. Les étendues d'eau de surface pour les bassins non jaugés sont présentées à la figure 4, où les intervalles des valeurs figurant dans la légende correspondent à ceux utilisés pour établir la moyenne des valeurs de l'indice de débit de base de la figure 3.

Un élément du débit de base attribuable au débit retardé par les lacs et les milieux humides semble probable sur de vastes portions du bassin des Grands Lacs.

La répartition des catégories géologiques est présentée à la figure 5. Les sédiments organiques et finement texturés ne sont pas différenciés dans ce rendu, parce que les deux catégories ont des valeurs estimatives de l'indice de débit de base attribuables à l'écoulement souterrain de l'ordre de 0,0 à 0,1. Toutefois, les dépôts organiques sont d'une portée très limitée et occupent, en moyenne, moins de 2 % de la superficie des bassins non jaugés.

La variation spatiale de l'indice de débit de base présentée à la figure 5 ressemble à celle de la figure 2. Toutefois, il est important de noter que l'information de la figure 2 comprend l'influence du débit retardé par les lacs et les milieux humides en amont des débitmètres alors que cette influence a été supprimée, ou du moins réduite, dans l'information de la figure 5.

La figure 6 indique les valeurs de l'élément géologique de l'indice de débit de base pour les bassins non jaugés obtenues en calculant les moyennes pondérées des valeurs pour les catégories géologiques se trouvant dans les bassins. Cette carte représente donc une estimation uniforme sur tout le bassin des Grands Lacs de la contribution complète du débit de base attribuable à l'écoulement souterrain au débit fluvial total.

Les diagrammes à secteurs indiquent l'intervalle des valeurs de l'élément géologique de l'indice de débit de base pour les six méthodes de décomposition d'hydrogramme en moyenne sur les sous-bassins des Grands Lacs. La moyenne des six valeurs pour chacun des sous-bassins donne une contribution du débit de base attribuable à l'écoulement souterrain d'environ 60 % pour les lacs Huron, Michigan et Supérieur et de 50 % pour les lacs Érié et Ontario. Il y a souvent une plus grande variabilité de cette contribution à l'intérieur d'un même sous-bassin que d'un sous-bassin à l'autre en conséquence de la variabilité géologique qui est moyennée plus uniformément à l'échelle des sous-bassins.

Cartographier d'une manière uniforme sur l'ensemble du bassin des Grands Lacs l'élément géologique de l'indice de débit de base supposé attribuable à l'écoulement souterrain est un accomplissement important dans le développement de l'indicateur.

Toutefois, des données supplémentaires sont nécessaires pour déterminer le degré auquel les activités humaines ont altéré l'écoulement souterrain. Il y a diverses solutions pour produire cette information. Par exemple, les valeurs de l'indice de débit de base calculées pour la sélection de débitmètres à l'aide de la décomposition d'hydrogramme peuvent se comparer aux valeurs modélisées correspondantes. Si une valeur calculée est inférieure à une valeur modélisée, et si la différence n'est pas imputable aux limitations du processus de modélisation, le débit de base est alors moindre que prévu d'après les facteurs physiographiques, et il est possible que l'écoulement ait été altéré par les activités humaines. De même, si une valeur calculée est supérieure à une valeur modélisée, il est possible que le débit de base soit le résultat d'activités humaines comme la régularisation du débit et le déversement d'eaux usées. Les séries chronologiques du débit de base peuvent également servir à évaluer ces impacts. Aucune tentative n'a encore été faite pour évaluer systématiquement le changement à l'échelle du bassin des Grands Lacs.

Le changement du débit de base avec le temps peut être subtil et difficile à quantifier (p. ex. les variations dans la relation du débit de base au climat) et être continu (p. ex. une augmentation uniforme du débit de base attribuable au vieillissement de l'infrastructure d'approvisionnement en eau et aux pertes en cours de transport) ou discontinu (p. ex. une réduction abrupte du débit de base attribuable à une nouvelle consommation d'eau). Le changement est parfois le résultat des effets cumulatifs attribuables à une série d'activités humaines historiques et en cours, et peut être plus prononcé et facile à déceler à l'échelle locale plutôt qu'aux échelles qui sont typiques de la surveillance continue du débit.

Une approche à l'échelle locale pour illustrer l'impact de la régularisation des débits sur le débit de base est montrée à la figure 7, au moyen de données sur la rivière Grand, à Galt, en Ontario. La profondeur cumulative du débit de base calculée chaque année comme le volume total de débit à l'endroit du débitmètre divisé par le secteur qui est en amont du débitmètre, est tracée par rapport au débit total cumulatif. L'indice de débit de base est la pente de l'accumulation du débit de base par rapport à l'accumulation du débit total de la figure 7. Le changement de la pente et l'augmentation de l'indice de débit de base, d'une valeur de 0,45 avant la construction des réservoirs situés en amont du débitmètre à 0,57 après la construction des réservoirs, indiquent clairement l'impact de la régularisation du débit pour atténuer les conditions d'étiage et de crue. Le calcul et l'interprétation des tracés diagnostiques comme ceux de la figure 7 pour des centaines à des milliers de débitmètres dans le bassin des Grands Lacs constitueront une

tâche colossale et chronovore, mais peut-être nécessaire en fin de compte.

Pressions

L'écoulement souterrain vers les eaux de surface est le résultat du processus de recharge, d'écoulement et de décharge des nappes souterraines. Les activités humaines ont un impact sur l'écoulement souterrain en modifiant les éléments de ce processus, le moment, l'étendue et, dans une certaine mesure, la gravité de cet impact étant fonction des facteurs hydrogéologiques et de la proximité des eaux de surface. L'augmentation des surfaces imperméables durant l'aménagement résidentiel et commercial et l'installation d'éléments de drainage pour accroître la productivité agricole sont des exemples d'activités qui peuvent réduire l'alimentation des nappes et, en fin de compte, l'écoulement souterrain.

Les prélèvements d'eaux souterraines pour l'approvisionnement en eau et durant les opérations d'assèchement (pompage de l'eau souterraine pour réduire la nappe phréatique durant la construction, l'extraction minière, etc.) enlèvent de l'eau souterraine du régime d'écoulement et peuvent aussi réduire l'écoulement souterrain. L'écoulement souterrain peut être altéré par des activités comme la canalisation des cours d'eau qui limite le mouvement entre les eaux souterraines et les eaux de surface. Les activités humaines peuvent également augmenter, intentionnellement ou accidentellement, l'écoulement souterrain. L'infiltration induite d'eaux pluviales, les pertes de transport dans les canalisations municipales d'alimentation en eau et d'évacuation des eaux usées et l'abandon d'approvisionnements locaux en eaux souterraines sont des facteurs qui peuvent augmenter l'écoulement souterrain. La variabilité et le changement climatiques peuvent compliquer les répercussions des activités humaines sur la recharge, l'écoulement et la décharge des nappes d'eau souterraine.

Liens

Le débit de base attribuable à l'écoulement souterrain parvenant aux rivières, aux lacs intérieurs et aux terres humides du bassin des Grands Lacs est un élément important et souvent majeur du débit des cours d'eau, particulièrement en période d'étiage. Le débit de base satisfait fréquemment aux besoins de l'habitat et des espèces aquatiques quant au débit, au niveau, à la qualité et à la température de l'eau. Les apports en eau et la capacité des eaux de surface d'assimiler les rejets d'eaux usées dépendent également du débit de base. Le débit de base attribuable à l'écoulement souterrain est donc crucial pour le maintien de la quantité et de la qualité de la ressource hydrique et de l'intégrité de l'habitat et des espèces aquatiques. Des facteurs naturels comme la variabilité climatique modifient les débits de base moyens et la répartition du débit au cours de l'année. De concert avec de possibles impacts du changement climatique, des pressions comme l'urbanisation et l'utilisation de l'eau peuvent modifier les débits de base. La réduction du débit de base peut compromettre la capacité des eaux de surface à assimiler les rejets d'eaux usées en période de faible débit et entraîner une basse de la qualité de l'eau.

Gestion – défis et possibilités

L'eau souterraine a d'importantes fonctions sociales et écologiques dans tout le bassin des Grands Lacs. Elle fournit généralement un approvisionnement de grande qualité à une partie importante de la population, particulièrement en milieu rural où elle est souvent la seule source d'eau disponible. L'écoulement souterrain vers les rivières, les lacs et les milieux humides est également crucial pour l'habitat et les espèces aquatiques ainsi que pour la quantité d'eau et la qualité de l'eau dans les cours d'eau. Ces fonctions sont concurrentes et parfois conflictuelles.

Des pressions comme l'aménagement urbain et l'utilisation de l'eau, conjuguées aux possibles impacts climatiques et au risque de contamination de la ressource, peuvent augmenter la fréquence et l'importance des conflits. En l'absence d'une comptabilisation systématique des approvisionnements, des utilisations et des dépendances, c'est la fonction écologique des eaux souterraines qui est la plus susceptible d'être compromise.

La gestion de la qualité de l'eau des Grands Lacs exige de comprendre la quantité et la qualité de l'eau dans la portion terrestre du bassin, et, pour cela, il faut pouvoir reconnaître les contributions relatives du ruissellement de surface et de l'écoulement souterrain dans les cours d'eau. Les résultats décrits dans ce rapport indiquent la

contribution importante de l'écoulement souterrain dans les tributaires des Grands Lacs. La portée de cette contribution a des répercussions tangibles sur la gestion. Il y a une variabilité considérable de la recharge, de l'écoulement et de la décharge des nappes d'eau souterraine qui doit se refléter dans les pratiques de gestion des terres et de l'eau qui sont appliquées dans l'ensemble du bassin.

La dynamique du débit et du transport des eaux souterraines est différente de celle des eaux de surface. L'écoulement souterrain répond plus lentement au climat et maintient le débit fluvial durant les périodes de disponibilité réduite de l'eau, mais cette capacité est variable et restreinte. Les contaminants qui sont transportés par les eaux souterraines peuvent être en contact avec des matières géologiques depuis des années, des décennies, voire des siècles ou des millénaires. En conséquence, il y a une possibilité considérable d'atténuation de la contamination avant que les eaux souterraines rejoignent les eaux de surface. Toutefois, les longs temps de séjour des eaux souterraines limitent aussi les possibilités de suppression des contaminants, en général, et de ceux de sources diffuses, en particulier.

Commentaires des auteurs

La situation et la tendance indiquées sont des estimations qui, selon les auteurs, confortent l'opinion répandue des spécialistes des ressources en eau dans le bassin des Grands Lacs. Plus de recherches et plus d'analyses sont nécessaires pour confirmer ces estimations et déterminer les conditions lac par lac.

Les renseignements sur le débit de base cités dans le rapport sont un produit de l'étude intitulée *Groundwater and the Great Lakes: A Coordinated Binational Basin-wide Assessment in Support of Annex 2001 Decision Making*, menée par la U.S. Geological Survey en collaboration avec l'Institut national de recherche sur les eaux d'Environnement Canada et le Great Lakes Protection Fund. Les données sont publiées dans Neff *et al.* (2005), cités plus loin.

De récentes études sur les tendances des caractéristiques du débit des cours d'eau (Hodgkins *et al.*, 2007) pourraient être appliquées à la partie canadienne du bassin. De même, des analyses des tendances de la recharge des nappes d'eau souterraine (Rivard *et al.*, 2009) pourraient être effectuées plus en détail des deux côtés de la frontière dans le bassin.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X					
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.		X				

Remerciements

Auteurs :

Howard Reeves, U.S. Geological Survey (hwreeves@usgs.gov)

Andrew Piggott, Environnement Canada (andrew.piggott@ec.gc.ca)
Brian Neff , de l'U.S. Geological Survey, et Marc Hinton, de la Commission géologique du Canada, ont rédigé la première version du présent rapport.
Collaborateurs :
Lori Fuller et Jim Nicholas , de l'U.S. Geological Survey, ont collaboré à la préparation de la première version du rapport.

Sources

Hodgkins, G.A, Dudley, R.W., et Aichele, S.S., 2007, Historical changes in precipitation and streamflow in the U.S. Great Lakes Basin, 1915-2004: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2007-5118, 31 p.

Neff, B.P., Day, S.M., Piggott, A.R., et Fuller, L.M. 2005. *Base Flow in the Great Lakes Basin*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5217, 23 pages.

Piggott, A.R., Moin, S., et Southam, C., 2005, A revised approach to the UKIH method for the calculation of baseflow. *Hydrological Sciences J. / Journal des sciences hydrologiques*, 50: 911-920.

Rivard, C., Vigneault, H., Piggott, A.R., Larocque, M., et Anctil, F. 2009. Groundwater recharge trends in Canada. *Can. J. Earth Sci. / Revue canadienne des sciences de la Terre*, 46: 841-854.

Liste des figures

Figure 1. Hydrogramme du débit total observé (noir) et du débit de base calculé (rouge) pour la rivière Nith à New Hamburg au cours de 1993.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

Figure 2. Distribution des valeurs calculées de l'indice du débit de base par rapport aux portions jaugées (gris pâle) et non jaugées (gris foncé) du bassin des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

Figure 3. Comparaison des valeurs calculées de l'indice du débit de base aux étendues correspondantes d'eau de surface. Le tracé (rouge) indique les moyennes des valeurs de l'indice du débit de base dans les quatre intervalles d'étendue d'eau de surface.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

Figure 4. Répartition des étendues d'eau de surface pour les bassins versants non jaugés.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

Figure 5. Répartition des catégories géologiques. Les catégories sont ombrées en utilisant les valeurs estimatives de la composante géologique de l'indice du débit de base figurant entre parenthèses.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

Figure 6. Répartition des valeurs estimatives de la composante géologique de l'indice du débit de base pour les bassins versants non jaugés. Les diagrammes à secteurs indiquent les valeurs estimatives de la composante géologique de l'indice du débit de base pour les sous-bassins des Grands Lacs correspondant aux six méthodes de décomposition d'hydrogramme. Les diagrammes sont ombrés en utilisant les six valeurs de l'indice, et les chiffres entre parenthèses sont les intervalles des valeurs.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

Figure 7. Débit de base cumulatif en fonction du débit total cumulatif pour la rivière Grand à Galt avant (rouge), pendant (vert) et après (bleu) la construction des réservoirs qui sont situés en amont du débitmètre. Le tracé indique la capacité de stockage cumulatif des réservoirs là où la construction des quatre réservoirs les plus grands est indiquée. Les lignes pointillées en rouge et en bleu indiquent une accumulation uniforme du débit d'après les données, respectivement avant et après la construction des réservoirs.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2009.

Une mise à jour partielle a été effectuée pour le rapport de 2011.

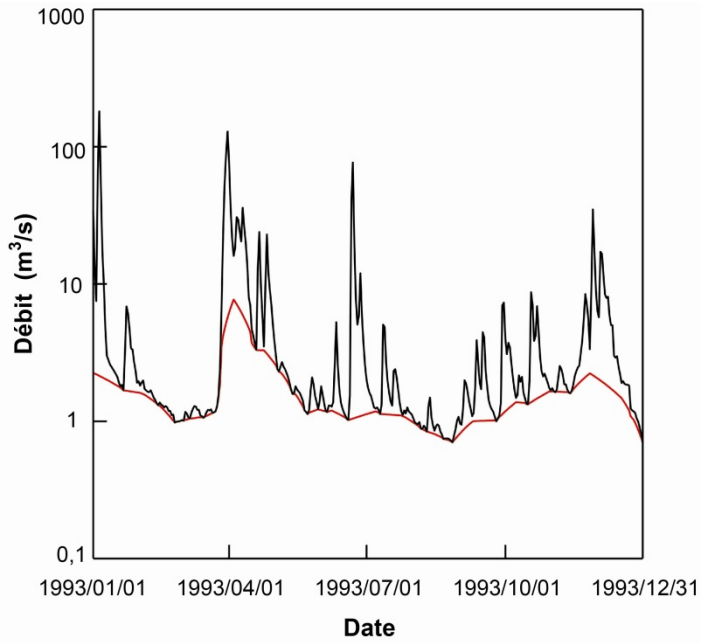


Figure 1. Hydrogramme du débit total observé (noir) et du débit de base calculé (rouge) pour la rivière Nith à New Hamburg au cours de 1993. Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

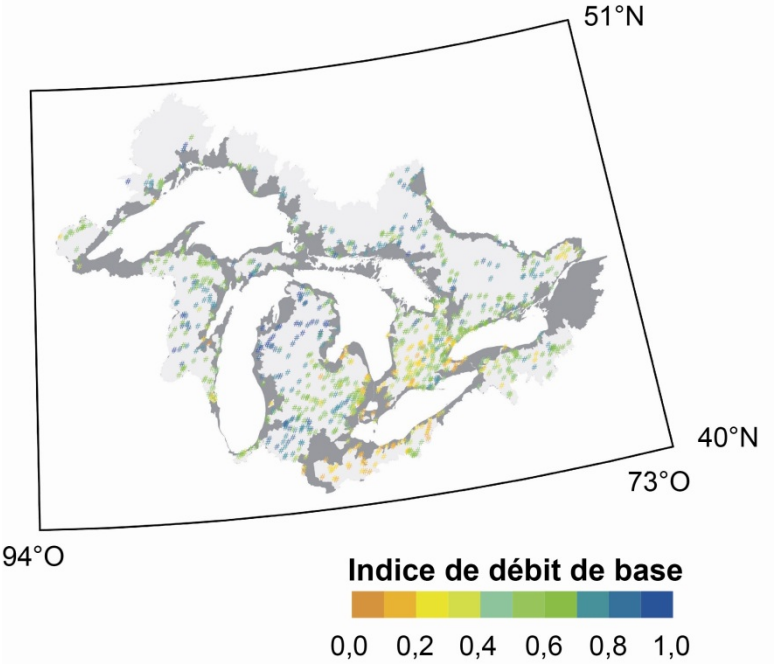


Figure 2. Distribution des valeurs calculées de l'indice du débit de base par rapport aux portions jaugées (gris pâle) et non jaugées (gris foncé) du bassin des Grands Lacs.

Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

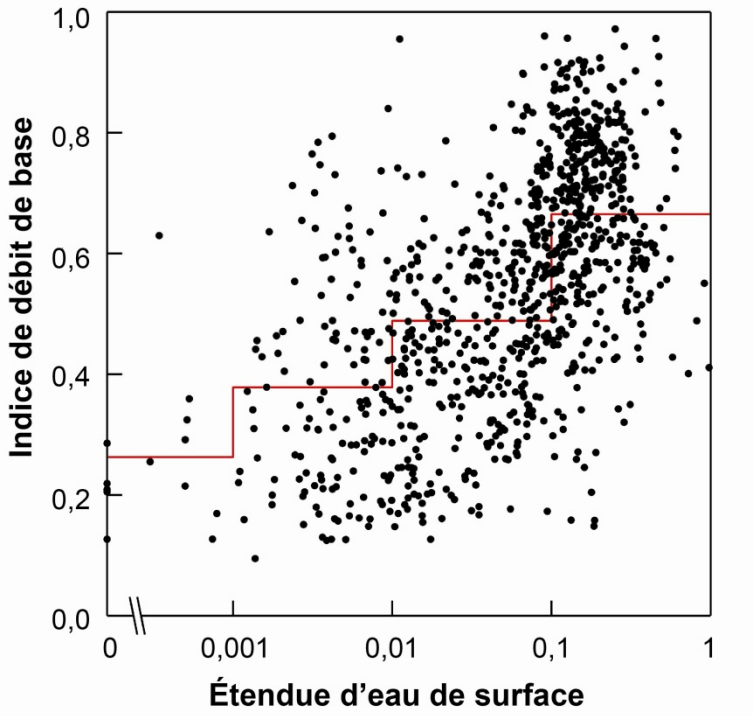


Figure 3. Comparaison des valeurs calculées de l'indice du débit de base aux étendues correspondantes d'eau de surface. Le tracé (rouge) indique les moyennes des valeurs de l'indice du débit de base dans les quatre intervalles d'étendue d'eau de surface.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

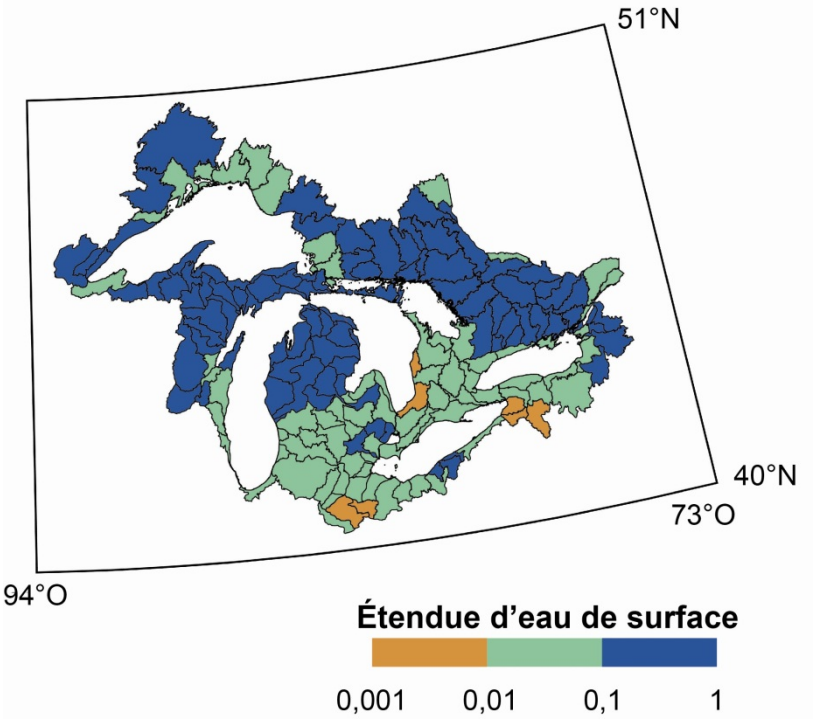


Figure 4. Répartition des étendues d'eau de surface pour les bassins versants non jaugés.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

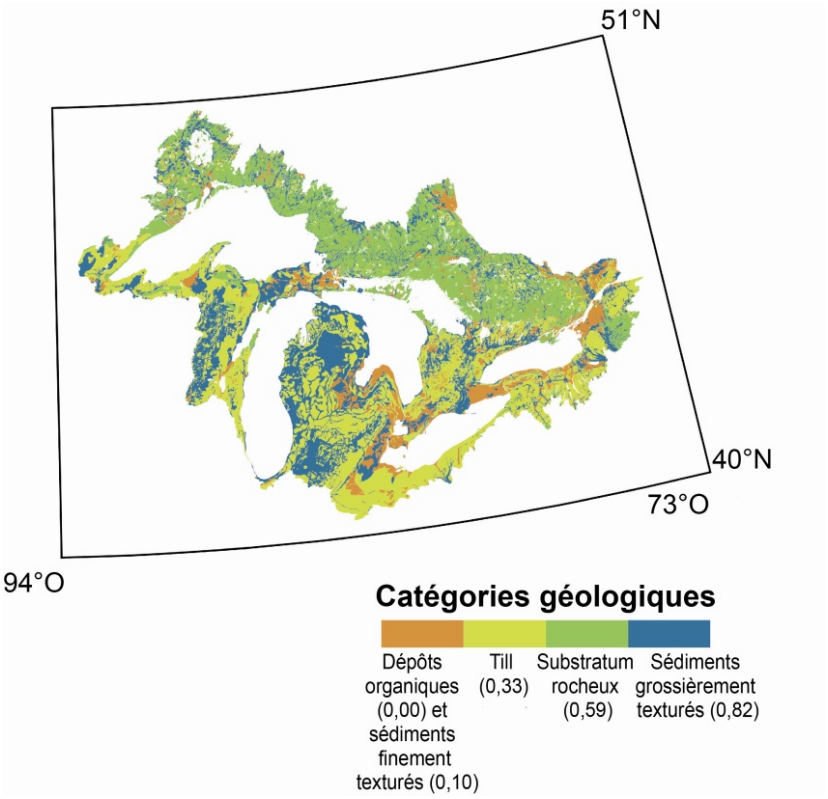


Figure 5. Répartition des catégories géologiques. Les catégories sont ombrées en utilisant les valeurs estimatives de la composante géologique de l'indice du débit de base figurant entre parenthèses.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

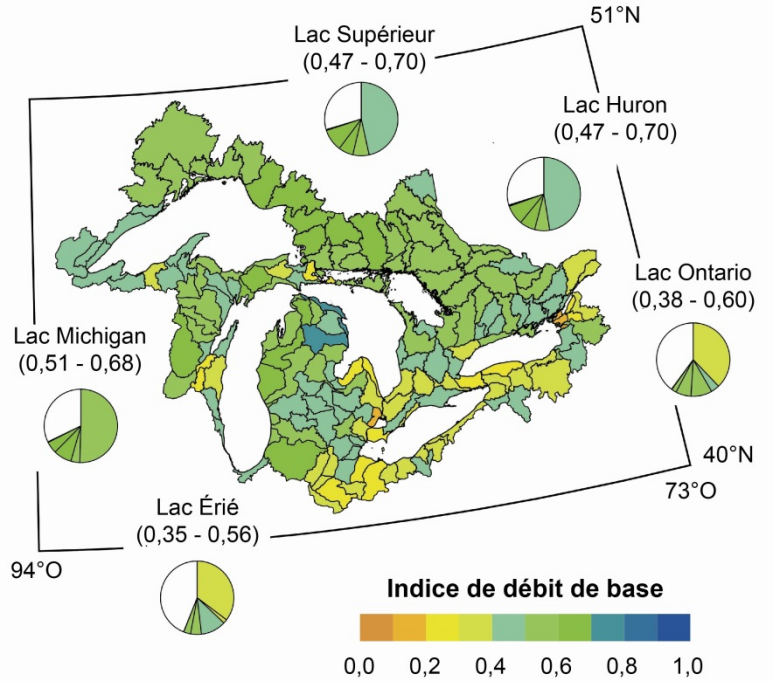


Figure 6. Répartition des valeurs estimatives de la composante géologique de l'indice du débit de base pour les bassins versants non jaugés. Les diagrammes à secteurs indiquent les valeurs estimatives de la composante géologique de l'indice du débit de base pour les sous-bassins des Grands Lacs correspondant aux six méthodes de décomposition d'hydrogramme. Les diagrammes sont ombrés en utilisant les six valeurs de l'indice, et les chiffres entre parenthèses sont les intervalles des valeurs.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

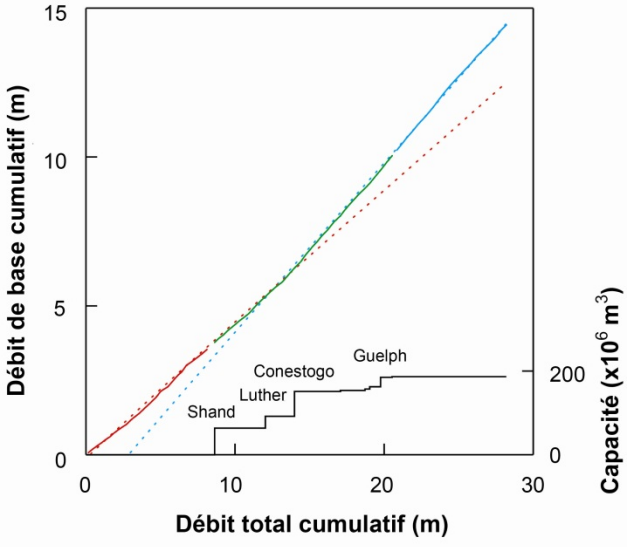


Figure 7. Débit de base cumulatif en fonction du débit total cumulatif pour la rivière Grand à Galt avant (rouge), pendant (vert) et après (bleu) la construction des réservoirs qui sont situés en amont du débitmètre. Le tracé indique la capacité de stockage cumulatif des réservoirs là où la construction des quatre réservoirs les plus grands est indiquée. Les lignes pointillées en rouge et en bleu indiquent une accumulation uniforme du débit d'après les données, respectivement avant et après la construction des réservoirs.
Source : Environnement Canada et U.S. Geological Survey.

Avis pour les plages

Évaluation globale

Situation : **Mitigée**

Tendance : **Inchangée**

Justification : **Le pourcentage des plages surveillées des Grands Lacs aux États-Unis ouvertes à la baignade pendant la période 2008-2010 était en moyenne de 93 %. Cette valeur diffère de celles du dernier rapport, elle porte maintenant exclusivement sur les plages surveillées. Le pourcentage des plages des Grands Lacs surveillées au Canada ouvertes à la baignade pendant la période 2008-2010 était en moyenne de 79 %. La différence entre les pourcentages pour les États-Unis et le Canada concernant les plages ouvertes et les plages faisant l'objet d'affichages peut refléter l'emploi de critères d'affichage différents. Veuillez noter qu'à des fins d'uniformité, tous les résultats pour 2006 et 2007 pour les plages des Grands Lacs ont été recalculés et réévalués en se basant sur la nouvelle méthode de rapport de l'indicateur de plage. Les avis pour les plages sont maintenant calculés en se basant sur le nombre de jours pendant lesquels une plage surveillée est ouverte à la baignade pendant la saison estivale plutôt qu'en évaluant le pourcentage de plages surveillées ou non surveillées qui restent ouvertes à la baignade pendant 95 % de la saison de baignade. Seules les plages surveillées dans le cadre de programmes de sécurité des plages sont prises en compte pour l'analyse. Il serait également bon de noter que les statistiques ont changé depuis le rapport de 2009 sur l'état des Grands Lacs en raison de la nouvelle méthode de rapport utilisée pour le présent rapport.**

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Situation : Bonne

Tendance : États-Unis : inchangée; Canada : se détériore

Justification : De 2008 à 2010, 97 % des plages surveillées du lac Supérieur étaient en moyenne ouvertes à la baignade aux États-Unis. De plus, des efforts pour identifier les sources de contamination et y remédier sont faits pour plusieurs plages du lac Supérieur.. Au Canada, de 2008 à 2010, 88 % des plages surveillées du lac Supérieur étaient ouvertes à la baignade pendant la saison de baignade. Cette valeur, qui était de 96 % en 2006-2007, indique une détérioration des conditions. Toutefois, 30 % plus de plages étaient surveillées par rapport au dernier rapport. .

Lac Michigan

Situation : Bonne

Tendance : Stable

Justification : De 2008 à 2010, 93 % des plages surveillées du lac Michigan étaient en moyenne ouvertes à la baignade. De plus, des efforts pour identifier les sources de contamination et y remédier sont faits pour plusieurs plages du lac Michigan.

Lac Huron

Situation : Bonne

Tendance : États-Unis : inchangée; Canada : se détériore

Justification : De 2008 à 2010, 98 % des plages surveillées du lac Huron étaient en moyenne ouvertes à la baignade aux États-Unis. De plus, des efforts pour identifier les sources de contamination et y remédier sont faits pour plusieurs plages du lac Huron. Au Canada, de 2008 à 2010, 83 % des plages surveillées du lac Huron étaient en moyenne ouvertes à la baignade. Cette valeur indique une détérioration par rapport à la période 2006-2007 pour laquelle la valeur était de 94 %.

Lac Érié

Situation : Mitigée

Tendance : Se détériore

Justification : De 2008 à 2010, 86 % des plages surveillées des États-Unis étaient en moyenne ouvertes à la baignade. Bien qu'on ait pu observer un déclin annuel de 2 % du pourcentage des plages du lac Érié ouvertes à la baignade depuis 2008, des efforts sont faits pour identifier les sources de contamination afin de pouvoir prendre des mesures pour réduire ces sources. Au Canada, de 2008 à 2010, 78 % des plages surveillées du lac Érié étaient ouvertes à la baignade. Cette valeur indique une détérioration par rapport à la période 2006-2007 pour laquelle la valeur était de 87 %.

Lac Ontario

Situation : Bonne

Tendance : États-Unis : s'améliore; Canada : inchangée

Justification : De 2008 à 2010, 93 % des plages surveillées des États-Unis étaient en moyenne ouvertes à la baignade. Bien que la tendance soit à la hausse, des efforts continuent d'être faits pour identifier les sources de contamination afin de pouvoir prendre des mesures pour réduire ces sources. Au Canada, de 2008 à 2010, 75 % des plages surveillées du lac Ontario étaient ouvertes à la baignade pendant la saison de baignade. Cette valeur indique une légère détérioration par rapport à la période 2006-2007 pour laquelle la valeur était de 79 %.

But

- Évaluer le nombre de jours pendant lesquels les plages des Grands Lacs sont ouvertes à la baignade en évaluant les avis reliés à la santé (avis ou fermeture) affichés dans les zones récréatives (plages).
- Indiquer les risques potentiels posés par des pathogènes à la santé humaine suite à un contact corporel avec des eaux à proximité du littoral.
- L'indicateur d'Avis pour les plages est utilisé dans la série d'indicateurs pour les Grands Lacs en tant qu'indicateur dans la catégorie de rapport de niveau supérieur Impacts sur les humains.

Objectif pour l'écosystème

Les eaux utilisées à des fins récréatives devraient être sécuritaires. Les eaux utilisées pour des activités récréatives avec lesquelles le corps humain entre en contact devraient être essentiellement exemptes de pathogènes, notamment de bactéries, de parasites et de virus qui peuvent nuire à la santé humaine. Cet indicateur vient à l'appui des annexes 1, 2 et 13 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (États-Unis et Canada, 1987).

État de l'écosystème

Mesure

La valeur calculée est le pourcentage de jours de la saison de baignade pendant lesquels les plages surveillées des Grands Lacs sont ouvertes à la baignade. Pour les rapports précédents, on utilisait une mesure du pourcentage de plages ayant reçu un avis pendant la saison de baignade. Par exemple, une phrase indiquant « 93 % des plages étaient ouvertes à la baignade » n'indique pas que les plages étaient ouvertes 93 jours pendant la saison de baignade, elle indique que les plages étaient, en moyenne, ouvertes à la baignade pendant 104 jours sur les 112 jours de la saison de baignade (c.-à-d. 93 %). La saison de baignade débute en général la fin de semaine du Memorial Day/Fête de la Reine et se termine la fin de semaine de la Fête du travail. Toutefois, pour certains comtés/bureaux de santé cela peut varier et tous les jours de baignade qui sont rapportés par les comtés et les bureaux de santé seront utilisés.

Paramètre

Pour chaque bassin des lacs canadiens, la situation sera considérée bonne si 80 % ou plus des plages surveillées des Grands Lacs sont ouvertes à la baignade pendant la saison de baignade. Pour chaque bassin des lacs des États-Unis, la situation sera considérée bonne si 90-110 % des plages surveillées des Grands Lacs sont ouvertes à la baignade.

Dans les rapports précédents, on utilisait un critère de 90 % des plages surveillées de haute priorité satisfaisant aux normes sur les bactéries pendant 95 % de la saison de baignade.

Historique

La surveillance des plages est réalisée principalement pour détecter des bactéries qui indiquent la présence possible de microbes pathogènes provenant d'une pollution fécale. Les personnes se baignant dans de l'eau contaminée par des pathogènes peuvent attraper des maladies du système gastro-intestinal, des yeux, des oreilles et des voies respiratoires supérieures. Quand les résultats des tests de surveillance révèlent des niveaux élevés de bactéries indicatrices, l'état, la province ou le gouvernement local/unité sanitaire émet un avis pour les plages ou un avis de fermeture de plage jusqu'à ce que des tests ultérieurs indiquent que la qualité de l'eau satisfait aux normes applicables de qualité de l'eau.

Une journée où s'effectue un affichage pour des raisons reliées à la santé correspond à une journée où des concentrations élevées d'*E. coli* ou d'autres organismes indicateurs ont été rapportés par les services de santé des comtés (États-Unis), les bureaux de santé (Ontario) ou les services de santé municipaux dans le bassin des Grands Lacs. Les concentrations d'*E. coli*, d'entérocoques et d'autres organismes bactériens sont mesurées dans des échantillons d'eau des plages, car ils constituent des indicateurs de la présence potentielle de pathogènes susceptibles de nuire à la santé humaine lors d'un contact corporel avec les eaux littorales récréatives.

La norme provinciale de l'Ontario est de 100 unités formant des colonies (UFC) d'*E. coli* par 100 mL, en se basant sur une moyenne géométrique d'au moins un échantillon prélevé par semaine sur un minimum de cinq sites d'échantillonnage par plage (ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario, 2008). Le Protocole de gestion des plages stipule que pour les plages de 1000 m de longueur ou plus il y ait un site d'échantillonnage par 200 m, et qu'au moins cinq échantillons soient prélevés sur chaque site. Dans certains cas, les bureaux régionaux de santé de l'Ontario ont mis en œuvre une procédure d'échantillonnage plus fréquente que celle établie par le gouvernement provincial. Lorsque les concentrations d'*E. coli* dépassent la norme, un affichage indique que les eaux de la plage sont considérées comme étant dangereuses pour la santé des baigneurs jusqu'à avis contraire. En moyenne, la saison de baignade en Ontario s'étend de la fin de mai à la première fin de semaine de septembre, mais la durée de la saison peut être différente pour certaines plages. Les durées différentes de la saison de baignade, le nombre de plages où sont faits des échantillonnages chaque saison ainsi que la fréquence des échantillonnages peuvent biaiser le calcul final du pourcentage de plages ouvertes à la baignade tout au long de la saison.

Aux États-Unis, les critères de qualité de l'eau ayant trait à la présence de bactéries dans les eaux douces côtières récréatives sont un maximum par échantillon de 235 UFC d'*E. coli* par 100 mL (l'État du Michigan a fixé cette valeur à 300 UFC par 100 mL) et un maximum par échantillon de 61 UFC d'entérocoques par 100 mL (Federal Register). Lorsque la concentration de ces organismes indicateurs dépasse les normes de qualité de l'eau, la baignade est interdite ou des avis sont émis pour informer les utilisateurs de la plage que la baignade peut être dangereuse. Aux États-Unis, la saison de baignade débute la fin de semaine du Memorial Day et finit la fin de semaine du Labor Day. L'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis publie annuellement un rapport sommaire et des données sur les fermetures de plage et les avis pour les plages pour l'année précédente. Ce rapport est basé sur les données soumises à l'EPA chaque année par les états.

Aux États-Unis, le *Beaches Environmental Assessment and Coastal Health Act* (BEACH Act) a modifié le *Clean Water Act* en 2000 et autorise l'EPA à accorder des subventions aux états, territoires et tribus admissibles des Grands Lacs et des côtes afin d'aider les autorités locales à surveiller les plages des Grands Lacs et des côtes et à aviser le public d'une qualité de l'eau qui serait dangereuse pour la baignade. Les gestionnaires des plages des Grands Lacs sont maintenant en mesure de surveiller régulièrement la qualité de l'eau des plages et d'aviser les baigneurs de risques potentiels pour leur santé quand les normes pour les bactéries sont dépassées. Le BEACH Act requiert aussi que les États qui possèdent des eaux récréatives côtières, y compris celles des Grands Lacs, adoptent des critères bactériologiques permettant d'assurer une protection égale à celle résultant des critères recommandés

par l'EPA (paragraphe 304*a* du Clean Water Act). En décembre 2012, l'EPA a publié ses critères nationaux recommandés révisés pour la qualité de l'eau des eaux côtières et intérieures pour la protection de la santé humaine. Ces critères révisés, qui satisfont aux exigences du BEACH Act, reflètent les dernières connaissances scientifiques et sont conçus pour protéger le public contre une exposition à des niveaux dangereux de pathogènes lors de leurs activités les mettant en contact avec l'eau.

Situation entourant les avis pour les plages des Grands Lacs

Depuis la dernière période de rapport, le pourcentage des plages des Grands Lacs aux États-Unis ouvertes à la baignade est resté environ le même (figure 1). Globalement, le pourcentage de plages surveillées des Grands Lacs ouvertes à la baignade pendant la période 2007-2010 était en moyenne de 94 (pourcentage de journées de plage sans restriction).

Le pourcentage des plages des États-Unis ouvertes à la baignade pendant toute la saison (100 % du temps) de 2007 à 2009 a diminué pour les lacs Érié, Huron et Ontario (figure 3). De 2009 à 2010, la diminution marquée du pourcentage de plages ouvertes toute la saison de baignade est due au fait que seules les plages surveillées sont prises en compte pour l'évaluation. Dans les rapports précédents (et pour les données 2007-2009 de la figure 3), on incluait aussi les plages non surveillées. Les plages non surveillées étaient rapportées comme ouvertes à la baignade 100 % de la saison, car aucun avis n'était affiché en raison de l'absence de surveillance. Il est important de n'inclure que les plages pour lesquelles nous avons des données afin d'obtenir une évaluation précise de la qualité de l'eau des plages des Grands Lacs, et pour tous les rapports ultérieurs seules les données sur les plages surveillées seront prises en compte. Il est aussi important de noter que, dans les rapports précédents sur les indicateurs d'avis pour les plages, on tenait compte de données anciennes. Toutefois, les données de 1999 à 2005 n'étaient pas disponibles dans le format requis pour permettre de refaire des calculs basés sur les nouvelles méthodes de rapport.

Au Canada, le pourcentage global de plages des Grands Lacs ouvertes à la baignade pendant la période 2008-2010 était de 79 %. La situation semble se détériorer légèrement, ce pourcentage était de 82 % en 2006-2007 (figure 2). Cette analyse est basée sur le nombre de jours d'une saison de baignade pendant lesquels les plages sont ouvertes à la baignade. Veuillez noter que cette analyse diffère de celle des rapports SOLEC précédents, qui étaient centrés sur le nombre d'affichages pendant une saison de baignade. Le dernier de cycle de rapport était basé sur la norme des États-Unis à l'effet que les plages devraient être ouvertes 95 % ou plus de la saison complète. Dans la nouvelle norme de Santé publique Ontario proposée (ministère de la Santé, ébauche, 2008), on indique que les plages devraient être ouvertes 80 % ou plus de la saison de baignade. Cette norme reflète mieux la différence entre les normes d'affichage des États-Unis et du Canada. Le nombre d'affichages pour les plages pendant chaque saison de baignade a été calculé en se basant sur cette nouvelle norme afin d'obtenir une analyse cohérente avec les rapports SOLEC précédents. Tous les résultats pour 2006 et 2007 ont été recalculés et réévalués en se basant sur les normes de Santé publique Ontario utilisées pour le présent rapport à des fins de cohérence. L'ensemble de données original ne comprenait que les plages surveillées pendant la saison de baignade. Il n'y a donc eu aucun changement du type de rapport pour les plages canadiennes. Tous les bureaux de santé canadiens couvrant des plages des Grands Lacs ont fourni les données pour les plages pour la période 2008-2010 aux fins du présent rapport.

Le pourcentage de plages canadiennes ouvertes pendant toute la saison de baignade (100 %) a légèrement augmenté, passant de 26 % pour la période 2006-2007 à 30 % pour la période 2008-2010 (figure 4). Le pourcentage de plages des Grands Lacs au Canada ouvertes 80 % ou plus de la saison de baignade pendant la période 2008-2010 était de 64 %. Ceci montre une détérioration, cette valeur étant de 80 % pendant la période 2006-2007. Il est aussi évident qu'entre 2008 et 2010, le pourcentage de plages des Grands Lacs au Canada ouvertes 80 % ou plus pendant la saison de baignade s'est détérioré. En 2008, il était de 69 %, de 62 % en 2009 et de 60 % en 2010. En 3 ans, ce pourcentage a diminué de 9 %. Toutefois, de 2006 à 2007, il était passé de 74 à 85 %. La variabilité du temps d'une année à l'autre peut affecter les niveaux de bactéries d'une saison de baignade à l'autre.

La comparaison de la fréquence des fermetures de plage au Canada et aux États-Unis sera limitée en raison de

l'utilisation de critères de qualité de l'eau différents pour les Grands Lacs. Le changement apporté à la norme canadienne, à l'effet que les plages devraient être ouvertes 80 % ou plus de la saison de baignade plutôt que pendant toute la saison de baignade, permet une comparaison légèrement améliorée des affichages pour les plages des Grands Lacs.

Défis/occasions de gestion

La variabilité annuelle des données peut provenir de la variabilité des fréquences de surveillance d'une entité de gestion des plages à une autre et des variations de la manière de rapporter les données. Elle peut ne pas être uniquement attribuable à des augmentations ou diminutions réelles des niveaux des indicateurs bactériens. De plus, la variabilité annuelle du temps peut affecter la variabilité des niveaux de bactéries.

De nouvelles sources ponctuelles ou non dans les zones côtières dues à la croissance de la population et à une utilisation plus intense des terres peut conduire à plus d'affichages, en particulier pendant des périodes de temps humide. Sauf en cas de réduction ou d'élimination de sources de contaminant (ou d'introduction de nouvelles sources), les résultats des échantillonnages effectués sur les plages des Grands Lacs conduisent généralement à des niveaux de bactéries similaires après des événements météorologiques similaires (principalement direction du vent et volume et durée de la pluie). Si des épisodes de mauvaise qualité des eaux récréatives peuvent être associés à des événements spécifiques (comme des événements météorologiques d'un certain niveau), la prévision d'épisodes de niveaux de bactéries élevés peut être plus précise.

Un certain nombre d'activités sont réalisées aux États-Unis pour rendre les Grands Lacs plus propres et plus sécuritaires pour la baignade. En 2010, la Great Lakes Restoration Initiative (GLRI) a financé de nombreuses entités des Grands Lacs afin qu'elles réalisent des enquêtes sanitaires sur plus de 400 plages des Grands Lacs afin d'identifier les sources de contamination affectant la qualité de leur eau. L'identification des sources de pollution des plages est une première étape critique permettant aux gestionnaires des plages de réduire la pollution et d'accroître la durée pendant laquelle la plage est sécuritaire à des fins récréatives. Des fonds du GLRI ont aussi été distribués en 2011 afin de mettre en œuvre des projets visant à réduire ou éliminer des sources de contamination identifiées grâce à l'utilisation d'enquêtes sanitaires.

L'identification de sources de pollution affectant la qualité de l'eau des plages suivie de la mise en place de mesures visant à réduire ou éliminer cette pollution contribuera à réduire la présence de bactéries, de virus et de pathogènes à des niveaux permettant de satisfaire aux normes de qualité de l'eau, un des buts à long terme du *Great Lakes Restoration Initiative Action Plan.* Deux objectifs de ce plan d'action contribueront à atteindre ce but, « *By 2014, 50% of high priority Great Lakes beaches will have been assessed using a standardized sanitary survey tool to identify sources of contamination* (D'ici 2014, 50 % des plages des Grands Lacs de haute priorité auront été évaluées au moyen d'un outil d'enquête saniaire standardisé pour identifier les sources de contamination » et « *By 2014, 20% of high priority Great Lakes beaches will have begun to implement measures to control, manage or remediate pollution sources identified through the use of sanitary surveys* (D'ici 2014, 20 % des plages des Grands Lacs de haute priorité auront commencé à mettre en place des mesures pour contrôler, gérer ou éliminer les sources de pollution identifiées grâce à l'utilisation des enquêtes sanitaires) ». Il est important que le travail d'identification des sources et de correction de leurs effets continue afin d'améliorer la qualité de l'eau, de mieux protéger la santé du public et d'accroître les occasions d'activités récréatives sur les plages des Grands Lacs.

Les efforts de recherche en cours sur le plan binational dans les secteurs public et privé ainsi que dans les universités pourraient révéler de nouveaux indicateurs et donner lieu à de nouvelles méthodes de détection. Bien que les virus et les parasites constituent présentement une préoccupation pour les eaux récréatives, ceux-ci sont difficiles à isoler et à doser. Des techniques de mesure pouvant être mises en application n'ont pas encore été mises au point. Bien que considérée comme un indicateur fiable du risque potentiel pour la santé humaine, la présence d'E. coli et/ou d'entérocoques peut ne pas être nécessairement reliée à une contamination fécale.

De nombreux bureaux de santé de l'Ontario participent aux programmes de gestion des plages afin d'assurer la surveillance des plages publiques où se pratique la baignade et de sensibiliser davantage la population. Bien que les programmes de chaque bureau de santé soient quelque peu différents, la plupart visent à améliorer la qualité des eaux récréatives en participant à meilleur entretien des plages, au nettoyage des débris présents dans l'eau et sur la terre ferme, en éloignant la sauvagine et les mouettes ou en mettant sur pied des campagnes de sensibilisation afin d'inciter les gens à jeter leurs restes de nourriture plutôt que de nourrir les oiseaux, une pratique qui a pour effet de polluer davantage les eaux utilisées à des fins récréatives (ville de Toronto, 2006). Le programme Pavillon bleu est de plus en plus connu et constitue un moyen efficace de promouvoir la propreté des plages au Canada. Il s'agit d'une écoétiquette reconnue internationalement, attribuée uniquement aux plages où l'on applique des normes rigoureuses en matière de qualité de l'eau, de sensibilisation, de gestion environnementale et de sécurité (Environmental Defence, 2008). En Ontario, en 2010, neuf plages des Grands Lacs avaient déjà reçu l'écoétiquette.

En Ontario, la première banque de données sur les plages des Grands Lacs, le Seasonal Water Monitoring and Reporting System, a été lancée à l'été de 2011. Cette application basée sur le Web, en partenariat avec Environnement Canada et le ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario, fournit aux bureaux de santé locaux un outil pour gérer les données sur les échantillonnages des plages. Les données sur les plages des bureaux de santé recueillies au cours des dix dernières années sont en train d'être entrés dans le système. Le résultat sera un système pouvant potentiellement avoir une capacité de modélisation prédictive et améliorera l'interface d'utilisation par le public. Ce système contribuera à identifier les affichages chroniques pour certaines plages et, en conséquence, contribuera à améliorer le ciblage de programmes visant à traiter les sources de contamination bactérienne.

Aux États-Unis, un des plus grands défis est l'élimination proposée du financement du BEACH Act en 2014. Sans ce financement, de nombreux organismes de santé devront éliminer les tests sur l'eau des plages et les programmes d'avis au public, ce qui réduirait de manière significative la quantité de données disponibles permettant d'établir des rapports sur la qualité de l'eau des plages des Grands Lacs.

Liens

L'affichage d'avis sur les plages peut être le résultat de pressions, dont des charges bactériennes provenant de tributaires et d'événements de précipitation extrême. Un meilleur traitement des eaux usées en réponse à ces pressions peut limiter le nombre d'affichages sur les plages. La mise en œuvre de meilleures pratiques de gestion et d'une infrastructure verte pour réduire le volume des eaux de ruissellement pluviales peut aussi contribuer à limiter le nombre de des affichages.

Commentaires des auteurs

L'indicateur a été mis à jour en 2011 afin de refléter plus étroitement les impacts sur la santé humaine et la mesure utilisée aux États-Unis. Les plages non surveillées ne seront plus incluses dans la mesure pour cet indicateur, comme elles l'étaient dans le passé aux États-Unis. Les plages non surveillées sont entrées dans les bases de données des États-Unis en tant que plage ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 100 % de la saison de baignade, l'absence de surveillance résultant à une absence d'affichage. Cette hypothèse à l'effet que les plages non surveillées sont toujours sécuritaires pour la baignade peut avoir conduit à une surestimation de la sécurité des plages des Grands Lacs.

La nouvelle mesure pour les plages des Grands Lacs est le « pourcentage de jours de la saison de baignade pendant lesquels les plages surveillées des Grands Lacs sont ouvertes à la baignade ». Cette mesure est cohérente avec la mesure pour les plages de l'Office of Water National Program Guidance de l'EPA (SP-9) et avec le langage proposé pour révision dans le plan d'action de la GLRI. Ce changement de la structure de rapport et de la justification de la situation pose des défis pour établir une tendance à la grandeur du bassin et pour comparer les situations actuelles aux précédentes rapportées grâce à SOLEC. L'utilisation des plages surveillées et de celles non surveillées (États-Unis) dans les rapports précédents sur la situation dans les Grands Lacs compliquent aussi les comparaisons

entre les situations actuelles et précédentes.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X					
2. Il est possible de remonter à la source des données.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.		X				

Remerciements

Auteurs :

Tracie Greenberg, Environnement Canada, Burlington (Ontario); Tracie.Greenberg@ec.gc.ca

Holly Wirick, EPA des États-Unis, région 5, Chicago (IL); wirick.holiday@epa.gov

Collaborateurs :

Jacqueline Adams, EPA des États-Unis; adams.jacqueline@epa.gov

Stacey Cherwaty-Pergentile; Stacey.Cherwaty@ec.gc.ca

Kristin Stevens, EPA des États-unis; stevens.kristin@epa.gov

Sources

Les données sur les plages des Grands Lacs ont été fournies par l'EPA des États-Unis. http://water.epa.gov/type/oceb/beaches/seasons_2010_index.cfm

Les données sur les plages canadiennes des Grands Lacs ont été fournies par les Bureaux de santé de l'Ontario suivants, situés le long des Grands Lacs : Algoma, Chatham Kent, région de Durham, Elgin Saint-Thomas, Grey Bruce, Haldimand Norfolk, district de Haliburton Kawartha Pine Ridge, région de Halton, Hamilton, comtés de Hastings et Prince Edward, comté de Huron, comté de Lambton, région de Niagara, district de North Bay Parry Sound, région de Peel, district de Simcoe Muskoka, Sudbury & Distruct, district de Thunder Bay, Toronto, comté de Windsor-Essex.

Environmental Defence. 2010. *Blue Flag Canada*. http://environmentaldefence.ca/campaigns/blue-flag-canada. Site consulté pour la dernière fois le 10 avril 2008.

États-Unis et Canada. 1987. *Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands lacs, tel que modifié par le Protocole signé le 18 novembre 1987*. Ottawa et Washington. http://www.ijc.org/en_/1987_Agreement

Federal Register. 2004. *Water Quality Standards for Coastal and Great Lakes Recreation Waters; Final Rule* 67218-67243, November 16, 2004. http://edocket.access.gpo.gov/2004/pdf/04-25303.pdf

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

Ministère de la Santé de l'Ontario. 2008. *Beach Management Protocol 2008 – Safe Water Program.* www.health.gov.on.ca/ebr/beach_management_protocol.pdf , consulté pour la dernière fois le 20 août 2011.

Santé Canada. 2010. *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada, 1992*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/guide_water-1992-guide_eau-fra.php dernière mise à jour du 14 juin 2010.

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 last accessed 18 August 2008.
U.S. Environmental Protection Agency. Beach Advisory and Closing On-line Notification (BEACON) system. http://water.epa.gov/type/oceb/beaches/summarylist.cfm
U.S. Environmental Protection Agency. 2012. *Recreational Water Quality Criteria*. http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/health/recreation/index.cfm
Ville de Toronto. 2006. « Toronto beaches officially open for 2006». http://wx.toronto.ca/inter/it/newsrel.nsf/0/7d9eb361438b6a7885257187004f9983?OpenDocument. Site consulté pour la dernière fois le 10 avril 2008.

Liste des figures

Figure 1. Pourcentage des journées de la saison de baignade pendant lesquelles les plages des Grands Lacs des États-Unis sont ouvertes à la baignade (les données de 2010 sont uniquement pour les plages surveillées, alors que celles pour 2007-2009 sont pour des plages surveillées ou non surveillées).
Source : données recueillies par les états des États-Unis et rapportées au Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) system de l'EPA des États-Unis.

Figure 2. Pourcentage des journées de la saison de baignade pendant lesquelles les plages surveillées des Grands Lacs au Canada sont ouvertes à la baignade.
Source : données recueillies par les Bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir le liste des Bureaux de santé dans la section Sources), 2010.

Figure 3. Aperçu des affichages pour les plages des États-Unis pour la période 2007-2010 pendant la saison de baignade de chaque lac (les données de 2010 sont uniquement pour les plages surveillées, alors que celles pour 2007-2009 sont pour des plages surveillées ou non surveillées).
Source : données recueillies par les états des États-Unis et rapportées au Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) system de l'EPA des États-Unis.

Figure 4. Aperçu des affichages pour les plages du Canada pour la période 2006-2010 pendant la saison de baignade de chaque lac.
La barre verte représente les plages ouvertes 100 % de la saison de baignade, la barre bleue celles ouvertes de 80 à 100 % de la saison de baignade, la barre jaune celles ouvertes de 50 à 80 % de la saison de baignade et la barre rouge celles ouvertes moins de 50 % de la saison de baignade. Par exemple, en 2010 pour le lac Ontario, 19 % des plages surveillées étaient ouvertes 100 % de la saison de baignade, ce qui représente environ 12 plages surveillées.
Source : données recueillies par les Bureau de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste de ces bureaux dans la section Sources).

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

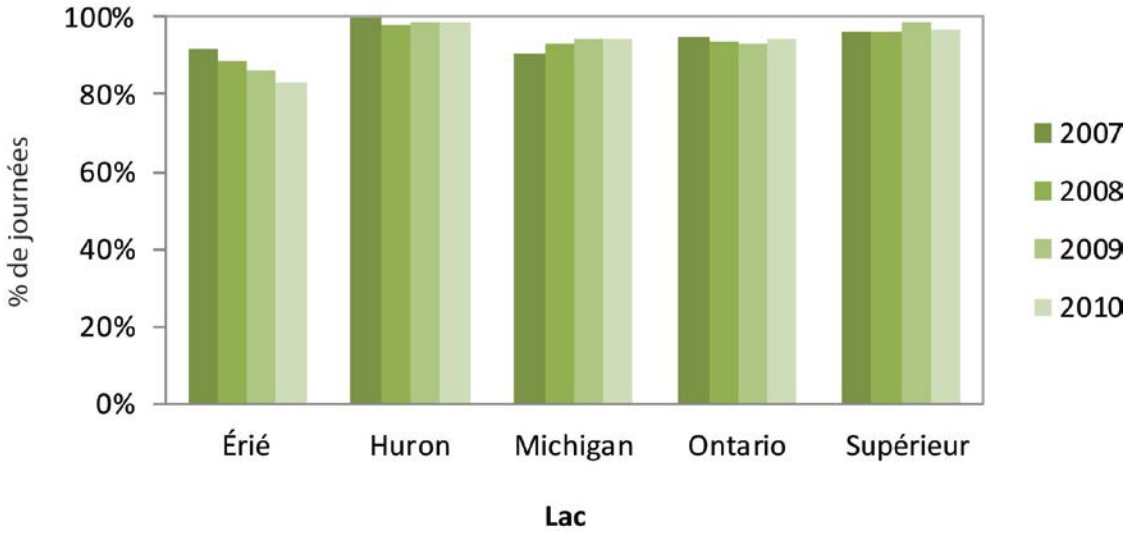


Figure 1. Pourcentage des journées de la saison de baignade pendant lesquelles les plage des Grands Lacs des États-Unis sont ouvertes à la baignade (les données de 2010 sont uniquement pour les plages surveillées, alors que celles pour 2007-2009 sont pour des plages surveillées ou non surveillées).
Source : données recueillies par les états des États-Unis et rapportées au Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) system de l'EPA des États-Unis.

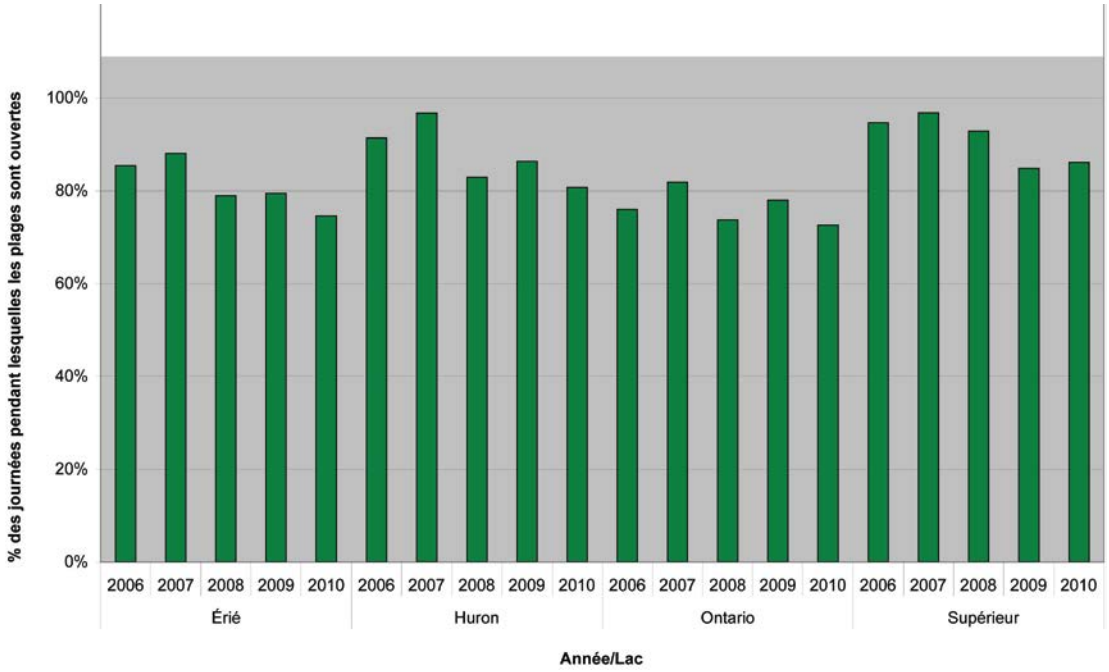


Figure 2. Pourcentage des journées de la saison de baignade pendant lesquelles les plages surveillées des Grands Lacs au Canada sont ouvertes à la baignade.
Source : données recueillies par les Bureaux de santé de l'ontario situés le long des Grands Lacs (voir le liste des Bureaux de santé dans la section Sources), 2010.

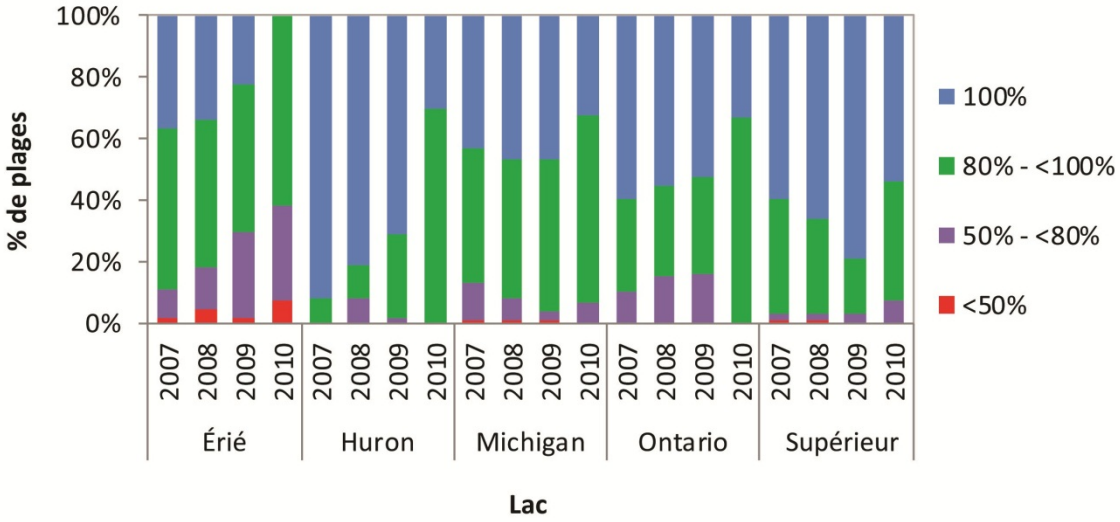


Figure 3. Aperçu des affichages pour les plages des États-Unis pour la période 2007-2010 pendant la saison de baignade de chaque lac (les données de 2010 sont uniquement pour les plages surveillées, alors que celles pour 2007-2009 sont pour des plages surveillées ou non surveillées).
Source : données recueillies par les états des États-Unis et rapportées au Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) system de l'EPA des États-Unis.

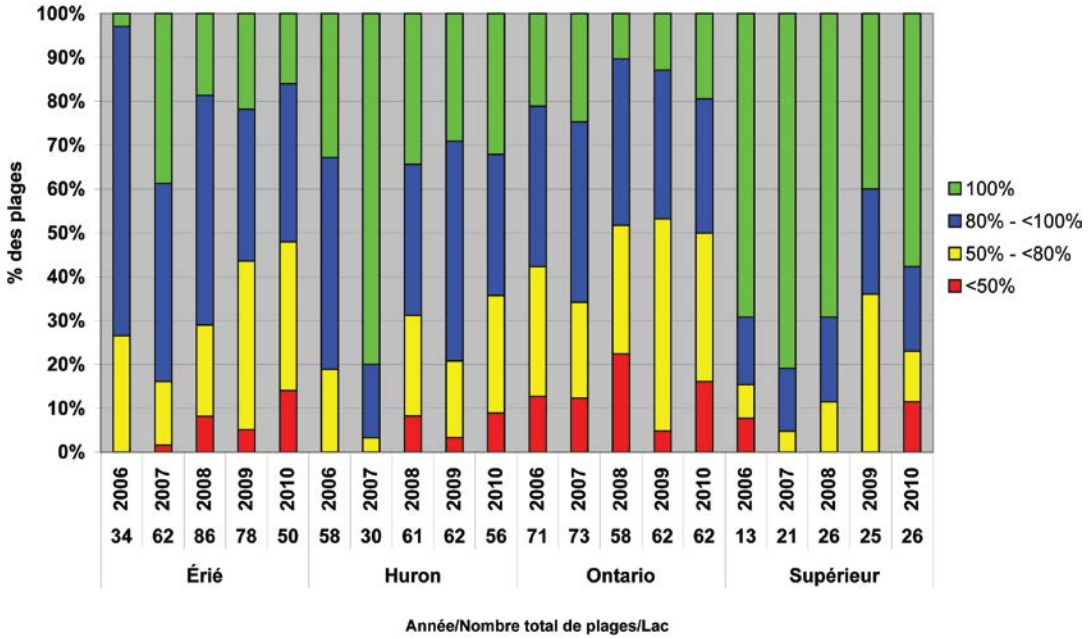


Figure 4. Aperçu des affichages pour les plages du Canada pour la période 2006-2010 pendant la saison de baignade de chaque lac.
La barre verte représente les plages ouvertes 100 % de la saison de baignade, la barre bleue celles ouvertes de 80 à 100 % de la saison de baignade, la barre jaune celles ouvertes de 50 à 80 % de la saison de baignade et la barre rouge celles ouvertes moins de 50 % de la saison de baignade. Par exemple, en 2010 pour le lac Ontario, 19 % des plages surveillées étaient ouvertes 100 % de la saison de baignade, ce qui représente environ 12 plages surveillées.
Source : données recueillies par les Bureau de santé de l'ontarion situés le long des Grands Lacs (voir la liste de ces bureaux dans la section Sources), 2010.

Diversité et abondance du benthos

Communautés d'oligochètes aquatiques

Évaluation globale
Situation : Mitigée
Tendance : Inchangée à Se détériore
Justification : D'après l'état de la communauté benthique, les tendances des conditions trophiques des lacs sont mitigées pour la période allant de 1998 à 2009. Certains sites littoraux deviennent plus eutrophes, tandis que certains sites extracôtiers en eau profonde sont plus oligotrophes.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Situation : Bonne
Tendance : Inchangée
Justification : Tous les sites du Lac Supérieur ont été considérés comme étant oligotrophes d'après l'index des communautés d'oligochètes depuis 1997.

Lac Michigan
Situation : Bonne
Tendance : Inchangée
Justification : La plupart des sites du Lac Michigan ont une valeur d'indice trophique inférieure à 0,6, ce qui indique des conditions oligotrophes. Depuis 2002, le milieu des sites littoraux dans l'est du bassin sud et dans le sud de la baie Green a oscillé entre mésotrophe et eutrophe. Depuis 2006, seuls le site littoral près de la décharge de la rivière Kalamazoo et un site de la baie Green présentent une valeur d'indice trophique supérieure à 1.

Lac Huron
Situation : Indéterminée
Tendance : Indéterminée
Justification : La valeur d'indice trophique de la plupart des sites du Lac Huron a été inférieure à 0,6 au cours de la dernière décennie; depuis 2006, tous les sites sauf deux seraient considérés comme étant oligotrophes. Le milieu du site de la baie Saginaw oscille entre mésotrophe et eutrophe. Le site littoral situé sur la rive est, près de la décharge de la rivière Saugeen en Ontario, au Canada, est eutrophe depuis 2008 et a une densité très élevée d'oligochètes, la densité la plus élevée parmi tous les sites échantillonnés dans le lac Huron.

Lac Érié
Situation : Médiocre
Tendance : Inchangée
Justification : La plupart des sites échantillonnés au cours de la dernière décennie dans le lac Érié avaient une valeur d'indice trophique supérieure à 1,0 et étaient considérés comme étant eutrophes. Depuis 2000, les sites du bassin est tendent à être plus eutrophes que ceux du bassin centre ou ouest; toutefois, en 2008-2009, tous les sites du bassin ouest étaient considérés comme étant eutrophes. Les sites du bassin central tendent à être moins eutrophes.

Lac Ontario
Situation : Passable
Tendance : Se détériore
Justification : Tous les sites extracôtiers en eau profonde du lac Ontario seraient considérés comme oligotrophes depuis 2003. Les sites littoraux tendent cependant à être plutôt mésotrophes et eutrophes, et depuis

2003 les sites du bassin ouest le long de la rive sud du lac Ontario sont devenus de plus en plus eutrophes.

But

- L'objet de la présente analyse est d'évaluer les tendances dans la composition de la communauté benthique dans le temps, en ce qui concerne la situation trophique des Grands Lacs.
- L'indicateur « Abondance et diversité du benthos » est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie portant sur les organismes de niveaux trophiques supérieurs dépendants des milieux aquatiques.

Objectif pour l'écosystème

En ce qui concerne le benthos des Grands Lacs, l'objectif pour cet écosystème est que la composition de la communauté benthique des Grands Lacs reste relativement constante dans le temps et dans l'espace, et soit comparable à celle des eaux intactes dont la profondeur et les conditions du substrat sont similaires. Une des estimations de la situation de la communauté benthique est fondée sur l'indice environnemental modifié de Milbrink (1983), qui utilise la diversité des oligochètes, les classifications trophiques et les abondances pour calculer la situation trophique d'un plan d'eau. Les classifications trophiques sont fondées sur les réponses des espèces individuelles à l'enrichissement en matières organiques. Cet indicateur soutient l'annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1987.

Calcul de l'indice trophique des oligochètes

Pour évaluer les tendances dans la communauté benthique des Grands Lacs, la CEEGL utilise l'indice trophique des oligochètes (ITO). Cet indice a été décrit une première fois par Mosley et Howmiller (1977), puis il a été modifié par Howmiller et Scott (1977), Milbrink (1983), et Lauritsen *et al.* (1985). L'indicateur de la CEEGL suit surtout la formule de Milbrink; cependant, comme il y a différentes interprétations de la formule, nous avons défini notre processus ci-dessous, pour clarifier nos calculs. Milbrink classe les oligochètes tubificidés et lumbriculidés en quatre classes écologiques relatives à la situation trophique du lac. Les valeurs s'échelonnent de 0 (intolérant à l'enrichissement – conditions oligotrophes) à 3 (tolérant à l'enrichissement (conditions hautement eutrophes). L'indice est calculé de la façon suivante :

$$c * [(1/2\sum n_0 + \sum n_1 + 2\sum n_2 + 3\sum n_3) / (\sum n_0 + \sum n_1 + \sum n_2 + \sum n_3)]$$

Dans cette expression, n_0, n_1, n_2 et n_3 indiquent l'abondance des organismes de chacune des quatre catégories trophiques (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 $1\,200 < n < 3\,600$
$c = 0{,}5$ si $400 < n < 1\,200$
$c = 0{,}25$ si $130 < n < 400$
$c = 0$ si $n < 130$

Plusieurs parties du calcul de l'ITO sont sujettes à interprétation, c'est pourquoi nous avons inclus notre propre interprétation des éléments ci-dessous :

- Nous n'avons utilisé que des lumbriculidés et des tubificidés dans le calcul de l'indice.
- Tous les lumbriculidés immatures ont été classés comme *Stylodrilus heringianus* (Styheri).
- On a estimé le coefficient *c* d'après l'abondance (*n*) des lumbriculidés et des tubificidés matures et immatures.

- Milbrink (1983) a attribué au tubificidé *Tubifex tubifex* (Tubtubi) une double classification, selon la dominance de Styheri ou de *Limnodrilus hoffmeisteri* (Limhoff). Nous avons officialisé les doubles classifications de la façon suivante : si le rapport entre les abondances n_0 oligochètes et n_3 oligochètes (Limhoff) > 1, alors le Tubtubi est classifié « 3 »; si ce rapport est < 1, alors le Tubtubi est classifié « 0 »; toutefois, si le rapport est proche de un (entre 0,75 et 1,25), alors le Tubtubi est classifié « 3 » si $c \geq 0,5$ et « 0 » si $c < 0,5$.
- Si la densité de Limhoff est égale à zéro et que la valeur n_0 est relativement élevé, ou si la densité totale est faible, alors la valeur Tubtubi est « 0 »; dans tous les autres cas, elle est de « 3 ».
- Si la densité totale des oligochètes est de zéro, alors l'indice est de zéro.

Les classifications trophiques sont tirées des documents sur les Grands Lacs et sont présentées au tableau 1.

Conditions écologiques

L'annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1987 précise qu'il ne doit y avoir aucune dégradation du benthos dans les Grands Lacs. La CEEGL utilise un indice de la condition trophique fondée sur les oligochètes (Milbrink, 1983; modification de Howmiller et Scott, 1977) pour évaluer la situation trophique de chaque site. L'indice des conditions trophiques est calculé d'après les tolérances connues d'enrichissement en matières organiques et les abondances en taxons oligochètes (voir sommaire de la procédure de calcul ci-jointe). L'indice s'échelonne entre zéro et 3 : un indice inférieur à 0,6 (ligne inférieure à la figure 1) indique des conditions oligotrophes; un indice supérieur à 1 (ligne supérieure à la figure 1) indique des conditions eutrophes; un indice compris entre 0,6 et 1,0 suggère des conditions mésotrophes. Un indice proche de 3 indique de hautes densités d'oligochètes dominées par le *Limnodrilus hoffmeisteri* et le *Tubifex tubifex*, tolérants à la pollution.

Durant la période de 1998 à 2009, nous avons observé un écart uniforme entre les conditions trophiques des Grands Lacs et quelques tendances à l'intérieur des bassins. En moyenne, au cours de la période étudiée, le lac Érié était constamment et significativement plus eutrophe que les autres Grands Lacs, suivi, en ordre d'oligotrophisation croissante, par les lacs Ontario, Michigan, Huron et Supérieur. Les lacs Huron et Supérieur avaient un indice trophique moyen significativement plus faible que les trois autres lacs. Les sommaires par lac n'indiquent aucune tendance significative des conditions trophiques au cours de la période étudiée. Les sommaires par bassin permettent de dégager quelques tendances, notamment l'eutrophisation croissante dans les bassins est et central du lac Érié, dans le bassin sud du lac Michigan, et dans le bassin ouest du lac Ontario. Dans les lacs Ontario et Michigan, ces tendances sont entraînées par des valeurs d'ITO croissantes pour les sites littoraux.

Dans le lac Érié, on a trouvé les conditions les plus eutrophes du bassin est. Ces conditions tendaient à augmenter jusqu'en 2003, environ, et les valeurs se sont maintenues entre 2,0 et 2,5 jusqu'en 2009. Les données pour le bassin central suivaient la même tendance, bien que les ITO correspondaient à des conditions moins eutrophes. Les conditions du bassin variaient de façon importante, et aucune tendance ne se dégageait.

Les sites du Lac Huron étaient pour la plupart considérés comme étant oligotrophes depuis 2007. Au cours de la période de 1998 à 2001, le site le plus au sud a été classé mésotrophe ou eutrophe, mais il est oligotrophe depuis 2002 (une seule exception mineure en 2006). Le site de la baie Saginaw était extrêmement eutrophe de 1997 à 2001, s'est amélioré pour devenir mésotrophe, mais depuis 2007 il tend à redevenir eutrophe. Un site du bassin central, HU96B, à 44 m de Southampton, en Ontario, près de la décharge de la rivière Saugeen, était très eutrophe en 2004, en 2008 et en 2009 (figure 1). Dans ce site, on a dénombré environ 50 dreissenidés/m^2 en 2004, proportion qui a augmenté à 2 800 dreissenidés/m^2 en 2008; le dénombrement des oligochètes (matures et immatures) a augmenté pour passer à 450/m^2 en 2000, 1 700/m^2 en 2004, et 11 560/m^2 en 2009.

La plupart des sites du lac Michigan ont été classés comme oligotrophes. Les sites qui ne l'ont pas été sont les sites littoraux le long de la côte est des bassins sud et central du lac Michigan (près des décharges des rivières Grand et

Kalamazoo) et le long de la côte ouest, près de la baie Green. Les sites de la baie Green sont constamment restés mésotrophes à légèrement eutrophes.

Les sites en eau profonde du lac Ontario ont été classés oligotrophes durant toute la période étudiée. Les résultats moyens dans les bassins ouest indiquent une tendance à l'accroissement de l'eutrophisation depuis 2001, surtout à cause des sites littoraux de plus en plus eutrophes le long de la rive sud.

Pressions

L'indicateur d'oligochètes utilisé pour la CEEGL (indicateur n° l04) évalue la situation trophique des lacs et peut suggérer des pressions causées par un enrichissement en matières organiques. Certains sites littoraux et sites à proximité des embouchures de grandes rivières présentent une eutrophisation croissante dans les cinq Grands Lacs. Cela suggère que la réduction de la pollution dans les bassins hydrographiques en amont pourrait aider à améliorer la qualité de l'eau et les conditions sédimentaires à ces sites. D'autres pressions non prises en compte par l'indice trophique des oligochètes incluent les espèces envahissantes, le changement climatique régional, le changement des niveaux d'eau, les produits toxiques et les autres contaminants, et d'autres changements non prévus à l'écosystème. Des changements récents causés par des espèces envahissantes, en particulier les moules dreissenidés envahissantes, représentent une sérieuse menace pour la fonction de l'écosystème. Il faut intégrer des indicateurs pour faire le suivi des changements dans la composition des communautés causés par de nouvelles espèces envahissantes, et assurer un meilleur suivi des changements de benthos avec le changement des pressions exercées par les espèces envahissantes dans tout le bassin.

Gestion – défis et possibilités

L'indice environnemental de Milbrink constitue un bon outil pour évaluer les changements dans l'enrichissement en matières organiques des sédiments et détecter les changements dans la situation trophique de la communauté benthique. Certains sites littoraux dans les lacs deviennent de plus en plus eutrophes. Certains de ces changements peuvent être liés aux apports terrestres des grandes rivières. Cependant, nombre des changements récents dans la communauté benthique sont dus aux espèces envahissantes, en particulier les moules dreissenidés. Les conséquences plausibles sont la perte de l'amphipode indigène *Diporeia* sp. dans de nombreux sites des lacs d'aval et des changements dans les abondances relatives d'autres espèces. Par exemple, notre analyse a montré une tendance à la baisse de la densité chez les sphaeriidés des lacs Michigan, Huron et Ontario, qui pourrait être liée à une compétition directe avec les moules dreissenidés. De plus, certains chercheurs ont constaté que la densité des oligochètes peut augmenter avec la présence de moules dreissenidés, parce que les oligochètes peuvent se nourrir des fèces et des pseudofèces des dreissenidés (bien que d'autres n'ont constaté aucun changement ni aucune diminution de la densité des oligochètes; voir Soster *et al.*, 2011). Bien que nos analyses n'aient pas détecté de tendance à la hausse significative de l'abondance des oligochètes dans le temps, ces changements peuvent se produire à certains sites seulement. Si les moules dreissenidés ont occasionné une augmentation du nombre d'oligochètes, cela pourrait avoir pour conséquence un indice de Milbrink élevé, et indiquer que les changements dans la communauté sont causés par un enrichissement en matières organiques, plutôt que par les effets des espèces envahissantes. Il faut élaborer des indices additionnels pour faire le suivi des changements dans la communauté benthique qui sont indépendants des changements causés par la situation trophique, et évaluer avec plus d'exactitude les tendances dans la communauté benthique.

Commentaires des auteurs

On s'attend à ce que les populations de dreissenidés aient modifié l'écologie des quatre Grands Lacs d'aval, et qu'elles soient peut-être en partie responsables de l'oligotrophisation suspectée du lac Huron et d'autres changements, comme la prolifération d'algues et la contamination des plages par le *Cladophora*. Toutefois, l'indice trophique de Milbrink n'a pas permis de détecter l'oligotrophisation du lac Huron à l'aide de la communauté benthique comme taxon indicateur. Cela suggère la nécessité d'élaborer des indices additionnels pour mieux assurer le suivi de la composition de la communauté benthique, pour ce qui est des autres changements se produisant dans les lacs. Des variables environnementales additionnelles sont nécessaires pour que l'on puisse élaborer d'autres

indicateurs de la communauté benthique, qui, avec l'indice de Milbrink, permettront de mieux évaluer la condition du lac d'après les tendances de la communauté benthique.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.		x				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.		x				
3. La source des données est connue, fiable et respectée.		x				
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent au bassin des Grands Lacs.				x		
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.						x
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.		x				

Notes explicatives : Numéro 4 : les données sur les sites proches de la rive sont incomplètes; les données sur les dreissenidés d'avant 2007 sont manquantes. Numéro 6 : les données de 1997 sont douteuses.

Remerciements

Auteurs :
Dr Catherine Riseng, University of Michigan, Ann Arbor (Michigan), criseng@umich.edu
Glenn Carter, Univeristy of Michigan, Ann Arbor (Michigan), carterg@umich.edu
Dr Kurt Schmude, University of Wisconsin – Superior, Superior (Wisconsin)
Dr Sara Adlerstein, University of Michigan, Ann Arbor (Michigan)
Dr Rick Barbiero, CSC and Loyola University, Chicago (Illinois)

Sources d'information

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder et J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers : Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA); Office of Water; Washington D.C.

Howmiller, R. P. et M. A. Scott. 1977. An environmental index based on relative abundance of oligochaete species, *Journal of Water Pollution Control Federation* 46:809-815.

Krebs, C. 1989. Ecological Methodology, HarperCollins, New York.

Kreiger, K.A. 1984. Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental degradation in the southern nearshore zone of the central basin of Lake Erie, *Journal of Great Lakes Research* 10(2):197-209.

Magnussen, S., et T.J.B. Boyle. 1995. Estimating sample size for inference about the Shannon-Weaver and Simpson indices of species diversity, *Forest Ecology and Management* 78: 71-84.

Milbrink, G.A. 1983. An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species, *Hydrobiologia* 102:89-97.

Peet, K. 1974. The measurement of species diversity, *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 285-307.

Références

Howmiller, R. P., et M. A. Scott. 1977. An environmental index based on relative abundance of oligochaete species, *Journal of Water Pollution Control Federation* 46:809-815.

Krebs, C. 1989. Ecological Methodology, HarperCollins, New York.

Kreiger, K.A. 1984. Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental degradation in the southern nearshore zone of the central basin of Lake Erie, *Journal of Great Lakes Research* 10(2):197-209.

Lauritsen, D.D., S.C. Mozley et D.S. White. 1985. Distribution of oligochaetes in Lac Michigan and comments on their use as indices of pollution, *Journal of Great Lakes Research* 11(1): 67-76.

Magnussen, S., et T.J.B. Boyle. 1995. Estimating sample size for inference about the Shannon-Weaver and Simpson indices of species diversity, *Forest Ecology and Management* 78: 71-84.

Milbrink, G.A. 1983. An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species, *Hydrobiologia* 102:89-97.

Nalepa, T.F., D.L. Fanslow, S.A. Pothoven, A.J. Foley et G.A. Lang. 2007. Long-term trends in benthic macroinvertebrates populations in Lac Huron over the past four decades, *Journal of Great Lakes Research* 33:421-436.

Soster, F.M., P.L. McCall et K.A. Herrman. 2011. Decadal changes in the benthic community in western Lake Erie between 1981 and 2004, *Journal of Great Lakes Research* 37:226-237.

Liste des tableaux

Tableau 1. Classification trophique de lumbriculidés et de tubificidés matures sélectionnés d'après Howmiller et Scott (1977), Milbrink (1983) avec ajouts de Kreiger (1984), Lauritsen *et al.* (1985). Lorsque les classifications de Milbrink différaient de celle de Howmiller et Scott, ce sont celles de Howmiller et Scott qui ont été utilisées. Source:

Liste des figures

Figure1. Diagramme de dispersion des valeurs de l'indice environnemental modifié de Milbrink (1983), appliquées aux données des relevés des étés 1998 à 2009 du GLNPO. Les valeurs situées entre 0 et moins de 0,6 indiquent des conditions oligotrophes; les valeurs de 0,6 à 1,0 indiquent des conditions mésotrophes (zone ombrée); les valeurs supérieures à 1 indiquent des conditions eutrophes. Les valeurs d'indice pour les taxons sont tirées de la documentation (Barbour *et al.*, 1994; Howmiller et Scott, 1997; Krieger, 1984; Milbrink, 1983). Les points de données représentent une moyenne des échantillons triples prélevés à chaque site d'échantillonnage; les spécimens immatures ont été inclus dans l'analyse pour le calcul de la densité globale utilisée pour établir le coefficient *c*, mais seuls les spécimens matures ont été utilisés pour le calcul du nombre appartenant à chaque groupe écologique d'oligochètes (voir description jointe du calcul de l'indice).

Figure 2. Carte des Grands Lacs montrant la situation trophique de chaque site d'échantillonnage calculé pour 2009. La situation trophique est fondée sur l'indice trophique modifié pour les vers oligochètes de Milbrink (1983). On n'a trouvé aucun oligochète dans un site du bassin ouest du lac Supérieur, et on n'a trouvé que des enchytrées dans les échantillons de deux sites. Étant donné qu'on n'a pas trouvé d'oligochètes dans ces sites et que les indices pour les années précédentes étaient < 0,2, ces sites ont été considérés comme étant oligotrophes.

Figure 3. Cartes des Grands Lacs montrant les écarts de situation trophique entre 2000 et 2009 (3A), et entre 2005 et 2009 (3B). Les valeurs représentent l'écart entre les valeurs moyennes des indices calculées pour chaque site en 2000, 2005 et 2009. Les écarts ont ensuite été standardisés par les moyennes et les écarts-types pour chaque lac. Une oligotrophisation ou une eutrophisation accrue indique un taux de changement supérieur à un écart-type au-dessus ou au-dessous de la moyenne.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

SPECCODE	GENUS	SPECIES	Trophic Class	Source	Comment
RHYCOCC	Rhyacodrillus	coccineus	0	Howmiller and Scott 1977	Same classification as Krieger 1984 & Lauritsen et al. 1985
TASAMER	Tasserkidrilus	americanus	0	Howmiller and Scott 1977	formerly *T. kessler* i in both Lauritsen et al. 1985 and Kreiger
LIMPROF	Limnodrilus	profundicola	0	Howmiller and Scott 1977	Same classification as Krieger 1984 & Lauritsen et al. 1985
RHYMONT	Rhyacodrilus	montana	0	Kreiger 1984	Same classification as Lauritsen et al. 1985
RHYSP	Rhyacodrilus	spp.	0	Kreiger 1984	Same classification as Lauritsen et al. 1985
SPINIKO	Spirosperma	nikolskyi	0	Kreiger 1984	Same classification as Lauritsen et al. 1985
STYHERI	Stylodrilus	heringianus	0	Howmiller and Scott 1977	General agreement from all sources for this taxon
TASSUPE	Tasserkidrilus	superiorensis	0	Kreiger 1984	Same classification as Lauritsan et al. 1985
AULAMER	Aulodrilus	americanus	1	Howmiller and Scott 1977	Classification based on Aulodrilus sp.
AULLIMN	Aulodrilus	limnobius	1	Milbrink 1983	
AULPIGU	Aulodrilus	pigueti	1	Milbrink 1983	
ILYTEMP	Ilyodrilus	templetoni	1	Kreiger 1984	Same classification as Milbrink 1983 & Lauritsen et al. 1985
ISOFREY	Isochaetides	freyi	1	Kreiger 1984	Same classification as Lauritsen et al. 1985
SPIFERO	Spirosperma	ferox	1	Howmiller and Scott 1977	Same classification as Krieger 1984 & Lauritsen et al. 1985
AULPLUR	Aulodrilus	pluriseta	2	Milbrink 1983	
LIMANGU	Limnodrilus	angustipenis	2	Howmiller and Scott 1977	
LIMCERV	Limnodrilus	cervix	2	Howmiller and Scott 1977	same as Milbrink 1983
LIMCECL	Limnodrilus	cervix/claparedeianus	2	Howmiller and Scott 1977	same as Milbrink 1983
LIMCLAP	Limnodrilus	claparedeianus	2	Howmiller and Scott 1977	same as Milbrink 1983
LIMMAUM	Limnodrilus	maumeensis	2	Howmiller and Scott 1977	
LIMUDEK	Limnodrilus	udekemianus	2	Howmiller and Scott 1977	same as Milbrink 1983
POTBEDO	Potamothrix	bedoti	2	Milbrink 1983	
POTMOLD	Potamothrix	moldaviensis	2	Milbrink 1983	Same classification as Lauritsen et al. 1985
POTVEJD	Potamothrix	vejdovskyi	2	Milbrink 1983	Same classification as Lauritsen et al. 1985
QUIMULT	Quistadrilus	multisetosus	2	Howmiller and Scott 1977	
LIMHOFF	Limnodrilus	hoffmeisteri	3	Milbrink 1983	Differs from classification in Lauritsen et al. 1985
TUBTUBI	Tubifex	tubifex	0 or 3	Milbrink 1983	Depends on densities of LIMHOFF and STYHERI and total oligochaete density

Tableau 1. Classification trophique de lumbriculidés et de tubificidés matures sélectionnés d'après Howmiller et Scott (1977), Milbrink (1983) avec ajouts de Kreiger (1984), Lauritsen *et al.* (1985). Lorsque les classifications de Milbrink différaient de celle de Howmiller et Scott, ce sont celles de Howmiller et Scott qui ont été utilisées.

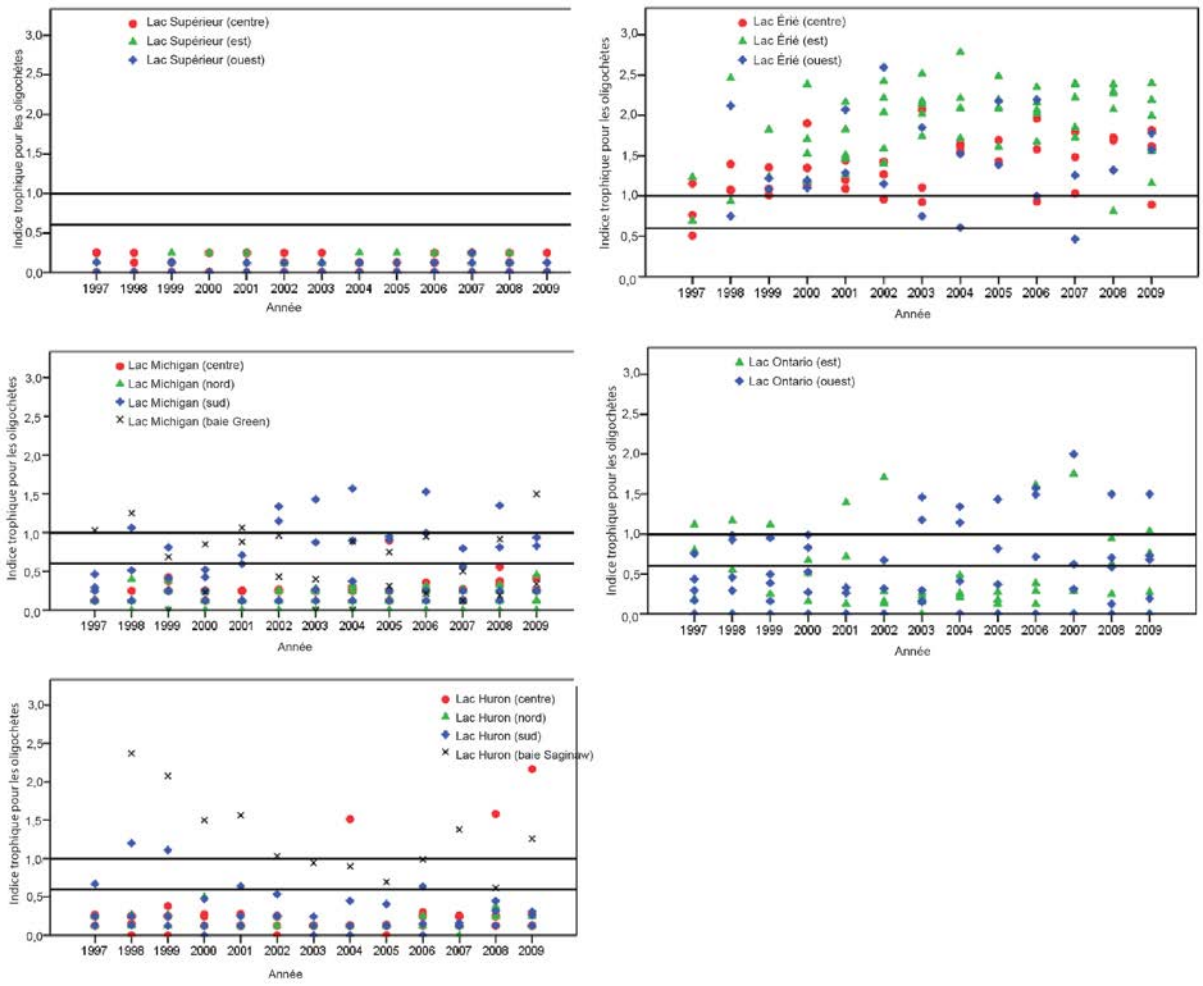


Figure 1. Diagramme de dispersion des valeurs de l'indice environnemental modifié de Milbrink (1983), appliquées aux données des relevés des étés 1998 à 2009 du GLNPO. Les valeurs situées entre 0 et moins de 0,6 indiquent des conditions oligotrophes; les valeurs de 0,6 à 1,0 indiquent des conditions mésotrophes (zone ombrée); les valeurs supérieures à 1 indiquent des conditions eutrophes. Les valeurs d'indice pour les taxons sont tirées de la documentation (Barbour *et al.*, 1994; Howmiller et Scott, 1997; Krieger, 1984; Milbrink, 1983). Les points de données représentent une moyenne des échantillons triples prélevés à chaque site d'échantillonnage; les spécimens immatures ont été inclus dans l'analyse pour le calcul de la densité globale utilisée pour établir le coefficient *c*, mais seuls les spécimens matures ont été utilisés pour le calcul du nombre appartenant à chaque groupe écologique d'oligochètes (voir description jointe du calcul de l'indice).

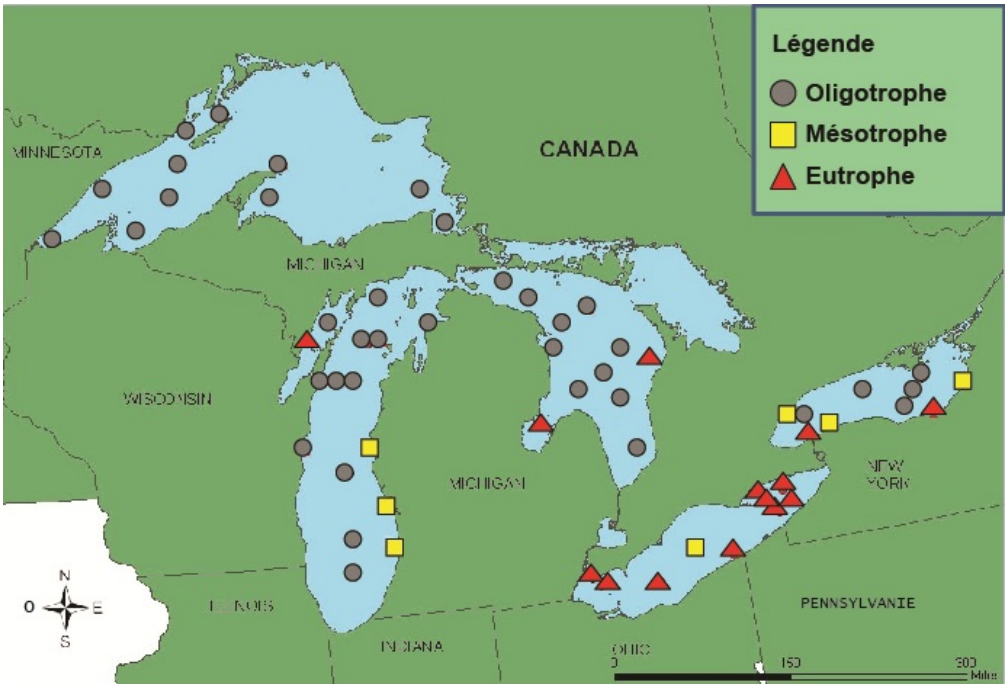
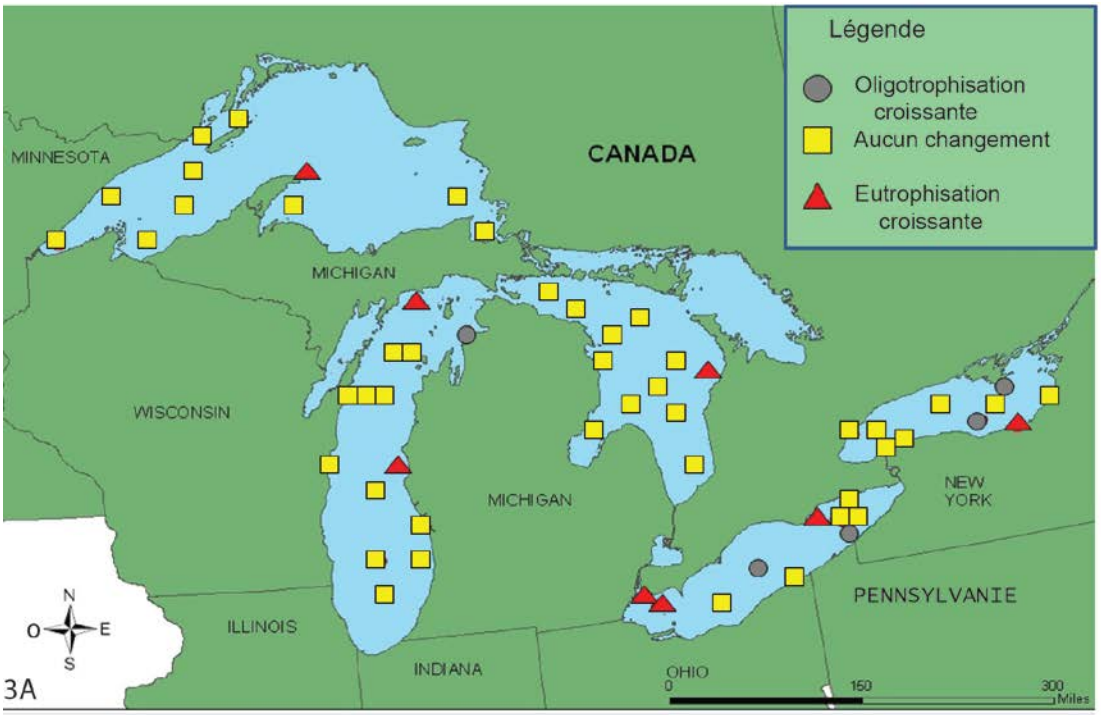


Figure 2. Carte des Grands Lacs montrant la situation trophique de chaque site d'échantillonnage calculé pour 2009. La situation trophique est fondée sur l'indice trophique modifié pour les vers oligochètes de Milbrink (1983). On n'a trouvé aucun oligochète dans un site du bassin ouest du lac Supérieur, et on n'a trouvé que des enchytrées dans les échantillons de deux sites. Étant donné qu'on n'a pas trouvé d'oligochètes dans ces sites et que les indices pour les années précédentes étaient < 0,2, ces sites ont été considérés comme étant oligotrophes.



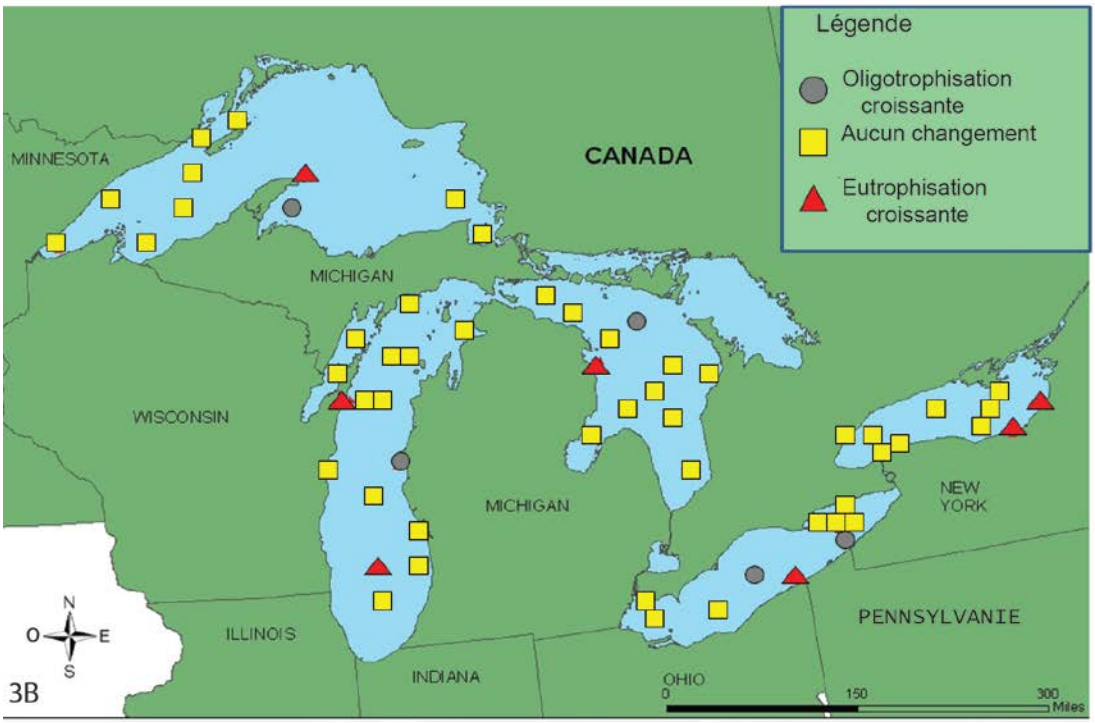


Figure 3. Cartes des Grands Lacs montrant les écarts de situation trophique entre 2000 et 2009 (3A), et entre 2005 et 2009 (3B). Les valeurs représentent l'écart entre les valeurs moyennes des indices calculées pour chaque site en 2000, 2005 et 2009. Les écarts ont ensuite été standardisés par les moyennes et les écarts-types pour chaque lac. Une oligotrophisation ou une eutrophisation accrue indique un taux de changement supérieur à un écart-type au-dessus ou au-dessous de la moyenne.

Éclosions de botulisme

Évaluation globale
Tendance : Indéterminée
Justification : Les estimations de la mortalité aviaire fluctuent grandement à cause de la variabilité des facteurs anthropiques et environnementaux ainsi que des irrégularités dans les méthodes de collecte et de surveillance des données.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Tendance : Inchangée
Justification : Les estimations de la mortalité aviaire due à la toxine de type E produite par *Clostridium botulinum* sont rares et couvrent une petite échelle.

Lac Michigan
Tendance : Indéterminée
Justification : Les estimations de la mortalité aviaire fluctuent considérablement d'une année à l'autre au cours de la période pendant laquelle des données ont été fournies.

Lac Huron
Tendance : Indéterminée
Justification : Les estimations de la mortalité ont été consignées pour les États-Unis dans les années 1960, et, depuis, soit qu'aucune éclosion ne s'est produite, soit qu'aucune activité de surveillance n'a été menée. Les estimations canadiennes existent depuis 1998, mais sont biaisées parce que les activités de surveillance ne sont pas suffisantes.

Lac Érié
Tendance : Indéterminée
Justification : Les estimations de la mortalité aviaire atteignaient régulièrement les milliers aux États-Unis de 2000 à 2008; toutefois, il n'existe aucune donnée consignée avant ou après cette période. Les valeurs canadiennes estimées sont considérablement inférieures au cours de ces mêmes années.

Lac Ontario
Tendance : Indéterminée
Justification : Les estimations de la mortalité aviaire des années surveillées se chiffrent dans les centaines et les milliers tant aux États-Unis qu'au Canada. Les données existantes datent de moins de 10 ans dans les deux pays, et la surveillance a cessé en 2010 à cause de contraintes budgétaires.

Objet

- Estimer la mortalité aviaire (par espèce) due au botulisme aviaire de type E causé par la bactérie *Clostridium botulinum* dans les Grands Lacs.
- Inférer les effets des espèces envahissantes et de la saisonnalité sur la fréquence des éclosions de botulisme. L'indicateur Éclosions de botulisme est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie portant sur les poissons et autres espèces sauvages.

Objectif pour l'écosystème
L'objectif est, à terme, de réduire, voire d'éliminer, chez les oiseaux, les poissons et les autres espèces, la mortalité due à la toxine produite par les spores actives de la souche de *Clostridium botulinum* produisant la toxine de type E. Les conditions favorables à la libération de la toxine et à sa dispersion potentielle dans la chaîne trophique

pourraient découler de divers facteurs environnementaux et anthropiques. La Great Lakes Regional Collaboration recommande dans sa stratégie pour le rétablissement et la conservation des Grands Lacs (Strategy to Restore and Protect the Great Lakes) que d'autres recherches soient menées pour clarifier les sources et les modes de transport des biotoxines (dont celles du botulisme) dans le réseau trophique.

Cet indicateur soutient les objectifs de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, particulièrement ceux de l'annexe 1, qui porte sur les agents microbiens pouvant affecter la santé humaine, de l'annexe 2, qui énumère les altérations des utilisations bénéfiques, et de l'annexe 17, qui décrit « les besoins de recherche auxquels il faut répondre pour atteindre les buts du présent Accord » (AQEGL, 1987). Les gestionnaires de plans d'aménagement panlacustre considèrent également les éclosions de botulisme de type E comme un enjeu permanent et émergent, et recommandent la réalisation d'autres études.

Conditions écologiques

Contexte

La souche qui cause le botulisme de type E est l'une des sept souches de la bactérie *Clostridium botulinum*. Cette souche, en particulier, est responsable de la mortalité à grande échelle d'oiseaux aquatiques dans la région des Grands Lacs et d'autres parties des États-Unis, généralement à la fin de l'été et en automne.

Le botulisme est une maladie neuromusculaire qui peut affecter une variété d'espèces (invertébrés, amphibiens, reptiles, poissons, oiseaux). Certaines espèces sont plus susceptibles d'être contaminées par la toxine que d'autres, principalement en raison de leurs habitudes alimentaires. Par exemple, un canard plongeur peut ingérer la toxine botulique en consommant des moules ayant absorbé par filtration les spores actives produisant la toxine dans leur habitat (figure 1). C'est par la chaîne trophique que nombre d'oiseaux aquatiques contractent ainsi le botulisme, et c'est pourquoi ils constituent un indicateur très visible de la présence de la toxine dans l'environnement.

Les oiseaux qui ont ingéré la toxine montrent souvent des signes externes de paralysie avant de mourir, notamment une incapacité de voler, d'utiliser les muscles de leur cou, de tenir leur tête droite (« cou mou »). De plus, leurs paupières internes ne réagissent plus. En général, les oiseaux se noient avant d'atteindre le rivage, et ceux qui y parviennent meurent d'insuffisance respiratoire peu après (Locke et Friend, 1989). La gravité de l'empoisonnement dépend de la quantité de toxine ingérée et de l'espèce d'oiseau en cause, mais la période d'incubation dure habituellement 12 heures, et la mortalité peut survenir dans les trois jours (communication personnelle avec Steven Riley, 2011; Gross, 1971).

Les spores en dormance de la bactérie du botulisme sont naturellement abondantes dans les sédiments, les sols et même le tube digestif d'animaux vivants en santé. Elles sont endémiques dans la région des Grands Lacs. Dans certaines conditions, notamment un milieu anoxique présentant une charge nutritive, une température et un pH favorables, ces spores en dormance parviennent au stade végétatif ou actif et commencent à produire la toxine botulique (Brand *et al*., 1988). Ces spores résistent à des températures extrêmes ainsi qu'à la dessiccation et peuvent donc demeurer longtemps dans l'écosystème (Domske, 2003).

État du botulisme de type E

La mortalité aviaire est actuellement le principal indicateur de la présence, dans l'environnement, des spores actives produisant la toxine responsable du botulisme de type E. Les programmes de surveillance sont généralement menés par des organismes fédéraux ou étatiques et des universités. Les citoyens inquiets, grâce à leurs observations, contribuent également à la surveillance. À cause de contraintes budgétaires passées et actuelles ainsi que des différences dans les méthodes de collecte et d'analyse des données, la mortalité aviaire dans chacun des Grands Lacs n'est pas toujours représentative des effets à grande échelle de la toxine au Canada et aux États-Unis.

Le nombre total d'oiseaux morts dans les États américains des Grands Lacs a été estimé à partir des données de la

base sur les espèces sauvages du National Wildlife Health Center de l'United States Geological Survey (USGS) et du département des Ressources naturelles de l'État du Michigan. Ce nombre tient uniquement compte des années pendant lesquelles des données ont été recueillies, et des estimations, fournies. Les données sont limitées, car elles n'englobent pas tous les épisodes de mortalité survenus tant les années ayant fait l'objet de rapports que les années n'ayant pas fait l'objet de rapports. Toutefois, malgré les limites des mécanismes de rapport établis, les données illustrent qu'au moins 116 265 oiseaux sont morts aux États-Unis depuis les années 1960 (figure 2). Il est important de noter que ce ne sont pas tous les individus qui ont fait l'objet d'essais de dépistage du botulisme, mais que l'analyse d'un sous-groupe d'oiseaux provenant des sites a donné des résultats positifs quant à la présence du botulisme ces années-là.

Les données canadiennes sont aussi limitées à cause du manque de mécanismes de rapport soutenus. La mortalité aviaire due au botulisme de type E n'est surveillée que depuis 1998, et, en raison de différences dans les méthodes de collecte et d'analyse des données, les chiffres estimés ne sont probablement pas représentatifs des épisodes de mortalité réels dans les lacs. La hausse remarquable des cas de mortalité estimés en 2004 s'explique par l'augmentation des efforts de surveillance déployés par le Service canadien de la faune dans le lac Ontario. Les fonds en vue de la surveillance ont une fois de plus été réduits en 2010, ce qui explique le déclin observé dans le nombre de morts relevé (figure 3).

Lac Supérieur

Même si le lac Supérieur n'est traditionnellement pas associé aux éclosions de botulisme de type E et qu'il n'est pas inclus dans l'évaluation graphique lac par lac (figure 4), des cas de mortalité ont été consignés d'après les dossiers conservés par le département des Ressources naturelles du Michigan. En 1967, la mort de 39 mouettes et goélands et de trois Plongeons huards a été enregistrée. De même, l'année suivante, 19 mouettes et goélands, neuf plongeons et un canard d'espèce inconnue ont succombé à une intoxication au botulisme. Ensuite, aucun cas de mortalité n'a été rapporté avant 1981, année où l'analyse de 13 Plongeons huards trouvés sur la rive sud-est du lac Supérieur, à Whitefish Point, dans le comté de Chippewa, a donné des résultats positifs quant à la présence du botulisme de type E (Cooley, 2011). Aucun autre cas connu de botulisme de type E n'a été suivi ou rapporté, et toutes les observations ont été réalisées du côté états-unien des Grands Lacs. Toutefois, ces incidents passés font ressortir le besoin de mieux comprendre la présence de la toxine dans les lacs.

Lac Michigan

Les rapports d'éclosion de botulisme de type E remontent à 1963 et 1964, années pour lesquelles la mortalité massive a été estimée respectivement à 7 725 et à 12 650 oiseaux aquatiques. Diverses espèces d'oiseaux ont été touchées, mais un plus grand nombre de morts a été observé parmi les plongeons, les mouettes et goélands, les grèbes et les canards. Le nombre d'oiseaux aquatiques morts s'expliquait probablement par l'effondrement de la population de gaspareaux, dont la carcasse d'un grand nombre d'individus s'est retrouvée sur le rivage, où elle se décomposait. Des chercheurs ont examiné des mouettes, des goélands et des plongeons en vue de déterminer que les gaspareaux étaient l'aliment le plus fréquemment trouvé dans leur gésier, et leurs constats ont confirmé leurs soupçons (Fay, 1966). Avant ces événements, aucun cas de mortalité massive d'oiseaux connue ne s'était produit à cause du botulisme de type en E Amérique du Nord. En 1965 et 1966, la mortalité massive d'oiseaux aquatiques s'est poursuivie, mais aucune estimation n'a été réalisée; par conséquent, les chiffres de ces deux années ne figurent pas dans l'évaluation graphique (figure 4). Les estimations liées aux éclosions de botulisme ont été recueillies sporadiquement au cours des trois décennies qui ont suivi, soit quand un épisode assez important se produisait, soit quand des rapports étaient disponibles. Ce n'est que récemment que les éclosions se sont aggravées de nouveau dans le lac Michigan. En 2006, le nombre d'oiseaux aquatiques morts a augmenté et s'élevait à plus de 3 000 dans la région du parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore. L'année suivante, une mortalité massive encore plus grande a été observée, avec 4 000 oiseaux morts dans la zone englobant le Ludington State Park et la plupart des plages de la péninsule supérieure du Michigan (Zuccarino-Crowe, 2009). L'éclosion à grande échelle la plus récente a eu lieu en 2010, où environ 2 677 oiseaux morts ont été trouvés sur la péninsule supérieure, dans le parc Sleeping

Bear Dunes National Lakeshore et dans d'autres sites au nord, le long de la rive du lac Michigan (communication personnelle avec Thomas Cooley, 2011). Le lac Michigan a le plus grand nombre de données enregistrées, et, à ce jour, compte environ 34 269 cas de mortalité chez les oiseaux aquatiques.

Lac Huron

Des cas d'éclosions de botulisme de type E au lac Huron ont été documentés pour la première fois en 1965; environ 400 mouettes et goélands avaient alors été trouvés morts dans la région de la baie Saginaw. En 1967, 579 mouettes et goélands morts ont été observés à l'embouchure de la rivière Saginaw, dans la baie Saginaw et plus au nord, vers Tawas Point et Oscoda (communication personnelle avec Thomas Cooley, 2011). Selon des données du National Wildlife Health Center de l'USGS, environ 1 300 autres oiseaux aquatiques sont morts en 1969 du côté états-unien du lac Huron. Aucun cas de mortalité n'a ensuite été rapporté avant 1998, probablement en raison d'une combinaison des facteurs suivants : diminution des occurrences, caractère moins remarquable des épisodes d'éclosion, et manque d'activités de surveillance et de rapport. À l'heure actuelle, le Centre canadien coopératif de la santé de la faune semble être la seule entité qui fait un suivi des cas de mortalité aviaire due au botulisme de type E au lac Huron. Comme le montre clairement l'évaluation graphique lac par lac, le nombre de morts semble être très faible (figure 5), et cela s'explique en partie par les mécanismes de rapport dont on dispose. Seuls les oiseaux aquatiques ayant obtenu des résultats positifs lors d'analyses de dépistage du botulisme de type E et les individus d'une même espèce trouvés au même endroit sont considérés comme des cas de mortalité. Une forte mortalité est probable, mais, sans efforts de surveillance additionnels, il est impossible de l'affirmer avec certitude.

Lac Érié

Contrairement aux trois lacs précédents, le lac Érié fait l'objet de données états-uniennes et canadiennes qui peuvent être comparées. En 1999, les deux pays ont commencé à suivre les cas de mortalité dus à une éclosion de botulisme, sans doute parce que le nombre de morts était plus élevé ou que la mortalité était plus évidente autour du lac. L'augmentation de la mortalité pourrait être attribuée à des conditions environnementales telles que les changements du niveau de l'eau, les tempêtes et les fluctuations de température, ainsi qu'à des facteurs anthropiques tels que les hausses de la charge en nutriments dans le lac. Comme le lac Érié est le moins profond des Grands Lacs, les fluctuations ont tendance à y exercer des effets plus grands, et, par conséquent, il est possible que les conditions essentielles à la germination de la bactérie du botulisme y surviennent plus facilement. Quoi qu'il en soit, depuis 2000, le lac Érié subit continuellement une mortalité annuelle s'élevant dans les milliers. L'année 2002 en particulier a enregistré un nombre estimé record de 21 000 individus morts dans le bassin oriental, d'après le National Wildlife Health Center de l'USGS. Les analyses effectuées sur un sous-groupe de carcasses ont permis de confirmer la présence du botulisme. Il a donc été présumé que le botulisme de type E était responsable de la mort de milliers de mouettes et goélands, de Plongeons huards, de grèbes, de cormorans et d'autres oiseaux de rivage. Des milliers de morts ont également été observés chez les poissons, principalement des malachigans et quelques esturgeons (Robinson, 2008). Les évaluations graphiques lac par lac montrent bien la possibilité de comparaison des données des États-Unis et du Canada (figures 4 et 5). D'après les données du National Wildlife Health Center de l'USGS, on estime à plus de 62 000 le nombre d'oiseaux aquatiques morts de 1999 à 2008. Les données fournies par le Centre canadien coopératif de la santé de la faune pour la même période indiquent la mort d'environ 111 oiseaux aquatiques. Cette disparité s'explique peut-être par les différences dans les méthodes de collecte et de rapport de données ou dans les mécanismes de surveillance et de rapport existants, ou encore par des causes environnementales. Quelle qu'en soit la raison, cette différence est significative et nécessite d'être étudiée davantage.

Lac Ontario

Le rapport annuel des cas de mortalité au lac Ontario a commencé en 2002, après qu'une importante éclosion de botulisme ait tué 1 046 oiseaux aquatiques. Depuis, la mortalité annuelle se chiffre dans les milliers. En 2006 et 2007, la mortalité massive a grimpé pour atteindre environ 5 553 et 3 649, respectivement (USGS-NWHC, 2011). Des conditions environnementales étaient peut-être en jeu, par exemple des températures plus élevées, puisque des

hausses de mortalité aviaire ont également été observées ces mêmes années dans le lac Érié et le lac Michigan. Les données états-uniennes sur le lac Ontario ont été compilées par le National Wildlife Health Center de l'USGS, mais c'est le département de la Conservation de l'environnement de l'État de New York qui est l'entité responsable de la collecte, du dénombrement et de l'analyse pathologique des oiseaux. Ce dernier a par ailleurs compilé les données états-uniennes sur le lac Érié. Ces deux dernières années, des contraintes budgétaires ont nui à la capacité du Département de continuer à surveiller les épisodes de botulisme, et cette difficulté est apparente dans les données (communication personnelle avec Helen Domske, 2011).

Les données canadiennes sur le lac Ontario ont été fournies par le Centre canadien coopératif de la santé de la faune et le Service canadien de la faune. Comme il a été susmentionné, on a commencé à estimer et à consigner le nombre d'oiseaux morts en 2003, et les données montrent une augmentation draconienne en 2004. Celle-ci est due à la considération d'autres données, fournies par Chip Weseloh, qui a mené un projet d'étude de la mortalité des oiseaux aquatiques coloniaux au large de cinq îles dans le bassin oriental et au large d'une île dans le bassin central (Weseloh *et al*., 2011). Le projet a été financé jusqu'en 2009, année où les données reflètent de nouveau une baisse de la mortalité probablement due à une réduction des efforts de surveillance (figure 5). L'ajout des données de ce projet de surveillance influe également sur les données canadiennes globales concernant la mortalité aviaire due au botulisme de type E (figure 3). Le lac Ontario est un excellent exemple de la manière dont des efforts accrus de surveillance pourraient aider les chercheurs et les décideurs à identifier les espèces et les sites les plus touchés ainsi qu'à déterminer le rôle des facteurs anthropiques dans le processus.

Liens

Comme il a été mentionné ci-dessus, de nombreux facteurs anthropiques et environnementaux peuvent contribuer aux conditions favorisant la germination des spores de *Clostridium botulinum* qui produisent la toxine de type E. Le ruissellement contenant des quantités excessives de nutriments, les changements climatiques et l'impact des espèces envahissantes dans la chaîne trophique sont tous des facteurs probables menant à la prolifération du botulisme et à la mortalité massive à grande échelle dans les Grands Lacs.

La quantité d'oxygène dissous dans l'eau est un facteur clé parce que l'oxygène assure la survie des espèces qui en dépendent et que son absence satisfait à l'une des conditions nécessaires à la prolifération de la bactérie responsable du botulisme. La température est inversement corrélée à la quantité d'oxygène dissous dans l'eau; ainsi, plus la température de l'eau est élevée, moins il y a d'oxygène dissous dans l'eau. De même, la profondeur de l'eau peut influer sur les concentrations d'oxygène dissous. Enfin, les teneurs en oxygène dissous peuvent dépendre des processus de la respiration, de la décomposition et de la photosynthèse (University of Maine, 2006). La National Oceanic and Atmospheric Administration prévoit que le changement climatique abaissera les niveaux d'eau et haussera les températures à la grandeur des lacs, favorisant ainsi les conditions anoxiques propices aux éclosions de botulisme dans les Grands Lacs (Quinn, 1998).

Le rôle des espèces envahissantes dans le processus repose uniquement sur les effets du changement climatique. L'espèce *Cladophora glomerata*, par exemple, est réputée être, d'un point de vue structural, riche en matière organique simple et peut, combinée aux facteurs climatiques, produire un milieu anoxique lors de la décomposition. Des chercheurs ont constaté, au parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, que les cas de mortalité massive due au botulisme de type E coïncidaient avec les poussées d'algues vertes, principalement du genre *Cladophora*. D'autres études sont nécessaires pour déterminer si les *Cladophora* fournissent un substrat parfait pour la germination et la croissance de *Clostridium botulinum*, et, par le fait même, une voie de dispersion dans la chaîne trophique.

Les moules zébrées et quagga sont réputées être une voie de dispersion de la souche de *Clostridium botulinum* qui produit la toxine de type E dans la chaîne trophique. De nombreuses espèces (poissons, oiseaux, reptiles et amphibiens) dépendent des moules comme sources de nourriture (figure 1). Comme les moules sont des organismes

filtreurs et qu'elles ne semblent pas sensibles aux toxines produites par *Clostridium botulinum*, elles peuvent en accumuler dans leur corps et les transférer à d'autres espèces. On croit aussi que, à l'instar des *Cladophora*, les moules elles-mêmes sont riches en matière organique et produisent à l'occasion un substrat anoxique favorable à la prolifération de *Clostridium botulinum* (communication personnelle avec Thomas Cooley, 2011; Getchell et Bowser, 2006).

Gestion – défis et possibilités

Par l'intermédiaire des objectifs de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, de la Great Lakes Regional Collaboration et des plans d'aménagement panlacustre, on vise à mieux comprendre l'épidémiologie de *Clostridium botulinum* produisant la toxine de type E pour mieux définir les méthodes de réduction des incidences sur les populations de poissons et d'autres espèces sauvages et des effets potentiels sur la santé humaine.

L'identification claire des facteurs pouvant produire un milieu anoxique et riche en nutriments qui favorise la prolifération de l'agent pathogène est une étape essentielle au progrès. On a établi jusqu'à maintenant que divers facteurs anthropiques et environnementaux peuvent contribuer non seulement à la germination du pathogène, mais aussi à son déplacement dans l'ensemble du réseau trophique. Bien qu'il soit probablement impossible de connaître le nombre réel d'oiseaux et d'autres espèces qui meurent du botulisme, les connaissances sur la sensibilité des espèces, les effets de la saisonnalité et le lieu de l'ingestion de la toxine peuvent aider à mieux cerner les secteurs problématiques et cibler les efforts de surveillance et de recherche, de même que les activités sur le terrain.

À ce jour, nous ne disposons pas d'une technologie en temps réel abordable qui nous permette de prélever des échantillons en vue de repérer la toxine sur place. Nous nous fions considérablement aux oiseaux aquatiques manifestant des symptômes d'intoxication botulique ou aux analyses de carcasses. L'élimination rapide des carcasses est l'une des quelques mesures de prévention qui existent.

Dans le cadre des efforts de surveillance actuels, les méthodes de collecte et d'analyse de données varient grandement d'un pays à l'autre, en fonction des organismes participants. L'harmonisation de ces procédures pourrait aider les chercheurs et les gestionnaires à mieux cibler les activités de surveillance et de recherche futures.

Commentaires du ou des auteurs

La mortalité aviaire demeurera toujours une estimation en raison de la nature de cet indicateur et de l'incapacité des chercheurs de consigner avec justesse toutes les espèces qui succombent de la toxine produite par *Clostridium botulinum*. Il vaudrait peut-être mieux élaborer des méthodes de collecte de données plus uniformes portant notamment sur les espèces sensibles et les caractéristiques géospatiales, et établir une corrélation entre ces données et les facteurs déterminants probables décrits dans la section « Liens ».

En outre, il serait possible de désigner certaines espèces d'oiseaux aquatiques comme des indicateurs importants de la présence de la toxine. Une des difficultés à établir des secteurs cibles réside dans le fait que la plupart des oiseaux aquatiques peuvent voler pendant une courte durée après avoir ingéré la toxine, ou se noyer et être rejetés par les vagues sur le rivage d'un autre site. L'identification des espèces qui restent dans un site donné à la fin de l'été et à l'automne pourrait aider les chercheurs à mieux cibler les secteurs en cause. Le Grèbe jougris est une espèce indicatrice potentielle, car elle perd de son plumage primaire durant cette période de l'année, ce qui l'empêche de s'éloigner de ses sources de nourriture. Toutefois, d'autres recherches sont requises pour déterminer l'avantage d'utiliser cette espèce (ou une autre) comme indicateur (communication personnelle avec Thomas Cooley, 2011).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité						X

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
2. Les données sont traçables à leur source d'origine		X				
3. La source des données est connue, fiable et respectée		X				
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs			X			
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada				X		
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport						x

Notes explicatives : Les contraintes budgétaires imposées à la surveillance ont rendu difficile l'obtention d'une portée suffisante des données, et de nombreuses années n'ont pas fait l'objet d'estimations, et ce, même si l'on savait que des éclosions avaient lieu. À cause des irrégularités dans la collecte et l'analyse de données d'une entité à l'autre, les données sont hautement variables, et tous les cas ne sont pas documentés. Bien que des données soient incluses pour chacun des Grands Lacs, la couverture géographique détaillée n'est pas toujours donnée, et elle se limite aux endroits ayant fait l'objet d'une surveillance. En outre, ce ne sont pas tous les oiseaux rapportés morts qui ont été analysés en vue d'y dépister le botulisme aviaire; par conséquent, de nombreux individus peuvent être morts d'autres causes.

Remerciements

Auteurs : Shelley Cabrera, Oak Ridge Institute for Science and Education (ORISE) Research Fellow, nommée à l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis, au Great Lakes National Program Office (GLNPO), Chicago (Illinois).

Contributeurs :
Judy Beck, EPA des États-Unis, GLNPO, Chicago (Illinois)
Stacey Cherwaty, Environnement Canada, Burlington (Ontario)
Jennifer Chipault, National Wildlife Health Center de l'USGS, Madison (Wisconsin)
Thomas Cooley, biologiste et pathologiste des espèces sauvages, département des Ressources naturelles du Michigan, Lansing (Michigan)
David Cristo, B.Sc.H., coordonnateur des communications, Centre canadien coopératif de la santé de la faune, Guelph (Ontario)
Helen Domske, spécialiste de la sensibilisation aux côtes, New York Sea Grant, Buffalo (New York)
Joe Kaplan, Common Coast Research & Conservation, Hancock (Michigan)
David Moore, Service canadien de la faune, Burlington (Ontario)
Kevin O'Donnell, Ph.D., EPA des États-Unis, GLNPO, Chicago (Illinois)
Daniel O'Riordan, EPA des États-Unis, GLNPO, Chicago (Illinois)
Stephen Riley, biologiste de la pêche scientifique, Great Lakes Science Center de l'USGS, Ann Arbor (Michigan)
D.V. Chip Weseloh, Ph.D., biologiste principal de l'évaluation des populations, Service canadien de la faune, Toronto (Ontario)
Chiara Zuccarino-Crowe, Michigan State University, East Lansing (Michigan)
Fish and Wildlife Service des États-Unis
National Park Service
Forest Service des États-Unis
Département des Ressources naturelles de l'Illinois
Common Coast Research and Conservation, Michigan
Département de la Conservation de l'environnement de l'État de New York
Presque Isle State Park, Pennsylvanie
Pennsylvania Sea Grant
Département des Ressources naturelles du Wisconsin

Sources d'information

Brand, C.J., Schmitt, S.M., Duncan, R.M. et Cooley, T.M. 1988. An outbreak of Type E botulism among common loons (*Gavia immer*) in Michigan's Upper Peninsula, *Journal of Wildlife Diseases* 24(3):471-476.

Byappanahalli, M.N. et Whitman, R.L. 2009. Clostridium botulinum type E occurs and grows in the alga Cladophora glomerata, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66:879-882 (2009).
Cooley, T.M. 2011. *Type E Botulism in Michigan: A Historical Review*, Michigan Department of Natural Resources Wildlife Disease Laboratory.
Domske, H. 2003. Botulism in Lake Erie Workshop Proceedings 2003. New York Sea Grant, Ohio Sea Grant et Pennsylvania Sea Grant, disponible à l'adresse : http://www.seagrant.sunysb.edu/botulism/pdfs/Botulism-Proc03.pdf.
Fay, L.D. 1966. Type E botulism in Great Lakes water-birds. *Michigan Department of Conservation, Research and Development Report No. 54.* Le 3 mars 1966. Rose Lake Wildlife Research Center, East Lansing (Michigan).
Getchell, R.G. et Bowser, P.R. 2006. Ecology of Type E Botulism Within Dreissenid Mussel Beds, *Aquatic Invaders*, vol. 17, n° 2.
Gross, W.B. et Smith, L. DS. 1971. Experimental Botulism in Gallinaceous Birds. *Avian Diseases*, vol. 15, n° 4 (oct.-déc. 1971), p. 716-722.
Commission mixte internationale, États-Unis et Canada. 1987. Révision de l'Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, modifié par le Protocole signé le 18 novembre 1987.
Locke, L.N. and Friend, M. 1989. 13.2.4. Avian Botulism: Geographic Expansion of a Historic Disease. *Waterfowl Management Handbook.* U.S. Fish and Wildlife Service National Wildlife Health Research Center.
Quinn, F.H. 1998. Impacts of Climate Change on the Great Lakes Basin. National Oceanic and Atmospheric Administration Great Lakes Environmental Research Laboratory, disponible à l'adresse : http://www.glerl.noaa.gov/res/Task_rpts/1996/ccquinn11-2.html.
Robinson, J. 2008. Fish and Wildlife Deaths Due to Botulism Type E. *Lake Erie Lakewide Management Plan*, avril 2008, §11.9.
University of Maine. 2006. Temperature and Dissolved Oxygen, disponible à l'adresse : http://www.umaine.edu/waterresearch/pearl/windows/community/Water_Ed/Dissolved%20Oxygen/DO_whatisit.htm.
Weseloh, D.V., Shutt, J.L., Moore, D.M., Andrews, D.W., Herbert, C.E., Campbell, D., Williams, K. 2011 *(données inédites).* Mortality of Colonial Waterbirds and Type E Botulism in Eastern Lake Ontario, 2004-2009.
Zuccarino-Crowe, C. 2009. 5.7 Botulisme de type E. *Eaux littorales des Grands Lacs 2009*, Environnement Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis, ISBN 978-1-100-13563-4.

Liste des figures

Figure 1. Ingestion de *Clostridium botulinum*. Cette figure est une illustration simplifiée d'un réseau trophique qui montre les voies par lesquelles la souche produisant la toxine de type E de *Clostridium botulinum* peut se propager par ingestion.
Source : Cooley, T.M. 2011. Type E Botulism in Michigan: A Historical Review. Michigan Department of Natural Re-sources Wildlife Disease Laboratory.
Figure 2. Mortalité aviaire globale aux États-Unis attribuée au botulisme de type E. La figure montre la mortalité aviaire totale dans la portion états-unienne des cinq Grands Lacs pour les années ayant fait l'objet d'estimations.
Source : Les chiffres sur la mortalité ont été compilés grâce à la coordination du National Wildlife Health Center de l'USGS et du département des Ressources naturelles du Michigan. Les totaux estimés ont été fournis par Jennifer Chipault (communication personnelle, août 2011) et Thomas Cooley (communication personnelle, septembre 2011).
Figure 3. Mortalité aviaire globale au Canada attribuée au botulisme de type E. La figure montre la mortalité aviaire totale dans la portion canadienne des quatre Grands Lacs pour les années ayant fait l'objet d'estimations.
Source : Les chiffres sur la mortalité ont été compilés grâce à la coordination du Centre canadien coopératif de la santé de la faune et du Service canadien de la faune. Les totaux estimés ont été fournis par David Cristo (communication personnelle, juin 2011) et Chip Weseloh (communication personnelle, septembre 2011).
Figure 4. Mortalité chez les oiseaux aquatiques des États-Unis associée à des cas confirmés de botulisme de type E. Les quatre graphiques à gauche présentent les données consignées de 1963 à 1983. Il y a une lacune de 1983 à 1999, période pendant laquelle aucune donnée n'a été consignée dans les lacs. Les quatre graphiques à droite affichent les données consignées de 1999 à 2010. Si aucune donnée n'existe pour un lac, la mention « Aucune donnée rapportée » est indiquée sur le graphique. Les années sans données consignées sont indiquées par une étoile noire.
Note : Les données ont été fournies par plusieurs sources et peuvent varier. Aucun organisme ou entité ne maintient actuellement un ensemble exhaustif de données historiques sur les cas soupçonnés de mortalité due au botulisme.
Source : Les chiffres sur la mortalité ont été compilés grâce à la coordination du National Wildlife Health Center de l'USGS et du département des Ressources naturelles du Michigan. Les totaux estimés ont été fournis par Jennifer Chipault (communication personnelle, août 2011) et Thomas Cooley (communication personnelle, septembre 2011..

Figure 5. Évaluation graphique canadienne lac par lac de la présence de *Clostridium botulinum* chez les oiseaux aquatiques. Les trois graphiques à gauche sont présentés à titre de comparaison avec les données historiques des États-Unis pour la période 1963-1983; malheureusement, il n'y a pas de données rapportées pour cette période. Il y a une lacune dans les données de 1983 à 1999, période pendant laquelle aucune donnée n'a été consignée dans les lacs. Les trois graphiques à droite affichent les données consignées de 1999 à 2010. Si aucune donnée n'existe pour un lac, la mention « Aucune donnée rapportée » est indiquée sur le graphique. Les années sans données consignées sont indiquées par une étoile noire.
Note : Les données ont été fournies par plusieurs sources et peuvent varier. Aucun organisme ou entité ne maintient actuellement un ensemble exhaustif de données historiques sur les cas soupçonnés de mortalité due au botulisme.
Source : Les chiffres sur la mortalité ont été compilés grâce à la coordination du Centre canadien coopératif de la santé de la faune et du Service canadien de la faune. Les totaux estimés ont été fournis par David Cristo (communication personnelle, juin 2011) et Chip Weseloh (communication personnelle, septembre 2011).

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2011

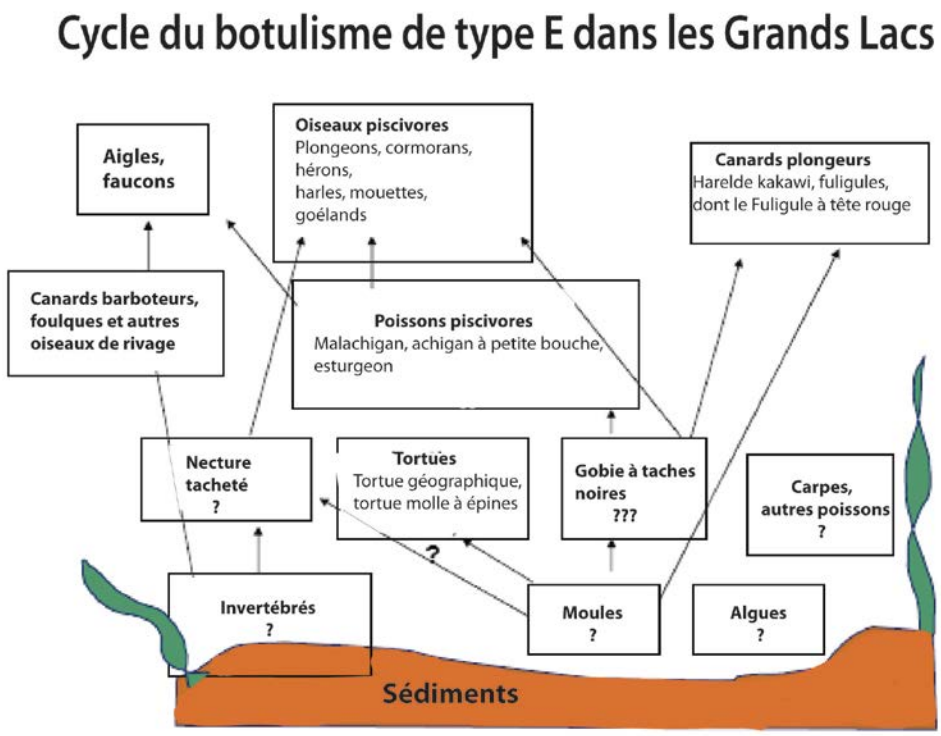


Figure 1. Ingestion de *Clostridium botulinum*. Cette figure est une illustration simplifiée d'un réseau trophique qui montre les voies par lesquelles la souche produisant la toxine de type E de *Clostridium botulinum* peut se propager par ingestion.
Source : Cooley, T.M. 2011. Type E Botulism in Michigan: A Historical Review. Michigan Department of Natural Resources Wildlife Disease Laboratory.

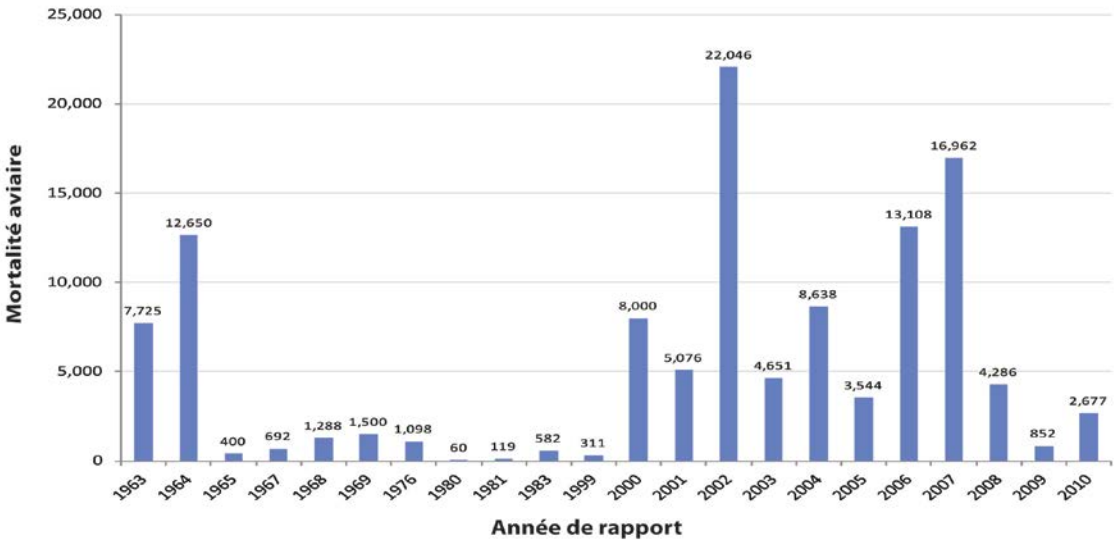


Figure 2. Mortalité aviaire globale aux États-Unis attribuée au botulisme de type E. La figure montre la mortalité aviaire totale dans la portion états-unienne des cinq Grands Lacs pour les années ayant fait l'objet d'estimations. Source : Les chiffres sur la mortalité ont été compilés grâce à la coordination du National Wildlife Health Center de l'USGS et du département des Ressources naturelles du Michigan. Les totaux estimés ont été fournis par Jennifer Chipault (communication personnelle, août 2011) et Thomas Cooley (communication personnelle, septembre 2011).

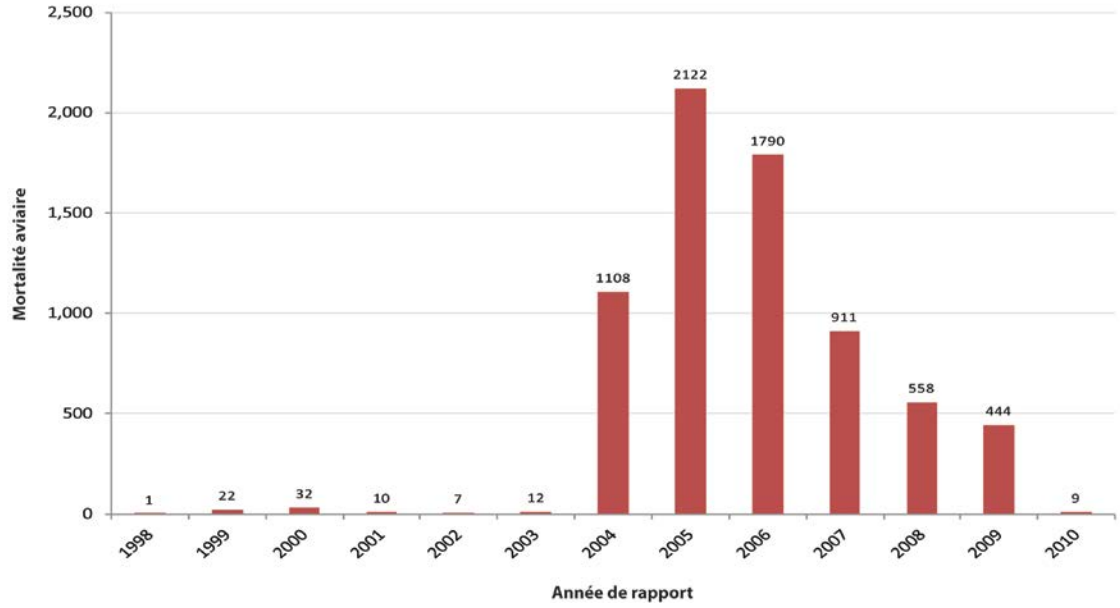


Figure 3. Mortalité aviaire globale au Canada attribuée au botulisme de type E. La figure montre la mortalité aviaire totale dans la portion canadienne des quatre Grands Lacs pour les années ayant fait l'objet d'estimations. Source : Les chiffres sur la mortalité ont été compilés grâce à la coordination du Centre canadien coopératif de la santé de la faune et du Service canadien de la faune. Les totaux estimés ont été fournis par David Cristo (communication personnelle, juin 2011) et Chip Weseloh (communication personnelle, septembre 2011).

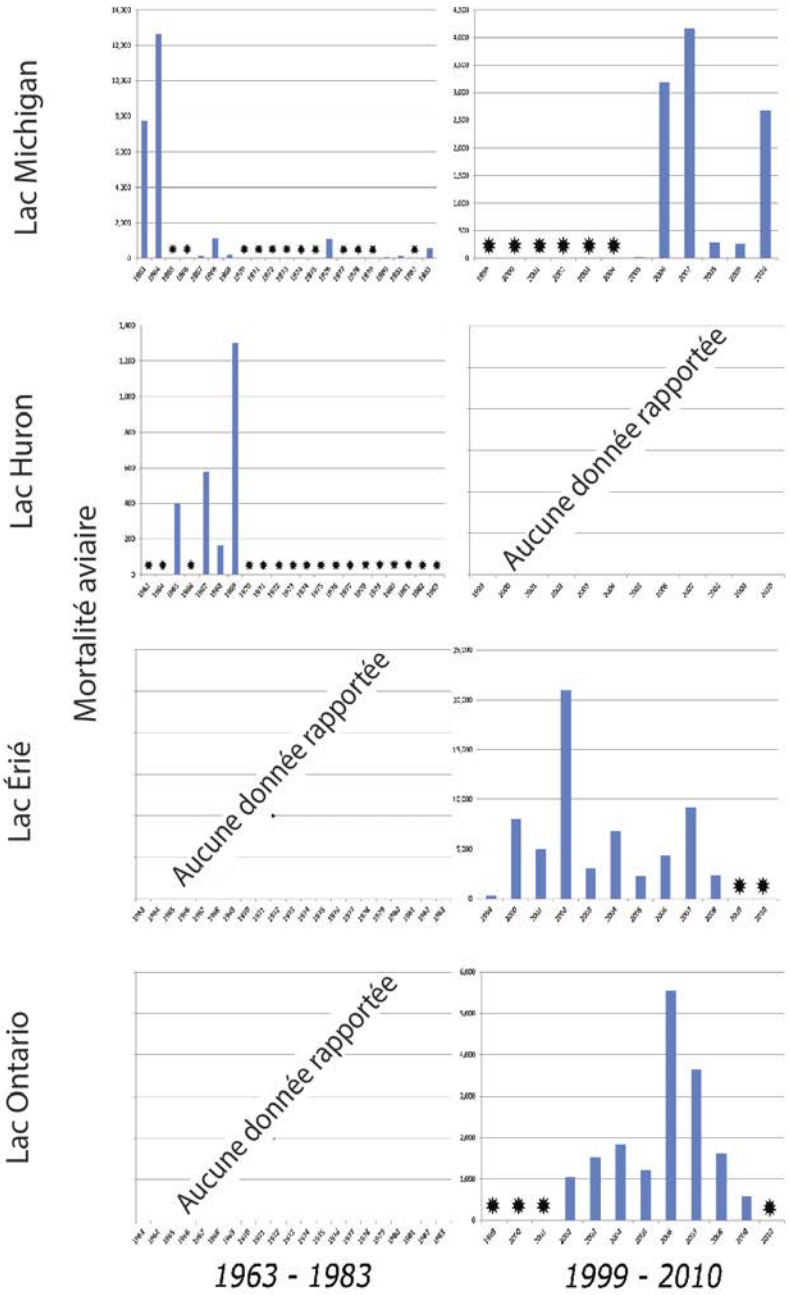


Figure 4. Mortalité chez les oiseaux aquatiques des États-Unis associée à des cas confirmés de botulisme de type E. Les quatre graphiques à gauche présentent les données consignées de 1963 à 1983. Il y a une lacune de 1983 à 1999, période pendant laquelle aucune donnée n'a été consignée dans les lacs. Les quatre graphiques à droite affichent les données consignées de 1999 à 2010. Si aucune donnée n'existe pour un lac, la mention « Aucune donnée rapportée » est indiquée sur le graphique. Les années sans données consignées sont indiquées par une étoile noire.
Note : Les données ont été fournies par plusieurs sources et peuvent varier. Aucun organisme ou entité ne maintient actuellement un ensemble exhaustif de données historiques sur les cas soupçonnés de mortalité due au botulisme.
Source : Les chiffres sur la mortalité ont été compilés grâce à la coordination du National Wildlife Health Center de l'USGS et du département des Ressources naturelles du Michigan. Les totaux estimés ont été fournis par Jennifer Chipault (communication personnelle, août 2011) et Thomas Cooley (communication personnelle, septembre 2011.

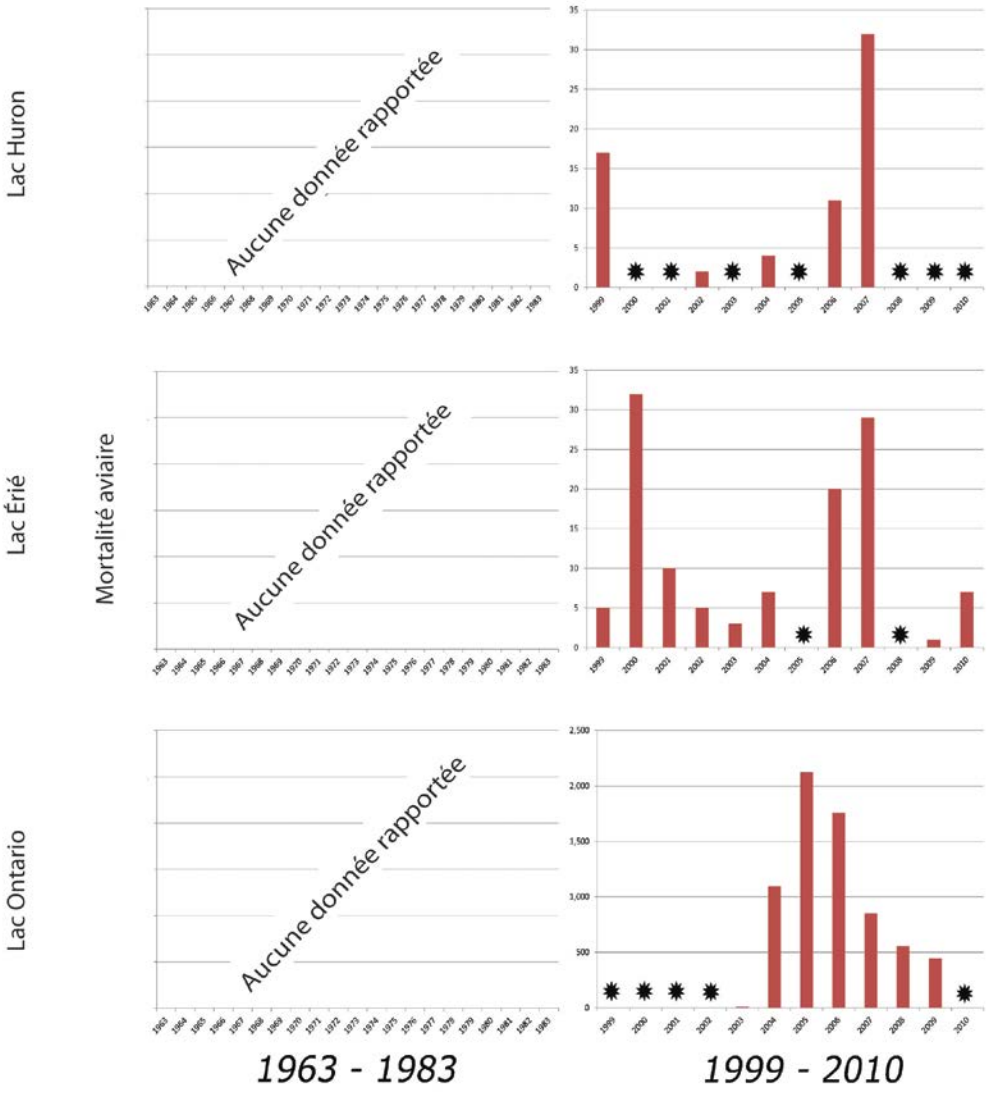


Figure 5. Évaluation graphique canadienne lac par lac de la présence de *Clostridium botulinum* chez les oiseaux aquatiques. Les trois graphiques à gauche sont présentés à titre de comparaison avec les données historiques des États-Unis pour la période 1963-1983; malheureusement, il n'y a pas de données rapportées pour cette période. Il y a une lacune dans les données de 1983 à 1999, période pendant laquelle aucune donnée n'a été consignée dans les lacs. Les trois graphiques à droite affichent les données consignées de 1999 à 2010. Si aucune donnée n'existe pour un lac, la mention « Aucune donnée rapportée » est indiquée sur le graphique. Les années sans données consignées sont indiquées par une étoile noire.

Note : Les données ont été fournies par plusieurs sources et peuvent varier. Aucun organisme ou entité ne maintient actuellement un ensemble exhaustif de données historiques sur les cas soupçonnés de mortalité due au botulisme. Les chiffres sur la mortalité ont été compilés grâce à la coordination du Centre canadien coopératif de la santé de la faune et du Service canadien de la faune. Les totaux estimés ont été fournis par David Cristo (communication personnelle, juin 2011) et Chip Weseloh (communication personnelle, septembre 2011).

Cladophora

Évaluation globale

Situation : **Passable**

Tendance : **Indéterminée**

Justification : **L'algue *Cladophora* est largement répandue sur les surfaces dures (p. ex., substrat et blocs rocheux, jetés, etc.) dans la zone littorale des Grands Lacs laurentiens, et atteint un niveau de croissance nuisible dans les lacs Ontario, Érié et Michigan ainsi qu'en des endroits isolés du lac Huron. L'encrassement des rives par des algues échouées, notamment *Cladophora,* est un phénomène qui se répète chaque année sur plusieurs plages et dans de nombreux havres de ces lacs. Les renseignements de surveillance quantitatifs ne couvrent qu'une étendue géographique limitée et des périodes de temps intermittentes. Les données sont insuffisantes pour dégager une tendance temporelle quant à la répartition ou à l'abondance de *Cladophora* à l'heure actuelle, sauf pour ce qui est du lac Michigan.**

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Situation : Bonne

Tendance : Inchangée

Justification : L'encrassement des rives du lac Supérieur par *Cladophora* n'a pas été un problème par le passé. On ne dispose d'aucune donnée d'observation indiquant que la présence *Cladophora* aurait changé au cours des dernières années.

Lac Michigan

Situation : Médiocre

Tendance : Inchangée

Justification : *Cladophora* est très abondante dans les eaux littorales de certaines parties des rives ouest du lac, et couvre une grande proportion du lit du lac constitué de surfaces dures. Les niveaux de biomasse signalés dépassent les seuils d'encrassement établis pour les rives, ce qui est conforme aux observations d'encrassement des rives dans de nombreuses zones géographiques. Au cours des dernières années, on a effectué des analyses de la répartition régionale de *Cladophora* ainsi que des études détaillées sur la productivité et l'écologie de *Cladophora* dans des zones particulières. Certaines observations fortuites de même que des modèles de simulation laissent croire que les taux de croissance et les formations de fleurs d'eau ont augmenté à la suite de l'invasion des dreissenidés. La surveillance annuelle des niveaux de la biomasse depuis 2006 indique qu'aucune tendance ne se dégage des variations de la biomasse maximale d'une année à l'autre.

Lac Huron

Situation : Passable

Tendance : Indéterminée

Justification : *Les* cladophores prolifèrent près d'endroits que l'on soupçonne être des points de rejets de nutriments le long du littoral canadien et américain du bassin principal, là où les rives adjacentes peuvent aussi être encrassées. En l'absence de sources ponctuelles de nutriments, la croissance et la biomasse de *Cladophora* restent minimes dans le bassin principal. Récemment, on a décelé la présence, à de faibles densités, de *Cladophora* à des profondeurs où l'affouillement par les vagues est réduit. Cependant, il y a trop peu de données de surveillance pour déterminer s'il s'agit d'un changement récent. Dans la baie Saginaw, on a signalé un encrassement des rives par des algues, notamment des cladophores (voir ci-dessous).

Lac Érié

Situation : Médiocre

Tendance : Indéterminée

Justification : *Cladophora* est largement répandue dans les eaux littorales peu profondes du lac Érié, notamment le long de la rive nord du bassin Est, là où le substrat dur est largement répandu. La biomasse de *Cladophora* a atteint un niveau de croissance nuisible à la suite de l'invasion des moules dreissenidés, et l'encrassement de la rive est étendu le long de la partie canadienne du bassin Est. Certaines observations fortuites de même que des modèles de simulation indiquent que la biomasse et l'encrassement des rives ont augmenté à la suite de l'invasion par les moules dreissenidés.

Lac Ontario

Situation : Médiocre

Tendance : Indéterminée

Justification : Les cladophores sont largement répandues dans les eaux littorales, couvrant une grande proportion du lit du lac constitué de substrat dur. Les niveaux de biomasse signalés en divers endroits, notamment des sites touchés par des sources de rejet ponctuelles de nutriments, dépassent le seuil de nuisance. On a effectué des analyses de la répartition régionale de *Cladophora* et des études détaillées sur l'écologie de *Cladophora* dans des zones particulières, au cours des dernières années. Les données sont insuffisantes pour déterminer si la répartition et l'abondance de *Cladophora* ont changé au cours des dernières années.

Autres échelles spatiales

Baie Saginaw

Situation : Indéterminée

Tendance : Indéterminée

Justification : L'encrassement périodique des rives et des plages de la baie Saginaw dû à un mélange de matières végétales en décomposition formant un tapis visqueux semble être une caractéristique de longue date dans certaines parties de la baie, antérieure à l'arrivée des dreissenidés (communication personnelle de Craig Stow). *Cladophora* contribue à la variété de végétaux présents, qui comprend des macrophytes, *Chara*, d'autres algues filamenteuses ainsi que des diatomées (périphytons) qui s'accumulent sur les rives. L'apport de *Cladophora* à l'encrassement des rives n'est pas encore bien établi.

But

- Évaluer les tendances temporelles et spatiales de la biomasse de *Cladophora*, et de la superficie couverte par celle-ci dans les Grands Lacs.
- Utiliser les données pour déduire la présence de cladophores pouvant être transportées sur les rives des lacs où elles peuvent causer un encrassement des plages et obstruer les prises d'eau.
- L'indicateur *Cladophora* est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie impacts de l'activité humaine.

Objectif pour l'écosystème

Cladophora ne devrait pas atteindre des niveaux de croissance nuisible (dont les critères sont expliqués plus loin). L'eau et les plages devraient être sécuritaires aux fins d'un usage récréatif et ne devraient pas être encrassées par des algues nuisibles qui peuvent avoir des répercussions négatives sur les infrastructures d'approvisionnement en eau et sur l'utilisation des plages. Cet indicateur appuie les annexes 3 et 11 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs.

Conditions écologiques

Contexte

Avant le milieu des années 1980, l'encrassement des rives par des grands tapis en décomposition constitués de l'algue verte filamenteuse *Cladophora* était une situation courante dans certaines parties des Grands Lacs inférieurs. Une prolifération excessive de *Cladophora* et la formation de fleurs d'eau pendant cette période étaient associées à la pollution par le phosphore. L'apparente interruption de la prolifération de *Cladophora* et de l'encrassement des rives, du milieu des années 1980 au milieu des années 1990, a été interprétée, d'après le peu de données de surveillance sur le terrain et en rétrospective à partir de modèles de croissance étalonnés sur place et de données antérieures sur la qualité de l'eau, comme un résultat positif attribuable à la réduction de la charge en phosphore dans les Grands Lacs découlant de la mise en application de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Mais, à partir du milieu des années 1990, il y a eu un nombre croissant de rapports faisant état de l'encrassement des rives, notamment à des endroits qui avaient été précédemment épargnés. Aujourd'hui, *Cladophora* contribue à la dégradation de la valeur esthétique des plages et des secteurs riverains des Grands Lacs et, de temps à autre, est à l'origine de l'encrassement des prises d'eau de centrales électriques. Des chercheurs du Canada et des États-Unis ont étudié l'occurrence, de nos jours, de *Cladophora* dans certaines parties des lacs Ontario, Érié, Michigan et Huron, et ont confirmé la surabondance de *Cladophora* et l'encrassement des rives qui y est associé dans de vastes régions, un peu partout dans l'ensemble des Grands Lacs. Auer et Bootsma (2008), Auer *et al.* (2010), Bootsma *et al.* (2004) de même que Higgins *et al.* (2008) ont présenté des comptes rendus détaillés dans lesquels ils décrivent *Cladophora* comme une algue nuisible dans les Grands Lacs et font état des récents changements aux conditions environnementales favorisant sa prolifération.

La colonisation des Grands Lacs par les moules zébrées et les moules quagga (des moules de la famille des Dreissenidés) a eu d'importantes répercussions sur les écosystèmes des lacs, notamment sur des caractéristiques qui influent sur la croissance des algues benthiques, comme une plus grande biodisponibilité des nutriments, une clarté accrue de l'eau, et une plus grande distribution de surfaces dures (coquilles des dreissenidés) sur lesquelles les filaments de *Cladophora* peuvent se fixer. La clarté accrue de l'eau, associée à la filtration des particules par les dreissenidés, a pour effet de réduire la limitation de la croissance des algues en profondeur par manque de lumière et d'accroître la superficie disponible du lit du lac propice à la croissance des algues benthiques. En bref, plus il y a de lumière qui parvient jusqu'au lit du lac, plus l'habitat disponible pour la croissance est grand. Les effets du changement apporté à la clarté de l'eau sur l'accroissement de la production de *Cladophora* ont été documentés pour les lacs Ontario, Érié et Michigan (Higgins *et al.*, 1995; Malkin *et al.*, 2008; Tomlinson *et al.*, 2010).

De récentes analyses effectuées dans les lacs Érié, Ontario, Michigan et Huron indiquent que la croissance de *Cladophora* dans ces lacs est restreinte par la disponibilité de phosphore. Une question difficile et encore à débattre demeure : comment les dreissenidés facilitent-ils l'apport de phosphore nécessaire à la croissance des algues (dont les cladophores) sur le lit des lacs. Les dreissenidés récupèrent, par filtration, les nutriments qui sont sous forme de particules dans la colonne d'eau, puis rejettent du phosphore sous forme dissoute et sous forme de particules dans des excréments ou des « pseudo-fèces ». Cependant, il reste encore à déterminer si la quantité et la biodisponibilité accrues de phosphore, associées aux déchets évacués par les dreissenidés, constituent une composante importante du bilan de nutriments de *Cladophora*, et dans quelles conditions elles le sont. Du point de vue de la gestion, il est essentiel de comprendre le rôle des dreissenidés dans l'alimentation de *Cladophora*, parce que ces connaissances sont nécessaires pour prévoir comment les variations de la charge en phosphore à diverses échelles géographiques (p. ex., sources ponctuelles localisées, échelle du bassin, échelle régionale) influeront sur les taux de croissance et les formations de fleurs d'eau. Pour que la gestion de *Cladophora* soit possible (dans tous les lacs de même qu'aux endroits riches en nutriments), il faut avoir une fine compréhension de la relation entre les apports externes de phosphore et la productivité de *Cladophora*. Bien qu'il soit possible à l'heure actuelle de prédire les taux de croissance de *Cladophora* (et les proliférations possibles) d'après les concentrations ambiantes de phosphore, il est toujours difficile de faire de telles prévisions d'après les charges externes en raison de l'incertitude qui entoure le rôle des dreissinidés dans la modification de l'exposition au phosphore. Par contre, ce qui est clair, c'est que la

prolifération de *Cladophora* dans le lac Ontario et dans le lac Michigan n'est pas attribuable aux concentrations accrues de nutriments dans l'ensemble du bassin. On a observé une tendance à la baisse des concentrations de phosphore dans les eaux libres de ces deux lacs au cours de la période de la résurgence apparente de *Cladophora*. Or, de façon paradoxale, la grande dispersion de la biomasse élevée de *Cladophora* dans les zones littorales des lacs Érié, Ontario et Michigan indique qu'à un certain niveau fondamental, la surabondance d'algues est soutenue par les concentrations de nutriments à l'échelle du bassin. De tels changements laissent supposer que la biodisponibilité de phosphore a augmenté depuis l'invasion des dreissenidés. L'absence de *Cladophora* à grande échelle dans les lacs Huron et Supérieur, pauvres en phosphore, concorde avec cette hypothèse. Les régimes des nutriments sur le littoral peuvent être très variables selon l'étendue des apports en nutriments à l'échelle locale et/ou régionale pouvant influer sur la productivité de *Cladophora*, comme cela a été la cas antérieurement dans le lac Huron. Des études récentes dans le lac Ontario indiquent que la biomasse de *Cladophora* est plus importante dans les zones urbanisées que dans les zones littorales moins développées (Higgins *et al.*, à venir).

Biomasse de *Cladophora* et superficie couverte comme mesures de l'occurrence

L'évaluation sur le terrain de la répartition et de l'abondance de *Cladophora* représente une difficulté en raison de la très grande variabilité spatiale et temporelle qui caractérise la croissance de *Cladophora*, de l'accroissement de la biomasse et de son décrochement (c.-à-d. le décollement du fond du lac et le transport vers les plages ou les zones de dépôt). La masse de *Cladophora* peut varier grandement dans de brèves périodes de temps (de quelques jours à quelques semaines), ce qui complique l'analyse comparative de la biomasse (c.-à-d. l'évaluation des tendances) dans l'espace (d'un lac à l'autre) ou sur de plus longues périodes de temps (d'une année à l'autre). Les effets du taux de croissance variable sur la biomasse sur pied se compliquent en raison du décrochement continu, mais imprévisible, des algues transportées de plus en plus fréquemment vers les rives par le mouvement de l'eau, à mesure que la température de l'eau augmente en été. Ces complications sont des aspects bien documentés de l'écologie de *Cladophora* dans les Grands Lacs (voir le numéro spécial du *Journal of Great Lakes Research* (1982) consacré à *Cladophora*, de même que Higgins *et al.*, 2008).

Néanmoins, si l'on tient correctement compte de la saisonnalité, la biomasse, la superficie couverte et le contenu en nutriments dans les filaments peuvent être des indicateurs utiles de la situation de *Cladophora* et de la qualité de l'eau. Tout d'abord, si le moment de l'échantillonnage n'est pas optimal, la biomasse et la superficie couverte auront tendance à être sous-estimées. Toutefois, si les mesures sur le terrain de la biomasse ou de la superficie couverte indiquent l'existence de conditions de croissance nuisible, il est plus que probable que ce soit le cas. Ensuite, bien que les estimations de la biomasse soient sujettes à un problème d'exactitude et de précision, il est habituellement possible de déterminer si les conditions de croissance nuisible constituent un phénomène étendu à la grandeur du lac ou s'il s'agit d'une réponse à des conditions localisées (par exemple, une charge de nutriments d'une source ponctuelle). La distinction à faire dans un tel cas est essentielle quant aux mesures de gestion, puisque ces dernières doivent être mises en œuvre à l'échelle spatiale appropriée pour régler le problème de manière efficace (c.-à-d. par des stratégies de réduction des nutriments localisées ou à la grandeur du lac). La capacité de *Cladophora* à réagir à des apports de nutriments dans des zones localisées du littoral, particulièrement notable aux endroits où *Cladophora* n'est pas présente à l'échelle régionale, rend plus compliquée la production de rapports concernant les données sur les occurrences. Le positionnement aléatoire de sites de mesures dans les eaux littorales peut fournir une estimation des conditions à la grandeur d'une région; cependant, il se peut que cette méthode ne détecte pas l'encrassement problématique des rives dans des zones localisées de croissance de *Cladophora* le long du littoral. Pour compléter les données, on peut s'appuyer sur des évaluations à plus grande échelle de la superficie couverte, effectuées en faisant appel à des méthodes de télédétection ou visuelles semi-qualitatives. La répartition en profondeur de *Cladophora* varie d'une région à l'autre. L'abondance en profondeur est influencée par les gradients, perpendiculaires à la rive, des caractéristiques suivantes : clarté de l'eau, concentration des nutriments, perturbations physiques, substrat, température et, possiblement, abondance des dreissenidés. Étant donné, que la profondeur à laquelle la biomasse est maximale est variable, il n'y a pas une seule profondeur optimale pour le prélèvement des échantillons. Habituellement, la biomasse est le plus élevée à une profondeur qui se situe sous la zone de vagues

(plus de 0,5 m de profondeur), où le phénomène de décrochement peut réduire la population sur pied, et au-dessus de la profondeur où l'absence de lumière devient un facteur de limitation de la croissance (et qui varie d'un endroit à l'autre). En règle générale, la méthode idéale consiste à recueillir des données à différentes profondeurs en différents endroits. Les données dont on dispose sur la biomasse de *Cladophora* et sur la superficie couverte sont présentées aux figures 1 et 2. Lorsque l'on disposait de données à diverses profondeurs, c'est celle correspondant à la profondeur où le développement de *Cladophora* était maximal qui est indiquée.

Des activités entreprises précédemment ont indiqué que la densité surfacique (couverture de surface × hauteur de l'assise de *Cladophora* depuis le fond du lac) peut être efficacement utilisée pour fournir une estimation raisonnable de la biomasse (Howell, 1998; Higgins *et al.*, 2005). Une telle approche, combinée à des systèmes de caméras déployables ou à des technologies hydroacoustiques (Depew *et al.*, 2009), peut représenter un moyen utile pour accroître la couverture spatiale des activités d'échantillonnage. On suggère de procéder à une évaluation de la situation selon trois niveaux, jusqu'à ce qu'une approche plus rigoureuse soit élaborée et mise à l'épreuve : 1) le terme « faible » correspond à la situation où la superficie couverte par *Cladophora* dans un habitat optimal est élevée (> 50 %) à l'échelle régionale et où de nombreux emplacements ayant fait l'objet d'analyses dans le cadre d'un plan d'échantillonnage aléatoire présentent des niveaux de biomasse qui dépassent le seuil de croissance nuisible de 50 g/m^2 de poids sec (voir Canale et Auer, 1982); 2) « passable » correspond à la situation où ni l'un ni l'autre des critères d'un état « faible » n'est respecté, mais où on détecte de nombreux endroits de croissance localisée de *Cladophora* sur le lit du lac, donnant lieu à des plaintes du public relativement à l'encrassement de certaines parties du littoral; et, 3) « bon » se dit de la situation où *Cladophora* n'est pratiquement pas présente en quantités suffisantes pour donner lieu à des plaintes du public. Les figures 1 à 3 présentent un résumé des données sur l'occurrence de *Cladophora*.

Le contenu en nutriments des filaments de *Cladophora* est une mesure utile pour établir le degré d'efficacité des programmes de réduction des nutriments à lutter contre la croissance de l'algue. Même si les quantités de nutriments possiblement limitatifs peuvent être très variables (tant à l'échelle spatiale que temporelle) dans la colonne d'eau sus-jacente, ou même inférieures aux seuils de détection des méthodes d'analyse, les quantités de ces nutriments dans les tissus de *Cladophora* représentent leur disponibilité pour la croissance. Bien que l'on mesure parfois les concentrations de carbone, d'azote et de phosphore dans la biomasse de *Cladophora*, c'est le phosphore qui, le plus souvent, limite le taux de croissance dans la région des Grands Lacs et fournit le plus de renseignements (Higgins *et al.*, 2008). Les concentrations de phosphore sont habituellement exprimées sous forme d'une proportion de la masse sèche (Q_P). De nombreuses études ont été consacrées à la recherche d'un lien entre les concentrations de phosphore dans les tissus et les taux de croissance potentiel (notamment Auer et Canale, 1982 ainsi que Painter et Jackson, 1989). En règle générale, si Q_P dépasse 1,6 mg P/g, on considère qu'il y a saturation de P; si Q_P se situe entre 0,16 et 0,06 mg P/g, la concentration en P est limitée; et si Q_P est inférieur à 0,06 mg P/g, la concentration en P est insuffisante pour soutenir la croissance et constitue un facteur limitatif déterminant. Tout comme la biomasse, on observe une variabilité de Q_P d'un endroit à l'autre; il faut donc faire preuve de prudence quand vient le temps de tenir compte des effets de la saisonnalité et des facteurs non liés aux nutriments influant sur Q_P (p. ex., la luminosité) pour la comparaison des valeurs de Q_P d'une année à l'autre.

Disponibilité des données de surveillance sur *Cladophora*

Dans le rapport de la CEEGL de 2008 sur l'état des Grands Lacs intitulé « *Cladophora* dans les Grands Lacs : orientation pour les gestionnaires de la qualité de l'eau », on formule une critique en ce qui concerne la surveillance de *Cladophora* dans les Grands Lacs. En bref, la surveillance de la situation de *Cladophora*, après 1985 environ, a grandement fait défaut jusqu'à tout récemment, alors qu'on signalait une possible résurgence dans les lac Ontario, Érié et Michigan. La surveillance est sporadique et effectuée en grande partie de manière indépendante par blocs, souvent appuyée par des activités de recherche propres à une région. L'absence d'une surveillance systématique de *Cladophora* dans l'ensemble des Grands Lacs a été régulièrement signalée comme étant une lacune nuisant à la compréhension des problèmes actuels d'encrassement des rives par les cladophores. Bien que le problème soit

généralisé dans les Grands Lacs inférieurs, les renseignements sur l'occurrence de *Cladophora* sont principalement associés aux travaux d'un petit groupe de chercheurs qui se penchent sur les composantes environnementales qui seraient à l'origine de l'apparente résurgence de *Cladophora* à la suite de l'invasion des dreissenidés; en outre, ces données correspondent, géographiquement, à des zones où surviennent des problèmes d'encrassement par les algues. Cependant, certains organismes ont effectué des relevés de surveillance de la répartition de *Cladophora* dans certaines parties des lacs Ontario, Érié, Michigan et Huron. Les données sur la répartition de *Cladophora* dans le lac Ontario ont été intégrées au plan d'étude du programme de surveillance binationale concertée de la zone côtière en 2008 (Higgins *et al.*, à venir).

À l'heure actuelle, on dispose de trop peu d'informations pour permettre une évaluation de la variabilité annuelle de l'occurrence de *Cladophora* dans les régions où elle abonde. On ne sait pas si cette abondance varie de manière uniforme, sauf pour ce qui est du lac Michigan où, depuis 2006, des chercheurs de l'Université du Wisconsin à Milwaukee procèdent régulièrement à une surveillance de la biomasse (figure 4). Dans le cadre de ces travaux, les chercheurs ont apporté un soin particulier à recueillir les données à un moment précis de façon à déterminer les pics d'abondance saisonnière, ce qui permet de procéder à des comparaisons rigoureuses de la biomasse de *Cladophora* d'une année à l'autre. La grande variabilité annuelle de cette biomasse, sans qu'une tendance temporelle soit dégagée (Figure 4), laisse prévoir que la surveillance de *Cladophora* en vue de détecter des changements sera un travail exigeant.

Élaboration d'une stratégie de surveillance de *Cladophora* dans les Grands Lacs

De récentes publications ont fait état de recommandations sur la manière d'apporter des améliorations à la surveillance de *Cladophora* dans les Grands Lacs. Ainsi, selon Auer *et al.* (2010), les données sur le statut de la biomasse et des nutriments dans les tissus de *Cladophora* sont les mesures les plus pratiques pour caractériser les proliférations nuisibles de *Cladophora* dans le temps et l'espace. L'évaluation de la biomasse des cladophores et de la situation des nutriments dans un nombre limité de sites sentinelles autour des Grands Lacs serait un moyen utile pour déterminer les tendances temporelles (au cours d'une même année et d'une année à l'autre) et fournirait des données pour étalonner et valider les modèles de croissance de *Cladophora*. Dans chaque lac, les sites devraient être géographiquement dispersés, et comprendre de zones où la croissance est principalement stimulée par les concentrations de nutriments dans l'ensemble des lacs ainsi que des sites où la croissance est induite par des sources ponctuelles de nutriments (p. ex., tributaires, rejets d'eaux usées, rejets industriels, etc.). Les méthodes à l'appui de ces programmes de surveillance sont relativement simples et peu coûteuses, cependant elles exigent beaucoup de travail et sont dépendantes de la période de l'année où on procède au relevé (Higgins *et al.*, 2005, 2008; Auer *et al.*, 2010). Bien que les programmes de surveillance qui font appel à un nombre limité de sites soient utiles comme sentinelles, leur capacité à analyser la situation de *Cladophora* à de plus grandes échelles spatiales (bassin, lac ou région) est limitée.

De nouveaux outils émergents pourraient être disponibles afin d'améliorer les techniques de relevé, et d'accroître leur efficacité, en vue d'évaluer la répartition et l'abondance de *Cladophora*. Récemment, des technologies hydroacoustiques ont été utilisées pour cartographier les profils de répartition de *Cladophora* à de plus grandes échelles spatiales (de l'ordre de kilomètres) qu'on ne pouvait le faire avec des relevés effectués en plongée libre ou par des plongeurs (échelles de l'ordre des mètres) (Depew *et al.*, 2009). Des chercheurs de la Michigan Technological University (Sayers *et al.*, 2011) et d'ailleurs étudient la possibilité d'utiliser la télédétection pour établir les profils de répartition à grande échelle de *Cladophora*. Les images dans le spectre de lumière visible prises par satellite sont examinées à l'aide d'algorithmes élaborés pour interpréter la présence d'algues dans les lits peu profonds des lacs, en termes de superficie couverte et de concentration de la biomasse. Des exemples des répartitions de *Cladophora* sur les rives des lacs Michigan et Ontario estimées par télédétection sont présentés à la figure 5. Cette méthode semble prometteuse pour évaluer la répartition de *Cladophora* dans les Grands Lacs, tant à l'échelle des lacs qu'à l'échelle régionale.

Élaborés à la fin des années 1970 (Auer *et al.*, 1982), les modèles de croissance de *Cladophora* ont été récemment révisés pour tenir compte des conditions prévalant à la suite de l'invasion des dreissenidés (Higgins *et al.*, 2005, 2006; Tomlinson *et al.*, 2010). Ces modèles servent à évaluer les options en matière de gestion à l'échelle locale et, dans une certaine mesure, à l'échelle du lac. Cependant, ils requièrent des travaux d'échantillonnage soutenus afin de recueillir des données d'entrée (p. ex., ensoleillement, clarté de l'eau, température, concentration de phosphore soluble) à des résolutions spatiales et temporelles suffisantes pour que les simulations de modèles soient significatives. À l'heure actuelle, des chercheurs mènent des études pour faire un lien entre les modèles de croissance de *Cladophora* et des modèles hydrodynamiques-biologiques tridimensionnels à la grandeur des lacs qui fournissent les données d'entrée environnementales nécessaires pour estimer la croissance de *Cladophora* à des échelles spatiales moyennes (50 m × 50 m, par exemple). Lorsqu'ils sont bien étalonnés et validés, ces modèles s'avèrent des outils très utiles pour recommander des méthodes de gestion possibles en vue d'enrayer la prolifération de *Cladophora* aux échelles locale, du lac et régionale.

Idéalement, les techniques d'essai et d'évaluation envisagées sont intégrées à des études de recherche et de surveillance déjà en cours, l'objectif étant d'en arriver à une surveillance plus étroite de la répartition de *Cladophora*.

Liens

La croissance de *Cladophora* dans une zone est possiblement touchée par toute une série de facteurs qui interviennent à l'intérieur de l'écosystème du lac ou encore agissent sur le lac de l'extérieur. Les liens avec les autres indicateurs de la CEEGL ne sont pas tous aussi directs les uns que les autres. Ainsi, l'indicateur des nutriments dans les lacs et celui de la clarté de l'eau dans la série d'indicateurs sur la qualité de l'eau décrivent les mesures qui ont trait aux facteurs de limitation de la croissance de *Cladophora*. D'autre part, l'indicateur des moules dreissenidés et celui de la diversité et l'abondance du benthos peuvent être corrélés au taux d'occurrence de *Cladophora* et liés par des mécanismes indirects qui peuvent être plus ou moins compris. De même, l'indicateur du paysage et des phénomènes naturels et la série sur la pollution et les nutriments rendent compte des changements dans un environnement plus vaste qui peuvent contribuer à une modification du régime des nutriments dans les lacs (indice de qualité des eaux continentales et soudaineté des crues des affluents) ou à des conditions de croissance dans le lac (niveaux d'eau et températures de l'eau de surface) pouvant être corrélées à *Cladophora*.

Gestion – défis et possibilités

L'encrassement des rives par *Cladophora* et d'autres types d'algues suscite des plaintes du public et est perçu comme un signe de la détérioration de la qualité de l'eau. Du fait que l'information sur l'étendue et les caractéristiques temporelles de cet encrassement de même que sur les facteurs causals sous-jacents (c.-à-d. l'abondance d'algues sur le lit du lac) est limitée, il est difficile de comprendre l'étendue du problème de manière rigoureuse. Cet indicateur peut aider à mieux comprendre l'ampleur du problème, à condition de déployer des efforts pour assurer la surveillance de *Cladophora*. Les interactions signalées entre la présence des dreissenidés et les conditions environnementales qui peuvent favoriser la croissance de *Cladophora* indiquent que, si l'encrassement des rives est plus fréquent de nos jours qu'il ne l'a été dans le passé récent, cela ne signifie pas nécessairement qu'il y a un changement de la pollution par les nutriments externes. La sensibilisation du public pour l'aider à mieux comprendre le phénomène d'encrassement des rives par *Cladophora* doit être continue. Cet indicateur pourrait avoir un rôle dans un effort de communication plus large.

Commentaires des auteurs

La capacité de faire coïncider la biomasse de *Cladophora* ou les données sur la couverture avec des paramètres pour prédire les niveaux néfastes d'encrassement des rives est une caractéristique souhaitable d'un indicateur environnemental pour *Cladophora*. La valeur de 50 g/m^2 poids sec, établie comme seuil de nuisance, a été déterminée avant la colonisation par les dreissenidés et devrait être révisée à la lumière des conditions actuelles, compte tenu du fait que la répartition verticale de *Cladophora* atteint de plus grandes profondeurs de nos jours et

que, sur le littoral, il peut s'accumuler des algues provenant de plus grandes profondeurs que par le passé. Il faudrait envisager de définir une mesure décrivant le nombre d'occurrences d'encrassement des rives d'après le nombre d'observation sur le terrain ou de plaintes du public adressées aux autorités responsables, ou d'après les avis sur les plages, qui servirait de donnée complémentaire pour l'utilisation de *Cladophora* comme indicateur. Malgré l'importance de l'occurrence de *Cladophora* sur le lit des lacs comme indicateur de l'état de l'écosystème, la surabondance des cladophores est considérée comme un problème lié à la qualité de l'eau principalement en raison de l'encrassement du littoral et des plages par les algues qui se détachent et se déposent.

Bien qu'une bonne partie des algues qui encrassent les rives en divers endroits soient des cladophores, d'autres espèces d'algues vertes benthiques peuvent aussi être présentes dans les zones touchées par *Cladophora*. On observe souvent la présence d'algues vertes filamenteuses de la famille des Zygnemataceae (p. ex., *Spirogyra*, *Zygnema* et *Mougeotia*) en même temps que *Cladophora.* Dans certaines parties des lacs Huron et Michigan, l'algue verte filamenteuse *Chara* est une autre source d'encrassement des rives. De plus, un mélange constitué de diverses microalgues, généralement appelées périphytons, qui vivent sur et autour de *Cladophora* s'ajoute à la matière organique essentiellement composée de Cladophora qui vient s'échouer sur les rives. Dans certains cas, la matière échouée peut même sembler en décomposition en raison de la présence de périphyton.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.		X				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.		X				
3. La source des données est connue, fiable et respectée.		X				
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X	X			
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.		X	X			

Remerciements

Auteurs : Todd Howell, ministère de l'Environnement de l'Ontario et Scott Higgins, ministère des Pêches et des Océans du Canada

Collaborateurs :

Harvey Bootsma, Great Lakes Water Institute, Université du Wisconsin à Milwaukee, Milwaukee, Wisconsin, États-Unis

Chris Pennuto, Département de biologie et Great Lakes Research Center, Buffalo, États-Unis

Craig Stow. NOAA Great Lakes Environmental Research laboratory, Ann Arbor, Michigan, États-Unis

Mike Sayers, Institut de recherche Michigan Tech, Ann Arbor, Michigan, États-Unis

Bibliographie

Auer, M.T. et H.A. Bootsma. 2008. Nearshore areas of the Great Lakes 2008 – Draft, *Cladophora* in the Great Lakes: guidance for water quality managers. Conférences sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs, 2008.

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.

Bootsma, H.A., E.T. Jensen, E.B Young, et J.A. Berges. 2005. *Cladophora* research and management in the Great Lakes. Compte-rendu d'un atelier tenu au Great Lakes Water Institute, Université du Wisconsin à Milwaukee, 8 décembre 2004. Great Lakes Water Institute. Rapport spécial 2005-01.

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.

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.

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: 629-63.

Higgins, S.N., E.T. Howell, R.E. Hecky, S.J. Guildford, et R.E. Smith R.E. 2005. « 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.*, 31:547-63.

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 the *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) in the Laurentian Great Lakes ». *J. Phycol.*, 44: 839- 854.

Higgins, S,N., C.M. Pennuto, E.T. Howell, T. Lewis et J.C. Makarewicz. 2012. « Urban influences on *Cladophora* blooms in Lake Ontario ». *J. Great Lakes Res.*, 38 (supplément 4): 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.

Malkin, S.Y., S.J. Guilford et R.E. Hecky. 2008. « Modelling the growth response of *Cladophora* in a Laurentian Great Lake to the exotic invader *Dreissena* and to lake warming ». *Limnol. Oceanogr.*, 53, 1111-1124.

Painter, D.S. et M.B. Jackson. 1989. « Cladophora internal P modelling: verification ». *J.Great Lakes Res.*, 15: 1522-7.

Sayers, M.J., C.N. Brooks et R.A. Shuchman. 2011. Mapping *Cladophora* in the Great Lakes using multi-scale satellite imagery. Résumé. 54th Conference of the International Association for Great Lakes Research.

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.

Sources d'information supplémentaires sur *Cladophora* :

Depew, D.C. 2009. *Cladophora* growth in littoral environments of large lakes: spatial complexity and ecological interpretations. Thèse de doctorat. Université de Waterloo.

Garrison, P et S. Greb. 2005. *Cladophora* and water quality of Lake Michigan: A systematic survey of Wisconsin Nearshore Area. *In* : *Cladophora* Research and Management in the Great Lakes. Compte-rendu d'un atelier tenu au Great Lakes Water Institute, Université du Wisconsin à Milwaukee, 8 décembre 2004. Great Lakes Water Institute. Rapport spécial 2005-01.

Garrison, P.J., S.R. Greb et G. Labiberte. 2008. Western Lake Michigan Nearshore Survey of Water Chemistry and *Cladophora* Distribution. Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau of Science Services. PUB-SS-1038.

Cladophora "Hot Spots" http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/greatlakes/michigan.html

Saginaw Bay algae muck. http://www.oar.noaa.gov/spotlite/archive/2009/articles/multiple_stressors.html

Liste des figures

Figure 1. Niveaux maximums de biomasse mesurés dans divers sites des Grands Lacs depuis 2005.

Figure 2. Taux maximum de la superficie couverte (en pourcentage) dans divers sites des Grands Lacs depuis 2005.

Figure 3. Lieux où des proliférations nuisibles de *Cladophora* ont été signalées depuis 1995. La notion de « nuisance » est prise au sens large et comprend : l'encrassement des rives et des plages, l'encrassement des prises d'eau et les zones où la présence notable de *Cladophora* a été signalée.

Figure 4. Biomasse saisonnière de *Cladophora*, de 2006 à 2011, dans la zone littorale du lac Michigan à un site près

de Milwaukee. Figure gracieusement offerte par Harvey Bootsma, Great Lakes Water Institute, Université du Wisconsin à Milwaukee.
Figure 5. Exemples de la répartition spatiale de *Cladophora* établie par télédétection.

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2011

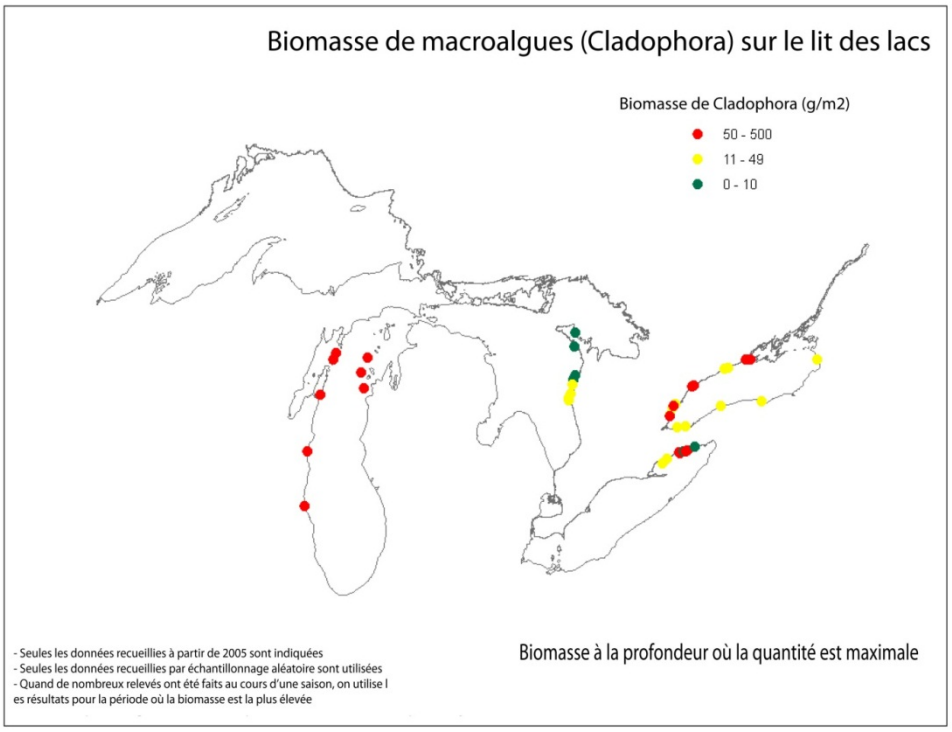


Figure 1. Niveaux maximums de biomasse mesurés dans divers sites des Grands Lacs depuis 2005.
Source : *Lac Ontario* – Depew, 2009; Higgins *et al.*, 2012; Malkin *et al.*, 2008; *Lac Érié* – Depew, 2009; T. Howell, données inédites; *Lac Huron* – Depew, 2009; T. Howell, données inédites; *Lac Michigan* – H. Bootsma, données inédites; Garrison *et al.*, 2008; Tomlinson *et al.*, 2010.

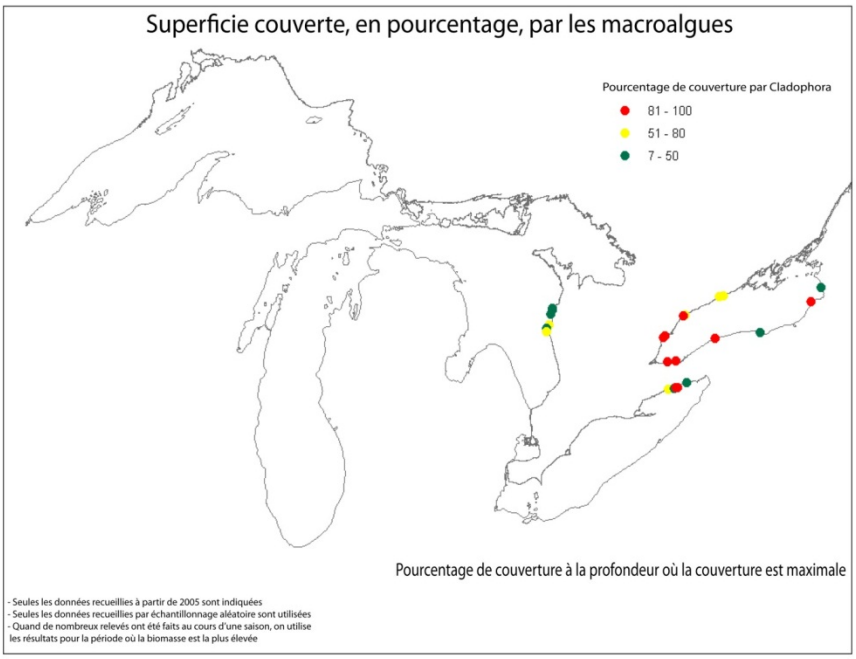


Figure 2. Taux maximum de la superficie couverte (en pourcentage) dans divers sites des Grands Lacs depuis 2005. Sources : Source : Lac Ontario – T. Howell, données inédites; C. Pennuto, inédit; Lac Érié – T. Howell, données inédites; Lac Huron – T. Howell, données inédites.

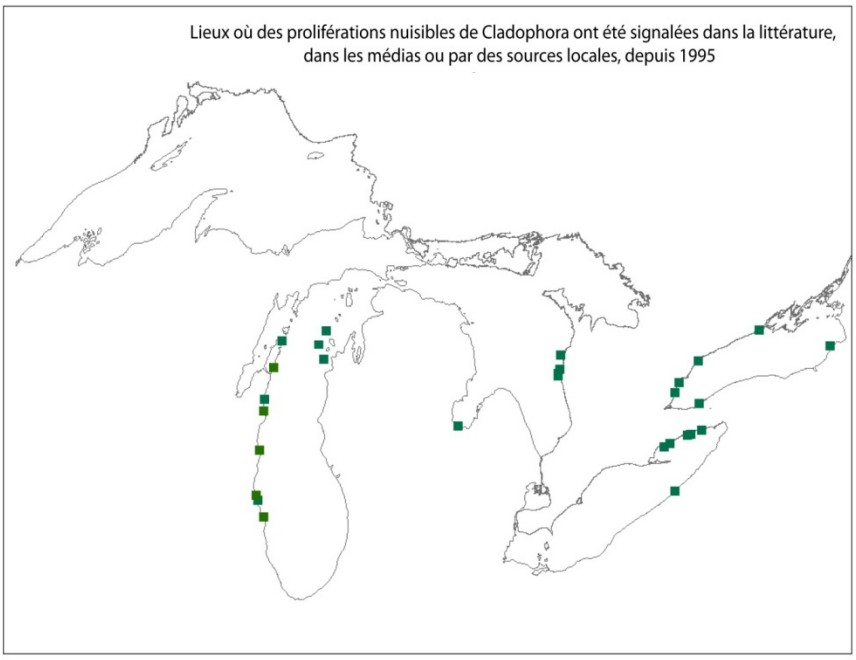


Figure 3. Lieux où des proliférations nuisibles de *Cladophora* ont été signalées depuis 1995. La notion de « nuisance » est prise au sens large et comprend : l'encrassement des rives et des plages, l'encrassement des prises d'eau et les zones où la présence notable de *Cladophora* a été signalée.
Source : Lac Ontario – Howell, données inédites; C. Pennuto, données inédites; Lac Érié – Howell, 1998; C. Pennuto, données inédites; Lac Huron – Boue d'algues dans la baie Saginaw. http://www.oar.noaa.gov/spotlite/archive/2009/articles/multiple_stressors.html; Howell, données inédites; Lac Michigan – H. Bootsma, données inédites; Cladophora, « Points chauds ». http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/greatlakes/michigan.html; Garrison et Greb, 2005.

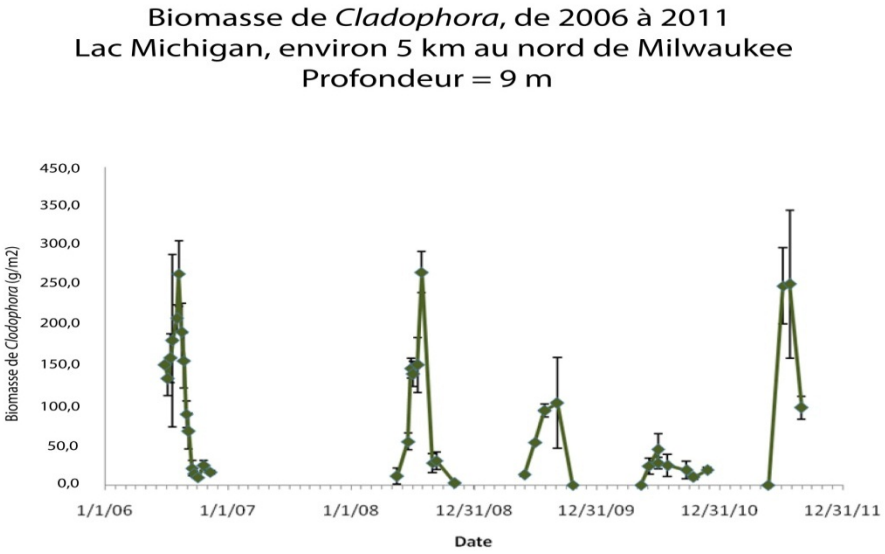
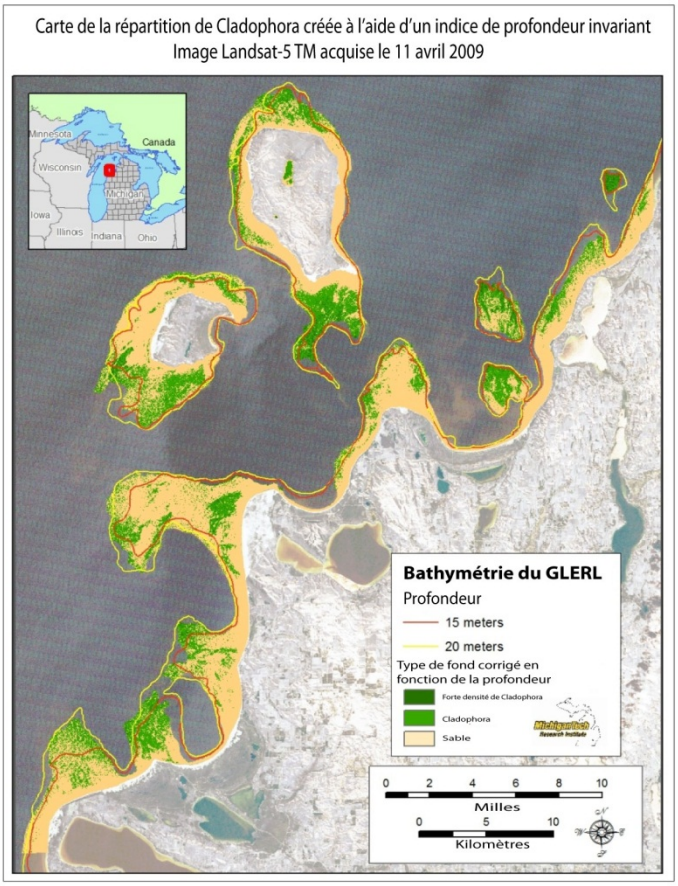


Figure 4. Biomasse saisonnière de *Cladophora*, de 2006 à 2011, dans la zone littorale du lac Michigan à un site près de Milwaukee.
Source : Graphique gracieusement fourni par Harvey Bootsma, Great Lakes Water Institute, Université du Wisconsin à Milwaukee.



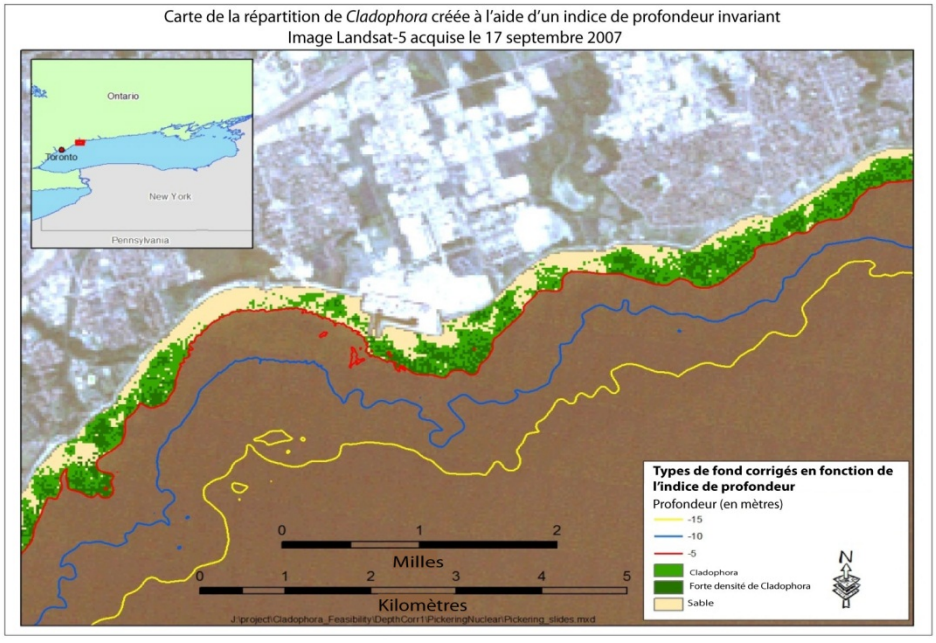


Figure 5. Répartition spatiale de *Cladophora* dans le nord-est du lac Michigan et au nord-ouest du lac Ontario établie par télédétection.
Source : Images gracieusement fournies par M. Sayers, Michigan Tech Research Institute.

Amphibiens des terres humides côtières

Évaluation globale
Statut : Faible
Tendance : Inchangée
Justification : Plus de la moitié des espèces ont été stables entre 1995 et 2010 (5 sur 8 [63 %]). Toutefois, deux espèces ont été beaucoup plus présentes (25 %) et une espèce a été beaucoup moins présente (12 %). La présence de chaque espèce est inférieure à son paramètre ultime.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
Statut : Non évalué
Tendance : Indéterminée

Lac Michigan
Statut : Faible
Tendance : Inchangée
Justification : Près de la moitié des espèces ont été beaucoup moins présentes entre 1995 et 2010 (3 sur 7 [43 %]). Toutefois, une espèce a été beaucoup plus présente (14 %) et trois espèces ont été stables (43 %). La présence de chaque espèce est inférieure à son paramètre ultime.

Lac Huron
Statut : Faible
Tendance : Inchangée
Justification : Près de la moitié des espèces ont été beaucoup moins présentes entre 1995 et 2010 (3 sur 7 [43 %]). Toutefois, une espèce a été beaucoup plus présente (14 %) et trois espèces ont été stables (43 %). La présence de chaque espèce est inférieure à son paramètre ultime.

Lac Érié
Statut : Faible
Tendance : Inchangée
Justification : Plus de la moitié des espèces ont été stables entre 1995 et 2010 (4 sur 7 [57 %]). Toutefois, une espèce a été beaucoup plus présente (14 %) et deux espèces ont été beaucoup moins présentes (29 %). La présence de chaque espèce est inférieure à son paramètre ultime.

Lac Ontario
Statut : Faible
Tendance : Inchangée
Justification : Près de la moitié des espèces ont été beaucoup plus présentes entre 1995 et 2010 (3 sur 7 [43 %]). Toutefois, une espèce a été beaucoup moins présente (14 %) et trois espèces ont été stables (43 %). La présence de chaque espèce est inférieure à son paramètre ultime.

But

- Évaluer les changements en ce qui concerne l'occurrence relative des espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides (c'est-à-dire un ordre d'amphibiens qui comprend des grenouilles, des crapauds et des rainettes qui pondent leurs œufs dans les terres humides).
- Mesurer indirectement la condition de l'habitat des terres humides en ce qui concerne les facteurs qui influencent cette ressource importante sur le plan écologique et culturel.

- On utilise l'indicateur relatif aux amphibiens des terres humides côtières dans la série d'indicateurs des Grands Lacs en tant qu'indicateur de statut dans la catégorie des rapports de niveau supérieur sur les organismes vivants dépendant de l'eau.

Objectif pour l'écosystème

Restaurer et maintenir les populations autosuffisantes d'espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides des Grands Lacs dans toute leur aire de répartition. De nombreuses terres humides dans le bassin des Grands Lacs sont menacées par le développement urbain et agricole et par d'autres utilisations des terres incompatibles. Ces terres humides doivent être définies, préservées et, au besoin, remises en état (annexe 13 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs). Les activités de surveillance et d'évaluation fournissent des renseignements sur l'endroit, la gravité, l'étendue aérienne ou volumique, et la fréquence des terres humides des Grands Lacs (annexe 11 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs). Cet indicateur concerne la restauration et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs et les utilisations bénéfiques qui dépendent de terres humides saines (annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs).

État de l'écosystème

Mesure

Les changements d'occurrence relative des amphibiens dépendant des terres humides sont fondés sur des données provenant de relevés de nuit et recueillies en suivant le protocole de dénombrement des anoures du Programme de surveillance des marais des Grands Lacs d'Études d'Oiseaux Canada ou une version modifiée de celui-ci (Programme de surveillance des marais de 2009). On utilise les données du Programme de surveillance des marais relatives aux terres humides côtières et intérieures dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs ou dans chaque bassin lacustre (p. ex. lac Érié; figure 1) pour calculer les indices annuels de l'occurrence relative pour une série d'espèces d'anoures des terres humides. Le programme cible les terres humides où dominent les plantes non ligneuses émergentes, comme les massettes (espèces *Typha*) et de carex (p. ex. espèces *Carex*). On utilise la régression logistique à mesures répétées dans un mode d'inférence bayésienne utilisant des lois avec un *a priori* non informatif (Kéry, 2010) pour calculer les tendances de la population propres à une espèce au fil du temps.

Paramètre ultime

Les populations de la plupart des espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides ont diminué ou sont demeurées stables depuis le début de la collecte de données pour cet indicateur en 1995. Par conséquent, le fait que les indices de populations pour la quasi-totalité des espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides soient aussi élevés, voire plus élevés que les indices de populations enregistrés dans le cadre du Programme de surveillance des marais à la fin des années 1990, au début du programme, constitue un paramètre ultime. Toutefois, on pourrait établir un meilleur paramètre ultime en se basant sur les indices d'occurrence du Programme de surveillance des marais basés sur les terres humides vierges ou presque vierges dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs (c'est-à-dire les moins perturbées d'après les indices de perturbations d'origine anthropique dans les terres humides et à proximité) et en s'appuyant sur des recherches documentaires d'autres données actuelles et historiques et sur l'avis d'experts. Les indices de population issus de cette approche pourraient être plus élevés que ceux enregistrés dans le cadre du Programme de surveillance des marais à la fin des années 1990, étant donné que de nombreuses terres humides dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs ont été dégradées durant cette période (p. ex. Hecnar et M'Closkey, 1996, 1998). On peut supposer que les deux approches estiment les extrêmes d'une gamme d'occurrences susceptible de contenir la capacité de charge que le paysage peut actuellement soutenir et, par conséquent, le paramètre ultime le plus fiable se trouverait au centre de cette gamme. Il s'agit du paramètre ultime utilisé dans le présent rapport.

Contexte

Les amphibiens se reproduisant dans les terres humides sont influencés par les composantes physiques, chimiques et biologiques des terres humides et des paysages environnants dans lesquels ils se reproduisent. Par exemple,

l'abondance et le succès de la reproduction de plusieurs espèces dans le bassin des Grands Lacs diminuent lorsque 1) la taille des terres humides diminue; 2) l'habitat de terres humides et le couvert naturel du paysage environnant diminuent et 3) les pesticides, les herbicides et les eaux de ruissellement provenant d'autres sources de pollution se déversant dans les terres humides du paysage environnant augmentent (Hecnar, 1995; Hecnar et M'Closkey, 1996; 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,b; Gagné et Fahrig, 2007; Eigenbrod *et al.*, 2008b). Par conséquent, l'abondance des amphibiens se reproduisant dans les terres humides est un indicateur utile de la santé des terres humides et du paysage environnant.

Statut des amphibiens des terres humides

Au total, 13 espèces d'anoures ont été enregistrées au fil des années et dans le cadre de tous les relevés effectués à l'échelle du bassin des Grands Lacs entre 1995 et 2010. Parmi celles-ci, les données recueillies pour huit espèces ont pu être analysées à l'échelle du bassin des Grands Lacs, tandis que les données recueillies pour sept espèces ont pu être analysées dans chaque bassin des Grands Lacs (tableau 1). Les données étaient jugées fiables si l'espèce était présente sur plus de 15 routes par année en moyenne.

Bassin des Grands Lacs

La présence de plus de la moitié des espèces a été stable entre 1995 et 2010 (5 sur 8 [63 %]), tandis que la présence de grenouille verte (*Rana clamitans*; se reporter au tableau 1 pour voir une liste des noms scientifiques pour tous les noms communs subséquents) et de rainette crucifère a beaucoup augmenté, et que la présence de rainette faux-criquet a beaucoup diminué (figure 2). Les espèces dont la présence a beaucoup augmenté représentaient 25 % des espèces analysées, et les espèces dont la présence a beaucoup diminué représentaient 12 % de celles-ci. La pollution provenant des zones agricoles et urbaines est souvent considérée comme l'une des principales causes de déclin des espèces d'anoures dans le bassin des Grands Lacs (p. ex. Bishop *et al.*, 1999). La résistance relative des grenouilles vertes aux nitrates provenant de ruissellements contenant des engrais peut expliquer en partie l'augmentation de cette espèce; la résistance aux nitrates des rainettes crucifères est inconnue (Hecnar, 1995; Rouse *et al.*, 1999). En revanche, la rainette faux-criquet est plus sensible aux nitrates, ce qui peut expliquer en partie la diminution de cette espèce (Hecnar, 1995). Cependant, la résistance de différentes espèces d'anoures à la pollution est compliquée, car la résistance varie au sein des populations d'une même espèce, tout comme leurs interactions avec d'autres facteurs tels que la perte d'habitat, qui compliquent l'établissement de relations. La rainette crucifère est apparemment l'anoure le plus sensible aux perturbations d'origine humaine dans le bassin des Grands Lacs. Son augmentation importante entre 1995 et 2010 pourrait donc être un signe positif, bien qu'elle demeure actuellement en deçà de son paramètre ultime (Brazner *et al.*, 2007a; Price *et al.*, 2007). L'état de l'indicateur est semblable dans les rapports précédents, tandis que la tendance de détérioration dans le rapport précédent demeure maintenant inchangée. L'amélioration apparente de la tendance peut être de courte durée, car les populations de la plupart des espèces d'anoures dans le bassin des Grands Lacs varient beaucoup d'une année sur l'autre. Étant donné que l'occurrence de chaque espèce est inférieure au paramètre ultime et que l'occurrence de la plupart des espèces a été stable entre 1995 et 2010, le statut général est faible, et la tendance est inchangée.

Lac Michigan

Près de la moitié des espèces ont été beaucoup moins présentes entre 1995 et 2010 (3 sur 7 [43 %]). Toutefois, une espèce a été beaucoup plus présente (14 %) et trois espèces ont été stables (43 %). La présence de chaque espèce est inférieure à son paramètre ultime. L'état de l'indicateur est semblable dans les rapports précédents, tandis que la tendance de détérioration dans le rapport précédent demeure maintenant inchangée. L'amélioration apparente de la tendance peut être de courte durée, car les populations de la plupart des espèces d'anoures dans le bassin du lac Michigan varient beaucoup d'une année sur l'autre. Étant donné que l'occurrence de chaque espèce est inférieure au paramètre ultime et que l'occurrence d'environ la moitié des espèces a été stable entre 1995 et 2010, le statut général est faible, et la tendance est inchangée (tableau 1).

Lac Huron
Près de la moitié des espèces ont été beaucoup moins présentes entre 1995 et 2010 (3 sur 7 [43 %]). Toutefois, une espèce a été beaucoup plus présente (14 %) et trois espèces ont été stables (43 %). La présence de chaque espèce est inférieure à son paramètre ultime. L'état de l'indicateur est semblable dans les rapports précédents, tandis que la tendance de détérioration dans le rapport précédent demeure maintenant inchangée. L'amélioration apparente de la tendance peut être de courte durée, car les populations de la plupart des espèces d'anoures dans le bassin du lac Huron varient beaucoup d'une année sur l'autre. Étant donné que l'occurrence de chaque espèce est inférieure au paramètre ultime et que l'occurrence d'environ la moitié des espèces a été stable entre 1995 et 2010, le statut général est faible, et la tendance est inchangée (tableau 1).

Lac Érié
Plus de la moitié des espèces ont été stables entre 1995 et 2010 (4 sur 7 [57 %]). Toutefois, une espèce a été beaucoup plus présente (14 %) et deux espèces ont été beaucoup moins présentes (29 %). La présence de chaque espèce est inférieure à son paramètre ultime. L'état de l'indicateur est semblable dans les rapports précédents, tandis que la tendance de détérioration dans le rapport précédent demeure maintenant inchangée. L'amélioration apparente de la tendance peut être de courte durée, car les populations de la plupart des espèces d'anoures dans le bassin du lac Huron varient beaucoup d'une année sur l'autre. Étant donné que l'occurrence de chaque espèce est inférieure au paramètre ultime et que l'occurrence de plus de la moitié des espèces a été stable entre 1995 et 2010, le statut général est faible, et la tendance est inchangée (tableau 1).

Lac Ontario
Près de la moitié des espèces ont été beaucoup plus présentes entre 1995 et 2010 (3 sur 7 [43 %]). Toutefois, une espèce a été beaucoup moins présente (14 %) et trois espèces ont été stables (43 %). La présence de chaque espèce est inférieure à son paramètre ultime. Le statut et la tendance de l'indicateur sont semblables aux rapports précédents. Étant donné que l'occurrence de chaque espèce est inférieure au paramètre ultime et que l'occurrence d'environ la moitié des espèces a diminué entre 1995 et 2010, le statut général est faible, et la tendance est inchangée (tableau 1).

Liens
Les amphibiens se reproduisant dans les terres humides sont influencés par de nombreuses caractéristiques des terres humides et des paysages environnants dans lesquels ils se reproduisent. Bon nombre d'entre eux sont surveillés, car ils sont des indicateurs de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs. L'indicateur des anoures des terres humides devrait varier en fonction des indicateurs de surveillance de l'habitat des anoures se reproduisant dans les terres humides (p. ex. indicateur n° 4862 : Santé des communautés végétales des terres humides côtières; indicateur n° 4863 : Couverture terrestre adjacente aux terres humides côtières) et des proies (indicateur n° 4501 : Santé des communautés d'invertébrés des terres humides côtières) et facteurs qui les influencent indirectement, tels que les polluants emprisonnés dans les eaux de ruissellement issues des zones sèches environnantes (indicateur n° 7100 : Qualité de l'eau souterraine et changements induits par l'homme), qui réduisent l'abondance des proies des anoures (Camargo *et al.*, 2005) et qui réduisent aussi directement la survie des œufs d'anoures et des adultes). Les amphibiens devraient également varier en fonction de la densité des routes (indicateur n° 7002 : Couverture terrestre – Conversion du milieu terrestre) et de l'utilisation des véhicules (indicateur n° 7064 : Utilisation des véhicules), étant donné que les individus en dispersion sont extrêmement vulnérables aux collisions de véhicules (Eigenbrod *et al.*, 2008a) et à la quantité de zones tampons humides composées de végétation naturelle (indicateur n° 7028 : Pratiques d'agriculture durable), puisque la pollution présente dans les eaux de ruissellement est piégée par de tels tampons (Rouse *et al.*, 1999).

Défis et possibilités de gestion
Maintenir ou améliorer la qualité des terres humides et des zones sèches adjacentes pour les amphibiens se reproduisant dans les terres humides en atténuant ou en éliminant les facteurs essentiels à la santé des terres humides

tels que les fluctuations du niveau de l'eau, les espèces envahissantes et les apports de substances chimiques, d'éléments nutritifs et de sédiments toxiques. Des programmes de restauration sont en cours d'élaboration pour de nombreuses zones humides dégradées grâce au travail des citoyens, des organisations et des gouvernements locaux. Bien que des progrès considérables aient été réalisés, il reste à faire un travail considérable en matière de restauration et de conservation pour assurer le maintien de terres humides saines et fonctionnelles dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.

Commentaires de l'auteur

L'utilité de l'indicateur relatif aux amphibiens des terres humides dépend de la continuation du Programme de surveillance des marais dans tout le bassin des Grands Lacs. Par conséquent, le recrutement et la conservation d'observateurs bénévoles ont été et continueront d'être une priorité élevée. Malgré cela, la couverture de certaines zones est trop clairsemée pour effectuer des analyses et pourrait être améliorée (p. ex. lac Supérieur). Par conséquent, une analyse de la puissance a été effectuée afin de quantifier la capacité du Programme de surveillance des marais à détecter les changements d'occurrences d'espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides aux échelles étudiées dans le présent rapport. Les résultats de l'analyse laissent entendre que le Programme de surveillance des marais est capable de détecter 80 % des changements annuels d'occurrences (en %) de seulement 1 % dans le bassin des Grands Lacs, 2 % dans les bassins du lac Érié et du lac Ontario et 2,5 % dans les bassins des lacs Michigan et Huron pour la plupart des espèces (figure 3). Toutefois, il faut considérer que ces nombres sont préliminaires et exploratoires jusqu'à ce que l'on puisse faire une évaluation complète des effets de la dépendance spatiale et temporelle, ainsi que de la probabilité de détection parmi les relevés, ce qui constitue un domaine d'étude continu et en évolution (Seavy et Reynolds, 2007; Patuxent Wildlife Research Center, 2003).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.	x					
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine	x					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	x					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.	x					
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.	x					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	x					

Remerciements

Auteur(e) :

Douglas C. Tozer, biologiste chargé des relevés aquatiques, Études d'Oiseaux Canada, C.P.160, 115, rue Front, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0, dtozer@birdscanada.org; www.bsc-eoc.org/volunteer/glmmp/

Collaborateurs :

Des centaines de bénévoles qui consacrent généreusement leur temps, leur équipement et leurs compétences pour assurer une surveillance de la santé des terres humides des Grands Lacs à grande échelle et à long terme.

Robert W. Rankin, analyste de données, Études d'Oiseaux Canada, C. P. 160, 115, rue Front, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0. Rob a offert une aide analytique très appréciée.

Sources d'information

Bishop, C.A., Mahony, N.A., Struger, J., Ng, P., Pettit, K.E. 1999. Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River watershed, Ontario, Canada (1990-1992). *Environmental*

Monitoring and Assessment 57:21-43.
Brazner, J.C., Danz, D.P., Niemi, G.J., Regal, R.R., Trebitz, A.S., Howe, R.W., Hanowski, J.M., Johnson, L.B., Ciborowski, J.J.H., Johnston, C.A, *et al.* 2007a. Evaluation of geographic, geomorphic and human influences on Great Lakes wetland indicators: a multi-assemblage approach. *Ecological Indicators* 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., *et al.* 2007b. Responsiveness of Great Lakes wetland indicators to human disturbances at multiple spatial scales: a multi-assemblage assessment. *Journal of Great Lakes Research* 33(Special Issue 3):42-66.
Camargo, J.A., Alonso, A., Salamanca, A. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58:1255-1267.
Crosbie, B., Chow Fraser, P. 1999. Percentage land use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lakes basin. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 56:1781-1791.
Eigenbrod, F., Hecnar, S.J., Fahrig, L. 2008a. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape Ecology* 23:159-168.
Eigenbrod, F., Hecnar, S.J., Fahrig, L. 2008b. The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. *Biological Conservation* 141:35-46.
Gagné, S.A., Fahrig, L. Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. *Landscape Ecology* 22:205-215.
Hecnar, S.J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14:2131-2137.
Hecnar, S.J., M'Closkey, R.T. 1996. Regional dynamics and the status of amphibians. *Ecology* 77:2091-2097.
Hecnar, S.J., M'Closkey, R.T. 1998. Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds. *Journal of Biogeography* 25:763-772.
Houlahan, J.E., Findlay, C.S. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 60:1078-1094.
Kéry, M. 2010. Introduction to WinBUGS for ecologists: a Bayesian approach to regression, ANOVA, mixed models and related analyses. Amsterdam (Pays-Bas) : Academic Press.
Kolozsvary, M.B., Swihart, R.K. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. *Revue canadienne de zoologi*e 77:1288-1299.
Programme de surveillance des marais. 2009. Marsh Monitoring Program participant's handbook for surveying amphibians, révisé 2008. Publié par Études d'Oiseaux Canada en collaboration avec Environnement Canada et l'Environmental Protection Agency des États-Unis.
Patuxent Wildlife Research Center. 2003. Status of the “Monitor” web site [en ligne]. Accès : http://www.pwrc.usgs.gov/resshow/droege3rs/salpower.htm [consulté le 28 juin 2011].
Price, S.J., Howe, R.W., Hanowski, J.M., Regal, R.R., Niemi, G.J., Smith, C.R. 2007. Are anurans of Great Lakes coastal wetlands reliable indicators of ecological condition? *Journal of Great Lakes Research* 33:211-223.
Price, S.J., Marks, D.R., Howe, R.W., Hanowski, J.M., Niemi, G.J. 2004. The importance of spatial scale for conservation and assessment of anuran populations in coastal wetlands of the western Great Lakes, USA. *Landscape Ecology* 20:441-454.
Rouse, J.D., Bishop, C.A., Struger, J. Nitrogen pollution: an assessment of its threat to amphibian survival. *Environmental Health Perspectives* 107:799-803.
Seavy, N.E., Reynolds, M.H. 2007. Is statistical power to detect trends a good assessment of population monitoring? *Biological Conservation* 140:187-191.

Liste des tableaux

Tableau 1. Tendances des populations d'espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides utilisées pour évaluer la santé des terres humides et de leurs paysages environnants dans le bassin du lac Michigan, du lac Huron, du lac Érié et du lac Ontario, d'après les indices d'occurrence dérivés des relevés de dénombrement du Programme de surveillance des marais effectués entre 1995 et 2010. Les tendances statistiquement significatives portent le signe * (c'est-à-dire que les intervalles de crédibilité bayésiens ne chevauchent pas zéro). Il est à noter que la taille des échantillons n'était pas suffisante pour faire l'analyse de la grenouille des bois dans chaque bassin du lac.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

Liste des figures

Figure 1. Nombre moyen (± écart-type) de routes du Programme de surveillance des marais ayant fait l'objet d'un

relevé des amphibiens par année dans le bassin des Grands Lacs (tous) et dans chaque bassin des Grands Lacs (p. ex. le lac Supérieur) entre 1995 et 2010. Une route est composée de plusieurs endroits de relevés de dénombrement regroupés dans l'espace et situés généralement dans la même terre humide; ils qui peuvent tous faire l'objet d'un relevé par une même personne en une seule visite.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

Figure 2. Pourcentage annuel de changement des indices d'occurrence pour certaines espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides de 1995 à 2010 dans le bassin des Grands Lacs. Indices estimés en utilisant la régression logistique à mesures répétées. Les tendances positives statistiquement significatives sont en vert, les tendances négatives significatives sont en rouge et les tendances stables (non significatives) sont en blanc. Les intervalles de crédibilité bayésiens ne chevauchaient pas zéro pour les tendances significatives.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

Figure 3. Diagrammes de quartiles indiquant le changement annuel minimum détectable (en %) des indices d'occurrence de certaines espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides dans le bassin des Grands Lacs (tous) et dans chaque bassin des Grands Lacs (p. ex. le lac Michigan), dérivés des données du Programme de surveillance des marais des Grands Lacs. La figure résume les 7 espèces (lacs Michigan-Huron, Érié et Ontario) ou les 8 espèces (totalité) utilisées pour évaluer la santé des terres humides dans le présent rapport.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

Dernière mise à jour

Rapport sur l'*État des Grands Lacs 2011*

Nom commun	Nom scientifique	Michigan	Huron	Érié	Ontario
Crapaud d'Amérique	*Bufo americanus*	+0,7	*-5,5	+0,2	-2,1
Ouaouaron	*Rana catesbeiana*	+4,0	*+4,0	-1,2	-1,8
Rainette faux-criquet	*Pseudacris triseriata*	+1,0	*-8,6	*-9,9	*-5,1
Grenouille verte	*Rana clamitans*	*+4,9	*-4,0	*+3,4	*+5,8
Rainette versicolore	*Hyla versicolor*	*-5,6	+0,4	+0,5	-0,9
Grenouille léopard	*Rana pipiens*	*-5,5	-1,2	*-1,4	*+2,5
Rainette crucifère	*Pseudacris crucifer*	*-8,3	+2,8	+1,4	*+9,4
Grenouille des bois	*Rana sylvatica*	–	–	–	–
TOTAL	8	7	7	7	7

Tableau 1. Tendances des populations d'espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides utilisées pour évaluer la santé des terres humides et de leurs paysages environnants dans le bassin du lac Michigan, du lac Huron, du lac Érié et du lac Ontario, d'après les indices d'occurrence dérivés des relevés de dénombrement du Programme de surveillance des marais effectués entre 1995 et 2010. Les tendances statistiquement significatives portent le signe * (c'est-à-dire que les intervalles de crédibilité bayésiens ne chevauchent pas zéro). Il est à noter que la taille des échantillons n'était pas suffisante pour faire l'analyse de la grenouille des bois dans chaque bassin du lac.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

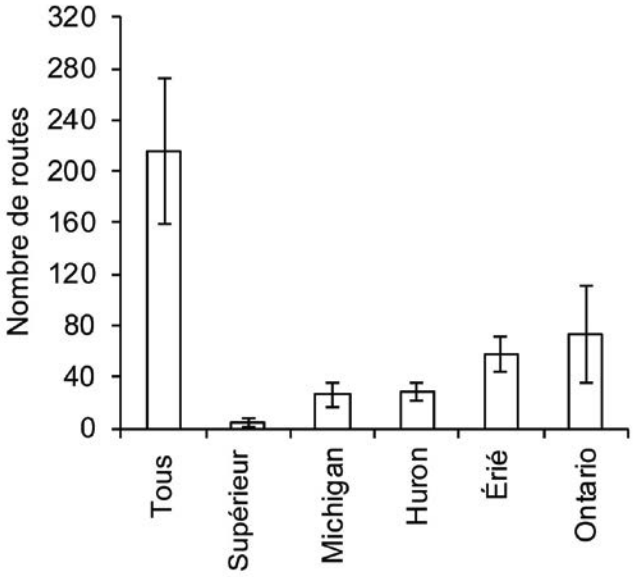


Figure 1. Nombre moyen (± écart-type) de routes du Programme de surveillance des marais ayant fait l'objet d'un relevé des amphibiens par année dans le bassin des Grands Lacs (tous) et dans chaque bassin des Grands Lacs (p. ex. le lac Supérieur) entre 1995 et 2010. Une route est composée de plusieurs endroits de relevés de dénombrement regroupés dans l'espace et situés généralement dans la même terre humide; ils qui peuvent tous faire l'objet d'un relevé par une même personne en une seule visite.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

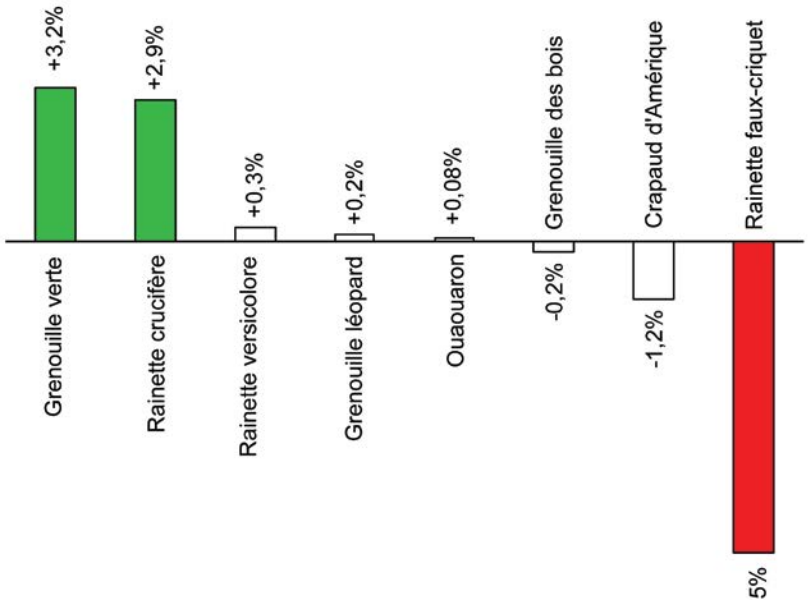


Figure 2. Pourcentage annuel de changement des indices d'occurrence pour certaines espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides de 1995 à 2010 dans le bassin des Grands Lacs. Indices estimés en utilisant la régression logistique à mesures répétées. Les tendances positives statistiquement significatives sont en vert, les tendances négatives significatives sont en rouge et les tendances stables (non significatives) sont en blanc. Les intervalles de crédibilité bayésiens ne chevauchaient pas zéro pour les tendances significatives.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

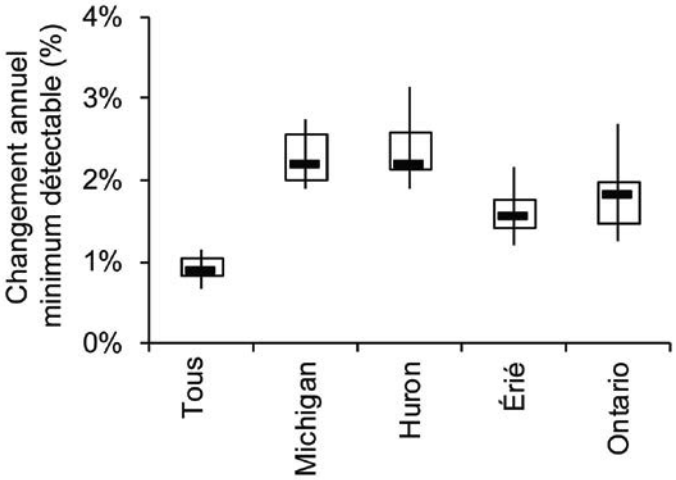


Figure 3. Diagrammes de quartiles indiquant le changement annuel minimum détectable (en %) des indices d'occurrence de certaines espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides dans le bassin des Grands Lacs (tous) et dans chaque bassin des Grands Lacs (p. ex. le lac Michigan), dérivés des données du Programme de surveillance des marais des Grands Lacs. La figure résume les 7 espèces (lacs Michigan-Huron, Érié et Ontario) ou les 8 espèces (totalité) utilisées pour évaluer la santé des terres humides dans le présent rapport.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

Oiseaux des terres humides

Évaluation globale
Statut : Faible
Tendance : Détérioration
Justification : L'abondance de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a chuté de manière considérable entre 1995 et 2010 (10 sur 19 [52 %]). En revanche, l'abondance de seulement trois de ces espèces a considérablement augmenté (16 %). On observe des modèles semblables dans les rapports précédents.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
Statut : Non évalué
Tendance : Indéterminée

Lac Michigan
Statut : Faible
Tendance : Détérioration
Justification : L'abondance de près de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a chuté de manière considérable entre 1995 et 2010 (7 sur 15 [47 %]). En revanche, l'abondance des autres espèces a fortement augmenté. On observe des modèles semblables dans les rapports précédents.

Lac Huron
Statut : Faible
Tendance : Détérioration
Justification : L'abondance de près de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a chuté de manière considérable entre 1995 et 2010 (7 sur 16 [44 %]). En revanche, l'abondance de seulement deux de ces espèces a considérablement augmenté (12 %). On observe des modèles semblables dans les rapports précédents.

Lac Érié
Statut : Faible
Tendance : Détérioration
Justification : L'abondance de plus de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a chuté de manière considérable entre 1995 et 2010 (12 sur 18 [67 %]). En revanche, l'abondance de seulement trois de ces espèces a considérablement augmenté (17 %). On observe des modèles semblables dans les rapports précédents.

Lac Ontario
Statut : Faible
Tendance : Détérioration
Justification : L'abondance de près de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a chuté de manière considérable entre 1995 et 2010 (7 sur 17 [41 %]). En revanche, l'abondance de seulement trois de ces espèces a considérablement augmenté (18 %). On observe des modèles semblables dans les rapports précédents.

But

- Évaluer les changements de l'abondance relative des espèces d'oiseaux nicheurs dépendant des terres humides.
- Mesurer indirectement la condition de l'habitat des terres humides en ce qui concerne les facteurs qui influencent cette ressource importante sur le plan écologique et culturel.
- On utilise l'indicateur relatif aux oiseaux des terres humides dans la série d'indicateurs des Grands Lacs en tant qu'indicateur de statut dans la catégorie des rapports de niveau supérieur sur les organismes vivants dépendant de l'eau.

Objectif pour l'écosystème

Restaurer et maintenir les populations autosuffisantes d'espèces d'oiseaux nicheurs dépendant des terres humides des Grands Lacs dans toute leur aire de répartition. De nombreuses terres humides dans le bassin des Grands Lacs sont menacées par le développement urbain et agricole et par d'autres utilisations des terres incompatibles. Ces terres humides doivent être définies, préservées et, au besoin, remises en état (annexe 13 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs). Les activités de surveillance et d'évaluation fournissent des renseignements sur l'endroit, la gravité, l'étendue aérienne ou volumique, et la fréquence des terres humides des Grands Lacs (annexe 11 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs). Cet indicateur concerne la restauration et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs et les utilisations bénéfiques qui dépendent de terres humides saines (annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs).

État de l'écosystème

Mesure

Les changements d'abondance relative des oiseaux nicheurs dépendant des terres humides sont fondés sur des données provenant de relevés du matin ou du soir et recueillies en suivant le protocole de dénombrement des oiseaux du Programme de surveillance des marais des Grands Lacs d'Études d'Oiseaux Canada ou une version modifiée de celui-ci (Programme de surveillance des marais de 2009). On utilise les données du Programme de surveillance des marais relatives aux terres humides côtières et intérieures dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs ou dans chaque bassin lacustre (p. ex. lac Érié; figure 1) pour calculer les indices annuels de l'abondance relative pour une série d'espèces d'oiseaux des terres humides. Le programme cible les terres humides où dominent les plantes non ligneuses émergentes, comme les massettes (espèces *Typha*) et les carex (p. ex. espèces *Carex*). On utilise la régression de Poisson à mesures répétées dans un mode d'inférence bayésienne utilisant des lois avec un *a priori* non informatif (Kéry, 2010) pour calculer les tendances de la population propres à une espèce au fil du temps.

Paramètre ultime

Les populations de la plupart des espèces d'oiseaux nicheurs dépendant des terres humides ont diminué depuis le début de la collecte de données pour cet indicateur en 1995. Par conséquent, le fait que les indices de populations pour la quasi-totalité des espèces d'oiseaux nicheurs dépendant des terres humides soient aussi élevés, voire plus élevés que les indices de populations enregistrés dans le cadre du Programme de surveillance des marais à la fin des années 1990, au début du programme, constitue un paramètre ultime. Toutefois, on pourrait établir un meilleur paramètre ultime en se basant sur les indices d'abondance du Programme de surveillance des marais basés sur les terres humides vierges ou presque vierges dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs (c'est-à-dire les moins perturbées d'après les indices de perturbations d'origine anthropique dans les terres humides et à proximité) et en s'appuyant sur des recherches documentaires d'autres données actuelles et historiques et sur l'avis d'experts. Les indices de population de cette approche pourraient être plus élevés que ceux enregistrés dans le cadre du Programme de surveillance des marais à la fin des années 1990, étant donné que de nombreuses terres humides dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs ont été dégradées au fil du temps. On peut supposer que les deux approches estiment les extrêmes d'une gamme d'abondances susceptible de contenir la capacité de charge que le paysage peut actuellement soutenir et, par conséquent, le paramètre ultime le plus fiable se trouverait au centre de cette gamme. Il s'agit du paramètre ultime utilisé dans le présent rapport.

Contexte

Les oiseaux nicheurs dépendant des terres humides sont influencés par les composantes physiques, chimiques et biologiques des terres humides et des paysages environnants dans lesquels ils se reproduisent. Par exemple, l'abondance et le succès de la reproduction de plusieurs espèces dans le bassin des Grands Lacs diminuent lorsque 1) la taille des terres humides diminue, 2) l'habitat de terres humides et le couvert naturel du paysage environnant diminuent, 3) les pesticides, les herbicides et les eaux de ruissellement provenant d'autres sources de pollution se déversant dans les terres humides du paysage environnant augmentent et 4) le nombre de prédateurs généralistes (p. ex. ratons laveurs *Procyon lotor*) associés à des habitats anthropiques dans le paysage environnant augmente (Brazner *et al.*, 2007a,b; Crosbie et Chow-Fraser, 1999; Howe *et al.*, 2007; Grandmaison et Niemi, 2007; Naugle *et al.*, 2000; Smith et Chow-Fraser, 2010 a,b; Tozer *et al.*, 2010). Par conséquent, l'abondance des oiseaux nicheurs dépendant des terres humides est un indicateur utile de la santé des terres humides et du paysage environnant.

Statut des oiseaux des terres humides

Un total général de 56 espèces d'oiseaux qui utilisent des marais (p. ex. pour se nourrir, se reposer, nidifier) a été enregistré dans tous les relevés et durant toutes les années dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs entre 1995 et 2010. Parmi celles-ci, 19 espèces nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides émergentes. Les membres de ce dernier groupe d'espèces ont permis d'évaluer la santé des terres humides et des paysages environnants dans le présent rapport, car ils dépendent entièrement ou presque entièrement de ressources situées à l'intérieur des terres humides ou à proximité de leurs sites de nidification (c.-à-d. à quelques kilomètres). Cependant, seul un sous-ensemble de ces 19 espèces a pu être observé dans chaque bassin des Grands Lacs (tableau 1).

Bassin des Grands Lacs

L'abondance de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a chuté de manière considérable entre 1995 et 2010 (10 sur 19 [52 %]; figure 2). En revanche, l'abondance de seulement trois espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a considérablement augmenté entre 1995 et 2010 (16 %; figure 2). La population de Cygnes trompettes (*Cygnus buccinator*; se reporter au tableau 1 pour voir une liste des noms scientifiques pour tous les noms communs subséquents) a augmenté, principalement en raison des réintroductions relativement récentes effectuées après la quasi-disparition de l'espèce il y a environ un siècle (Mitchell et Eichholz, 2010) et la population de Grues du Canada continue d'augmenter après les faibles niveaux de population continentale au début des années 1900 (Tacha *et al.*, 1992). Ces deux populations ont peut-être eu une faible incidence sur la santé des terres humides dans le bassin des Grands Lacs entre 1995 et 2010. Ces deux espèces sont également responsables de la majorité des augmentations importantes de populations dans chaque bassin des Grands Lacs abordées dans les sections suivantes. L'abondance des six autres espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a été stable entre 1995 et 2010 (32 %). On observe des schémas semblables dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs pour cet indicateur dans les rapports précédents. Étant donné que les populations de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides continuent de diminuer en dessous de chaque paramètre ultime proposé, le statut global est faible et la tendance se détériore.

Lac Michigan

L'abondance de près de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a chuté de manière considérable entre 1995 et 2010 (7 sur 15 [47 %]). En revanche, l'abondance des autres espèces a fortement augmenté. L'abondance des huit autres espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a été stable entre 1995 et 2010 (53 %). On observe des schémas semblables dans le bassin du lac Michigan pour cet indicateur dans les rapports précédents. Étant donné que les populations de près de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides continuent de diminuer en dessous de chaque paramètre ultime proposé, le statut global est faible et la tendance se détériore (tableau 1).

Lac Huron

L'abondance de près de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a chuté de manière considérable entre 1995 et 2010 (7 sur 16 [44 %]). En revanche, l'abondance de seulement deux de ces

espèces a considérablement augmenté (12 %). L'abondance des sept autres espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a été stable entre 1995 et 2010 (44 %). On observe des schémas semblables dans le bassin du lac Huron pour cet indicateur dans les rapports précédents. Étant donné que les populations de près de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides continuent de diminuer en dessous de chaque paramètre ultime proposé, le statut global est faible et la tendance se détériore (tableau 1).

Lac Érié

L'abondance de plus de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a chuté de manière considérable entre 1995 et 2010 (12 sur 18 [67 %]). En revanche, l'abondance de seulement trois de ces espèces a considérablement augmenté (17 %). L'abondance des trois autres espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a été stable entre 1995 et 2010 (17 %). On observe des schémas semblables dans le bassin du lac Érié pour cet indicateur dans les rapports précédents. Étant donné que les populations de plus de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides continuent de diminuer en dessous de chaque paramètre ultime proposé, le statut global est faible et la tendance se détériore (tableau 1).

Lac Ontario

L'abondance de près de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a chuté de manière considérable entre 1995 et 2010 (7 sur 17 [41 %]). En revanche, l'abondance de seulement trois de ces espèces a considérablement augmenté (18 %). L'abondance des sept autres espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides a été stable entre 1995 et 2010 (17 %). On observe des schémas semblables dans le bassin du lac Ontario pour cet indicateur dans les rapports précédents. Étant donné que les populations de près de la moitié des espèces qui nichent régulièrement ou toujours dans les terres humides continuent de diminuer en dessous de chaque paramètre ultime proposé, le statut global est faible et la tendance se détériore (tableau 1).

Liens

Les oiseaux nicheurs dépendant des terres humides sont influencés par de nombreuses caractéristiques de terres humides et des paysages environnants dans lesquels ils se reproduisent. Bon nombre d'entre eux sont surveillés, car ils sont des indicateurs de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs. Par exemple, on sait que les populations de certaines des 19 espèces d'oiseaux nicheurs dépendant des terres humides utilisées pour évaluer la santé des terres humides des Grands Lacs dans le présent rapport varient en fonction des changements du niveau de l'eau à l'échelle locale et à l'échelle de chaque bassin des Grands Lacs (Timmermans *et al.*, 2008; Jobin *et al.*, 2009). Par conséquent, l'indicateur des oiseaux des terres humides varie en fonction de l'indicateur n° 4861 : Effet de la fluctuation du niveau des eaux. L'indicateur des oiseaux des terres humides devrait également varier en fonction des indicateurs qui assurent le suivi de l'habitat des oiseaux nicheurs des terres humides (p. ex. indicateur n° 4862 : Santé des communautés végétales des terres humides côtières; indicateur n° 4863 : Couverture terrestre adjacente aux terres humides côtières), des proies (indicateur n° 4501 : Santé des communautés d'invertébrés des terres humides côtières; indicateur n° 4502 : Santé des communautés halieutiques des terres humides côtières) et des facteurs qui les influencent indirectement, comme les espèces végétales envahissantes qui empiètent sur la végétation indigène privilégiée et la pollution emprisonnée dans les eaux de ruissellement issues des zones sèches environnantes qui réduisent l'abondance et la disponibilité des proies.

Défis et possibilités de gestion

Maintenir ou améliorer la qualité des terres humides et des zones sèches adjacentes pour les oiseaux nicheurs des terres humides en atténuant ou en éliminant les facteurs essentiels à la santé des terres humides tels que les fluctuations du niveau de l'eau, les espèces envahissantes et les apports de substances chimiques, d'éléments nutritifs et de sédiments toxiques. Des programmes de restauration sont en cours d'élaboration pour de nombreuses zones humides dégradées grâce au travail des citoyens, des organisations et des gouvernements locaux. Bien que des progrès importants aient été réalisés, il reste à faire un travail considérable en matière de restauration et de conservation pour assurer le maintien de terres humides saines et fonctionnelles dans l'ensemble du bassin des

Grands Lacs.

Commentaires de l'auteur

L'utilité de l'indicateur relatif aux oiseaux des terres humides dépend de la continuation du Programme de surveillance des marais dans tout le bassin des Grands Lacs. Par conséquent, le recrutement et la conservation d'observateurs bénévoles ont été et continueront d'être une priorité élevée. Malgré cela, la couverture de certaines zones est trop clairsemée pour effectuer des analyses et pourrait être améliorée (p. ex. lac Supérieur). Par conséquent, une analyse de la puissance a été effectuée afin de quantifier la capacité du Programme de surveillance des marais à détecter les changements de taille des populations d'espèces d'oiseaux nicheurs dépendant des terres humides aux échelles étudiées dans le présent rapport. Les résultats de l'analyse laissent entendre que le Programme de surveillance des marais est capable de détecter 80 % des changements annuels des indices d'occurrences (en %) de seulement 1,5 % dans le bassin des Grands Lacs, 3 % dans les bassins du lac Huron, du lac Érié et du lac Ontario et 4 % dans les bassins du lac Michigan pour la plupart des espèces (figure 3). Toutefois, il faut considérer que ces nombres sont préliminaires et exploratoires jusqu'à ce que l'on puisse faire une évaluation complète des effets de la dépendance spatiale et temporelle, ainsi que de la probabilité de détection parmi les relevés, ce qui constitue un domaine d'étude continu et en évolution (Seavy et Reynolds, 2007; Patuxent Wildlife Research Center, 2003).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.	x					
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine	x					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	x					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.	x					
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.	x					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	x					

Remerciements

Auteur(e) :

Douglas C. Tozer, biologiste chargé des relevés aquatiques, Études d'Oiseaux Canada, C. P.160, 115, rue Front, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0, dtozer@birdscanada.org.

Collaborateurs :

Des centaines de bénévoles qui consacrent généreusement leur temps, leur équipement et leurs compétences pour assurer une surveillance de la santé des terres humides des Grands Lacs à grande échelle et à long terme.

Robert W. Rankin, analyste de données, Études d'Oiseaux Canada, C. P. 160, 115, rue Front, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0. Rob a offert une aide statistique.

Sources d'information

Brazner, J.C., Danz, D.P., Niemi, G.J., Regal, R.R., Trebitz, A.S., Howe, R.W., Hanowski, J.M., Johnson, L.B., Ciborowski, J.J.H., Johnston, C.A, *et al.* 2007a. Evaluation of geographic, geomorphic and human influences on Great Lakes wetland indicators: a multi-assemblage approach. *Ecological Indicators* 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., *et al.* 2007b. Responsiveness of Great Lakes wetland indicators to human disturbances at multiple spatial scales: a multi-assemblage assessment. *Journal of Great Lakes Research* 33(Special Issue 3):42-66.

Crosbie, B., Chow Fraser, P. 1999. Percentage land use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lakes basin. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 56:1781-1791.
Grandmaison, D.D., Niemi, G. 2007. Local and landscape influence on Red-winged Blackbird (*Agelaius phoenicius*) nest success in Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 33(Special Issue 3):292-304.
Howe, R.W., Regal, R.R., Hanowski, J., Niemi, G.J., Danz, D.P., Smith, C.R. 2007. An index of ecological condition based on bird assemblages in Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 33(Special Issue 3):93-105.
Jobin, B., Robillard, L., Latendresse, C. 2009. Response of a Least Bittern (*Ixobrychus exilis*) population to interannual water level fluctuations. *Waterbirds* 32:73-80.
Kéry, M. 2010. Introduction to WinBUGS for ecologists: a Bayesian approach to regression, ANOVA, mixed models and related analyses. Amsterdam (Pays-Bas) : Academic Press.
Programme de surveillance des marais. 2009. Marsh Monitoring Program participant's handbook for surveying marsh birds, révisé 2008. Publié par Études d'Oiseaux Canada en collaboration avec Environnement Canada et l'Environmental Protection Agency des États-Unis.
Mitchell, C.D., Eichholz, M.W. 2010. Trumpeter Swan (*Cygnus buccinator*). *In*: Poole, A. (éd.) The Birds of North America Online. Ithaca (NY) : Cornell Lab of Ornithology. Accès : http://bna.birds.cornell.edu.cat1.lib.trentu.ca:8080/bna/species/105, doi:10.2173/bna.105
Naugle, D.E., Higgins, K.F., Estey, M.E., Johnson, R.R., Nusser, S.M. 2000. Local and landscape-level factors influencing Black Tern habitat suitability. *Journal of Wildlife Management* 64:253-260.
Patuxent Wildlife Research Center. 2003. Status of the "Monitor" web site [en ligne]. Accès : http://www.pwrc.usgs.gov/resshow/droege3rs/salpower.htm [consulté le 28 juin 2011].
Seavy, N.E., Reynolds, M.H. 2007. Is statistical power to detect trends a good assessment of population monitoring? *Biological Conservation* 140:187-191.
Smith, L.A., Chow-Fraser, P. 2010a. Impacts of adjacent land use and isolation on marsh bird communities. *Environmental Management* 45:1040-1051.
Smith, L.A., Chow-Fraser, P. 2010b. Implications of the species-area relationship on sampling effort for marsh birds in southern Ontario. *Wetlands* 30:553-563.
Tacha, T.C., Nesbitt, S.A., Vohs, P.A. 1992. Sandhill Crane (*Grus canadensis*). *In*: Poole, A. (éd.) The Birds of North America Online. Ithaca (NY) : Cornell Lab of Ornithology. Accès : http://bna.birds.cornell.edu.cat1.lib.trentu.ca:8080/bna/species/031, doi:10.2173/bna.31
Timmermans, S.T.A., Badzinski, S.S., Ingram, J.W. 2008. Associations between breeding marsh bird abundances and Great Lakes hydrology. *Journal of Great Lakes Research* 34:351-364.
Tozer, D.C., Nol, E., Abraham, K.F. 2010. Effects of local and landscape-scale habitat variables on abundance and reproductive success of wetland birds. *Wetlands Ecology and Management* 18:679-693.

Liste des tableaux

Tableau 1. Tendances des populations d'espèces d'oiseaux nicheurs des terres humides utilisées pour évaluer la santé des terres humides et de leurs paysages environnants dans le bassin du lac Michigan, du lac Huron, du lac Érié et du lac Ontario, d'après les indices d'abondance dérivés des relevés de dénombrement du Programme de surveillance des marais effectués entre 1995 et 2010. Les tendances statistiquement significatives portent le signe * (c'est-à-dire que les intervalles de crédibilité bayésiens ne chevauchent pas zéro).
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

Liste des figures

Figure 1. Nombre moyen (± écart-type) de routes du Programme de surveillance des marais ayant fait l'objet d'un relevé des oiseaux par année dans le bassin des Grands Lacs (tous) et dans chaque bassin des Grands Lacs (p. ex. le lac Supérieur) entre 1995 et 2010. Une route est composée de plusieurs endroits de relevés de dénombrement regroupés dans l'espace et situés généralement dans la même terre humide; ils qui peuvent tous faire l'objet d'un relevé par une même personne en une seule matinée ou soirée.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.
Figure 2. Pourcentage annuel de changement des indices de population pour certaines espèces d'oiseaux nicheurs des terres humides de 1995 à 2010 dans le bassin des Grands Lacs. Indices estimés avec un cadre de modèle bayésien mixte, en supposant une distribution de Poisson. Les tendances positives statistiquement significatives sont en vert, les tendances négatives significatives sont en rouge et les tendances stables (non significatives) sont en blanc.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

Figure 3. Diagrammes de quartiles indiquant le changement annuel minimum détectable (en %) des indices de population de certaines espèces d'oiseaux nicheurs des terres humides dans le bassin des Grands Lacs (tous) et dans chaque bassin des Grands Lacs (p. ex. le lac Supérieur), dérivés des données du Programme de surveillance des marais des Grands Lacs. La figure indique les 19 espèces utilisées pour évaluer la santé des terres humides dans le présent rapport, à l'exception du Cygne trompette, qui a été considéré comme étant une valeur aberrante et qui a été retiré pour faciliter l'interprétation; pour cette espèce, le changement annuel minimum détectable a été de 7 % dans le bassin des Grands Lacs et de 10 % et 25 % dans le lac Ontario et le lac Érié, respectivement.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

Dernière mise à jour
Rapport sur l'*État des Grands Lacs 2011*

Nom commun	Nom scientifique	Michigan	Huron	Érié	Ontario
Butor d'Amérique	*Botaurus lentiginosus*	–	*-0,5	*-2,8	-1,1
Foulque d'Amérique	*Fulica americana*	*-14,1	*-11,2	*-15,5	*-5,4
Guifette noire	*Chlidonias niger*	*-18,3	*-12,2	*-4,6	*-13,3
Bernache du Canada	*Branta canadensis*	-2,0	+1,94	*-5,7	+0,61
Quiscale bronzé	*Quiscalus quiscula*	+0,07	*-3,4	*-2,7	-0,3
Gallinule poule-d'eau	*Gallinula chloropus*	*-16,9	*-11,8	*-13,7	*-6,8
Paruline masquée	*Geothlypis trichas*	+0,63	*+2,21	*+1,66	*+1,34
Sterne de Forster	*Sterna forsteri*	–	–	*-13,7	–
Petit Blongios	*Ixobrychus exilis*	*-6,1	*-4,2	*-7,0	*-2,9
Troglodyte des marais	*Cistothorus palustris*	-1,5	+1,43	*-2,5	-0,9
Cygne tuberculé	*Cygnus olor*	-5,2	–	-3,3	+2,74
Grèbe à bec bigarré	*Podilymbus podiceps*	*-7,7	*-5,6	-2,7	*-8,1
Carouge à épaulettes	*Agelaius phoeniceus*	+0,04	-0,7	*-1,1	*-0,7
Grue du Canada	*Grus canadensis*	+6,16	*+14,51	*+13,89	–
Marouette de Caroline	*Porzana carolina*	*-4,0	+0,04	*-4,1	-2,1
Bruant des marais	*Melospiza georgiana*	-0,6	-1,2	*-0,9	*+1,2
Cygne trompette	*Cygnus buccinator*	–	–	*+77,68	*+32,38
Râle de Virginie	*Rallus limicola*	*-8,6	*-2,5	*-4,9	*-3,4
Bécassine de Wilson	*Gallinago delicata*	–	-1,3	–	+9,85
TOTAL	19	15	16	18	17

Tableau 1. Tendances des populations d'espèces d'oiseaux nicheurs des terres humides utilisées pour évaluer la santé des terres humides et de leurs paysages environnants dans le bassin du lac Michigan, du lac Huron, du lac Érié et du lac Ontario, d'après les indices d'abondance dérivés des relevés de dénombrement du Programme de surveillance des marais effectués entre 1995 et 2010. Les tendances statistiquement significatives portent le signe * (c'est-à-dire que les intervalles de crédibilité bayésiens ne chevauchent pas zéro).
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

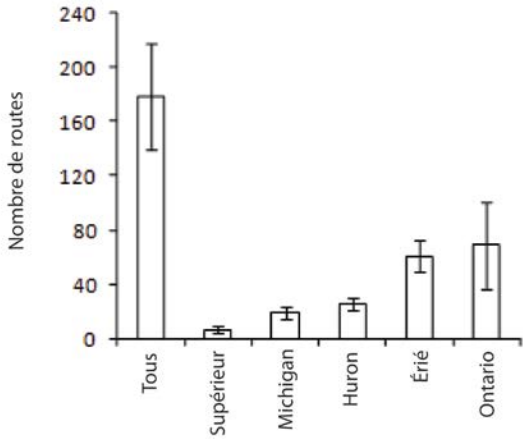


Figure 1. Nombre moyen (± écart-type) de routes du Programme de surveillance des marais ayant fait l'objet d'un relevé des oiseaux par année dans le bassin des Grands Lacs (tous) et dans chaque bassin des Grands Lacs (p. ex. le lac Supérieur) entre 1995 et 2010. Une route est composée de plusieurs endroits de relevés de dénombrement regroupés dans l'espace et situés généralement dans la même terre humide; ils qui peuvent tous faire l'objet d'un relevé par une même personne en une seule matinée ou soirée.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

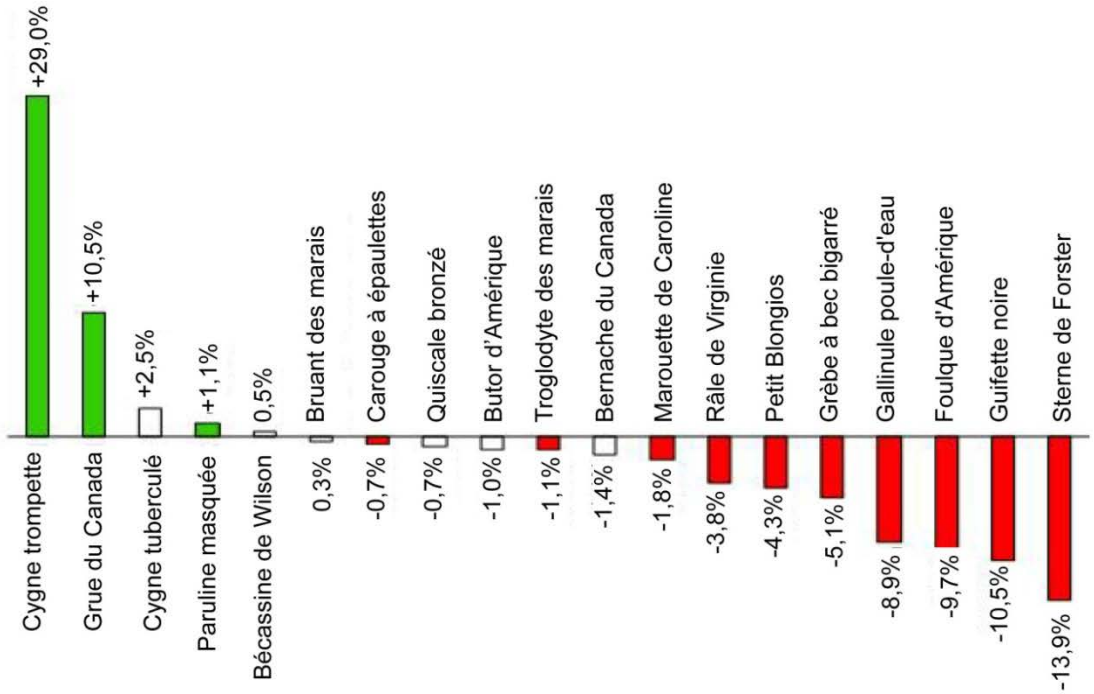


Figure 2. Pourcentage annuel de changement des indices de population pour certaines espèces d'oiseaux nicheurs des terres humides de 1995 à 2010 dans le bassin des Grands Lacs. Indices estimés avec un cadre de modèle bayésien mixte, en supposant une distribution de Poisson. Les tendances positives statistiquement significatives sont en vert, les tendances négatives significatives sont en rouge et les tendances stables (non significatives) sont en blanc.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

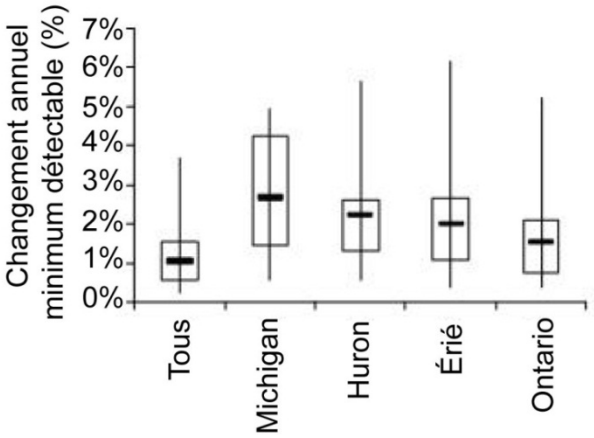


Figure 3. Diagrammes de quartiles indiquant le changement annuel minimum détectable (en %) des indices de population de certaines espèces d'oiseaux nicheurs des terres humides dans le bassin des Grands Lacs (tous) et dans chaque bassin des Grands Lacs (p. ex. le lac Supérieur), dérivés des données du Programme de surveillance des marais des Grands Lacs. La figure indique les 19 espèces utilisées pour évaluer la santé des terres humides dans le présent rapport, à l'exception du Cygne trompette, qui a été considéré comme étant une valeur aberrante et qui a été retiré pour faciliter l'interprétation; pour cette espèce, le changement annuel minimum détectable a été de 7 % dans le bassin des Grands Lacs et de 10 % et 25 % dans le lac Ontario et le lac Érié, respectivement.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs.

Santé des communautés halieutiques des terres humides côtières

Évaluation globale

Statut : **Non évalué**

Tendance : **Indéterminée**

Justification : **Cet indicateur sera évalué dans le cadre d'une analyse globale des communautés biologiques des terres humides côtières des Grands Lacs et des systèmes aquatiques côtiers.**

Remarque : Il s'agit d'un rapport d'étape en vue de la mise en œuvre de cet indicateur. L'indicateur est actuellement utilisé dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, mais les données ne seront pas disponibles avant 2012. L'évaluation suivante a été élaborée avec l'apport des chercheurs recueillant des données sur la composition des communautés halieutiques dans les terres humides côtières des Grands Lacs au cours des dernières années. Ni la conception expérimentale ni la rigueur statistique n'ont été utilisées pour étudier spécifiquement la situation et les tendances des communautés halieutiques des terres humides côtières des cinq Grands Lacs. Toutefois, au printemps 2011, des efforts ont été formulés par un consortium d'universités qui ont mis en place un programme de surveillance des terres humides côtières à l'échelle du bassin fiable sur le plan statistique. Cet indicateur sera utilisé, ainsi que d'autres indicateurs, dans la majorité des terres humides côtières dont l'eau de surface est connectée aux Grands Lacs dont la taille est supérieure à quatre hectares. L'effort s'inscrit à l'échelle du bassin et à l'échelle binationale, et permettra d'obtenir des renseignements scientifiquement justifiables sur le statut et les tendances des terres humides côtières des Grands Lacs.

Évaluation lac par lac

Le statut « Non évalué » et la tendance « Indéterminée » ont été attribués à chaque lac pour indiquer qu'aucune donnée n'est encore disponible.

But

- Évaluer la composition des communautés halieutiques et déduire la pertinence de l'habitat et la qualité de l'eau pour les communautés halieutiques des terres humides côtières des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème

Restaurer et maintenir la diversité de la communauté halieutique de terres humides côtières des Grands Lacs tout en indiquant la santé générale de l'écosystème. D'importantes zones de terres humides situées dans le bassin hydrographique des Grands Lacs sont menacées par l'aménagement urbain et agricole, et les activités d'élimination des déchets, et doivent être définies, préservées et, au besoin, remises en état (annexe 13 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs). Cet indicateur concerne la restauration et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs et les utilisations bénéfiques qui dépendent de terres humides saines (annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs).

État de l'écosystème

L'élaboration de cet indicateur est terminée et ce dernier est actuellement mis en œuvre. Toutefois, les données ne sont pas disponibles à l'heure actuelle. On utilise plusieurs mesures différentes relatives aux poissons élaborées par le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium.

Abondance et richesse moyennes par (verveux) filet-nuit d'espèces de poissons résidents dans les zones de végétation inondées dominantes; principalement le scirpe (*Schoenoplectus*) et la massette (*Typha*); parmi les stations de relevés propres à une zone de végétation; pourcentage de richesse non indigène; indice moyen de diversité de Shannon; régularité moyenne, et abondance et richesse des omnivores, insectivores, piscivores et carnivores (insectivores + piscivores + zooplanctivores).

Afin de gérer correctement la santé des communautés halieutiques des terres humides côtières des Grands Lacs, il faut adopter des méthodes d'échantillonnage uniformes. L'échantillonnage est effectué au plus tôt à la mi-juin et au

plus tard en août, en raison des schémas de migration des communautés halieutiques. On définit les zones de végétation dominante, car différentes zones soutiennent différents types de poissons. Les deux zones de végétation principales sont le scirpe *Schoenoplectus* et la massette *Typha*, mais toutes les zones sont incluses. Lors de l'échantillonnage des poissons à l'aide d'un verveux, il est recommandé d'utiliser au minimum trois verveux identiques avec des mailles de 4,8 mm pour chaque zone de végétation dominante. On peut utiliser deux tailles de verveux : une ouverture de 0,5 m x 1 m et une ouverture de 1 m x 1 m. Les filets de plus petite taille sont placés dans des eaux de 0,25 à 0,5 m de profondeur, et les verveux les plus grands dans des eaux de plus de 0,5 m de profondeur. Les filets à guideau mesurent 7,3 m de long et les filets à ailes mesurent 1,8 m de long. On place les filets de façon aléatoire à au moins 20 m les uns des autres dans chaque zone de végétation. On place les verveux perpendiculairement à la zone de végétation; par conséquent, les poissons qui nagent le long de la bordure de la zone de végétation sont capturés.

Tout poisson capturé mesurant plus de 25 mm doit être identifié au niveau de l'espèce. Il faut consigner le nombre de poissons capturés par verveux. Il faut également capturer au hasard 10 à 20 individus de chaque espèce en indiquant le stade de développement et la taille selon l'âge.

À l'aide des méthodes indiquées ci-dessus, les scientifiques ont déterminé que la composition des communautés halieutiques est liée au type de communautés végétales dans les terres humides (Uzarski *et al*., 2005; Wei *et al*., 2004). Uzarski *et al*. (2005) n'ont constaté aucune relation entre la composition des poissons des terres humides et un Grand Lac en particulier, ce qui laisse entendre que les communautés halieutiques d'un seul Grand Lac n'étaient pas plus touchées que celles d'un autre Grand Lac. Toutefois, sur les 61 terres humides échantillonnées en 2002 dans les cinq lacs, le lac Érié et le lac Ontario avaient tendance à avoir plus de terres humides contenant des communautés de massettes (un type de communauté de plantes qui correspond à l'enrichissement en éléments nutritifs), et les communautés halieutiques présentes dans les massettes avaient tendance à être moins riches et moins diversifiées que les communautés halieutiques présentes dans d'autres types de végétation. Les terres humides de la partie nord du lac Michigan et du lac Huron avaient tendance à avoir des communautés halieutiques de terres humides côtières de qualité relativement élevée. Les sept terres humides échantillonnées dans le lac Supérieur contenaient des types de végétation relativement uniques. Ainsi, les communautés halieutiques de ces terres humides n'ont pas été comparées directement à celles des terres humides d'autres lacs.

Lorsque l'on compare les communautés halieutiques des terres humides de référence dans l'ensemble des Grands Lacs, les sites les plus semblables proviennent de la même province écologique et non pas d'un seul Grand Lacs ou de types précis de terres humides. Les données provenant de plusieurs études de projets sur les indicateurs environnementaux des Grands Lacs indiquent que les groupes caractéristiques d'espèces de poissons dans les terres humides de référence de chaque province écologique ont tendance à avoir les mêmes préférences en matière de température de l'eau et de productivité aquatique.

John Brazner et ses collègues de l'Environmental Protection Agency des États-Unis de Duluth (Minnesota) ont prélevé des échantillons de poissons dans les terres humides de Green Bay (lac Michigan) en 1990, 1991, 1995, 2002 et 2003. Ils ont prélevé des échantillons de trois terres humides dans la partie inférieure de la baie et d'une terre humide dans le milieu de la baie en 2002 et en 2003. Leurs données ont laissé entendre que la clarté de l'eau et le couvert végétal de ces sites s'amélioraient, et que ces sites soutenaient une plus grande diversité de macrophytes et d'espèces de poissons, notamment un plus grand nombre d'espèces de centrarchidés par rapport aux années précédentes. Ils ont également remarqué que les dorés jaunes de la classe d'âge de 2002, et surtout de 2003, étaient très grands. Les observations de Brazner laissent entendre que les terres humides de la partie inférieure de Green Bay s'améliorent lentement et que le site du milieu de la baie semble demeurer relativement stable et dans un état modérément bon (J. Brazner, observation personnelle). Les terres humides les plus turbides dans la partie inférieure de la baie contiennent des espèces qui tolèrent en grande partie la turbidité et les eaux chaudes telles que l'alose noyer (*Dorosoma cepedianum)*, le bar blanc (*Morone chrysops*), le malachigan (*Aplodinotus grunniens)*, le méné

des ruisseaux (*Luxilus cornutus)*, et la carpe commune (*Cyprinus carpio).* En revanche, les terres humides les moins turbides dans la partie supérieure de la baie contenaient plusieurs espèces de centrarchidés, notamment la chatte de l'est (*Notemigonus chrysoleucas*), le fouille-roche (*Percina caprodes)*, l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu)* et le grand brochet (*Esox lucius)*. Le crapet vert (*Lepomis cyanellus)* était le seul centrarchidé important dans la partie inférieure de la baie en 1991, tandis qu'en 1995 la prévalence du crapet arlequin et du crapet-soleil (*L. macrochirus* et *L. gibbosus)* a beaucoup augmenté, et quelques achigans à grande bouche (*M. salmoides)* étaient également présents. Il y a eu plus de fondules barrés (*Fundulus diaphanous*) en 1995 et en 2003 qu'en 1991, et le malachigan (*Morone americana*) qui était très abondant en 1995 est devenu une espèce non indigène dominante dans la baie. Les terres humides de la partie supérieure de la baie étaient en relativement bon état d'après l'observation des communautés halieutiques et macrophytes. Bien que la diversité moyenne des espèces de poissons ait été bien plus faible dans les terres humides aménagées dans l'ensemble de la baie, les différences entre les terres humides peu aménagées et très aménagées étaient plus prononcées dans la partie supérieure de la baie où se trouvent les terres humides de meilleure qualité de Green Bay (Brazner, 1997).

Le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) a été introduit dans la rivière Sainte-Claire en 1990 (Jude et Pappas, 1992), et a dès lors colonisé tous les Grands Lacs. Jude a réalisé des études dans de nombreux affluents du corridor lac Huron – rivière Sainte-Claire – lac Érié et a découvert que le gobie à taches noires et le gobie de la mer Noire (*Proterorhinus marmoratus*) étaient très abondants à l'embouchure de la rivière et avaient colonisé loin en amont. On les a également observés à l'embouchure du ruisseau Old Woman dans le lac Érié, mais pas dans les terres humides. Le travail de Jude et Janssen dans les terres humides de Green Bay a montré que le gobie à taches noires n'avait pas envahi trois des cinq sites échantillonnés, mais que quelques-uns étaient présents dans la partie inférieure de Green Bay, le long du littoral rocheux et sableux à l'ouest de Little Tail Point.

Uzarski et Burton (document inédit) ont recueilli régulièrement quelques gobies à taches noires dans des terres humides frangeantes près d'Escanaba (Michigan) où des galets étaient présents. Dans le complexe de terres humides de la rivière Muskegon et du lac Muskegon sur le littoral est, les gobies à taches noires sont abondants dans l'entrée du port fortement rocheuse du Lac Michigan; et ils viennent tout juste d'entrer dans le complexe rivière-terre humide à l'est du lac Muskegon (Cooper *et al.*, 2007; D. Jude, observations personnelles). D'après un échantillonnage intensif des poissons effectué avant 2003 à plus de 60 sites qui s'étendent sur tous les Grands Lacs, on a prélevé peu d'échantillons de gobies à taches noires dans les terres humides ou ils ne représentaient pas une espèce dominante de la communauté halieutique des terres humides (Jude *et al.*, 2005). Le gobie à taches noires a été prélevé dans 11 des 80 terres humides échantillonnées dans le cadre du projet relatif aux indicateurs environnementaux des Grands Lacs (Johnson *et al.*, données non publiées). Lapointe (2005) a évalué les associations poisson-habitat dans les eaux canadiennes peu profondes (moins de 3 m) de la rivière Détroit en 2004 et en 2005 en employant des techniques de seinage et de pêche électrique sur bateau. Le gobie à taches noires évitait les macrophytes complexes en toute saison dans les segments supérieurs, moyens et en aval de la rivière Détroit. Toutefois, en 2006, des gobies à taches noires et des gobies de la mer Noire ont été capturés dans des zones comprenant de la végétation aquatique dans le cadre de relevés au seinage effectués sur des plages, à des sites littoraux, dans les eaux canadiennes du lac Sainte-Claire, de la rivière Détroit et de l'ouest du lac Érié (Corkum, Université de Windsor, données non publiées). Il est probable que les terres humides servent de refuge pour les poissons indigènes, du moins en ce qui concerne l'influence du gobie à taches noires (Jude *et al.*, 2005); toutefois, il semblerait que le nombre de petits gobies augmente dans de nombreuses terres humides des Grands Lacs.

On dispose de peu de renseignements sur les préférences en matière d'habitat du gobie de la mer Noire dans les Grands Lacs, à l'exception des études réalisées sur la rivière Détroit (Lapointe, 2005), le lac Sainte-Claire et la rivière Sainte-Claire (Jude et DeBoe 1996; Pronin *et al.*, 1997; Leslie *et al.*, 2002). Dans les Grands Lacs, les gobies de la mer Noire qui ont fait l'objet d'études dans un nombre limité de sites le long de la rivière Sainte-Claire et de la rive sud du lac Sainte-Claire étaient présents dans des eaux turbides associées à de la végétation enracinée submergée (espèces *Vallisneria americana, Myriophyllum spicatum, Potamogeton richardsonii* et *Chara*; Leslie *et*

al., 2002). Quelques spécimens ont été observés sur des substrats de sable dépourvus de végétation, et viennent ainsi appuyer des constatations similaires de Jude et DeBoe (1996). Leslie *et al.* (2002) ont capturé des gobies de la mer Noire dans des eaux à faible débit, voire à débit nul, sur des substrats d'argile ou d'alluvions, où la turbidité est variable et la végétation enracinée est clairsemée, inégale ou abondante. Lapointe (2005) a découvert que l'association entre le gobie de la mer Noire et les macrophytes aquatiques varie en fonction de la saison dans la rivière Détroit. Par exemple, le gobie de la mer Noire a été associé très négativement à des macrophytes complexes au printemps et en été, mais positivement à des macrophytes complexes en automne (Lapointe, 2005). Étant donné que le gobie de la mer Noire partageait les habitats avec des poissons qui représentaient la majorité des guildes écoéthologiques, Leslie *et al.* (2002) ont laissé entendre que le gobie de la mer Noire agrandirait son aire de répartition géographique au sein des Grands Lacs.

La grémille (*Gymnocephalus cernuus*) n'a jamais été présente à des densités élevées dans les terres humides côtières des Grands Lacs. Dans le cadre de leur étude de la répartition et des répercussions potentielles de la grémille sur la communauté halieutique d'une terre humide du lac Supérieur, Brazner *et al.* (1998) ont conclu que les terres humides côtières situées à l'ouest du lac Supérieur offrent un refuge pour les poissons indigènes en concurrence avec la grémille. La grémille préférant les vasières évite en effet les habitats de terres humides, car l'alimentation est inefficace dans une végétation dense caractéristique d'habitats de terres humides côtières sains. Cela laisse entendre qu'une dégradation accrue des terres humides côtières ou des habitats littoraux à végétation dense pourrait entraîner une augmentation de la dominance de grémille dans des habitats d'eaux peu profondes ailleurs dans la région des Grands Lacs.

Un certain nombre d'introductions de carpes peut avoir des répercussions importantes sur les communautés halieutiques des Grands Lacs, notamment les terres humides côtières. Le cyprin doré (*Carassius auratus*) est commun dans certains habitats peu profonds, et il est présent avec de jeunes carpes communes dans de nombreuses terres humides échantillonnées le long de Green Bay. En outre, il existe plusieurs autres espèces de carpes; p. ex. la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*), la carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*) et la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*) qui se sont échappées des exploitations d'aquaculture et qui sont désormais dans l'Illinois River et migrent vers les Grands Lacs, en passant par le Chicago Sanitary and Ship Canal (canal sanitaire et navigable de Chicago). La plupart de ces espèces atteignent de grandes tailles. Certaines sont planctivores, mais se nourrissent également de phytoplancton, d'escargots et de moules, tandis que la carpe de roseau se nourrit de végétation. Ces espèces constituent encore une menace importante pour les réseaux trophiques des terres humides et des habitats des zones côtières avec des macrophytes (United States Fish and Wildlife Service [USFWS], 2002).

En 2003, Jude et Janssen (données non publiées) ont déterminé que le ventre-pourri (*Pimephales notatus)* et le raseux-de-terre noir (*Etheostoma nigrum)* étaient presque absents des sites des terres humides de la partie inférieure de Green Bay, mais qu'ils représentaient respectivement 22 % et 6 % des prises de la partie supérieure de la baie. En outre, d'autres espèces, habituellement associées aux plantes ou aux eaux plus claires, telles que le crapet de roche, le méné paille (*Notropis stramineus*) et le méné jaune (*Notemigonus crysoleucus*), étaient également présentes dans les échantillons prélevés dans la partie supérieure de la baie, mais pas dans les échantillons de la partie inférieure de la baie. En 2003, Jude et Janssen ont découvert qu'il n'y avait pas de gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) ou d'alose noyer dans les prises de la partie supérieure du site de Green Bay, mais qu'il y en avait dans les sites des terres humides de la partie inférieure de la baie; ils représentaient respectivement 2,7 % et 34 % du nombre de prises.

Jude et Pappas (1992) ont découvert que la structure d'assemblage de poissons à Cootes Paradise, une zone de terres humides fortement dégradée du lac Ontario, était très différente par rapport à d'autres terres humides moins dégradées analysées. Ils ont effectué des analyses par ordination pour détecter les changements des communautés halieutiques associés à la dégradation.

D'après une étude réalisée par Seilheimer et Chow-Fraser, les terres humides côtières du nord avaient des indices de

qualité de l'eau plus élevés que les terres humides côtières de la région des lacs du sud. Le lac Supérieur était en bon état, tandis que le lac Huron et la baie Georgienne étaient en très bon état. Les terres humides côtières du sud des lacs Michigan, Érié et Ontario étaient modérément dégradées (Seilheimer et Chow-Fraser, 2007).

Au cours de cette étude, le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) était présent dans 94 des 100 terres humides étudiées, et plus de 6 000 crapets-soleil ont été capturés. La barbotte (*Ameiurus nebulosus*) était la deuxième espèce de poisson la plus abondante parmi les poissons capturés et était présente dans 80 terres humides. La queue à tache noire (*Notropis hudsonius*) était une autre espèce abondante qui était présente dans 39 terres humides côtières avec un peu moins de 3 800 individus capturés. Parmi les autres espèces abondantes présentes dans les terres humides côtières des Grands Lacs, on trouve l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*), le ventre-pourri (*Pimephales notatus*) et le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*).

Pressions

Agriculture

L'agriculture dégrade les terres humides de plusieurs façons, notamment par l'enrichissement des éléments nutritifs par des engrais, l'augmentation des sédiments issus de l'érosion, l'augmentation des eaux de ruissellement rapides issues des fossés de drainage, l'introduction d'espèces non indigènes agricoles (alpiste roseau), la destruction des zones de prairies humides intérieures par le labourage et l'endiguement, et l'ajout d'herbicides. Dans la région des lacs du sud, à Saginaw Bay et à Green Bay, les sédiments agricoles sont à l'origine de la forte turbidité des eaux qui abritent peu de plantes submergées, voire aucune.

Aménagement urbain

L'aménagement urbain dégrade les terres humides par l'artificialisation des bandes côtières, le remblayage des terres humides, l'ajout d'une grande diversité de polluants chimiques, l'augmentation du ruissellement vers les lacs, l'ajout des sédiments et une augmentation de la charge en éléments nutritifs provenant des usines de traitement des eaux usées. Dans la plupart des milieux urbains, il y a eu une perte presque totale des terres humides le long du littoral. Thoma (1999) et Johnson *et al.* (2006) n'ont pu trouver aucune terre humide côtière du côté américain du lac Érié ayant subi des perturbations anthropiques minimales. D'après Seilheimer et Chow-Fraser, la perte de l'habitat des poissons des terres humides s'est accélérée dans les lacs Ontario, Érié et Michigan près des zones urbaines et agricoles.

Aménagement résidentiel littoral

Le long de nombreuses terres humides côtières, l'aménagement résidentiel a détérioré les terres humides en raison de l'enrichissement des éléments nutritifs par des engrais et des fosses septiques, des détériorations du littoral pour les zones de mouillage et les quais, du remblayage et de l'artificialisation des bandes côtières. L'agriculture et l'aménagement urbain sont habituellement moins intenses que l'altération physique locale qui est souvent à l'origine de l'introduction d'espèces non indigènes. L'artificialisation des bandes côtières peut éliminer complètement la végétation des terres humides, ce qui entraîne la dégradation de l'habitat des poissons. Il semble que lorsque les terres humides sont touchées par les activités humaines, la communauté halieutique change pour devenir une communauté typique d'une terre humide du sud plus chaude et avec une plus grande diversité. Ce résultat peut aider les chercheurs à prévoir les effets probables des changements climatiques régionaux sur les communautés halieutiques des terres humides côtières des Grands Lacs.

Altération mécanique du littoral

L'altération mécanique se manifeste sous différentes formes, y compris l'excavation de fossés, l'endiguement, le dragage, le remblayage et l'artificialisation des bandes côtières. À cause de toutes ces altérations, des espèces non indigènes sont introduites par de l'équipement de construction ou dans des sédiments introduits. Les changements des conditions des gradients et des sédiments du littoral sont souvent adéquats pour permettre aux espèces non indigènes de s'établir.

Introduction d'espèces non indigènes

Les espèces non indigènes sont introduites de nombreuses façons. Certaines ont été intentionnellement introduites en tant que cultures agricoles ou plantes ornementales, et ont ensuite colonisé les paysages indigènes. D'autres sont entrées en tant que mauvaises herbes présentes dans la semence agricole. L'augmentation de l'enrichissement des sédiments et des éléments nutritifs permet aux pires mauvaises herbes aquatiques de prendre le dessus sur les espèces indigènes. La plupart des pires espèces non indigènes sont des producteurs de semences prolifiques ou se reproduisent à partir de fragments de racines ou de rhizomes. Les animaux non indigènes sont également responsables de la dégradation accrue des terres humides côtières. La carpe d'Asie est l'une des pires espèces envahissantes. Sa reproduction et son alimentation sont à l'origine de la perte de végétation submergée dans les eaux des marais peu profonds.

Les pressions ont été décrites dans l'indicateur n° 4862 : Santé des communautés végétales des terres humides côtières.

Répercussions en matière de gestion

Bien que le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium ait élaboré des protocoles de surveillance pour cet indicateur, la surveillance à grande échelle du bassin n'a pas encore eu lieu. La mise en œuvre d'un programme de surveillance des terres humides côtières à long terme est en attente; cependant, les gestionnaires des ressources doivent apporter leur soutien à ce programme dans tout le bassin.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.	X					
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine	X					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	X					

Remerciements

Auteurs :

Danielle J. Sass, chercheuse universitaire du Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE), nommée à l'Environmental Protection Agency des États-Unis (U.S. EPA), Bureau du Programme National des Grands Lacs (2008)

Donald G. Uzarski, Institute for Great Lakes Research, station biologique de la CMU et département de biologie, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan)

Thomas M. Burton, départements de zoologie, des pêches et de la faune, Michigan State University, East Lansing (Michigan) (2006)

John Brazner, Environmental Protection Agency des États-Unis, Mid-Continent Ecology Division, Duluth (Minnesota) (2006)

David Jude, School of Natural Resources and the Environment, University of Michigan, Ann Arbor, (Michigan)



(2006)

Jan J.H. Ciborowski, Département des sciences biologiques, Université de Windsor, Windsor (Ontario)

Sources

Bhagat, Y. 2005. Fish indicators of anthropogenic stress at Great Lakes coastal margins: multimetric and multivariate approaches. Thèse de M.Sc., Université de Windsor. 120 p.

Bhagat, Y., Ciborowski, J.J.H., Johnson, L.B., Uzarski, D.G., Burton, T.M., Timmermans, S.T.A., Cooper, M.J. Sous presse. Testing a fish index of biotic integrity for responses to different disturbance regimes on Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*.

Brazner, J.C. 1997. Regional, habitat, and human development influences on coastal wetland and beach fish assemblages in Green Bay, Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 23(1):36-51.

Brazner, J.C., Tanner, D.K., Jensen, D.A., Lemke, A. 1998. Relative abundance and distribution of ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) in a Lake Superior coastal wetland fish assemblage. *J. Great Lakes Res.* 24(2):293-303.

Brazner, J.C., Danz, N.P., Niemi, G.J., Regal, R.R., Trebitz, A.S., Howe, R.W., Hanowski, J.M., Johnson, L.B., Ciborowski, J.J.H., Johnston, C.A., *et al.* 2007. Evaluation of geographic, geomorphic and human influences on Great Lakes wetland indicators: a multi-assemblage approach. *Ecological Indicators* 7:610-635.

Cooper, M.J., Ruetz, C.R. III, Uzarski, D.G., Burton, T.M. 2007. Distribution of round gobies in coastal areas of Lake Michigan: Are wetlands resistant to invasion? *J. Great Lakes Res.* 33(2):303-313.

Johnson, L.B., Olker, J., Ciborowski, J.J.H., Host, G.E., Breneman, D., Brady, V., Brazner, J., Danz, N. 2006. Identifying Response of Fish Communities in Great Lakes Coastal Regions to Land Use and Local Scale Impacts. *Bull. N. Am. Benthol. Soc*. [Aussi en préparation pour soumission au *J. Great Lakes Research*].

Jude, D.J., DeBoe, S.F. 1996. Possible impact of gobies and other introduced species on habitat restoration efforts. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 53:136-141.

Jude, D.J., Pappas, J. 1992. Fish utilization of Great Lakes coastal wetlands. *J. Great Lakes Res.* 18(4):651-672.

Jude, D.J., Reider, R.H., Smith, G. 1992. Establishment of Gobiidae in the Great Lakes basin. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 49:416-421.

Jude, D.J., Albert, D., Uzarski, D.G., Brazner, J. 2005. Lake Michigan's coastal wetlands: Distribution, biological components with emphasis on fish and threats. *In*: Munawar, M., Edsall, T. (éd.) The State of Lake Michigan: Ecology, Health and Management. Ecovision World Monograph Series. Aquatic Ecosystem Health and Management Society. p. 439-477.

Lapointe, N.W.R. 2005. Fish-habitat associations in shallow Canadian waters of the Detroit River. Thèse de M.Sc., Université de Windsor, Windsor (Ont.)

Leslie, J.K., Timmins, C.A., Bonnell, R.G. 2002. Postembryonic development of the tubenose goby *Proterorhinus marmoratus* Pallas (Gobiidae) in the St. Clair River/Lake system, Ontario. *Arch. Hydrobiol*. 154:341-352.

Pronin, N.M., Fleischer, G.W., Baldanova, D.R., Pronin, S.V. 1997. Parasites of the recently established round goby (*Neogobius melanostomus*) and tubenose goby (*Proterorhinus marmoratus*) (Cottidae) from the St. Clair River and Lake St. Clair, Michigan, USA. *Folia Parasitol.* 44:1-6.

Seilheimer, T.S., Chow-Fraser, P. 2006. Development and use of the Wetland Fish Index to assess the quality of coastal wetlands in the Laurentian Great Lakes. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 63:354-366.

Seilheimer, T.S., Chow-Fraser, P. 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*: Simon, T.P. (éd.) Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. Boca Raton (FL) : CRC Press. p. 417-461.

U.S. Fish and Wildlife Service. 2002. Asian Carp, Key to Identification. Pamphlet. Onalaska (WI) : LaCross Fishery

Resources Office. Accès : http://www.fws.gov/midwest/lacrossefisheries/reports/asian_carp_key.pdf

Uzarski, D.G., Burton, T.M., Cooper, M.J., Ingram, J., Timmermans, S. 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., Burton, T.B., Brazner, J.C., Ciborowski, J.J.H. Mars 2008. Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan, Chapitre 5: Fish Community Indicators. Élaboré par le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium, A project of the Great Lakes Commission.

Wei, A., Chow-Fraser, P., Albert, D. 2004. Influence of shoreline features on fish distribution in the Laurentian Great Lakes. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 61:1113-1123.

Dernière mise à jour

Rapport sur l'État des Grands Lacs 2009

Une note de la rédaction a été ajoutée pour le cycle de production de rapports de 2011.

Santé des communautés d'invertébrés des terres humides côtières

Évaluation globale
Statut : **Non évalué**
Tendance : **Indéterminée**
Justification : **Dans le cadre d'une analyse globale des communautés biologiques des terres humides côtières des Grands Lacs.**

Remarque : Il s'agit d'un rapport d'étape en vue de la mise en œuvre de cet indicateur. L'indicateur est actuellement utilisé dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, mais les données ne seront pas disponibles avant 2012. L'évaluation suivante a été élaborée avec l'apport des chercheurs recueillant des données sur la composition des communautés d'invertébrés dans les terres humides côtières des Grands Lacs au cours des dernières années. Ni la conception expérimentale ni la rigueur statistique n'ont été utilisées pour étudier spécifiquement la situation et les tendances des communautés d'invertébrés des terres humides côtières des cinq Grands Lacs. Toutefois, au printemps 2011, des efforts ont été formulés par un consortium d'universités qui ont mis en place un programme de surveillance des terres humides côtières à l'échelle du bassin fiable sur le plan statistique. Cet indicateur sera utilisé, ainsi que d'autres indicateurs, dans la majorité des terres humides côtières dont l'eau de surface est connectée aux Grands Lacs dont la taille est supérieure à quatre hectares. L'effort s'inscrit à l'échelle du bassin et à l'échelle binationale, et permettra d'obtenir des renseignements scientifiquement justifiables sur le statut et les tendances des terres humides côtières des Grands Lacs.

Évaluation lac par lac
Le statut « Non évalué » et la tendance « Indéterminée » ont été attribués à chaque lac pour indiquer qu'aucune donnée n'est encore disponible.

But

- Mesurer directement les composantes spécifiques de la composition de communautés d'invertébrés.
- Déduire l'intégrité chimique, physique et biologique, et la portée de la dégradation des terres humides côtières des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème
D'importantes zones de terres humides situées dans le bassin hydrographique des Grands Lacs sont menacées par l'aménagement urbain et agricole, et les activités d'élimination des déchets, et doivent être définies, préservées et, au besoin, remises en état (annexe 13 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs). Mener des activités de suivi et de surveillance permettra de recueillir des renseignements probants sur l'endroit, la gravité, l'étendue aérienne ou volumique, et la fréquence des terres humides côtières des Grands Lacs (annexe 11 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs). Cet indicateur concerne la restauration et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs et les utilisations bénéfiques qui dépendent de terres humides saines (annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs).

État de l'écosystème
Des équipes de chercheurs canadiens et américains de plusieurs groupes de recherche (p.ex. le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium, les investigateurs de projet de Great Lakes Environmental Indicators, le groupe de chercheurs du Regional Environmental Monitoring and Assessment Program [REMAP] de l'Environmental Protection Agency des États-Unis [USEPA], etc.) ont recueilli beaucoup d'échantillons provenant des terres humides des Grands Lacs. En 2002, le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium a effectué des relevés complets sur des invertébrés de terres humides des quatre Grands Lacs inférieurs. L'indice d'intégrité biotique adopté par le Consortium (IIB, Uzarski *et al.*, 2004) a été appliqué aux terres humides dans le nord du lac Ontario. Les résultats peuvent être obtenus auprès d'Environnement Canada (Environnement Canada et Administration de la conservation du lac Ontario central, 2004). Ces méthodes sont désormais utilisées à l'échelle du bassin par un consortium d'universités, mais ces données ne seront pas disponibles avant 2012.

Uzarski *et al.* (2004) ont recueilli des données sur les invertébrés de 22 terres humides dans le lac Michigan et le lac Huron de 1997 à 2001. Ils ont déterminé que les communautés d'invertébrés des terres humides du nord du lac Michigan et du lac Huron produisent généralement les résultats de l'indice d'intégrité biotique les plus élevés. Les résultats de l'indice d'intégrité biotique étaient avant tout basés sur la richesse et l'abondance des odonates, la richesse des taxons de crustacés et de mollusques, la richesse totale des genres, l'abondance relative de gastéropodes, l'abondance relative de sphaeriidés, la richesse des taxons d'éphéméroptères et de trichoptères, l'abondance relative des crustacés et des mollusques, l'abondance relative d'isopodes, la régularité, l'indice de diversité de Shannon et l'indice de Simpson. Les terres humides près d'Escanaba et de Cedarville (Michigan) ont obtenu des résultats inférieurs par rapport à la plupart des autres terres humides dans la région. Un seul site de terres humides près de l'embouchure de Pine River dans le Mackinac County (Michigan) a obtenu régulièrement un résultat faible. En général, toutes les terres humides de la baie Saginaw ont eu des résultats inférieurs à celles du nord du lac Michigan et du lac Huron. Néanmoins, les impacts sont plus dilués près de la baie extérieure et les résultats de l'indice d'intégrité biotique reflètent cela. Les terres humides près de Quanicassee et Almeda Beach (Michigan) ont eu régulièrement des résultats inférieurs aux autres sites de la baie Saginaw.

Burton et Uzarski ont également étudié les terres humides submergées d'embouchures de rivière de l'est du lac Michigan de manière assez approfondie depuis 1998. Les communautés d'invertébrés de ces systèmes présentent une relation linéaire avec la latitude. Toutefois, cette relation reflète également les perturbations anthropiques. En se basant sur les mesures utilisées (richesse et abondance d'odonates, richesse des crustacés et mollusques, richesse totale des genres, abondance relative d'isopodes, indice de Shannon, indice de Simpson, régularité et abondance relative d'éphéméroptères), les sites étudiés ont été classés par ordre de santé croissant : Kalamazoo, Pigeon, Muskegon, White, Pentwater, Père Marquette, Manistee, Lincoln et Betsie. Les systèmes de l'est du lac Michigan qui ont été les plus touchés sont situés le long de la rive sud et les répercussions diminuent en allant vers le nord.

Wilcox *et al.* (2002) ont essayé d'élaborer des indices d'intégrité biotique pour les terres humides des Grands Lacs supérieurs à l'aide de microinvertébrés. Alors qu'ils ont découvert des attributs qui semblaient prometteurs en une seule année, ils ont conclu que les changements du niveau d'eau naturel pouvaient altérer les communautés et fausser les mesures. Après avoir capturé de nombreux cladocères, ils ont découvert que Siskiwit Bay, Bark Bay et Port Wing avaient la plus grande richesse globale de taxons. Ils ont classé les communautés de microinvertébrés de Fish Creek et Hog Island à un niveau inférieur aux quatre autres sites de l'ouest du lac Supérieur. Le travail qu'ils ont effectué dans l'est du lac Michigan, qui consistait à mettre à l'essai des mesures potentielles, a permis de classer la santé des communautés en ordre décroissant dans cet ordre : Lincoln River, Betsie River, Arcadia Lake/Little Manistee River, Pentwater River et Pere Marquette River. Cet ordre a été principalement établi en fonction du nombre moyen de taxons, de la richesse moyenne de genres de cladocères et de la mesure des macroinvertébrés (nombre d'espèces de trichoptères adultes).

Pressions

Les invertébrés des terres humides côtières des Grands Lacs sont toujours menacés par l'altération physique et l'eutrophisation des écosystèmes de terres humides. Elles peuvent toutes les deux favoriser l'établissement de végétation indigène, et l'altération physique peut détruire des communautés végétales entières tout en modifiant l'hydrologie naturelle du système. La composition des communautés d'invertébrés est directement liée au type de végétation et la densité de végétation; la modification de l'une de ces composantes aura une incidence négative sur les communautés d'invertébrés.

Agriculture

L'agriculture dégrade les terres humides de plusieurs façons, notamment l'enrichissement des éléments nutritifs par des engrais, l'augmentation des sédiments issus de l'érosion, l'augmentation des eaux de ruissellement rapides issues des fossés de drainage, l'introduction d'espèces non indigènes agricoles (alpiste roseau), la destruction des zones de prairies humides intérieures par le labourage et l'endiguement, et l'ajout d'herbicides.

Aménagement urbain

L'aménagement urbain dégrade les terres humides par l'artificialisation des bandes côtières, le remblayage des terres humides, l'ajout d'une grande diversité de polluants chimiques, l'augmentation du ruissellement vers les lacs, l'ajout des sédiments et une augmentation de la charge en éléments nutritifs provenant des usines de traitement des eaux usées. Dans la plupart des milieux urbains, il y a eu une perte presque totale des terres humides le long du littoral.

Aménagement résidentiel littoral

Le long de nombreuses terres humides côtières, l'aménagement résidentiel a détérioré les terres humides en raison de l'enrichissement des éléments nutritifs par des engrais et des fosses septiques, des détériorations du littoral pour les zones de mouillage et les quais, du remblayage et de l'artificialisation des bandes côtières. L'agriculture et l'aménagement urbain sont habituellement moins intenses que l'altération physique locale qui est souvent à l'origine de l'introduction d'espèces non indigènes.

Altération mécanique du littoral

L'altération mécanique se manifeste sous différentes formes, y compris l'excavation de fossés, l'endiguement, le dragage, le remblayage et l'artificialisation des bandes côtières. À cause de toutes ces altérations, des espèces non indigènes sont introduites par de l'équipement de construction ou dans des sédiments introduits.

Introduction d'espèces non indigènes

Les espèces non indigènes sont introduites de nombreuses façons. Certaines ont été intentionnellement introduites en tant que cultures agricoles ou plantes ornementales, et ont ensuite colonisé les paysages indigènes. D'autres sont entrées en tant que mauvaises herbes présentes dans la semence agricole. L'augmentation de l'enrichissement des sédiments et des éléments nutritifs permet aux pires mauvaises herbes aquatiques de prendre le dessus sur les espèces indigènes. La plupart des pires espèces non indigènes sont des producteurs de semences prolifiques ou se reproduisent à partir de fragments de racines ou de rhizomes. Les animaux non indigènes sont également responsables de la dégradation accrue des terres humides côtières.

Les pressions ont été décrites par Dennis Albert dans l'indicateur n° 4862 : Santé des communautés végétales des terres humides côtières.

Mise en œuvre en matière de gestion

Bien que le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium ait élaboré des protocoles de surveillance pour cet indicateur, la surveillance à grande échelle du bassin n'a pas encore eu lieu. La mise en œuvre d'un programme de surveillance des terres humides côtières à long terme est en attente; cependant, les gestionnaires des ressources doivent apporter leur soutien à ce programme dans tout le bassin.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.	X					
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine	X					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.	X					

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	X					

Remerciements

Auteurs :

Donald G. Uzarski, Institute for Great Lakes Research, station biologique de la CMU et département de biologie, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan)

Thomas M. Burton, départements de zoologie, des pêches et de la faune, Michigan State University, East Lansing (Michigan) 48824. (2006)

Collaborateurs :

Danielle J. Sass, chercheuse universitaire du Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE), nommée à l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA), Bureau du Programme National des Grands Lacs (2008)

Sources

Environnement Canada, Administration de la conservation du lac Ontario central. 2004. Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: year 2 technical report. Downsview (Ont.) ECB-OR.

Uzarski, D.G., Burton, T.M., 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.

Wilcox, D.A., Meeker, J.E., Hudson, P.L., Armitage, B.J., Black, M.G., Uzarski, D.G. 2002. Hydrologic variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands: a Great Lakes evaluation. *Wetlands* 22(3):588-615.

Dernière mise à jour

Rapport sur l'*État des Grands Lacs 2009*

Une note de la rédaction a été ajoutée pour le cycle de production de rapports de 2011.

Échelle et composition du paysage

Évaluation globale
Situation : Mitigée
Tendance : Se détériore
Justification : Surveiller les pertes de milieux humides riverains attribuables aux actions humaines et les gains résultant des activités de rétablissement.

Remarque : Au printemps 2011, une initiative a été menée par un consortium d'universités qui a établi un programme de surveillance des terres humides côtières statistiquement valable pour l'ensemble du bassin versant. Cet indicateur sera utilisé, ainsi que d'autres, à la majorité des terres humides côtières dont l'eau de surface est reliée aux Grands Lacs et dont la superficie est de plus de quatre hectares. Il s'agit d'une initiative binationale menée à l'échelle du bassin et qui produira de l'information scientifique sur l'état et les tendances des terres humides côtières des Grands Lacs.

Évaluation lac par lac
La situation « non évaluée » et la tendance « indéterminée » ont été assignées à chacun des lacs, indiquant que les lacs n'ont pas fait l'objet d'une évaluation individuelle.

But

- Évaluer les changements périodiques dans la superficie (pertes particulièrement) des types de milieux humides riverains, en tenant compte des variations naturelles des niveaux d'eau des lacs.

Objectif pour l'écosystème

- Conserver la superficie totale des milieux humides riverains des Grands Lacs, en assurant une représentation adéquate des types de milieux humides riverains à l'échelle de leur superficie historique (Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, annexes 2 et 13, États-Unis et Canada, 1987).

État de l'écosystème
L'état de cet indicateur n'a pas été mis à jour depuis le rapport État des Grands Lacs 2005. Les futures mises à jour nécessiteront la collecte et l'analyse répétées de données de télédétection. Actuellement, on procède à l'évaluation de la capacité de technologies et de méthodes dans l'estimation de l'étendue des milieux humides. Les prochaines étapes, y compris la détermination des besoins de financement et de ressources ainsi que les études pilotes, doivent avoir lieu avant de pouvoir mettre à jour l'état de l'indicateur. L'échéancier à cette fin n'a pas encore établi. Toutefois, une fois la méthodologie établie, il sera possible de l'appliquer à la surveillance à long terme de cet indicateur, ce qui est essentiel pour obtenir une meilleure compréhension des réactions fonctionnelles des milieux humides et de la gestion adaptative. Voici l'évaluation de cet indicateur de 2005.

Les milieux humides continuent de disparaître et de se détériorer, en dépit du fait que de nombreux efforts de restauration et de protection aient amélioré l'état de certains secteurs. La capacité de suivre et de déterminer l'étendue des pertes d'une manière standardisée n'existe pas encore.

Dans un effort pour estimer l'étendue des milieux humides dans le bassin, le Consortium des milieux humides côtiers des Grands Lacs (Great Lakes Coastal Wetland Consortium [GLCWC]) a coordonné l'établissement d'une base de données binationale sur les milieux humides riverains. Le projet a nécessité la création de bases de données canadiennes et américaines sur les milieux humides riverains (Environnement Canada et ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2003; Herdendorf et al., 1981a-f) et l'intégration de données fédérales, provinciales et étatiques auxiliaires additionnelles pour créer une base de données plus complète sur les vecteurs du Système d'information géographique (SIG) numérique. Tous les milieux humides riverains de la base de données ont été classifiés à l'aide d'un système de classification hydrogéomorphologique des milieux humides riverains des Grands Lacs (Albert et al., 2005). Le projet a été complété en 2004. La base de données du SIG offre le premier sommaire

binational, uniforme et explicite sur le plan spatial de la répartition des milieux humides riverains dans le réseau des Grands Lacs. La superficie des milieux humides riverains s'élève à 216 743 hectares (535 582 acres) dans les Grands Lacs et les cours d'eau interlacustres jusqu'à Cornwall, Ontario (figure 1). Toutefois, en raison des données limitées, les estimations de l'étendue des milieux humides riverains sont incomplètes, en particulier dans la partie supérieure des Grands Lacs.

Malgré une importante perte d'habitats des milieux humides riverains dans certaines parties des Grands Lacs, on trouve encore dans les lacs et les rivières une diversité de milieux humides. Les milieux humides riverains protégés par des barrières sont caractéristiques des Grands Lacs d'amont, représentant plus de 60 000 hectares (150 000 acres) de la superficie des milieux 500 acres) de milieux humides riverains, les milieux humides de baies abritées représentant plus du tiers de la superficie totale (figure 2). Dans le lac Ontario, les milieux humides riverains protégés par une barrière et les milieux humides submergés aux embouchures représentent 19 000 hectares (47 000 acres), soit environ les trois quarts de la superficie totale des milieux humides riverains.

Les cours d'eau interlacustres du réseau des Grands Lacs possèdent également une grande diversité de milieux humides (figure 3). Le delta de la rivière Sainte-Claire se trouve à l'endroit où elle se jette dans le lac Sainte-Claire et sa caractéristique la plus importante est un milieu humide de plus de 13 000 hectares (32 000 acres). La section fluviale du Saint-Laurent possède également une vaste superficie d'habitats de milieux humides, constitués en général par de nombreux petits milieux humides dans des baies et des embouchures submergées de la région des Mille-Îles et le long des rives du Saint-Laurent.

Pressions

Il y a de nombreux facteurs de stress qui ont contribué et qui continuent de contribuer à la perte et à la détérioration des milieux humides riverains, notamment le remblayage, le dragage et le drainage, pour les convertir à d'autres usages comme l'aménagement urbain, agricole, la construction de marinas et de chalets, la modification des rives, la régularisation des niveaux d'eau, les charges de sédiments et de nutriants des bassins versants, l'utilisation des terres adjacentes, les espèces envahissantes et en particulier les espèces non indigènes, et les variations du climat et les changements climatiques. Il faut tenir compte de la dynamique naturelle des milieux humides pour évaluer les facteurs de stress des milieux humides riverains. Les variations du climat et les changements climatiques mondiaux peuvent amplifier cette dynamique en réduisant les niveaux d'eau dans le réseau en plus de modifier l'intensité et la fréquence des précipitations saisonnières, les fluctuations des niveaux d'eau et la température.

Agriculture

L'agriculture dégrade les milieux humides de plusieurs façons, notamment par l'enrichissement du sol en nutriants par les engrais, l'accroissement des apports de sédiments par l'érosion, l'augmentation du ruissellement par les tranchées de drainage, l'introduction d'espèces agricoles non indigènes (Phalaris roseau [Phalaris arundinacea]), la destruction de portions de prairies humides intérieures par le labour et l'endiguement, et l'utilisation de désherbants. Dans les lacs au sud, dans la baie de Saginaw et la baie Green, les sédiments d'origine agricole ont rendu les eaux très turbides qui, de ce fait, ne soutiennent aucune ou peu de plantes partiellement submergées.

Développement urbain

Le développement urbain dégrade les milieux humides en artificialisant les rives des zones littorales, en remblayant des milieux humides, en ajoutant une grande variété de polluants chimiques, en augmentant le ruissellement, en contribuant des sédiments et en accroissant la charge de nutriants en provenance des usines de traitement des eaux usées. Dans la plupart des milieux urbains, on note une perte presque complète des milieux humides le long du littoral.

Complexes domiciliaires le long du littoral

La construction de complexes domiciliaires a modifié de nombreux milieux humides riverains par suite d'un enrichissement en nutriants par les engrais et les installations septiques, par des changements apportés au littoral

pour la construction d'embarcadères et de rampes d'accès, par le remblayage et l'artificialisation 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. L'artificialisation des rives peut complètement éliminer la végétation des milieux humides.

Modifications mécaniques du littoral

Les modifications mécaniques peuvent se faire de diverses manières : endiguement, creusage de fossés, dragage, remblayage et artificialisation des rives. Au cours de ces modifications, des espèces non indigènes sont introduites par l'équipement de chantier ou par les matériaux apportés. Les changements apportés aux pentes du littoral et aux couches de sédiments sont souvent propices à l'établissement d'espèces non indigènes.

Introduction d'espèces non indigènes

Les espèces non indigènes sont introduites de diverses manières. Certaines ont été volontairement apportées en tant que produit agricole ou comme plante ornementale, envahissant par la suite les aires naturelles. D'autres espèces étaient de mauvaises herbes mêlées aux semences agricoles. L'accroissement de la quantité de sédiments et l'enrichissement en nutriants permettent à de nombreuses espèces nuisibles parmi les plus dommageables de surclasser les espèces indigènes. La plupart de ces espèces très nuisibles produisent une abondance de semences ou se reproduisent par des fragments de racine ou de rhizome. Les espèces animales non indigènes sont aussi responsables d'une plus grande dégradation des milieux humides riverains. Une des espèces non indigènes les plus nuisibles est la Carpe asiatique, parce que sa reproduction et ses habitudes d'alimentation entraînent la perte de végétation partiellement submergée dans les eaux peu profondes des marais.

Les pressions ont été décrites par Dennis Albert pour l'indicateur no 4862, Communautés de plantes des milieux humides riverains.

Incidences sur la gestion

Bien que des protocoles de surveillance aient été élaborés pour cet indicateur par le Consortium des milieux humides des Grands Lacs, il n'y a toujours pas de surveillance à la grandeur du bassin. La mise en oeuvre d'un programme de surveillance à long terme des milieux humides riverains est en attente; ce programme a besoin du soutien des gestionnaires des ressources de tout le bassin des Grands Lacs.

Plusieurs des pressions découlent d'interventions humaines directes. Ainsi, une considération appropriée des impacts permettrait de les réduire. De nombreuses organisations ont conçu et mis en oeuvre des programmes pour aider à réduire la tendance à la perte et à la détérioration des milieux humides.

À cause des préoccupations croissantes au sujet de la qualité de l'eau et de l'approvisionnement en eau, qui constituent les principaux enjeux de conservation des Grands Lacs, et à cause du rôle des milieux humides pour atténuer les inondations, recycler les nutriants et piéger les sédiments, les modifications des milieux humides continueront d'être surveillées de près. Il est essentiel de fournir des données utiles exactes aux décideurs des gouvernements et du secteur privé pour gérer avec succès la ressource des milieux humides.

Commentaires des auteurs

Le développement de technologies de télédétection meilleures, accessibles et abordables et l'acquisition d'information ainsi que la surveillance concurrente d'autres indicateurs des Grands Lacs contribueront à la mise en oeuvre du programme, à la surveillance continue et à l'établissement de rapports sur cet indicateur.

La base de données du Consortium des milieux humides côtiers des Grands Lacs (Great Lakes Coastal Wetland Consortium [GLCWC]) représente une étape importante pour établir une base servant à la surveillance et aux rapports sur les milieux humides riverains des Grands Lacs, y compris leur étendue et d'autres indicateurs. Des méthodes de télédétection abordables et précises sont nécessaires à l'avenir pour compléter la base et commencer à suivre les changements dans les milieux humides par type. D'autres efforts de recherche guidés par le GLCWC sont

en cours pour évaluer l'application de diverses technologies de télédétection afin de pallier les limites actuelles. Les résultats préliminaires de ces efforts montrent le potentiel de l'imagerie radar et des méthodes hybrides de détection des changements pour surveiller les modifications de type et la conversion des milieux humides.

Des décisions difficiles sur la façon d'aborder les facteurs anthropiques de stress à l'origine de la perte des milieux humides sont envisagées depuis un certain temps. Plusieurs organisations et programmes continuent de travailler pour inverser la tendance, mais il reste beaucoup de travail à accomplir. Une meilleure compréhension des fonctions des milieux humides, grâce à la recherche et à la mise en oeuvre de la surveillance biologique dans les milieux humides riverains, aidera à assurer la conservation de la qualité des milieux humides en plus de leur expansion. Un public bien informé est essentiel à des prises de décision judicieuses pour l'intendance de l'écosystème du bassin des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X					
2. Il est possible de remonter à la source des données.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources aux États Unis sont comparables aux données provenant du Canada.					X	
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X					

Remerciements

Auteurs (2006) :

Joel Ingram, Service canadien de la faune, Environnement Canada.

Lesley Dunn, Service canadien de la faune, Environnement Canada.

Krista Holmes, Service canadien de la faune, Environnement Canada.

Dennis Albert, Michigan Natural Features Inventory, Michigan State University Extension.

Collaborateurs :

Greg Grabas et Nancy Patterson, Service canadien de la faune, Environnement Canada.

Laura Simonson, Water Resources Discipline, U.S. Geological Survey.

Brian Potter, Conservation and Planning Section-Lands and Waters Branch, Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

Tom Rayburn, Commission des Grands Lacs.

Laura Bourgeau-Chavez, General Dynamics Advanced Information Systems.

Sources

Albert, D.A., D.A. Wilcox, J.W. Ingram et T.A. Thompson. 2005. « Hydrogeomorphic classification for Great Lakes coastal wetlands ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 (1) : 129-146.

Environnement Canada et ministère des Ressources naturelles de l'Ontario. 2003. *The Ontario Great Lakes Coastal Wetland Atlas: A summary of information* (1983-1997). Service canadien de la faune (SCF), région de

l'Ontario, Environnement Canada; Conservation and Planning Section-Lands and Waters Branch et Natural Heritage Information Center, Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

Herdendorf, C.E., S.M. Hartley et M.D. Barnes (dir.). 1981a. *Fish and Wildlife Resources of the Great Lakes Coastal Wetlands within the United States, Vol. 1: Overview*. Washington (DC), U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-81/02-v1.

Herdendorf, C.E., S.M. Hartley et M.D. Barnes (dir.). 1981b. *Fish and Wildlife Resources of the Great Lakes Coastal Wetlands within the United States, Vol. 2: Lake Ontario*. Washington (DC), U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-81/02-v2.

Herdendorf, C.E., S.M. Hartley et M.D. Barnes (dir.). 1981c. *Fish and Wildlife Resources of the Great Lakes Coastal Wetlands within the United States, Vol. 3: Lake Erie*. Washington (DC), U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-81/02-v3.

Herdendorf, C.E., S.M. Hartley et M.D. Barnes (dir.). 1981d. *Fish and Wildlife Resources of the Great Lakes Coastal Wetlands within the United States, Vol. 4: Lake Huron*. Washington (DC), U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-81/02-v4.

Herdendorf, C.E., S.M. Hartley et M.D. Barnes (dir.). 1981e. *Fish and Wildlife Resources of the Great Lakes Coastal Wetlands within the United States, Vol. 5: Lake Michigan*. Washington (DC), U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-81/02-v5.

Herdendorf, C.E., S.M. Hartley et M.D. Barnes (dir.). 1981f. *Fish and Wildlife Resources of the Great Lakes Coastal Wetlands within the United States, Vol. 6: Lake Superior*. Washington (DC), U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-81/02-v6.

États-Unis et Canada. 1987. *Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, tel que modifié par le protocole signé le 18 novembre 1987*. Ottawa et Washington.

Liste des figures

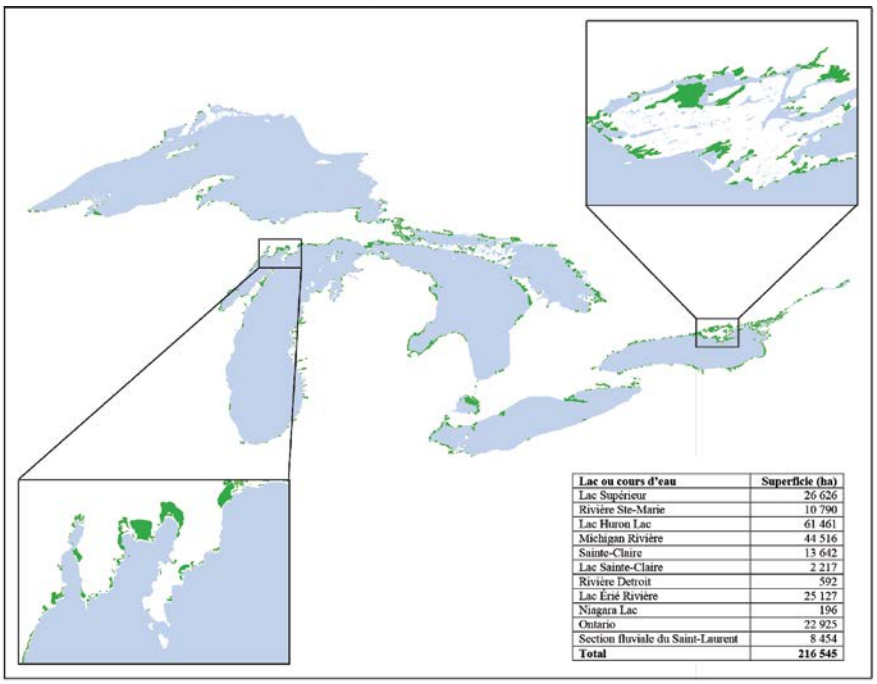
Figure 1. Distribution des milieux humides riverains des Grands Lacs et superficie totale par lac et cours d'eau.
Source: Great Lakes Coastal Wetlands Consortium.

Figure 2. Milieux humides riverains par type géomorphologique dans les lacs du réseau des Grands Lacs.
Source: Great Lakes Coastal Wetlands Consortium.

Figure 3. Milieux humides riverains par type géomorphologique dans les cours d'eau interlacustres du réseau des Grands Lacs.
Source: Great Lakes Coastal Wetlands Consortium.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2009



Lac ou cours d'eau	Superficie (ha)
Lac Supérieur	26 626
Rivière Ste-Marie	10 790
Lac Huron Lac	61 461
Michigan Rivière	44 516
Sainte-Claire	13 642
Lac Sainte-Claire	2 217
Rivière Detroit	592
Lac Érié Rivière	25 127
Niagara Lac	196
Ontario	22 925
Section fluviale du Saint-Laurent	8 454
Total	**216 545**

Figure 1. Distribution des milieux humides riverains des Grands Lacs et superficie totale par lac et cours d'eau. Source: Great Lakes Coastal Wetlands Consortium.

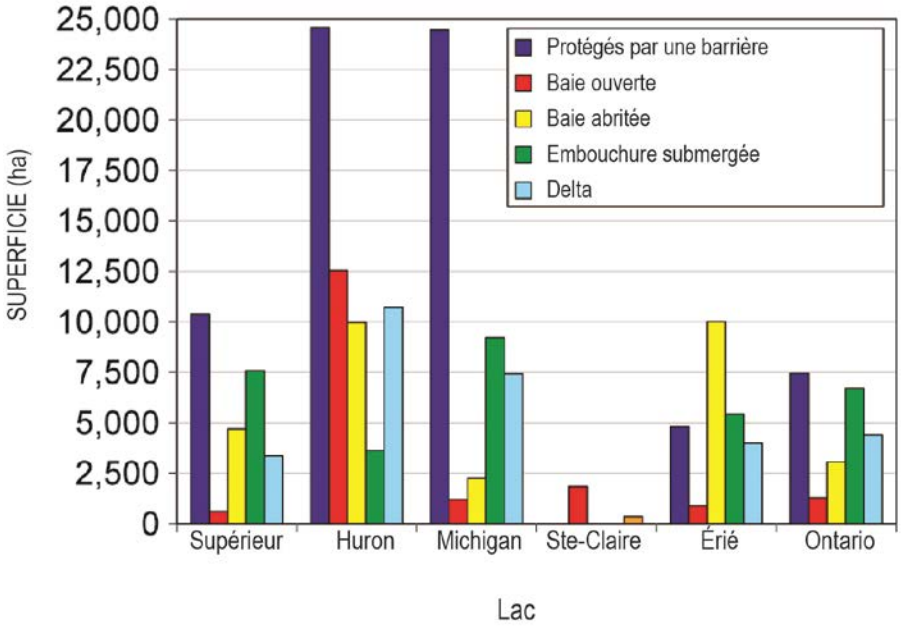


Figure 2. Milieux humides riverains par type géomorphologique dans les lacs du réseau des Grands Lacs. Source: Great Lakes Coastal Wetlands Consortium.

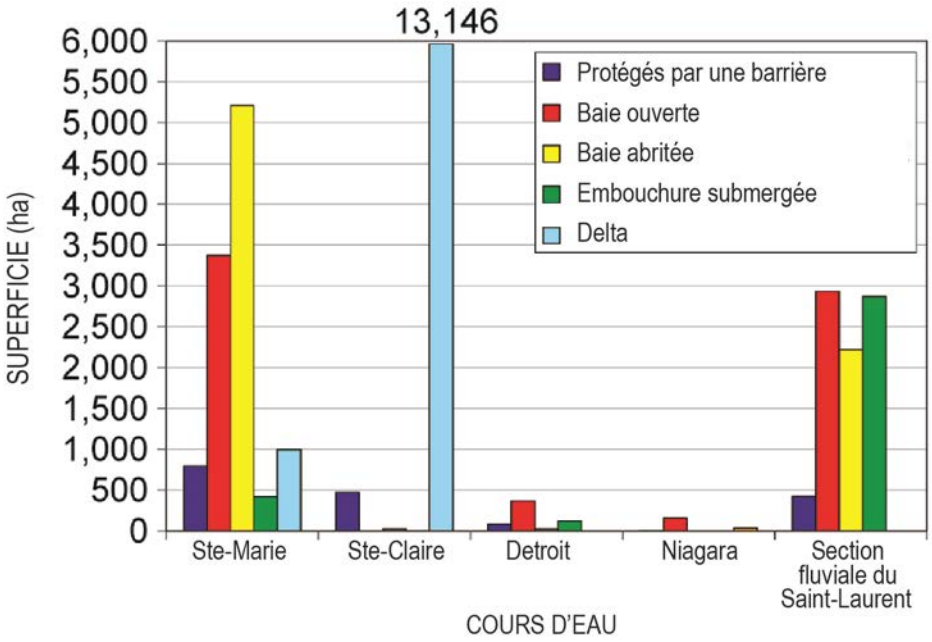


Figure 3. Milieux humides riverains par type géomorphologique dans les cours d'eau interlacustres du réseau des Grands Lacs.
Source: Great Lakes Coastal Wetlands Consortium.

Santé des communautés végétales des terres humides côtières

Évaluation globale

Statut : **Passable**

Tendance : **Indéterminée**

Justification : **Le statut de la communauté végétale des terres humides côtières dans les Grands Lacs est mixte, car le lac Supérieur et le lac Ontario abritent des communautés végétales de terres humides ayant un bon statut. Le statut passable a été attribué au lac Michigan, au lac Huron et au lac Érié en ce qui concerne la santé de leurs communautés végétales des terres humides côtières.**

Remarque : Au printemps 2011, des efforts ont été formulés par un consortium d'universités qui ont mis en place un programme de surveillance des terres humides côtières à l'échelle du bassin fiable sur le plan statistique. Cet indicateur sera utilisé, ainsi que d'autres indicateurs, dans la majorité des terres humides côtières dont l'eau de surface est connectée aux Grands Lacs dont la taille est supérieure à quatre hectares. L'effort s'inscrit à l'échelle du bassin et à l'échelle binationale, et permettra d'obtenir des renseignements scientifiquement justifiables sur le statut et les tendances des terres humides côtières des Grands Lacs.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Statut : Passable

Tendance : Indéterminée

Justification : Dégradation aux alentours des principales zones urbaines. Les plantes des terres humides côtières dans le lac Supérieur ont en général un bon statut.

Lac Michigan

Statut : Passable

Tendance : Indéterminée

Justification : Terres humides de haute qualité dans la partie nord du lac. Les baies ouvertes et les baies protégées du nord du lac Michigan sont de qualité supérieure par rapport aux terres humides côtières de l'embouchure inondée de la rivière.

Lac Huron

Statut : Passable

Tendance : Indéterminée

Justification : Le labourage, le hersage et le fauchage dans les terres humides de la baie Saginaw sont à l'origine de la dégradation lorsque le niveau d'eau et bas. Les terres humides du nord sont de meilleure qualité. Les baies protégées du nord du lac Huron et les baies ouvertes ont en général un statut passable à bon, et chaque terre humide a un bon statut. Cependant, dans la baie Saginaw, la baie ouverte a un statut faible à passable. Il y a eu une perte de végétation émergente dans les terres humides bordant la rivière St. Marys reliant le lac Supérieur au lac Huron durant les périodes de faible niveau d'eau de 1999 à 2011, probablement à cause de la glace hivernale et du sillage des navires sur les sédiments exposés et les lits de végétation.

Lac Érié

Statut : Passable

Tendance : Détérioration

Justification : État de la végétation généralement faible sur la côte des États-Unis malgré une certaine remise en état à Metzger Marsh (Ohio). Presque Isle (Pennsylvanie) et Long Point (Ontario) ont des terres humides de haute qualité. Les baies ouvertes et les langues de sable du lac Érié ont un statut passable. Le lac est en détérioration d'après les données historiques de 1975 dans le lac Érié.

Lac Ontario

Statut : Faible

Tendance : Inchangée

Justification : Détérioration par la charge d'éléments nutritifs et le contrôle du niveau d'eau. Certaines terres humides canadiennes éparpillées sont de meilleure qualité. Les lagunes situées derrière les cordons littoraux du lac Ontario ont une meilleure qualité que les embouchures inondées de rivières et les baies protégées. Néanmoins, chaque terre humide côtière située dans des baies protégées a un bon statut.

But

- Évaluer le niveau de diversité végétale indigène et de couverture pour appliquer une mesure de substitution de la qualité des terres humides côtières qui sont affectées par la manipulation côtière ou l'apport de sédiments.
- On utilise l'indicateur de Santé des communautés végétales des terres humides côtières dans la série des indicateurs des Grands Lacs en tant qu'indicateur d'élément moteur dans la catégorie des rapports de niveau supérieur sur les organismes vivants dépendant de l'eau.

Objectif pour l'écosystème

La végétation indigène devrait être dominante dans toutes les terres humides côtières du bassin des Grands Lacs avec un faible nombre d'espèces végétales envahissantes et non indigènes ayant de faibles niveaux de couverture. D'importantes zones de terres humides situées dans le bassin hydrographique des Grands Lacs sont menacées par l'aménagement urbain et agricole, et les activités d'élimination des déchets, et doivent être définies, préservées et, au besoin, remises en état (annexe 13 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs). Cet indicateur concerne la restauration et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs et les utilisations bénéfiques qui dépendent de terres humides saines (annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs).

État de l'écosystème

Naturellement, les conditions de la communauté végétale dans les terres humides côtières diffèrent dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, en raison des différences entre les conditions climatiques et géomorphologiques. La taille et la diversité végétale caractéristiques des terres humides côtières varient selon le type de terre humide, le lac et la latitude; dans le présent document, ces différences seront appelées « types de terres humides régionales ».

Types de terres humides régionales

Les terres humides côtières sont divisées en trois catégories principales en fonction de l'hydrologie de la zone. Les terres humides lacustres sont reliées aux Grands Lacs et elles sont fortement touchées par les fluctuations des niveaux des lacs. Les terres humides riveraines se situent près des rivières qui se trouvent dans le bassin des Grands Lacs. En règle générale, la qualité des terres humides riveraines est dominée par le système de drainage de la rivière. Cependant, dans le cadre du processus côtier, les lacs peuvent se déverser de nouveau dans ces terres humides à la suite d'une inondation. Les terres humides protégées par des cordons littoraux sont le dernier type de terres humides côtières. Celles-ci sont issues de processus côtiers qui séparent les terres humides des Grands Lacs par des cordons littoraux. Toutes les terres humides côtières contiennent différentes zones (marécage, prairie, émergente, submergée), dont certaines peuvent être absentes dans certains types de terres humides. Les terres humides des Grands Lacs ont été classées et cartographiées en 2004 (consulter le site http://glc.org/wetlands/inventory.html). Carte de l'inventaire des terres humides côtières des États-Unis (consulter le site http://glc.org/wetlands/us_mapping.html) et carte de l'inventaire des terres humides côtières du Canada (consulter le site http://glc.org/wetlands/can_mapping.html).

Variations des lacs

Les propriétés physiques telles que le type de littoral et les paramètres chimiques et physiques de la qualité de l'eau

varient entre les Grands Lacs. La variation des concentrations d'éléments nutritifs crée un gradient du nord au sud, et les concentrations d'éléments nutritifs augmentent également dans les bassins lacustres plus à l'est. Cette variation a lieu notamment dans le lac Érié, le lac Ontario et le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent. Le lac Supérieur est le grand lac le plus distinct en raison de sa faible alcalinité et de la prévalence de littoral rocheux.

Différences de latitude

Les variations de latitude engendrent des conditions climatiques différentes en fonction de l'emplacement des terres humides côtières. Les différences de températures entre le nord et le sud sont à l'origine de différences entre les espèces de plantes présentes dans les terres humides côtières. L'activité agricole le long des littoraux a également augmenté dans la partie sud des Grands Lacs, ce qui entraîne une augmentation des apports en éléments nutritifs, de la sédimentation et de l'introduction d'espèces non indigènes.

Certaines caractéristiques des terres humides côtières compliquent l'utilisation des plantes comme indicateurs dans certaines conditions. Ces caractéristiques sont les suivantes :

Fluctuation du niveau d'eau

Les niveaux d'eau des Grands Lacs varient beaucoup d'année en année. Une augmentation ou une diminution du niveau d'eau peut donner lieu à des changements du nombre d'espèces et de la composition globale des espèces dans l'ensemble des terres humides ou dans des zones en particulier. À cause d'un tel changement, il est difficile de surveiller la fluctuation au fil du temps. Les changements sont importants dans deux zones : la prairie humide, où les graminées et les carex peuvent disparaître lorsque le niveau d'eau est élevé et où de nouvelles poussées annuelles peuvent apparaître lorsqu'il est bas, et dans les zones peu profondes émergées ou submergées, où les plantes submergées et flottantes peuvent disparaître lorsque les niveaux d'eau baissent rapidement. De récentes études indiquent que des périodes prolongées de niveaux d'eau faibles favorisent l'expansion rapide d'espèces envahissantes comme le roseau commun (Albert et Brown, 2008; Lishawa *et al.*, 2010)

Altérations panlacustres

Pour les lacs du sud, l'agriculture intensive et l'aménagement urbain de la rive ont fortement dégradé la plupart des terres humides. Les altérations des terres humides côtières, surtout dans la prairie humide et la zone supérieure de végétation émergente, seront à l'origine de conditions plus sèches qui pourraient permettre à des espèces envahissantes de s'établir.

Il existe plusieurs centaines d'espèces végétales présentes dans les terres humides côtières. Pour évaluer le statut d'une terre humide en utilisant la végétation comme indicateur, plusieurs mesures de végétation différentes ont été proposées. Elles sont traitées brièvement ici.

Couverture d'espèces végétales envahissantes

La couverture de plantes envahissantes de l'ensemble d'un site et de toutes les zones de terres humides côtières, y compris les zones de prés humides, les zones sèches émergentes, les zones inondées émergentes et les zones submergées ne doit comprendre aucune plante envahissante pour que ce site ou ces zones soient considérés comme étant de grande qualité. Pour les terres humides côtières de faible qualité, toutes les zones devraient avoir 25 à 50 % de couverture de plantes envahissantes. La couverture de plantes envahissantes représentant plus de 50 % d'une zone est considérée comme étant de très faible qualité (Albert, 2008). La couverture de plantes envahissantes comprend les espèces indigènes et non indigènes de plantes envahissantes.

Fréquence d'occurrence des plantes envahissantes

La fréquence d'occurrence des plantes envahissantes est mesurée de la même manière que la couverture d'espèces de plantes envahissantes. Toutes les zones de terres humides côtières doivent être exemptes de plantes envahissantes pour être considérées comme des terres humides côtières de haute qualité. Lorsque la fréquence d'occurrence des plantes envahissante est considérée comme étant de faible à très faible qualité, les plantes envahissantes représentent

de 25 à plus de 50 % des terres humides côtières (Albert, 2008). La fréquence d'occurrence des plantes envahissantes comprend les espèces indigènes et non indigènes de plantes envahissantes.

Conservatisme moyen (espèces indigènes)

Des indices de conservatisme ont été élaborés à l'aide du programme d'évaluation de la qualité floristique. Le conservatisme moyen est un indice qui mesure la spécificité d'une espèce de plante particulière par rapport à un habitat particulier (Albert, 2008). L'indice de conservatisme moyen évalue également l'intégrité des terres humides côtières qui est fondée sur toutes les espèces de plantes dans les terres humides. Une espèce est considérée comme conservatrice si elle pousse uniquement dans un environnement de haute qualité précis. Les espèces végétales qui sont omniprésentes reçoivent une faible cote de conservatisme (0); toutefois, des espèces végétales rares qui se trouvent uniquement dans des habitats précis reçoivent une cote de conservatisme élevée (10) (Swink et Wilhelm, 1994). L'indice de conservatisme moyen comprend toutes les espèces présentes dans un habitat.

On peut également calculer des rapports de conservatisme moyen. Celui-ci est calculé en prenant l'indice de conservatisme moyen pour toutes les espèces présentes et en le divisant par l'indice de conservatisme moyen des espèces indigènes. Les rapports de conservatisme moyens inférieurs à 0,79 devraient représenter un grand nombre d'espèces exotiques présentes dans des conditions de dégradation. Les rapports de conservatisme moyen de 0,8 ou plus représentent un conservatisme de moyenne à haute qualité avec de nombreuses espèces indigènes présentes (Albert, 2008). Se reporter au tableau 1.

Échelle d'évaluation lacustre pour les cotes de conservatisme moyen

Bon	6,0 et au-delà
Passable	De 3,0 à 5,9
Faible	De 0,0 à 2,9
Mixte	Combinaison de deux catégories

Les données ont été recueillies et interprétées à partir du tableau 3-4 rédigé par Dennis A. Albert, dans le chapitre 3 intitulé *Vegetation Community Indicators* (indicateurs des communautés végétales) du document *Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan (*plan de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs), en mars 2008. Ce programme a été élaboré par le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium et est un projet de la Commission des Grands Lacs.

Le marais total du lac Supérieur semble abriter les terres humides de plus haute qualité par rapport aux autres lacs, avec un indice de conservatisme de 6,4. Le lac Michigan et le lac Huron ont des indices de conservatisme du marais total très similaires qui varient de 4,5 à 5,6. Le lac Érié a un indice de conservatisme passable qui varie de 3,1 à 4,5. Cependant, par rapport aux cotes précédentes, les terres humides se dégradent. Enfin, le lac Ontario a un indice de conservatisme passable qui varie de 3,9 à 5,7. Dans l'ensemble, la majorité des terres humides côtières du lac sont de qualité passable d'après leur indice de conservatisme.

Le statut de la communauté végétale des terres humides est plutôt variable, allant de bon à faible dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs. Les terres humides de chaque bassin du lac ont souvent des caractéristiques semblables en raison des contrôles des niveaux de l'eau et des pratiques de gestion près des rivages à l'échelle du lac. Il existe des preuves indiquant que la composante végétale de certaines terres humides se détériore en raison des très faibles niveaux d'eau dans certains Grands Lacs, mais cette détérioration ne s'applique pas à toutes les terres humides au sein de ces lacs. En général, la détérioration est lente dans de nombreuses terres humides, car les modifications du rivage introduisent des espèces non indigènes. Toutefois, la turbidité de la région du sud des Grands Lacs a diminué parallèlement à l'expansion de la moule zébrée qui a entraîné une amélioration de la diversité d'espèces végétales submergées dans de nombreuses terres humides.

Les tendances relatives à la santé des terres humides en fonction de la végétation n'ont pas été bien établies. Dans la

région du sud des Grands Lacs (lac Érié, lac Ontario et cours supérieur du fleuve Saint-Laurent), presque toutes les terres humides sont dégradées par le contrôle du niveau d'eau, l'enrichissement en éléments nutritifs, la sédimentation ou une combinaison de ces facteurs. L'exemple le plus probant est la prévalence de zones étendues de massettes, une baisse de la diversité et de la couverture d'espèces submergées, et la prévalence de plantes non indigènes, notamment le roseau (*Phragmites australis*), l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*), la salicaire pourpre (*Lythrum salicaria*), le potamot crépu (*Potamogeton crispus*), le myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*) et l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae*). Dans les autres Grands Lacs (lac Sainte-Claire, lac Huron, lac Michigan, baie Georgienne, lac Supérieur, et les rivières qui les relient), on peut trouver des terres humides diversifiées et intactes pour la plupart des types de terres humides géomorphologiques. Toutefois, les faibles niveaux d'eau ont donné lieu à l'expansion presque explosive du roseau dans de nombreuses terres humides, en particulier dans le lac Sainte-Claire et le sud du lac Huron, y compris la baie Saginaw (Albert et Brown, 2008). Au fur et à mesure de la montée des niveaux d'eau, la réaction des roseaux devra être surveillée.

L'une des tendances préoccupantes est l'expansion de l'hydrocharide grenouillette, une plante flottante qui forme des tapis denses capables d'éliminer les plantes submergées, du fleuve Saint-Laurent et du lac Ontario vers l'ouest dans le lac Érié. Cette expansion se poursuivra probablement dans bon nombre des autres Grands Lacs, voire la totalité, et a été observée depuis 2008, alors que d'autres populations ont été enregistrées dans le lac Sainte-Claire et le delta de la rivière Sainte-Claire, ainsi que le long de la rivière St. Marys reliant le lac Huron au lac Supérieur.

Les études menées dans le nord des Grands Lacs ont démontré que les espèces non indigènes telles que le roseau, l'alpiste roseau et la salicaire pourpre se sont établies dans toute la région des Grands Lacs, mais que l'abondance de ces espèces est faible, et souvent limitée à cause des perturbations locales comme les quais et les passages de bateaux. Il semble que ces espèces ne colonisent pas facilement les marais non perturbés. Toutefois, étant donné que ces espèces s'établissent localement, des semences ou des fragments de plantes peuvent s'établir d'eux-mêmes lorsque le changement du niveau d'eau crée des conditions de sédimentation favorables. Récemment, on a aussi enregistré une expansion de quenouilles hybrides (*Typha* x *glauca*) dans le nord des lacs Michigan et Huron et de la rivière St. Marys (Lishawa *et al.*, 2010).

Pressions

Agriculture

L'agriculture dégrade les terres humides de plusieurs façons, notamment par l'enrichissement des éléments nutritifs par des engrais, l'augmentation des sédiments issus de l'érosion, l'augmentation des eaux de ruissellement rapides issues des fossés de drainage, l'introduction d'espèces non indigènes agricoles (alpiste roseau), la destruction des zones de prairies humides intérieures par le labourage et l'endiguement, et l'ajout d'herbicides. Dans la région des lacs du sud, à Saginaw Bay et à Green Bay, les sédiments agricoles sont à l'origine de la forte turbidité des eaux qui abritent peu de plantes submergées, voire aucune.

Aménagement urbain

L'aménagement urbain dégrade les terres humides par l'artificialisation des bandes côtières, le remblayage des terres humides, l'ajout d'une grande diversité de polluants chimiques, l'augmentation du ruissellement vers les lacs, l'ajout des sédiments et une augmentation de la charge en éléments nutritifs provenant des usines de traitement des eaux usées. Dans la plupart des milieux urbains, il y a eu une perte presque totale des terres humides le long du littoral.

Aménagement résidentiel littoral

Le long de nombreuses terres humides côtières, l'aménagement résidentiel a détérioré les terres humides en raison de l'enrichissement des éléments nutritifs par des engrais et des fosses septiques, des détériorations du littoral pour les zones de mouillage et les quais, du remblayage et de l'artificialisation des bandes côtières. L'agriculture et l'aménagement urbain sont habituellement moins intenses que l'altération physique locale qui est souvent à l'origine de l'introduction d'espèces non indigènes. L'artificialisation des bandes côtières peut éliminer complètement la végétation des terres humides.

Altération mécanique du littoral

L'altération mécanique se manifeste de plusieurs façons, y compris l'excavation de fossés, d'endiguement, le dragage, le remblayage, l'artificialisation des bandes côtières, et le hersage et le labourage de la végétation côtière par les propriétaires fonciers privés. À cause de toutes ces altérations, des espèces non indigènes sont introduites par de l'équipement de construction ou dans des sédiments introduits. Les changements des conditions des gradients et des sédiments du littoral sont souvent adéquats pour permettre aux espèces non indigènes de s'établir. Le hersage et le labourage des terres humides côtières se poursuivent jusqu'en 2011 dans des marais côtiers exposés le long de la baie Saginaw, de la Grande baie Traverse, et sur les îles dans le delta de la rivière Sainte-Claire.

Introduction d'espèces non indigènes

Les espèces non indigènes sont introduites de nombreuses façons. Certaines ont été intentionnellement introduites en tant que cultures agricoles ou plantes ornementales, et ont ensuite colonisé les paysages indigènes. D'autres sont entrées en tant que mauvaises herbes présentes dans la semence agricole. L'augmentation de l'enrichissement des sédiments et des éléments nutritifs permet aux pires mauvaises herbes aquatiques de prendre le dessus sur les espèces indigènes. La plupart des pires espèces non indigènes sont des producteurs de semences prolifiques ou se reproduisent à partir de fragments de racines ou de rhizomes. Les animaux non indigènes sont également responsables de la dégradation accrue des terres humides côtières. La carpe d'Asie est l'une des pires espèces envahissantes. Sa reproduction et son alimentation sont à l'origine de la perte de végétation submergée dans les eaux des marais peu profonds.

Les pressions ont été décrites par Dennis Albert dans l'indicateur n° 4862 : Santé des communautés végétales des terres humides côtières.

Répercussions en matière de gestion

Bien que le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium ait élaboré des protocoles de surveillance pour cet indicateur, la surveillance à grande échelle du bassin n'a pas encore eu lieu. La mise en œuvre d'un programme de surveillance des terres humides côtières à long terme est en attente; cependant, les gestionnaires des ressources doivent apporter leur soutien à ce programme dans tout le bassin.

Alors que les plantes sont actuellement évaluées en tant qu'indicateurs de types précis de dégradation, il y a peu d'exemples des effets des changements de la gestion sur la composition des plantes. Les efforts de restauration à Cootes Paradise, Oshawa Second et Metzger Marsh ont récemment consisté à évaluer un certain nombre d'approches de restauration de la végétation émergente et submergée des marais, notamment l'élimination des carpes, la restauration hydrologique, le contrôle des sédiments et l'introduction de plantes. L'effet de l'agriculture et des sédiments urbains peut être réduit en intégrant des zones tampons le long des cours d'eau et des égouts pluviaux. L'épandage plus efficace d'engrais pourrait réduire l'enrichissement en éléments nutritifs et ainsi la prolifération d'algues. Toutefois, même de faibles niveaux d'enrichissement en éléments nutritifs peuvent causer une augmentation considérable de la couverture végétale submergée. Pour la plupart des zones urbaines, il peut s'avérer impossible de réduire les charges en éléments nutritifs de manière adéquate pour restaurer la végétation aquatique indigène. Les perturbations mécaniques des sédiments côtiers semblent être l'un des principaux vecteurs de l'introduction d'espèces non indigènes. On pourrait réduire les nouvelles introductions de plantes indigènes en effectuant un nettoyage approfondi de l'équipement afin d'éliminer la source de graines et en surveillant les perturbations subséquentes.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.		X				

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine		X				
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.		X				
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.		X				
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.			X			
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.			X			

Notes explicatives : Les données ont été recueillies par le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium dans le cadre du plan de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs. De nombreux échantillonnages ont été effectués, notamment dans la plupart des plus grands marais dans tous les Grands Lacs. La seule exception est la baie Georgienne, dans laquelle l'échantillonnage a été plus localisé et l'élaboration générale d'indicateurs a été moins détaillée.

Remerciements

Auteur(e) :

Dennis Albert, Michigan Natural Features Inventory, Michigan State University Extension. (2006-2008). Actuellement professeur principal de recherche, département d'horticulture, Oregon State University.

Danielle J. Sass, chercheuse universitaire du Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE), nommée à l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA), Bureau du Programme National des Grands Lacs (2008)

Collaborateur :

Great Lakes Coastal Wetlands Consortium

Sources

Albert, D.A., Brown, P. Coastal wetlands in Michigan: Effect of isolation on Pragmites australis expansion. Michigan Natural Features Inventory report 2008-14.

Albert, D.A., Minc, L.D. 2001. Abiotic and floristic characterization of Laurentian Great Lakes' coastal wetlands. Stuttgart (Allemagne). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27:3413-3419.

Albert, D.A., Wilcox, D.A., Ingram, J.W., Thompson, T.A. 2006. Hydrogeomorphic Classification for Great Lakes Coastal Wetlands. *J. Great Lakes Res.* 31(1):129-146.

Albert, D.A. Mars 2008. Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan, Chapitre 3: Vegetation Community Indicators. Élaboré par le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium, A project of the Great Lakes Commission.

Environnement Canada, Administration de la conservation du lac Ontario central. 2004. Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: Year 2 Technical Report. Environnement Canada, Downsview (Ont.) : ECB-OR.

Commission des Grands Lacs. Great lakes Coastal Wetlands Consortium. Inventory and Classification. Dernière mise à jour : 30 juin 2007. Accès : http://glc.org/wetlands/inventory.html

Commission des Grands Lacs. Great lakes Coastal Wetlands Consortium. Coastal Wetlands Inventory-Great Lakes Region. Dernière mise à jour : 20 avril 2004. http://glc.org/wetlands/us_mapping.html

Commission des Grands Lacs. Great lakes Coastal Wetlands Consortium. Canadian Mapping Resources. Dernière mise à jour : 20 avril 2004. Accès : http://glc.org/wetlands/can_mapping.html

Herdendorf, C.E. 1988. Classification of geological features in Great Lakes nearshore and coastal areas. Protecting Great Lakes Nearshore and Coastal Diversity Project. Commission mixte internationale, The Nature Conservancy, Windsor (Ont.)

Herdendorf, C.E., Hakanson, L., Jude, D.J., 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*: Busch, W.-D. N., Sly, P.G. (éd.) The development of an aquatic habitat classification system for lakes. Ann Arbor (MI) : CRC Press. p. 109-160.

Herdendorf, C.E., Hartley, S.M., Barnes, M.D. (éd.) 1981a. Fish and wildlife resources of the Great Lakes coastal wetlands within the United States, Vol. 1: Overview. Washington (DC) : U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-81/02-v1.

Jaworski, E., Raphael, C.N., Mansfield, P.J., 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). 351 p.

Keough, J.R., Thompson, T.A., Guntenspergen, G.R., Wilcox, D.A. 1999. Hydrogeomorphic factors and ecosystem responses in coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* 19:821-834.

Lishawa, S.C., Albert, D.A., Tuchman, N.C. 2010. Natural water level decline drives invasive species establishment and vegetation change in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands* 30(6):1085-1097.

Minc, L.D. 1997. Great Lakes coastal wetlands: An overview of abiotic factors affecting their distribution, form, and species composition. Lansing (MI) : Michigan Natural Features Inventory.

Minc, L.D., Albert, D.A. 1998. Great Lakes coastal wetlands: abiotic and floristic characterization. Lansing (MI) : Michigan Natural Features Inventory.

Swink, F., Wilhelm, G. 1994. Plants of the Chicago Region. 4e éd. Lisle (IL). The Indiana Academy of Science.

États-Unis et Canada. 1987. Accord Canada-États-Unis relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, modifié par le protocole signé le 18 novembre 1987. Ottawa et Washington.

Wilcox, D.A., Whillans, T.H. 1999. Techniques for restoration of disturbed coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* 19:835-857.

Liste des tableaux

Tableau 1. Cotes de conservatisme moyen pour les communautés végétales des terres humides côtières des Grands Lacs dans les prés, les zones émergentes et le marais total.
Source : Central Michigan University and Oregon State University.

Les données ont été recueillies et interprétées à partir du tableau 3-4 rédigé par Dennis A. Albert, dans le chapitre 3 intitulé *Vegetation Community Indicators* (indicateurs des communautés végétales) du document *Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan (*plan de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs), en mars 2008. Ce programme a été élaboré par le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium et est un projet de la Commission des Grands Lacs.

Dernière mise à jour

Rapport sur l'*État des Grands Lacs 2009*
Une note de la rédaction a été ajoutée pour le cycle de production de rapports de 2011.

LAC ou TYPE DE MARAIS RÉGIONAL	COTE DE CONSERVATISME MOYEN PAR ZONE		
	ZONE DE PRÉ	ZONE ÉMERGENTE	MARAIS TOTAL
Baies ouvertes du lac Érié**	3,1 (4,6)	3,8 (5,3)	3,7 (5,3)
Langues de sable du lac Érié	4,3 (4,5)	4,4 (6,1)	4,5 (4,8)
Baies protégées de la baie Georgienne*	5,1 (6,5)	6,4 (7,2)	5,8 (6,8)
Baies protégées du lac Huron (au nord)	5,1	5,6	5,6
Baies ouvertes (riches tourbières) du lac Huron (au nord)	5,5	4,5	5,1
Baie ouvert de la baie Saginaw du lac Huron	3,2	4,5	3,9
Complexe de baissières du lac Huron (barrière fermée)	-	-	4,9 (6,4)
Embouchures inondées du lac Michigan	4,0	4,9	4,5
Baies ouvertes (riches tourbières) du lac Michigan (au nord)	5,5	4,5	5,1
Baies protégées du lac Michigan (au nord)	5,1	5,6	5,6
Complexe de baissières du lac Michigan (barrière fermée)	-	-	5,3 (6,3)
Lagunes situées derrière les cordons littoraux du lac Ontario	5,0	5,7	5,3
Embouchures inondées du lac Ontario	4,2	4,3	4,2
Baies protégées du lac Ontario*	4,7 (6,4)	3,9 (5,8)	4,5 (6,3)
Baies ouvertes du lac Sainte-Claire**	3,1	3,8	3,7
Lagunes situées derrière les cordons littoraux et terres humides riveraines du lac Supérieur	6,3	6,7	6,4
Complexe de baissières du lac Supérieur (barrière fermée)	-	-	5,9 (6,9)
Delta de la rivière Sainte-Claire	4,2	5,5	4,7
Embouchures inondées du fleuve Saint-Laurent	4,4	5,5	5,0
Chenal communicant de la rivière St. Marys	5,1	5,6	5,6

Tableau 1. Cotes de conservatisme moyen pour les communautés végétales des terres humides côtières des Grands Lacs dans les prés, les zones émergentes et le marais total.
Source : Central Michigan University and Oregon State University.
* Pour les terres humides protégées du lac Ontario et de la baie Georgienne, les cotes de conservatisme moyen pour chaque zone sont basées sur la cote de plusieurs terres humides plutôt que sur la valeur moyenne d'une couverture pour toutes les études de marais. La cote maximale d'une seule terre humide pour chaque zone est indiqué entre parenthèses lorsque les données sont disponibles ( ).
**Pour le lac Érié, les cotes de conservatisme moyen issues de données historiques recueillies dans une terre humide de haute qualité au Victory Monument à Perry (Stuckey, 1975) sont entre crochets [ ].

Conservation et protection des terres forestières

Évaluation globale
Tendance : Indéterminée
Justification : Auparavant, la CÉÉGL signalait seulement les certifications forestières pour chaque province et pour chaque État et surveillait la tendance à l'augmentation de ces certifications. Après un examen approfondi, il a été conclu que la mesure des certifications forestières ne permettait pas de saisir complètement le but de l'indicateur. La tendance à l'augmentation des certifications ne reflétait pas nécessairement l'augmentation du nombre de forêts bien aménagées, car les programmes de certification ont été lancés récemment, comme l'indique la tendance. De plus, le manque de spécificité en ce qui concerne la géographie du bassin causait problème. Le présent rapport établit les données de référence propres au bassin des Grands Lacs en vue des futurs rapports sur les tendances; pour cette raison, la tendance actuelle ne peut pas être énoncée. Cependant, l'infrastructure d'aménagement forestier durable, qui est relativement établie au Canada et aux États-Unis, donne à penser que les forêts du domaine public sont systématiquement aménagées de manière durable et que les possibilités de variation dans la qualité de l'aménagement existent principalement dans les forêts privées.

Évaluation lac par lac
Remarque : L'évaluation lac par lac ne peut être réalisée pour le moment. À l'heure actuelle, il existe certaines données spatiales, et d'autres données sont disponibles à l'échelle des comtés, mais un nombre considérable de données doivent encore être estimées de manière proportionnelle à partir des résumés par État. Aucune extrapolation supplémentaire aux bassins lacustres n'a été tentée.

Autres échelles spatiales : État par État
Illinois : lac Michigan
Tendance : Indéterminée
Justification : L'étendue très limitée du bassin du lac Michigan (25 782 ha) en Illinois est dominée par l'urbanisation, à savoir Chicago et les environs, et les grandes surfaces durcies. En Illinois, le bassin compte 6 % (1 522 ha) de couvert forestier, qui serait considéré comme des peuplements forestiers. Ces forêts résiduelles semblent être entièrement régies par des administrations locales comme espaces protégés dans les parcs et aires naturelles. Il est à noter que la plupart des forêts des quartiers résidentiels en milieu urbain sont matures et que le couvert forestier y dépasse souvent 25 % à l'inspection visuelle.

Indiana : lac Michigan et lac Érié
Tendance : Indéterminée
Justification : Plusieurs grandes zones urbaines sont situées dans les bassins du lac Michigan (East Chicago, Gary, Michigan City) et du lac Érié (Fort Wayne), en Indiana; cependant, de manière générale, les zones urbaines ne dominent pas le paysage. Le couvert arboré est important dans le bassin du lac Michigan. Les terres agricoles dominent dans le bassin du lac Érié, mais on y trouve un couvert forestier dispersé tant comme composante des exploitations agricoles que comme espaces protégés dans et à l'extérieur des zones urbaines. Bien qu'aucune forêt certifiée ne soit établie dans le bassin des Grands Lacs, en Indiana, en raison des divers organismes voués aux espaces protégés, il existe une certaine incertitude car les terres qui n'ont pas été quantifiées pourraient se qualifier comme forêts aménagées aux fins de l'indicateur. Les forêts aménagées établies comprennent les biens fonds certifiés (4 923 ha) du American Tree Farm System (ATFS), qui comptent pour 6 % de la superficie forestière établie dans le paysage ainsi qu'une estimation de la superficie

extrapolée au bassin des Grands Lacs à partir de données particulières de 2008 concernant les forêts aménagées visées par des crédits d'impôt (13 750 ha) (forêt classifiée de l'Indiana et programme des friches offrant la possibilité de joindre le groupe des forêts certifiées de l'Indiana, qui accorde des certifications par le biais du ATFS).

Michigan : lac Supérieur, lac Michigan, lac Huron et lac Érié

Tendance : Indéterminée

Justification : D'importantes terres forestières certifiées ont été établies comme représentant 45 % (2,5 millions d'hectares) de la superficie forestière établie dans le bassin des Grands Lacs, au Michigan (5,5 millions d'hectares). Les forêts aménagées sont peut-être plus grandes, mais les inscriptions actuelles des terres dans la catégorie des forêts à crédits d'impôt n'ont pas été déterminées et pourraient faire augmenter la superficie forestière aménagée si elles étaient déterminées et incluses dans la somme. Les superficies forestières occupent 37 % (5,5 millions d'hectares) du bassin.

Minnesota : lac Supérieur

Tendance : Indéterminée

Justification : Le bassin du lac Supérieur, au Minnesota, compte 53 % (840 253 ha) de couvert forestier. Un total de 45 % (376 404 ha) de la superficie forestière a été établi comme forêt bien aménagée aux fins de l'indicateur.

New York : lac Érié, lac Ontario

Tendance : Indéterminée

Justification : L'État de New York compte 48 % (2 500 783 ha) du bassin des Grands Lacs pour ce qui est du couvert forestier. Trois pour cent du bassin a été établi comme forêts bien aménagées.

Ohio : lac Érié

Tendance : Indéterminée

Justification : Le bassin des Grands Lacs, en Ohio, compte 14 % (433 626 ha) de sa superficie en couvert forestier, dont 9 % (41 086 ha) a été établi comme forêts bien aménagées.

Ontario : lac Supérieur, lac Huron, lac Érié, lac Ontario

Tendance : Indéterminée

Justification : Dans le bassin des Grands Lacs, 66 % de la superficie (presque 15 millions d'hectares) est occupé par le couvert forestier. Les forêts aménagées établies représentent 78 % (11,5 millions d'hectares) de la superficie forestière. La moitié ouest du bassin du lac Ontario, en Ontario, est fortement agricole ou fortement urbanisée et compte très peu de couvert forestier.

Pennsylvanie : lac Érié

Tendance : Indéterminée

Justification : Il a été établi que seulement 1 % (931 ha) du 46 % (71 034 ha) du bassin des Grands Lacs occupé par le couvert forestier était bien aménagé. Il s'agit probablement d'une sous-estimation, car la superficie terrestre visée par le programme de crédits d'impôt pour les forêts (Clean and Green Program) n'a pas été déterminée.

Wisconsin : lac Supérieur, lac Michigan

Tendance : Indéterminée

Justification : Alors qu'il a été établi que 95 % (1,5 million d'hectares) du couvert forestier du bassin des Grands Lacs, au Wisconsin, est bien aménagé, le couvert forestier est principalement concentré dans le

nord de l'État. Au Wisconsin, les trois quarts de la superficie du sud du bassin du lac Érié sont fortement agricoles, et le couvert forestier y est très limité.

But

- Les objectifs relatifs à l'aménagement forestier liés aux ressources hydriques visent à réduire au minimum, vers l'aval, les fluctuations d'apport d'eau, la dégradation de la qualité de l'eau ainsi que l'altération, la perturbation ou la destruction de l'habitat du poisson.
- Il faudra évaluer la proportion des forêts et des activités d'aménagement forestier qui respectent les pratiques de gestion exemplaires, comme en témoigne la certification par une tierce partie de l'aménagement forestier durable ou d'autres lois pertinentes établissant des normes relatives à l'aménagement forestier, afin de protéger les ressources hydriques (à l'aide du critère 4.3.a du Processus de Montréal).
- Les certifications par une tierce partie comme celles qui sont appuyées par le Programme de reconnaissance des certifications forestières (PEFC, Programme for the Certification of Forest Certification schemes), comme la Sustainable Forestry Initiative (SFI), l'Association canadienne de normalisation (CSA), le Forest Stewardship Council (FSC) et le American Tree Farm System (ATFS).
- Les lois pertinentes prévoient la signature et l'approbation des plans d'aménagement forestier par les gestionnaires forestiers compétents, qui sont habituellement des spécialistes agréés, comme le font les programmes tels que les programmes d'inscription aux crédits d'impôt de la province et de l'État (p. ex. la *Wisconsin Managed Forest Law*) et les plans d'aménagement forestier non certifiés mais officiels (p. ex. les plans de gestion forestière de l'Ontario).
- L'indicateur Conservation et protection des terres forestières est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de réponse, dans la catégorie portant sur le rétablissement et la protection.

Objectif pour l'écosystème

Réduire au minimum les effets des pratiques d'aménagement forestier sur la qualité de l'eau (annexe 2 de l'AQEGL).

Les objectifs relatifs à l'aménagement forestier liés aux ressources hydriques visent à réduire au minimum, vers l'aval, les fluctuations d'apport d'eau, la dégradation de la qualité de l'eau ainsi que l'altération, la perturbation ou la destruction de l'habitat du poisson. Les pratiques d'aménagement forestier durable comprennent des normes (sur les routes, les traversées de cours d'eau, la protection du sol, le couvert végétal) qui sont appliquées par l'industrie forestière durant les activités de récolte afin de maintenir la quantité d'eau et la qualité de l'eau dans les écosystèmes forestiers et en provenance de ces écosystèmes. Le principal objectif en matière de conservation de l'eau porte sur la production d'eau potable pour les humains et la faune, et sur la préservation de milieux aquatiques propices aux végétaux, aux poissons et aux autres espèces animales.

L'indicateur tient compte des changements dans les terres forestières certifiées par des programmes soutenus par le Programme de reconnaissance des certifications forestières (PEFC, Programme for the Certification of Forest Certification schemes). Les programmes nord-américains pertinents comprennent la Sustainable Forestry Initiative (SFI), ceux de l'Association canadienne de normalisation (CSA), le Forest Stewardship Council (FSC) et le American Tree Farm System (ATFS). L'indicateur tient compte aussi des terres forestières aménagées dans le cadre d'un plan accepté par des autorités gouvernementales crédibles comme faisant partie de l'aménagement forestier durable. Ces plans englobent les plans d'aménagement forestier signés par des spécialistes agréés dans le cadre de programmes comme les programmes d'inscription à des crédits d'impôt de la province ou de l'État (p. ex. la *Wisconsin Managed Forest Law*) et les plans d'aménagement forestier durable (p. ex. les plans de gestion forestière de l'Ontario). Les certifications par une tierce partie et les plans soutenus par des spécialistes font en sorte que les forêts sont cultivées et récoltées de manière à protéger les écosystèmes locaux.

Liens

Les forêts réduisent les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, freinent la sédimentation dans les lacs et les cours d'eau, et offrent une protection contre les inondations, les coulées de boue et l'érosion.

Gestion – défis et possibilités

Même si le coût des certifications et de leur maintien, en plus des droits réels des titres fonciers associés aux programmes gouvernementaux promouvant les forêts privées, décourage bon nombre de propriétaires fonciers à participer aux ententes formelles, ces derniers peuvent mettre en pratique une bonne gestion de manière volontaire.

Dans les bassins hydrographiques des Grands Lacs, bon nombre de parcelles de terres privées et publiques caractérisées par un quelconque couvert forestier ne seront peut-être jamais considérées comme des terres forestières bien aménagées, soit en raison de la taille limitée de la parcelle, soit parce que la principale utilisation de la parcelle est résidentielle ou protégée (p. ex. un parc ou une désignation de conservation; cependant, certaines ont déjà été certifiées comme telles, p. ex. au Wisconsin).

Commentaires de l'auteur

Bien que l'hypothèse selon laquelle les terres forestières bien aménagées constituent une mesure de substitution adéquate du degré de protection accordée à la qualité de l'eau dans la partie terrestre du bassin soit soutenable, elle n'est encore qu'une hypothèse. Les terres agricoles dominent bon nombre des portions du bassin. La qualité de l'eau dans les zones agricoles est gérée par des mesures d'atténuation qui ne se qualifieraient pas aux fins d'une forêt bien aménagée. Même si certaines mesures d'atténuation faisaient appel au couvert arboré dans les zones tampons, ces dernières ne feraient pas partie de la superficie forestière aménagée ou certifiée. Des mesures autres que celles qui sont associées au couvert arboré atténuant aussi les effets de l'agriculture, il faut user de prudence avant de sauter aux conclusions et utiliser plutôt les indications suivantes pour décider quels autres essais sont justifiés.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité		X				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine		X				
3. La source des données est connue, fiable et respectée		X				
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs		X				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport			X			

Notes explicatives :

- Les données de référence sur les tendances et le moment de l'apport d'eau, la qualité de l'eau et l'état de santé de la flore et de la faune aquatiques ne sont pas recueillies actuellement dans le cadre d'activités d'aménagement forestier individuelles. Une surveillance détaillée et à long terme doit aussi être menée à l'échelle locale afin de séparer les effets de l'aménagement forestier de ceux des variations naturelles. Un indicateur de substitution a donc été utilisé pour surveiller les ressources hydriques en milieu forestier.
- Les données sont incomplètes en raison de la variabilité du taux de réponse au sondage.

Remerciements
Auteur :
William Dalton, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, bill.dalton@ontario.ca

Sources d'information
Andrew Arends, département des Ressources naturelles du Minnesota, andrew.arends@state.mn.us
Quincey Blanchard, American Tree Farm System, QBlanchard@forestfoundation.org
Sloan Crawford, New York Bureau of Private Land Services, sncrawfo@gw.dec.state.ny.us
Dale Gormanson, Service des forêts des États-Unis, Northern Research Station, St. Paul (Minnesota)
Carl Hauser, département des Ressources naturelles de l'Indiana, chauser@dnr.in.gov
Brenda Huter, département des Ressources naturelles de l'Indiana, bhuter@dnr.in.gov
Courtney Klaus, département des Ressources naturelles du Wisconsin, courtney.klaus@wisconsin.gov
Greg Pawson, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, greg.pawson@ontario.ca
Justin Perry, Division des terres et forêts de l'État de New York, japery@gw.dec.state.ny.us
Paul Pingrey, Forest Stewardship Council, p.pingrey@us.fsc.org
Cotton Randall, département des Ressources naturelles de l'Ohio, cotton.randall@dnr.state.oh.us
Julie Rosalez, ministère du Revenu du Minnesota, julie.rosalez@state.mn.us
Robert Spence, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, robert.spence@ontario.ca
Kenneth Symes, département des Ressources naturelles du Wisconsin, kenneth.symes@dnr.state.wi.us
Chad R. Voorhees, département de la Conservation et des Ressources naturelles de la Pennsylvanie, chvoorhees@state.pa.us
Larry Watkins, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, larry.watkins@ontario.ca

Liste des tableaux
Tableau 1. Estimations de la superficie forestière bien aménagée dans le bassin des Grands Lacs.

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2011

Tableau 1. Estimations[1] de la superficie forestière bien aménagée[2] dans le bassin des Grands Lacs.

État/ province	Superficie totale dans le bassin des Grands Lacs	Superficie boisée dans le bassin des Grands Lacs[3]	% de superficie boisée dans le bassin des Grands Lacs	American Tree Farm System (ha)	Certifications par une tierce partie[4] (ha) (CSA, SFI, FSC)	Forêts aménagées dans le cadre de programmes de crédits d'impôt (ha)	Autres forêts aménagées (ha)	Superficie estimée[5] des forêts bien aménagées (ha)	Forêts considérées comme étant bien aménagées
Illinois	25 782	1 522	6 %	0	0	0	1 522	1 522	100 %
Indiana	906 881	86 980	10 %	4 923	0	13 750	Non quantifié	13 750	16 %
Michigan	14 845 392	5 565 634	37 %	334 355	2 149 987	485 623	Non quantifié	2 484 342	45 %
Minnesota	1 590 090	840 253	53 %	0	338 185	38 219	Non quantifié	376 404	45 %
New York	5 170 230	2 500 783	48 %	23 709	36 459	41 881	Non quantifié	78 341	3 %
Ohio	3 015 390	433 626	14 %	9 066	2 091	19 804	19 191	41 086	9 %
Ontario	22 567 592	14 785 506	66 %	0	8 297 605	392 469	2 831 818	11 521 892	78 %
Pennsylvanie	155 341	71 034	46 %	931	0	Non quantifié	Non quantifié	931	1 %
Wisconsin	4 453 613	1 561 647	35 %	288 537	858 997	403 212	342 352	1 489 886	95 %

[1] Les données propres au bassin des Grands Lacs et les jeux de données SIG étant rares actuellement (Wisconsin), les données sont dans une large mesure extrapolées à partir des sommes calculées pour les comtés.

[2] Forêt bien aménagée = superficie forestière aménagée de manière durable dans le cadre d'un plan d'aménagement forestier, ou d'un mécanisme équivalent, supervisé par une autorité compétente.

[3] Données thématiques satellitaires – forêt et milieux humides boisés.

[4] Dédoublement évité. Les certifications privées sont incluses lorsque l'emplacement géographique du bien forestier se trouve dans le bassin des Grands Lacs : CSA – Association canadienne de normalisation; SFI – Sustainable Forestry Initiative; FSC – Forest Stewardship Council.

[5] Sommes calculées pour éviter le dédoublement dans la mesure du possible; les totaux des rangs n'équivalent donc pas nécessairement à la somme des colonnes; par exemple, les certifications de l'American Tree Farm System sont souvent soutenues aussi par des programmes de crédits d'impôt.

Conservation des sols, amélioration de la qualité de l'eau et mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages dans les terres agricoles

Évaluation globale
Tendance : S'améliore
Justification : Le nombre de pratiques de gestion exemplaires (PGE) mises en œuvre sur les terres agricoles privées afin de favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages dans les terres agricoles a augmenté depuis 2005 jusqu'à nos jours.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Tendance au Canada : Indéterminée
Justification pour le Canada : Faible proportion de terres agricoles dans la partie ontarienne du bassin de ce lac.

Tendance aux États-Unis : S'améliore
Justification pour les États-Unis : La superficie des terres qui ne servent plus à la production agricole a augmenté. La superficie de terres agricoles touchées par les pratiques de gestion exemplaires visant à favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages a augmenté.

Lac Michigan
Tendance au Canada : Ne s'applique pas
Justification pour le Canada : Le lac Michigan est entièrement situé aux États-Unis.

Tendance aux États-Unis : S'améliore
Justification pour les États-Unis : La superficie des terres qui ne servent plus à la production agricole a augmenté. La superficie des terres agricoles touchée par les pratiques de gestion exemplaires visant à favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages a augmenté.

Lac Huron
Tendance au Canada : S'améliore (pour la partie du bassin du lac qui est évaluée)
Justification pour le Canada : Le nombre de pratiques de gestion exemplaires visant à favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages a augmenté.

Tendance aux États-Unis : S'améliore
Justification pour les États-Unis : La superficie des terres qui ne servent plus à la production agricole a augmenté. La superficie des terres agricoles touchée par les pratiques de gestion exemplaires visant à favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages a augmenté.

Lac Érié
Tendance au Canada : S'améliore

Justification pour le Canada : Le nombre de pratiques de gestion exemplaires visant à favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages a augmenté.

Tendance aux États-Unis : S'améliore
Justification pour les États-Unis : La superficie des terres qui ne servent plus à la production agricole a augmenté. La superficie des terres agricoles touchée par les pratiques de gestion exemplaires visant à favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages a augmenté.

Lac Ontario
Tendance au Canada : S'améliore
Justification pour le Canada : Le nombre de pratiques de gestion exemplaires visant à favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages a augmenté.

Tendance aux États-Unis : S'améliore
Justification pour les États-Unis : La superficie des terres qui ne servent plus à la production agricole a augmenté. La superficie des terres agricoles touchée par les pratiques de gestion exemplaires visant à favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages a augmenté.

Autres échelles spatiales
Bassin hydrographique du cours inférieur de la rivière Fox (États-Unis)
Tendance : S'améliore
Justification : La superficie des terres qui ne servent plus à la production agricole a augmenté. La superficie des terres agricoles touchée par les pratiques de gestion exemplaires visant à favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages a augmenté.

Bassin hydrographique de la rivière Saginaw (États-Unis)
Tendance : S'améliore
Justification : La superficie des terres qui ne servent plus à la production agricole a augmenté. La superficie des terres agricoles touchée par les pratiques de gestion exemplaires visant à favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages a augmenté.

Bassin hydrographique de la rivière Maumee (États-Unis)
Tendance : S'améliore
Justification : La superficie des terres qui ne servent plus à la production agricole a augmenté. La superficie des terres agricoles touchée par les pratiques de gestion exemplaires visant à favoriser la conservation des sols, l'amélioration de la qualité de l'eau et la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages a augmenté.

But

- Quantifier le nombre de pratiques de gestion exemplaires (PGE) sur le terrain, d'ordre structural et pratique/technologique, qui sont mises en œuvre et apparemment adoptées, utilisées sur les terres agricoles privées dans certaines parties du bassin des Grands Lacs au Canada et aux États-Unis.
- Déterminer les progrès réalisés vers l'atteinte des objectifs généraux relatifs à la réduction des répercussions, sur le site et hors du site, de la production agricole sur la qualité de l'eau et sa quantité, sur la qualité du sol et sur les habitats et populations des espèces sauvages.
- L'indicateur de conservation des sols, amélioration de la qualité de l'eau et mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages dans les terres agricoles est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de réponse dans la catégorie portant sur la protection et le rétablissement.

Objectif pour l'écosystème

Cet indicateur appuie les annexes 2, 3, 12 et 13 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs.

Conditions écologiques

Mesures

Les sources de données le plus facilement accessibles et fiables pour ce type d'indicateur à cette échelle sont les bases de données utilisées pour faire le suivi des pratiques de gestion exemplaires (PGE) qui reçoivent un appui financier dans le cadre de programmes fédéraux (américains et canadiens) incitatifs à coûts partagés dans le domaine agro-environnemental.

Aux États-Unis, l'adoption de ces pratiques est quantifiée à l'aide du degré de participation aux programmes inscrits au Farm Bill, notamment :

- le Conservation Reserve Program (CRP), un programme des réserves de conservation;
- le Conservation Reserve Enhancement Program (CREP), un programme d'amélioration des réserves de conservation;
- le Wildlife Habitat Incentives Program (WHIP), un programme encouragement la préservation de l'habitat des espèces sauvages;
- le Conservation Stewardship Program (CSP), un programme de gérance de la conservation du milieu;
- le Environmental Quality Incentives Program (EQIP), un programme d'incitatifs favorisant la qualité de l'environnement.

Le degré de participation est documenté dans la base de données de la Farm Service Agency (FSA) ainsi que dans la base de données ProTracts du Natural Resources Conservation Service (NRCS).

En Ontario (Canada), l'adoption des pratiques est documentée d'après le degré de participation aux programmes suivants :

- le Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario (PGACO : 2005-2011),
- le Programme de couverture végétale du Canada (GC : de 2005 à 2009, et seulement en Ontario),
- le Programme d'approvisionnement en eau Canada-Ontario (PAECO : de 2005 à 2009 seulement).

Les bases données de ces programmes agro-environnementaux ne comprennent pas les pratiques qui auraient été uniquement appuyées par des programmes d'État, provinciaux ou locaux, ou qui auraient été mises en place par des producteurs agricoles sans le soutien financier des gouvernements fédéraux. Ainsi, elles ne permettent d'établir qu'une estimation prudente de la réponse du secteur agricole à la conservation des sols, à l'amélioration de la quantité/de la qualité de l'eau et de la mise en valeur de l'habitat des espèces sauvages.

Les pratiques consignées comprennent des activités structurales ainsi que des activités d'ordre pratique et

technologique. Les activités structurales comprennent notamment :

- l'installation de bandes végétatives filtrantes permanentes en bordure des champs afin de réduire le transport de polluants venant de sources diffuses vers les eaux de surface;
- la construction d'entrepôts de fumier de manière à appliquer les nutriments au moment de l'année le plus approprié et à empêcher le ruissellement des eaux provenant des tas de fumier;
- la construction de bassins de retenue pour capter les eaux de ruissellement provenant des élevages de bétail confiné;
- la dérivation de l'eau potable de manière à contourner les installations agricoles;
- le confinement, par des barrières, du bétail pour l'empêcher d'atteindre les zones riveraines;
- les structures de lutte contre l'érosion;
- la récupération des nutriments et les technologies de traitement de l'eau;
- le retrait complet de champs et de terres peu productives de la production agricole par la plantation d'arbres et la succession végétale naturelle.

Les activités d'ordre pratique et technologique comprennent notamment :

- la mise en œuvre d'un programme de lutte antiparasitaire intégrée afin d'utiliser les pesticides judicieusement;
- la gestion des nutriments pour que leur application coïncide avec les besoins de la culture : il s'agit de choisir le meilleur moment pour les appliquer et d'utiliser les doses et les méthodes les plus appropriées de manière à accroître l'absorption des nutriments par les plantes et à éviter les pertes par ruissellement ou lessivage dans les champs;
- l'utilisation d'outillage agricole de précision pour respecter les distances indiquées des cours d'eau et des puits et minimiser le chevauchement des applications de pesticides et de nutriments;
- la planification de l'irrigation;
- l'aménagement de bandes de terre pour contrer les effets du vent;
- les cultures couvre-sol.

Pour cet indicateur, le nombre de pratiques choisies subventionnées est consigné pour chaque année financière, depuis le 1er avril 2005 en Ontario et depuis le 1er octobre 2004 aux États-Unis. Le nombre de pratiques est normalisé d'après le nombre d'hectares de terres agricoles pour chaque unité spatiale, tel que déterminé par le Recensement de l'agriculture de 2006 du Canada ou par les données nationales sur la couverture du sol des États-Unis de 2006 (United States 2006 National Land Cover Data, NLCD).

Évaluation globale – Canada

En Ontario, le nombre de pratiques de gestion exemplaires financées et mises en œuvre par hectare de terres agricoles a augmenté de manière cumulative depuis 2005. Le Programme de planification environnementale à la ferme s'appuie sur une démarche de formation et d'évaluation des risques pour montrer aux agriculteurs quelles sont les actions à adopter en priorité dans leur exploitation agricole. Le financement en coût partagé contribue à accélérer l'adoption de ces pratiques ou mesures. Au cours des six dernières années, le financement a permis d'accélérer la mise en œuvre d'environ 19 000 pratiques de gestion exemplaires adoptées par des producteurs ontariens (figure 1). Le taux d'accroissement a cependant ralenti depuis que le financement en coût partagé du programme agro-environnemental a diminué en 2008. La répartition par comté (figure 2) montre les régions de la province où, dans l'ensemble, le plus de PGE par 1 000 ha de terres agricoles ont été adoptées. C'est dans le sud-ouest de l'Ontario, qui comprend la plus grande partie des terres cultivées et de la production de bétail de la province, que l'on a noté la plus grande part de financement et de mise en œuvre de pratiques de gestion exemplaires.

On a effectué une analyse spatiale de l'adoption de pratiques de gestion exemplaires axées sur la gestion des nutriments pour la période de 2005 à 2010. À partir de l'ensemble de pratiques adoptées, on a choisi un

sous-ensemble de 33 pratiques de gestion des nutriments relatives à la production de bétail et aux cultures agricoles. Dans le cadre de l'analyse spatiale des terres cultivées, on a comparé, pour chacun des comtés, le nombre de pratiques de gestion exemplaires axées sur la gestion des nutriments qui ont été adoptées avec la superficie des terres auxquelles des engrais commerciaux ont été ajoutés (figure 3). Cette relation est particulièrement significative, puisqu'elle explique une variation de 87 % dans l'adoption des pratiques. L'analyse spatiale de la production de bétail comparait, pour chacun des comtés, le nombre de PGE relatives à la gestion des nutriments du bétail qui ont été adoptées avec la quantité de nutriments contenus dans le fumier. La figure 4 illustre la relation entre la mise en œuvre des pratiques et la production de phosphore provenant du fumier; 92 % de la variation dans l'adoption des pratiques s'explique par la quantité de phosphore total sous forme d'engrais généré dans chaque comté. Les points critiques utilisés pour regrouper les données selon trois catégories (élevé, moyen, faible) sont présentés dans les légendes accompagnant chaque figure. Les deux analyses montrent qu'en Ontario il y a une plus forte mise en œuvre des PGE axées sur la gestion des nutriments dans les régions où le risque d'avoir un excès de nutriments est accru.

Évaluation globale – États-Unis

Le nombre de contrats actifs entre l'USDA Farm Service Agency et les propriétaires fonciers privés qui n'utilisent plus leurs terres pour la production agricole a augmenté de 34 662, en 2005, à 44 965, en 2010. Cette augmentation du nombre d'ententes se traduit par une augmentation des superficies de 189 153 hectares (468 202 acres) à 239 128 hectares (591 903 acres), et représente 2,1 % de l'utilisation des terres agricoles, c'est-à-dire les terres cultivées ainsi que les champs de foin et les pâturages, d'après les données de 2006 sur la couverture terrestre (2006 National Land Cover Data [NLCD]).

Le nombre cumulatif de pratiques de gestion exemplaires mises en œuvre sur les terres agricoles privées et dont le coût est partagé avec le Service de conservation des ressources naturelles du département de l'Agriculture des États-Unis (USDA Natural Resources Conservation Service [NRCS]), que ce soit dans le cadre du programme EQIP, du programme CSP, ou du programme WHIP, est passé de 4 131 à 14 173. Il est important de noter que ces nombres supposent que les PGE mises en application grâce au financement du NRCS de 2005 à 2010 ont eu cours et ont été maintenues pour la durée de vie prévue de chaque pratique, mais aussi en 2010 à la suite de la cessation des contrats du NRCS conclus durant la période d'intérêt (2005-2010). Même si certains contrats étaient toujours actifs en 2010, d'autres établis antérieurement entre le NRCS et un propriétaire foncier (p. ex. de 2005 à 2007), peuvent avoir pris fin.

L'augmentation de la mise en œuvre de pratiques de gestion exemplaires a entraîné un accroissement de la superficie cumulative des terres agricoles traitées, qui est passée de 7 496 810 hectares (18 556 459 acres) à 10 943 513 hectares (27 087 902 acres). Il est important de noter que des différences dans les objectifs des programmes du NRCS, et dans la mise en œuvre et le suivi de ces programmes peuvent influer sur le calcul des superficies de terres touchées. Bien que les programmes comme EQIP et WHIP soient axés sur la mise en application de pratiques de gestion exemplaires particulières dans des domaines spécifiques d'une exploitation agricole, un programme comme CSP prévoit des paiements annuels destinés à procurer des avantages environnementaux à l'échelle de l'exploitation. Par conséquent, on peut considérer que la superficie en acres prise en compte par les programmes EQIP et WHIP est d'ordre pratique, alors que la superficie en acres dépendant du programme CSP est d'ordre opérationnel. Lorsqu'on l'examine par rapport à la superficie des terres agricoles (2006 NLCD) et au code d'unité hydrologique (HUC) à 8 chiffres de l'USGS, la mise en œuvre cumulative des pratiques soutenues par le NRCS de 2005 à 2010 varie de 0 à 58 pratiques/1 000 hectares (figure 5). C'est le long de la rive nord du lac Supérieur que l'on constate la plus importante mise en application (58) relativement aux terres agricoles. Cependant, lorsque l'on examine la situation plus attentivement, on s'aperçoit que la superficie totale de terres agricoles y est le plus réduite (243 ha) et que seulement 14 pratiques y ont été mises en application.

Un examen plus approfondi des bassins hydrographiques où l'utilisation des terres à des fins agricoles prédomine (terres cultivées et champs/pâturages) révèle que les parties centres et sud du côté américain du bassin présentent le plus de possibilités quant à la mise en œuvre de pratiques de gestion exemplaires (figure 6). Parmi ces bassins,

mentionnons ceux du cours inférieur de la rivière Fox (Wisconsin), de la baie Saginaw (Michigan) et de l'ouest du lac Érié (Michigan, Ohio et Indiana).

Analyse des bassins versants des lacs – Ontario, Canada

Dans la base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada–Ontario (PGACO), les pratiques sont localisées en fonction du comté et d'un office de protection de la nature. La figure 7 montre les bassins hydrographiques sélectionnés qui étaient comparables aux désignations des offices de protection de la nature dans la base de données du PGACO et qui ont été utilisés pour calculer l'indicateur en fonction des bassins versants des lacs au Canada. Afin d'évaluer les pratiques adoptées en fonction d'un bassin versant, la superficie de terres agricoles dans une aire de drainage fondamentale (telle que définie dans l'Atlas du Canada) est interpolée à partir des données du Recensement de l'agriculture de 2006 à l'aide d'une approche pondérée selon la superficie. Par conséquent, on introduit une erreur dans l'indicateur quand on le calcule en fonction du bassin hydrographique. Cette représentation est aussi limitée parce que ce ne sont pas tous les bassins des lacs qui sont complètement couverts par les offices de protection de la nature en Ontario; ainsi, seuls les lacs Ontario et Érié et une partie du lac Huron ont été examinés. Les pratiques à l'extérieur de ces limites sont donc exclues de l'analyse du bassin versant des lacs (2 434 pratiques ou 13 % du total pour une période de 6 ans).

Dans l'ensemble, le nombre de pratiques de gestion exemplaires mises en œuvre est à la hausse dans tous les bassins versants des lacs (tableau 2). En Ontario, c'est dans le bassin du lac Érié que l'on a le plus grand nombre de pratiques de gestion exemplaires en coût partagé par hectare de terres agricoles. Suit la portion du bassin du lac Huron incluse dans cet indicateur, puis le bassin du lac Ontario. L'adoption accélérée de pratiques de gestion exemplaires par hectare de terres agricoles connait un ralentissement semblable dans tous les bassins versants des lacs, à mesure que le financement dans le cadre de programmes est réduit.

Le regroupement par catégories des principaux effets a été établi afin de faciliter l'interprétation des tendances pour chacun des bassins versants des lacs. Cette classification tente de déterminer le principal effet agro-environnemental d'une pratique, bien que de nombreux avantages puissent découler de la mise en application d'une pratique. Chaque pratique n'a été comptée qu'une fois (aucun double compte dans des catégories différentes), de sorte que certaines catégories peuvent être sous-représentées. La figure 8 montre que le type de PGE adoptée peut varier d'un bassin versant à l'autre. Les PGE qui ont des répercussions sur la gestion des nutriments sont celles qui sont le plus souvent mises en œuvre dans tous les bassins versants des lacs. La catégorie « Autres » englobe les pratiques qui ne peuvent être simplement classées sous les catégories de l'eau, de la gestion des nutriments, de l'habitat ou du sol. Un exemple de ces autres pratiques couramment adoptées est la berme érigée comme confinement secondaire autour des espaces de stockage permanents pour les produits agricoles ou encore les modifications apportées au matériel, comme les régulateurs de débit, les systèmes avec marqueur à mousse et les pointes des systèmes d'admission d'air, destinées à améliorer la gestion des pesticides.

Analyse des bassins versants des lacs – États-Unis

Du côté américain du bassin, la perte de superficie en culture en raison du programme des réserves de conservation (CRP) et du programme d'amélioration des réserves de conservation (CREP) s'établit actuellement entre 1 063 et 353 052 acres pour les bassins des lacs (figure 9a). Les tendances relatives aux terres agricoles qui ne servent plus à la production indiquent que le pourcentage de terres qui ne sont plus utilisées a augmenté de plus de 3 % dans le bassin du lac Érié, alors que dans les bassins des autres lacs ce pourcentage est relativement stable ou a même diminué par rapport au niveau de 2005 (figure 9b). Il y a cependant une exception, et c'est le lac Huron où le pourcentage de terres agricoles qui ne sert plus à la production a atteint un sommet en 2007, pour ensuite diminuer à environ 2,5 % (figure 9b).

On a établi que 106 pratiques différentes soutenues par le NRCS, représentant une panoplie de préoccupations environnementales prises en considération dans chaque exploitation agricole, ont été mises en application dans le bassin des Grands Lacs de 2005 à 2010. Un regroupement par catégories de pratiques choisies mises de l'avant par

le NRCS a été effectué pour mieux interpréter les tendances et a révélé une variabilité de la mise en application des pratiques sur les terres cultivées, les champs de foin et les pâturages ainsi que les terres combinant les deux utilisations et qui sont désignées comme étant des « terres ag » (figure 10). Bien que cette classification tente de répertorier la principale préoccupation d'ordre environnemental associée aux activités agricoles, l'on s'attend à tirer de multiples avantages de la mise en application de ces pratiques. Cependant, chaque pratique n'a été comptée qu'une seule fois (aucun double compte dans des catégories différentes). Des pratiques visant à diminuer le travail et l'érosion du sol sont maintenant en place sur environ 6 à 13 % des terres agricoles des bassins des lacs (figure 10a). Dans le bassin des lacs Érié et Ontario, on utilise des pratiques qui permettent de réduire les répercussions des terres gérées pour la production de foin et le broutage sur plus de 7 % de ce type d'utilisation (figure 10b). Les pratiques de gestion des nutriments (figure 10c) qui augmentent l'efficacité des produits agrochimiques et des nutriments appliqués tout en diminuant les pertes hors du site sont celles qui sont le plus largement adoptées dans de nombreux bassins de lacs. Les pratiques visant à intercepter ou à rediriger les eaux de ruissellement et ainsi améliorer la qualité des plans d'eau avoisinants (figure 10d) ou la qualité de l'habitat des espèces sauvages (figure 10e) ont cours dans moins de un pour cent des terres agricoles de tous les bassins des lacs.

Autres échelles spatiales

En examinant de plus près les bassins hydrographiques aux États-Unis où la proportion d'utilisation des terres agricoles est plus élevée, on constate une répartition variable des terres cultivées, des pâturages et des champs de foin et, de ce fait, de la mise en application des pratiques du NRCS. Dans les bassins hydrographiques de l'ouest du lac Érié, les terres cultivées sont concentrées dans la partie centrale du bassin (figure 11a), alors que les pâturages et les champs de foin sont concentrés dans la partie nord (figure 11b). Bon nombre des pratiques soutenues par le NRCS en ce qui concerne les terres agricoles sont répandues de façon relativement uniforme dans l'ensemble de ces bassins hydrographiques, tant dans la partie centrale que plus au nord (figure 11c). La détermination des pratiques proposées par le NRCS le plus susceptibles d'avoir un effet important sur la réduction des pertes de phosphore dues aux activités agricoles montre qu'elles sont le plus largement appliquées dans la partie nord du bassin. Une telle configuration de la répartition des terres cultivées et des pâturages et champs de foin se répète dans les bassins de la baie Saginaw et du cours inférieur de la rivière Fox et montre des concentrations par catégorie d'utilisation des terres et des activités connexes différentes d'un endroit à l'autre (figures 12a, 12b, 13a, et 13b). Les pratiques du NRCS étaient aussi réparties dans tous les bassins et aucune configuration spatiale apparente ne semblait se dégager uniquement d'après les données sur l'utilisation des terres (figures 12c, 12d, 13c, et 13d).

Liens

Cet indicateur est lié aux indicateurs suivants de l'état des Grands Lacs : nutriments dans les affluents, pesticides dans les affluents, indice des stresseurs du bassin hydrographique, couverture terrestre, nutriments dans les lacs, *Cladophora*, indice de la qualité des eaux continentales, charges bactériennes provenant des affluents, qualité des eaux souterraines, avis de contamination des plages, débit de base dû aux eaux souterraines, nourriture dans les sédiments côtiers, couvert forestier.

Gestion – défis et possibilités

Cet indicateur quantifie l'adoption de PGE par les producteurs agricoles qui participent à des programmes d'encouragement à frais partagés, financés/rajustés par les gouvernements fédéraux. Les contraintes budgétaires des gouvernements, les forces du marché, les attentes de l'industrie et des consommateurs et d'autres facteurs socio-économiques qui influent sur la mise en pratique des pratiques de gestion exemplaires agissent sur cet indicateur. On ne s'attend pas à ce que l'indicateur réponde nécessairement aux conditions écologiques ou qu'il les reflète directement, notamment en raison : du décalage temporel entre la mise en application des pratiques de gestion exemplaires et leurs effets sur l'environnement; de l'influence que la répartition spatiale de la mise en application des pratiques a sur les conditions écologiques; et, des facteurs impossibles à gérer, comme les espèces aquatiques envahissantes et les changements climatiques. En outre, il pourrait s'avérer nécessaire de disposer de seuils cumulatifs de l'adoption de ces pratiques avant de pouvoir mesurer un effet causal entre l'adoption de PGE et

les changements dans les conditions écologiques. À l'heure actuelle, il n'y a aucune façon normalisée de mesurer l'état ou le maintien de ces pratiques pendant leur durée de vie prévue.

Commentaires des auteurs

Les programmes mis sur pied par l'Ontario, le Canada et les États-Unis sont différents; par conséquent, les définitions des pratiques de gestion agricole exemplaires et le niveau de financement ne sont pas nécessairement les mêmes. Alors que les programmes et les contextes juridictionnels évoluent (législation, budget et politiques) avec le temps, différentes pratiques agricoles ont été mises de l'avant, ajoutées ou éliminées dans ces programmes, ce qui peut influer sur le nombre de pratiques financées et mises en application au cours des différentes années. D'après les critères d'éligibilité et le financement disponible, le nombre et le taux de pratiques adoptées peuvent varier grandement d'un pays à l'autre et au fil du temps.

Certaines pratiques peuvent contribuer à plus d'un résultat ou, dans une certaine mesure, avoir des effets contraires. Dans le cadre de la présente analyse, nous n'avons pas essayé de classer les bénéfices nets ou de les calculer, ni de compiler les résultats dans un tableau (p. ex., qualité du sol par rapport à la qualité de l'eau par rapport à l'habitat) distinct pour chacune des pratiques. Le financement des plans de gestion pour des activités telles que le broutage, l'utilisation de pesticides, l'irrigation, la prévention de l'érosion et l'utilisation des nutriments est inclus dans les pratiques examinées, puisqu'on assume que ces mesures sont mises en pratique.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X					
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada				X		
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.			X			

Notes explicatives : Les sources de données pour les deux pays sont semblables; cependant, le nombre/la variété de pratiques de gestion exemplaires financées ainsi que l'information recueillie lorsqu'une pratique est mise en application (p. ex., nombre d'hectares traités) ne sont pas les mêmes pour les divers programmes en place dans chacun des pays. Étant donné que toutes les pratiques financées choisies sont comprises dans la compilation, il n'y a pas d'échantillonnage statistique permettant de calculer l'incertitude ou la variation.

Remerciements

Auteurs :
Pamela Joosse, Ph.D. – Agriculture et Agroalimentaire Canada – pamela.joosse@agr.gc.ca
T. Kevin O'Donnell, Ph.D. – Bureau du programme national des Grands Lacs de l'USEPA – odonnell.thomas@epamail.epa.gov
Peter Roberts – Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario – peter.roberts@ontario.ca
Elisabeth Woyzbun – Agriculture et Agroalimentaire Canada – elisabeth.woyzbun@agr.gc.ca

Sources d'information

Agriculture et Agroalimentaire Canada et Statistique Canada,
Tableaux personnalisés, Recensement de l'agriculture, base de la CGC 1996, 2001, 2006, données régulières du Recensement de l'agriculture 1971, 1976, 1981, 1986, 1991.
Ministère des Ressources naturelles du Canada. Tous droits réservés.

Atlas de l'Amérique du Nord – Plans d'eau.
Données cadres nationales de l'Atlas du Canada à l'échelle de 1/1 000 000, hydrologie – aires de drainage fondamentales.
Atlas du Canada – Frontières provinciales à l'échelle de 1/2 000 000.
Base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario, fournie par l'Ontario Soil and Crop Improvement Association.
USGS, 2006 National Land Cover Dataset.
USDS, NRCS Protract Database (données en date du 11 juillet 2011).
USDA, FSA CRP/CREP Database (données en date du 13 juillet 2011).

Liste des tableaux

Tableau 1. Nombre total de PGE adoptées dans chaque bassin hydrographique de lac par 1 000 hectares de terres agricoles par période de financement.

Liste des figures

Figure 1. Adoption cumulative de PGE en Ontario (de 2005 à 2011).
Source : Base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario, fournie par l'Ontario Soil and Crop Improvement Association.
Figure 2. Répartition des PGE par 1 000 hectares de terres agricoles, adoptées cumulativement, par comté, en Ontario (2005-2011).
Source : Base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario, fournie par l'Ontario Soil and Crop Improvement Association; Agriculture et Agroalimentaire Canada et Statistique Canada, Tableaux personnalisés, Recensement de l'agriculture, base de la CGC 1996, 2001, 2006, données régulières du Recensement de l'agriculture 1971, 1976, 1981, 1986, 1991; Atlas du Canada – Frontières provinciales à l'échelle de 1/2 000 000.
Figure 3. Comparaison du nombre de PGE axées sur la gestion des nutriments adoptées dans le cadre du PGACO (avril 2005-mars 2010) par rapport à la superficie des terres auxquelles des engrais commerciaux ont été ajoutés en 2005, par municipalité.
Source : Base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario, fournie par l'Ontario Soil and Crop Improvement Association; Agriculture et Agroalimentaire Canada et Statistique Canada, Tableaux personnalisés, Recensement de l'agriculture, base de la CGC 1996, 2001, 2006, données régulières du Recensement de l'agriculture 1971, 1976, 1981, 1986, 1991; Atlas du Canada – Frontières provinciales à l'échelle de 1/2 000 000.
Figure 4. Comparaison du nombre de PGE axées sur la gestion des nutriments du bétail adoptées dans le cadre du PGACO (avril 2005-mars 2010) par rapport au phosphore provenant du fumier, par hectare de terres agricoles, par municipalité, en 2006.
Source : Base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario, fournie par l'Ontario Soil and Crop Improvement Association; Agriculture et Agroalimentaire Canada et Statistique Canada, Tableaux personnalisés, Recensement de l'agriculture, base de la CGC 1996, 2001, 2006, données régulières du Recensement de l'agriculture 1971, 1976, 1981, 1986, 1991; Atlas du Canada – Frontières provinciales à l'échelle de 1/2 000 000.
Figure 5. Nombre de pratiques soutenues par le NRCS de l'USDA dans les bassins hydrographiques de l'unité hydrologique (HUC) à 8 chiffres de l'USGS par 1 000 hectares de terres agricoles.
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset et USDA Protracts Database.
Figure 6. Pourcentage de superficie des bassins hydrographiques de l'unité hydrologique (HUC) à 8 chiffres de l'USGS par rapport à l'utilisation des terres agricoles, incluant les terres cultivées et les pâturages et champs de foin.
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset.
Figure 7. Bassins hydrographiques des lacs en milieu agricole, en Ontario.
Source : Atlas du Canada – Frontières provinciales à l'échelle de 1/2 000 000; Données cadres nationales de l'Atlas du Canada à l'échelle de 1/1 000 000, hydrologie – aires de drainage fondamentales; Atlas de l'Amérique du Nord – Plans d'eau.
Figure 8. Proportion de l'adoption cumulative de PGE selon l'effet principal, par bassin hydrographique, en Ontario.
Source : Base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario, fournie par l'Ontario Soil and Crop Improvement Association.
Figure 9. Tendances des ententes dans le cadre des programmes de conservation CRP et CREP du USDA, et pourcentage de terres agricoles qui ne servent plus à la production.
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset et USDA FSA CRP/CREP Database.

Figure 10. Tendances des pratiques regroupées des programmes EQIP, CSP et WHIP du NRCS mises en application par unité de superficie. Les pratiques regroupées sont : le travail du sol/la réduction de l'érosion (a); le pâturage/la gestion du broutage (b); la gestion des nutriments (c); l'amélioration de la qualité de l'eau par l'interception des écoulements de surface (d); et, la mise en valeur de l'habitat pour les espèces sauvages (e).
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset et USDA Protracts Database.
Figure 11. Bassins hydrographiques de l'unité hydrologique (HUC) à 12 chiffres de l'ouest du lac Érié représentant le pourcentage de terres cultivées (a), le pourcentage de pâturage/de champs de foin (b), le nombre de pratiques du NRCS par superficie de terres agricoles (c) et le nombre de pratiques du NRCS ayant d'importantes répercussions sur les sources de phosphore.
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset et USDA Protracts Database.
Figure 12. Bassins hydrographiques de l'unité hydrologique (HUC) à 12 chiffres de la baie Saginaw représentant le pourcentage de terres cultivées (a), le pourcentage de pâturage/de champs de foin (b), le nombre de pratiques du NRCS par superficie de terres agricoles (c) et le nombre de pratiques du NRCS ayant d'importantes répercussions sur les sources de phosphore.
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset et USDA Protracts Database
Figure 13. Bassins hydrographiques de l'unité hydrologique (HUC) à 12 chiffres du cours inférieur de la rivière Fox représentant le pourcentage de terres cultivées (a), le pourcentage de pâturage/de champs de foin (b), le nombre de pratiques du NRCS par superficie de terres agricoles (c) et le nombre de pratiques du NRCS ayant d'importantes répercussions sur les sources de phosphore.
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset et USDA Protracts Database

Dernière mise à jour
Rapport sur l'État des Grands Lacs 2011

Total des PGE adoptées dans chaque bassin hydrographique de lac par 1 000 hectares de terres agricoles par période de financement

Bassin hydrographique	2005-2008*	2008-2009	2009-2010	2010-2011	Toutes les années de financement 2005-2011
Lac Érié	3,15	0,69	0,36	0,33	4,52
Lac Huron	2,64	0,67	0,40	0,33	4,04
Lac Ontario	2,24	0,55	0,34	0,30	3,42

Tableau 1. Nombre total de PGE adoptées dans chaque bassin hydrographique par 1 000 hectares de terres agricoles par période de financement en Ontario.
*La première colonne, de 2005 à 2008, couvre les pratiques adoptées cumulativement pendant trois étant donné que ces années de programme sont combinées dans la base de données du PGACO.

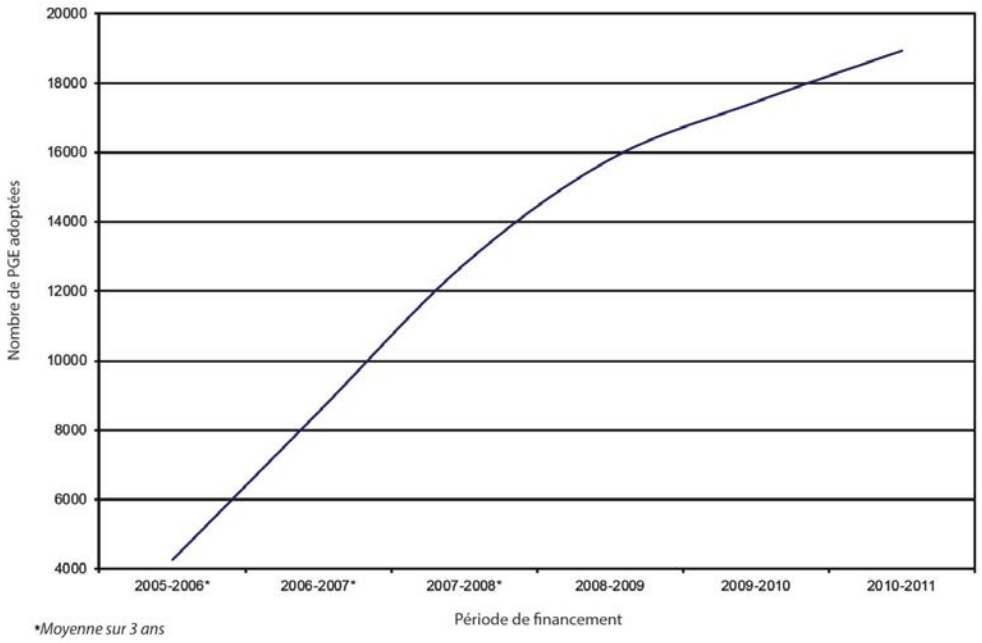


Figure 1. Adoption cumulative de PGE en Ontario (de 2005 à 2011)
Source : Base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario, fournie par l'Ontario Soil and Crop Improvement Association.

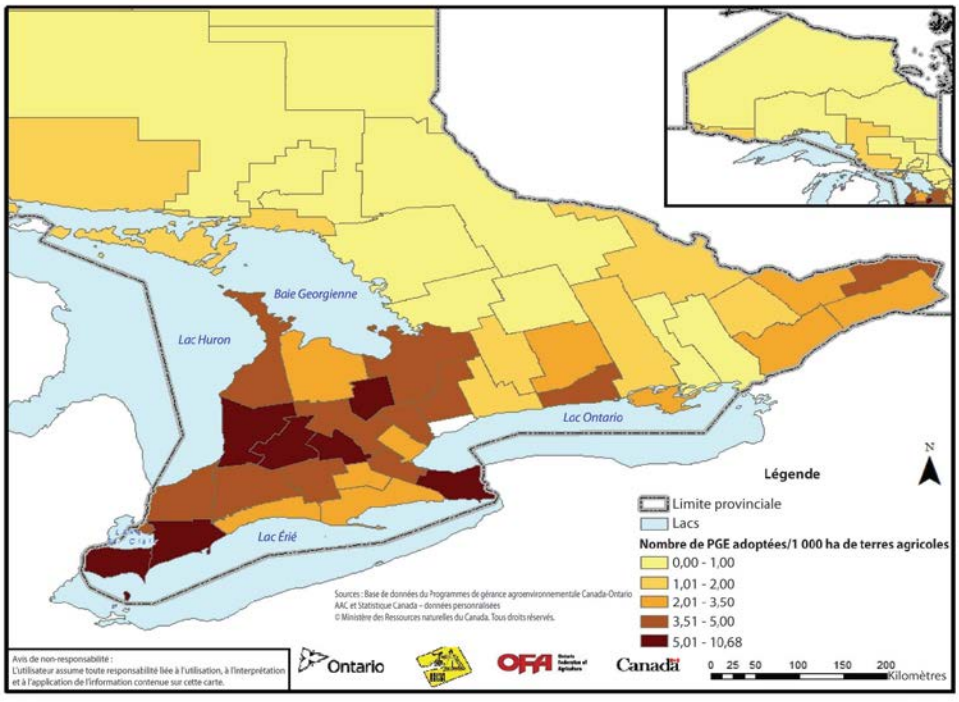
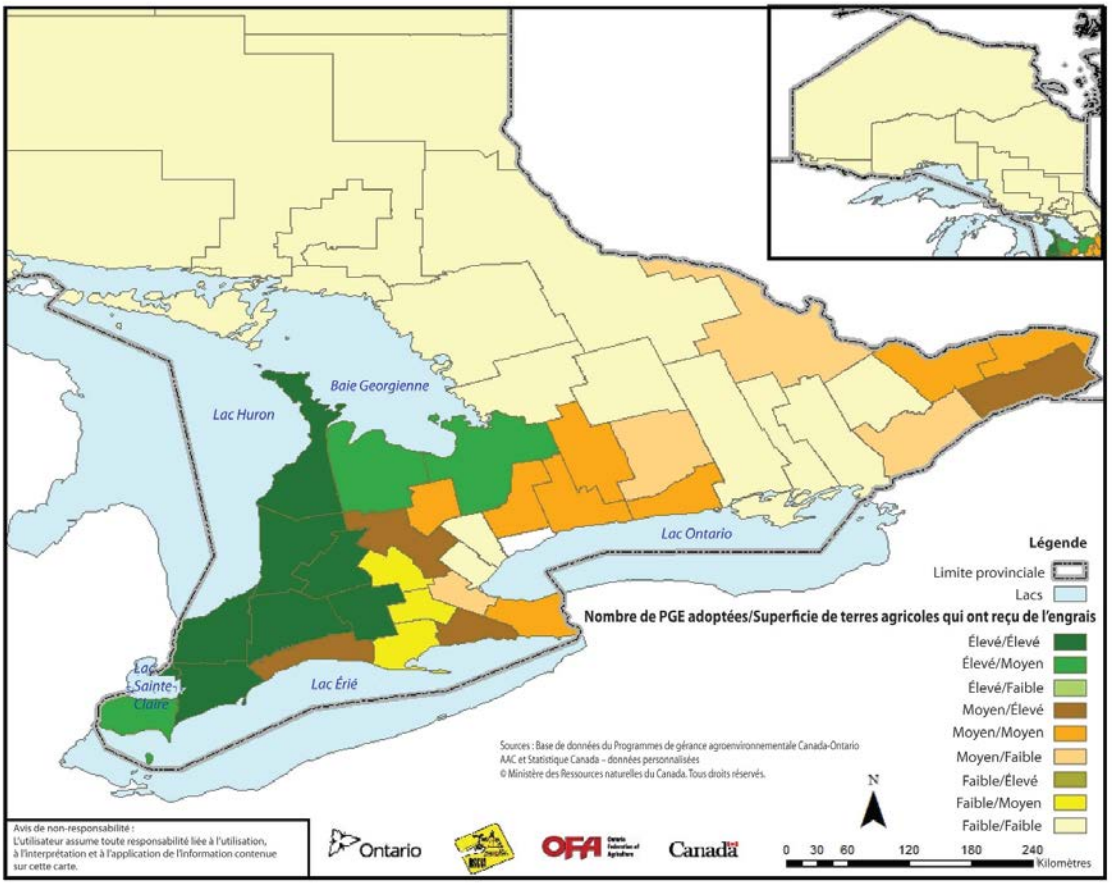
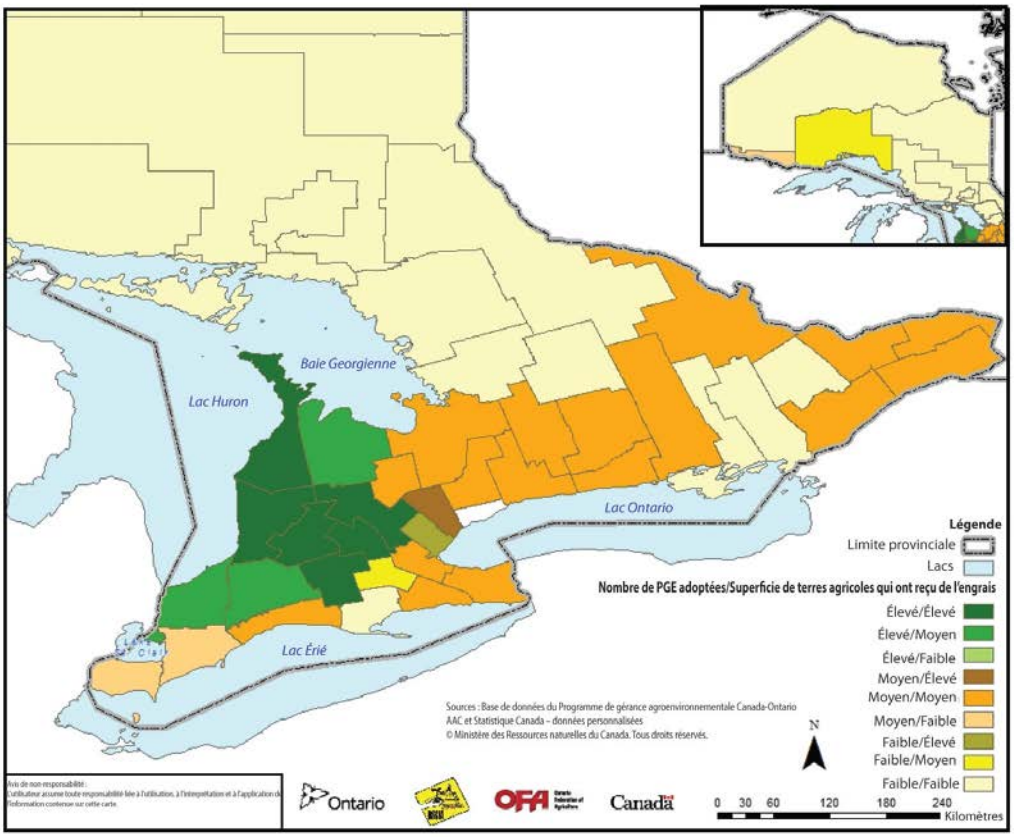


Figure 2. Répartition des PGE par 1 000 hectares de terres agricoles, adoptées cumulativement, par comté, en Ontario (2005-2011).
Source : Base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario, fournie par l'Ontario Soil and Crop Improvement Association; Agriculture et Agroalimentaire Canada et Statistique Canada, Tableaux personnalisés, Recensement de l'agriculture, base de la CGC 1996, 2001, 2006, données régulières du Recensement de l'agriculture 1971, 1976, 1981, 1986, 1991; Atlas du Canada – Frontières provinciales à l'échelle de 1/2 000 000.



	Nombre de PGE axées sur la gestion des nutriments	Superficie de terres ayant reçu de l'engrais (ha)
Élevé	> 95	> 65 000
Moyen	31-95	30 000-65 000
Faible	0-30	0-30 000

Figure 3. Comparaison du nombre de PGE axées sur la gestion des nutriments adoptées dans le cadre du PGACO (avril 2005-mars 2010) par rapport à la superficie des terres auxquelles des engrais commerciaux ont été ajoutés en 2005, par municipalité.
Source : Base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario, fournie par l'Ontario Soil and Crop Improvement Association; Agriculture et Agroalimentaire Canada et Statistique Canada, Tableaux personnalisés, Recensement de l'agriculture, base de la CGC 1996, 2001, 2006, données régulières du Recensement de l'agriculture 1971, 1976, 1981, 1986, 1991; Atlas du Canada – Frontières provinciales à l'échelle de 1/2 000 000.



	Nombre de PGE axées sur la gestion des nutriments du bétail	Quantité de phosphore produit par le fumier (kg de P/ha)
Élevé	> 200	> 11
Moyen	46-200	6-11
Faible	0-45	0-5

Figure 4. Comparaison du nombre de PGE axées sur la gestion des nutriments du bétail adoptées dans le cadre du PGACO (avril 2005-mars 2010) par rapport au phosphore provenant du fumier, par hectare de terres agricoles, par municipalité, en 2006.
Source : Base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario, fournie par l'Ontario Soil and Crop Improvement Association; Agriculture et Agroalimentaire Canada et Statistique Canada, Tableaux personnalisés, Recensement de l'agriculture, base de la CGC 1996, 2001, 2006, données régulières du Recensement de l'agriculture 1971, 1976, 1981, 1986, 1991; Atlas du Canada – Frontières provinciales à l'échelle de 1/2 000 000; Atlas de l'Amérique du Nord – Plans d'eau.

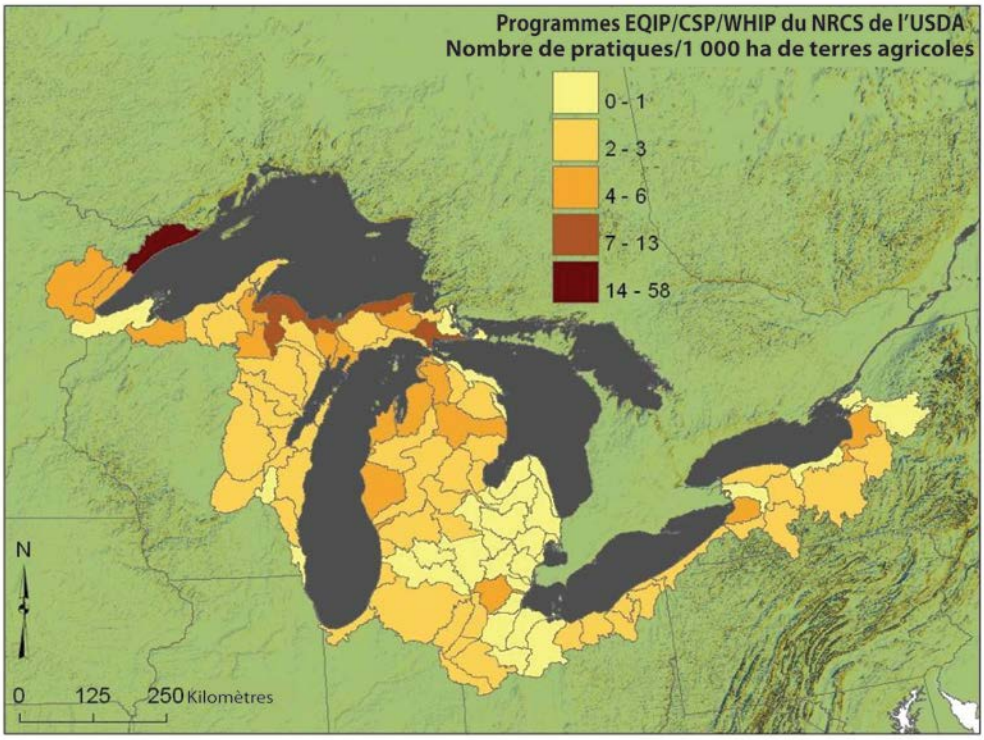


Figure 5. Nombre de pratiques soutenues par le NRCS de l'USDA dans les bassins hydrographiques de l'unité hydrologique (HUC) à 8 chiffres de l'USGS par 1 000 hectares de terres agricoles.
Source : USGS 2006 National Land Cover Datasetet USDA Protracts Database.

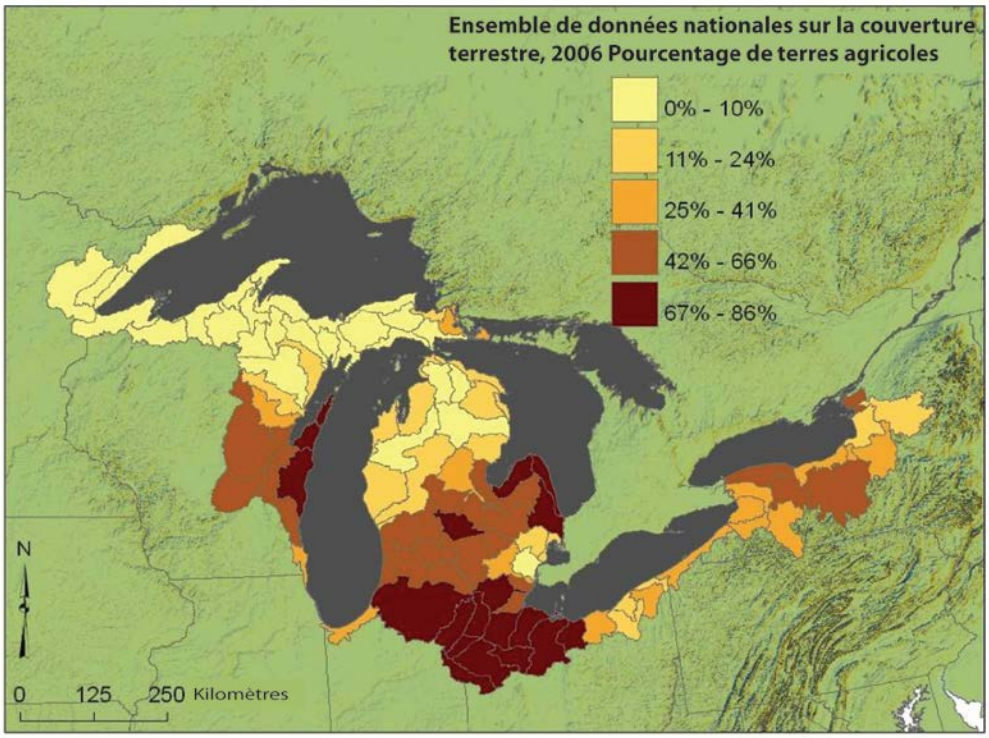


Figure 6. Pourcentage de superficie des bassins hydrographiques de l'unité hydrologique (HUC) à 8 chiffres de l'USGS par rapport à l'utilisation des terres agricoles, incluant les terres cultivées et les pâturages et champs de foin.
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset.

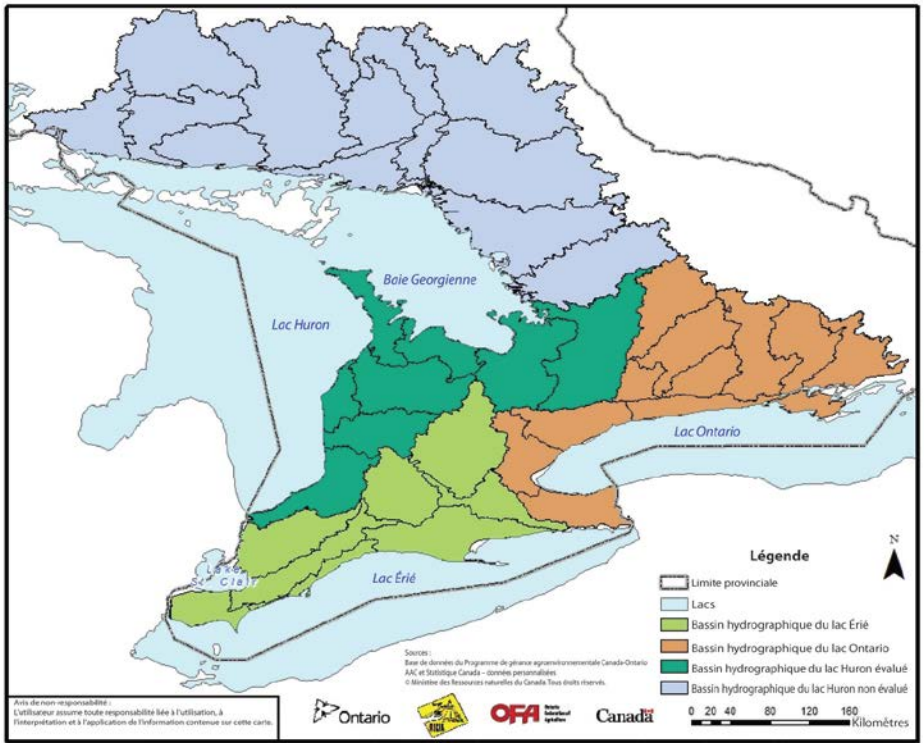


Figure 7. Bassins hydrographiques des lacs en milieu agricole, en Ontario.
Source : Atlas du Canada – Frontières provinciales à l'échelle de 1/2 000 000; Données cadres nationales de l'Atlas du Canada à l'échelle de 1/1 000 000, hydrologie – aires de drainage fondamentales; Atlas de l'Amérique du Nord – Plans d'eau.

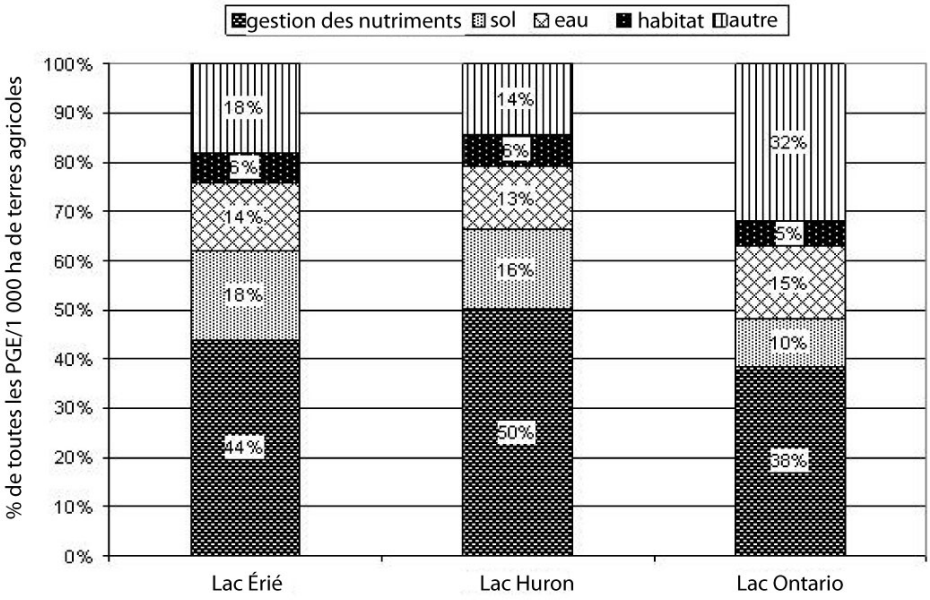


Figure 8. Proportion de l'adoption cumulative de PGE selon l'effet principal (gestion des nutriments, conservation des sols, protection de la qualité de l'eau, mise en valeur de l'habitat ou autre), par bassin hydrographique, en Ontario.
Source : Base de données du Programme de gérance agroenvironnementale Canada-Ontario, fournie par l'Ontario Soil and Crop Improvement Association.

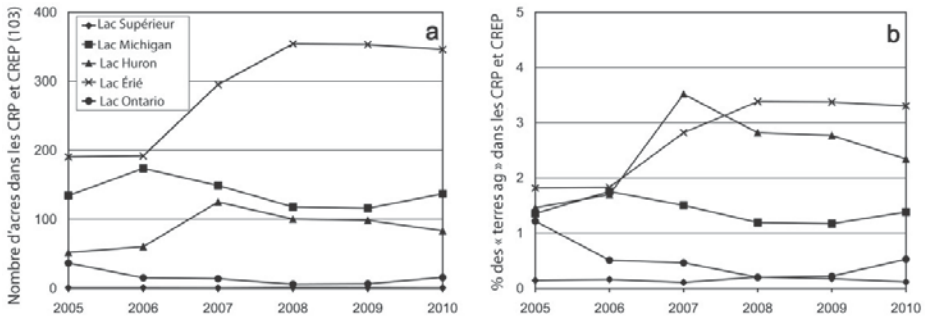


Figure 9. Tendances des ententes dans le cadre des programmes de conservation CRP et CREP du USDA et pourcentage de terres agricoles qui ne servent plus à la production.
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset et USDA FSA CRP/CREP Database.

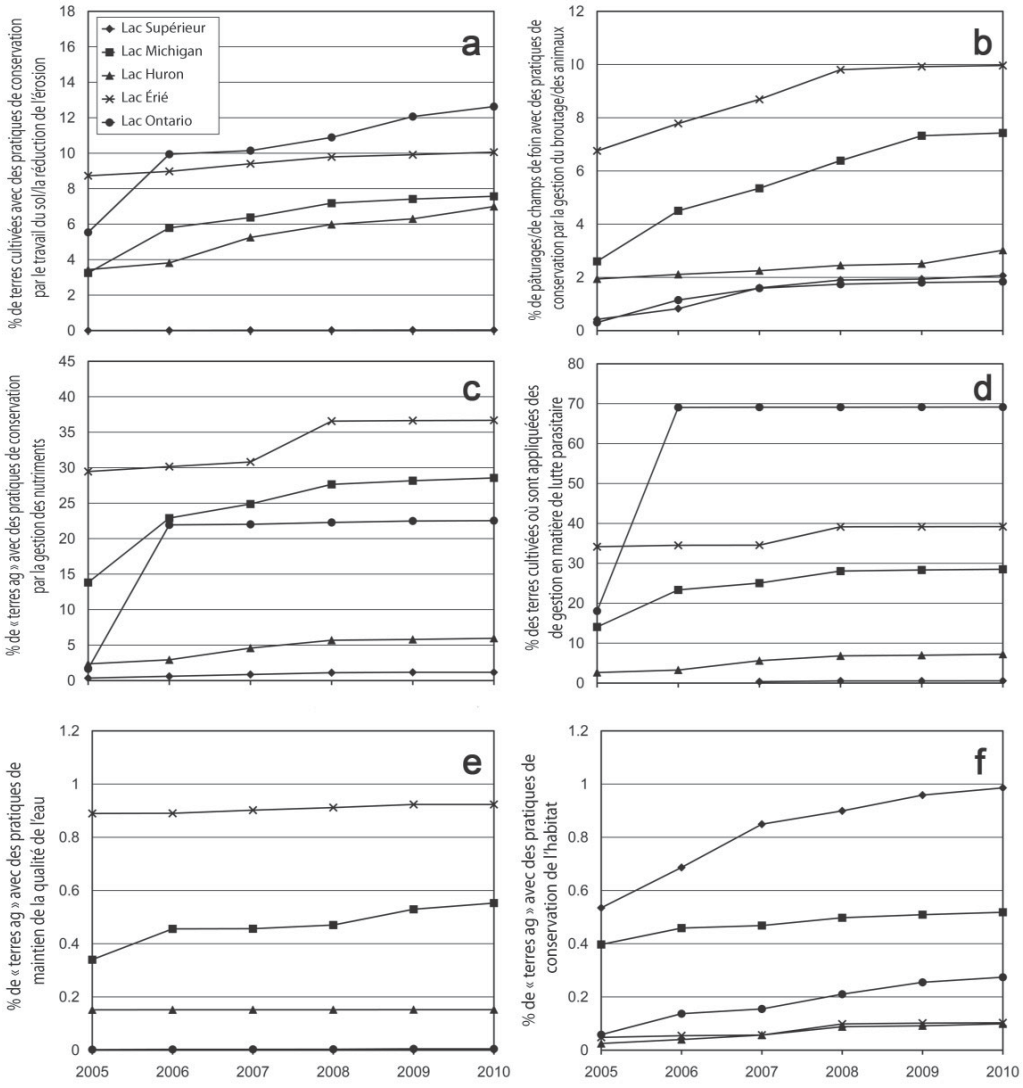


Figure 10. Tendances des pratiques regroupées des programmes EQIP, CSP et WHIP du NRCS mises en application par unité de superficie. Les pratiques regroupées sont : le travail du sol/la réduction de l'érosion (a); le pâturage/la gestion du broutage (b); la gestion des nutriments (c); l'amélioration de la qualité de l'eau par l'interception des écoulements de surface (d); et, la mise en valeur de l'habitat pour les espèces sauvages (e).
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset et USDA Protracts Database.

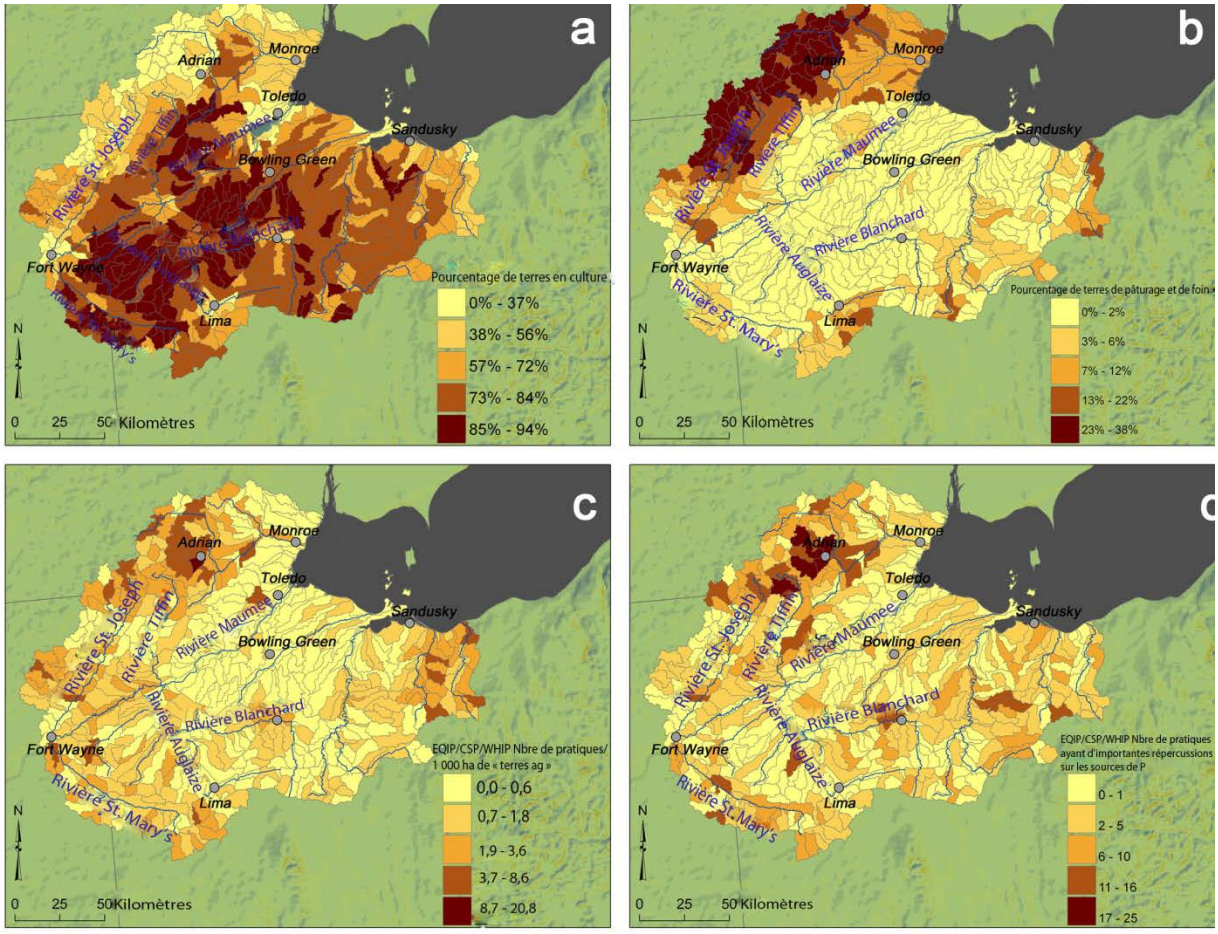


Figure 11. Bassins hydrographiques de l'unité hydrologique (HUC) à 12 chiffres de l'ouest du lac Érié représentant le pourcentage de terres cultivées (a), le pourcentage de pâturage/de champs de foin (b), le nombre de pratiques du NRCS par superficie de terres agricoles (c) et le nombre de pratiques du NRCS ayant d'importantes répercussions sur les sources de phosphore.
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset et USDA Protracts Database.

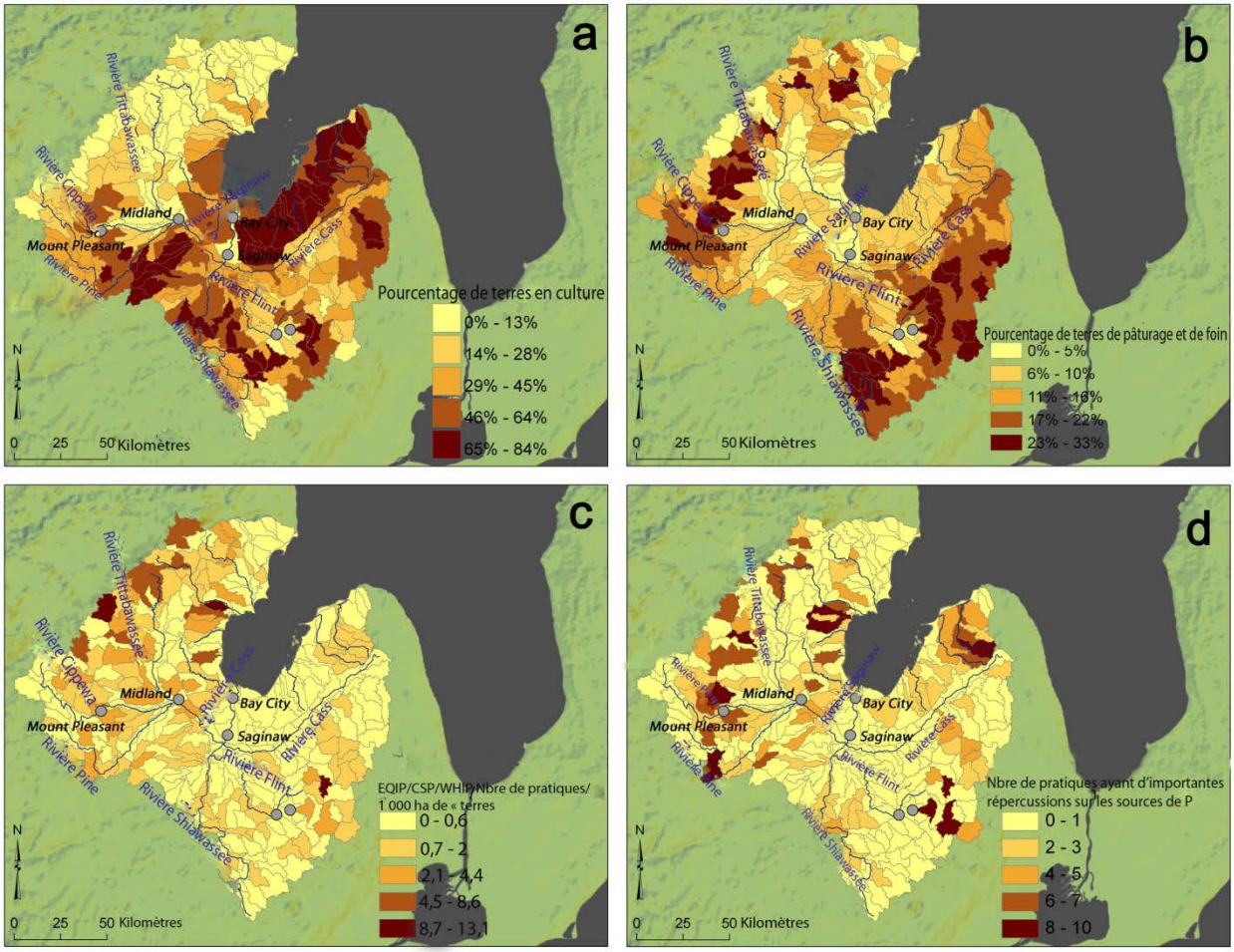


Figure 12. Bassins hydrographiques de l'unité hydrologique (HUC) à 12 chiffres de la baie Saginaw représentant le pourcentage de terres cultivées (a), le pourcentage de pâturage/de champs de foin (b), le nombre de pratiques du NRCS par superficie de terres agricoles (c) et le nombre de pratiques du NRCS ayant d'importantes répercussions sur les sources de phosphore.
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset et USDA Protracts Database.

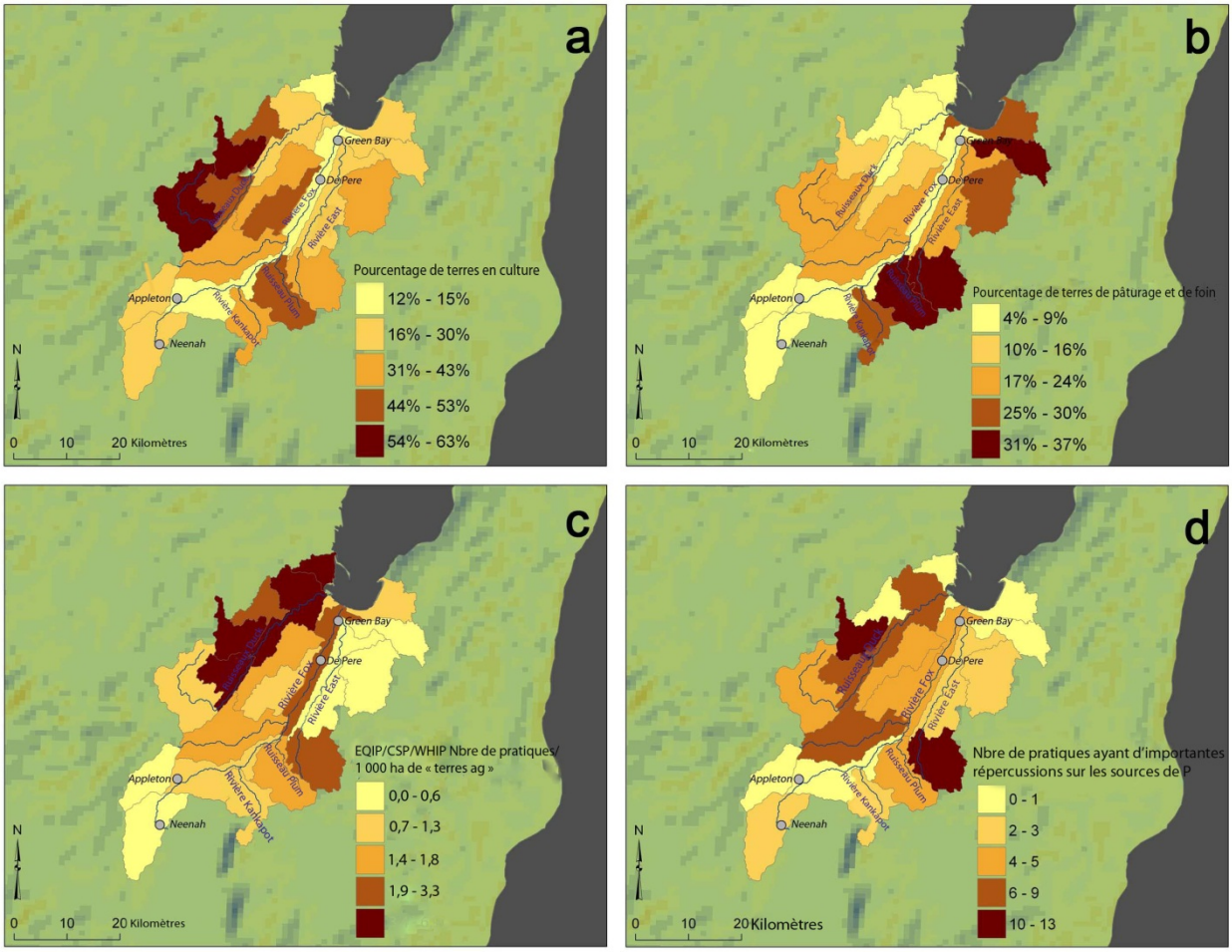


Figure 13. Bassins hydrographiques de l'unité hydrologique (HUC) à 12 chiffres du cours inférieur de la rivière Fox représentant le pourcentage de terres cultivées (a), le pourcentage de pâturage/de champs de foin (b), le nombre de pratiques du NRCS par superficie de terres agricoles (c) et le nombre de pratiques du NRCS ayant d'importantes répercussions sur les sources de phosphore.
Source : USGS 2006 National Land Cover Dataset et USDA Protracts Database.

Contaminants dans les oiseaux aquatiques

Évaluation globale
Situation : Bonne
Tendance : S'améliore
Justification : Les tendances à long terme (de 1974 jusqu'à ce jour) des concentrations de la presque totalité des contaminants classiques sont en déclin. Les tendances à court terme des concentrations, c'est-à-dire au cours de la dernière décennie, sont un mélange de déclins marqués pour certains contaminants et d'aucun déclin pour d'autres.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Situation : Bonne
Tendance : S'améliore
Justification : Les concentrations des contaminants classiques, à savoir le DDE, la somme des BPC et le TCDD, ont connu un déclin marqué à long terme (de 1974 à 2009) et à court terme (de 2000 à 2009). Les concentrations de mercure ont connu un déclin marqué à long terme, mais ni les concentrations de mercure ni les concentrations de la somme des BDE n'ont connu de déclin marqué à court terme. Pour obtenir davantage de précisions sur les tendances des concentrations à long terme et à court terme par substance et par plan d'eau, consultez la figure 2.

Lac Michigan
Situation : Bonne
Tendance : S'améliore
Justification : Les concentrations des contaminants classiques, à savoir le DDE, la somme des BPC et le TCDD, ont connu un déclin marqué tant depuis les années 1970 (de 1974 à 2009) qu'au cours de la dernière décennie (de 2000 à 2009). Les concentrations de mercure ont connu un déclin marqué à long terme, mais ni les concentrations de mercure ni les concentrations de la somme des BDE n'ont connu de déclin marqué à court terme.

Lac Huron
Situation : Bonne
Tendance : S'améliore
Justification : Les concentrations des contaminants classiques, à savoir le DDE, la somme des BPC, le TCDD et le mercure, ont connu un déclin marqué tant depuis les années 1970 (de 1974 à 2009) qu'au cours de la dernière décennie (de 2000 à 2009). Les concentrations de la somme des BDE n'ont connu aucun changement important à court terme.

Lac Érié
Situation : Bonne
Tendance : Inchangée
Justification : Les concentrations des contaminants classiques, à savoir le DDE, la somme des BPC, le TCDD et le mercure, ont connu un déclin marqué depuis les années 1970 (de 1974 à 2009). Cependant, les concentrations d'aucune de ces substances ni celles de la somme des BDE n'ont connu de déclin marqué au cours de la dernière décennie (de 2000 à 2009).

Lac Ontario
Situation : Bonne
Tendance : Inchangée

Justification : Les concentrations des contaminants classiques, à savoir le DDE, la somme des BPC, le TCDD et le mercure, ont connu un déclin marqué depuis les années 1970 (de 1974 à 2009). Cependant, les concentrations d'aucune de ces substances ni celles de la somme des BDE n'ont connu de déclin marqué au cours de la dernière décennie (de 2000 à 2009).

But

- Évaluer les concentrations et les tendances actuelles des substances chimiques chez les oiseaux aquatiques coloniaux représentatifs (goélands, sternes, cormorans, hérons) dans les Grands Lacs.
- Déduire et mesurer l'impact des contaminants sur la santé (physiologie et reproduction) des populations d'oiseaux aquatiques.
- Évaluer les paramètres écologiques et physiologiques chez les oiseaux aquatiques coloniaux représentatifs dans les Grands Lacs.
- L'indicateur « Contaminants dans les oiseaux aquatiques » est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie portant sur la qualité de l'eau.

Objectif pour l'écosystème

Un des objectifs de la surveillance des oiseaux aquatiques piscivores coloniaux des Grands Lacs est de suivre l'évolution vers des conditions environnementales où il n'y aurait aucune différence dans les concentrations de contaminants et les paramètres biologiques connexes chez les oiseaux de la région des Grands Lacs et ceux des autres régions. Aux fins de cet indicateur, les concentrations de contaminants dans les œufs de Goéland argenté sont mesurées aussi pour vérifier qu'elles continuent de diminuer.

Conditions écologiques

Mesures

- Concentrations annuelles du complexe de DDT, des BPC, des PCDF, des PCDD et d'autres contaminants organiques, ainsi que celles du mercure et d'autres métaux dans les œufs de Goéland argenté provenant de 15 sites de l'ensemble des Grands Lacs (États-Unis et Canada).
- Mesure périodique des caractéristiques biologiques des goélands et d'autres oiseaux aquatiques coloniaux qui sont touchés directement ou indirectement par les contaminants et d'autres stresseurs. Il peut s'agir, entre autres, des caractéristiques suivantes : la taille de la couvée, l'épaisseur de la coquille de l'œuf, le taux d'éclosion et le taux 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. D'autres considérations liées à la surveillance sont notamment le dépistage de la porphyrie, les carences en vitamine A, ainsi que l'évaluation du système immunitaire des oiseaux.

Paramètres

- Les concentrations de substances chimiques et les mesures des caractéristiques biologiques dans les oiseaux aquatiques nichant en colonies ne diffèrent pas des concentrations mesurées aux sites témoins dans le Canada atlantique ou les Prairies.
- Tendances à la diminution des concentrations de contaminants.

Renseignements supplémentaires

Depuis 1974, de 10 à 13 œufs ont été recueillis chaque année dans au plus 13 colonies d'oiseaux aquatiques nichant dans les Grands Lacs et les voies interlacustres (figure 1). Les concentrations de contaminants dans les œufs ont été choisies, parce qu'il est assez facile et peu coûteux de recueillir des œufs et parce que les teneurs en lipides dans les

œufs varient moins que dans d'autres tissus (Weseloh *et al.*, 2006). Des précisions supplémentaires sont présentées dans Pekarik et Wesoleh (1998).

Bien que certaines espèces fauniques des Grands Lacs soient plus sensibles aux contaminants que le Goéland argenté et, en général, qu'aux espèces d'oiseaux aquatiques nichant en colonies, le Goéland argenté est la seule espèce pour laquelle on dispose d'un ensemble de données historiques aussi important. Lorsque les concentrations de contaminants continueront de diminuer (si elles le font), l'utilité du Goéland argenté comme espèce biologique indicatrice pourrait diminuer aussi (parce que le Goéland argenté est moins sensible aux faibles concentrations de contaminants), mais sa valeur comme indicateur chimique sera maintenue et augmentera probablement – parce qu'il deviendra de plus en plus difficile de mesurer les contaminants dans d'autres tissus. Le Goéland argenté est un excellent dépisteur de l'accumulation, parce que bon nombre des mesures biologiques décrites plus haut sont corrélées avec les concentrations de contaminants dans les œufs. Chez d'autres oiseaux aquatiques coloniaux, il existe des corrélations semblables entre les concentrations de contaminants dans les œufs et diverses mesures biologiques. Les concentrations de contaminants dans les œufs d'autres oiseaux aquatiques coloniaux sont généralement corrélées avec celles des Goélands argentés. Les Goélands argentés adultes nichent dans l'ensemble des Grands Lacs et des voies interlacustres, et demeurent dans la région des Grands Lacs à longueur d'année. Le régime alimentaire du Goéland argenté se composant habituellement surtout de poissons, l'oiseau constitue une excellente espèce nicheuse terrestre indicatrice de la communauté aquatique. L'ensemble de données sur les concentrations de contaminants dans les œufs de Goéland argenté constitue aussi l'ensemble de données continues (annuelles) sur les contaminants dans les espèces fauniques qui existe depuis le plus longtemps au monde.

L'indicateur « Contaminants dans les oiseaux aquatiques » fait partie de l'évaluation de la qualité de l'eau des Grands Lacs, car les tendances à long terme des concentrations de contaminants dans le biote fournissent de précieux indices de l'abondance relative des contaminants à proximité des populations de poissons et d'oiseaux aquatiques. Il est toutefois important de noter que les concentrations de contaminants dans le biote ne représentent pas uniquement la quantité de contaminants dans l'eau, mais qu'elles sont le résultat de l'intégration de nombreuses interactions biologiques, chimiques et physiques (processus de bioaccumulation et de bioamplification, variations du régime alimentaire et du taux de croissance, etc.).

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 Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Environnement 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 2008, 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 taille et la répartition des populations d'oiseaux aquatiques nichant dans les Grands Lacs sont aussi des indicateurs de l'état de santé de l'écosystème. Les populations d'oiseaux aquatiques qui connaissent un déclin (diminution du nombre de couples nicheurs ou de nids) et les indices vitaux (taux d'éclosion, taux d'envol, taux de mortalité, etc.) peuvent être des indicateurs du stress environnemental à l'échelle locale. Les populations d'oiseaux aquatiques coloniaux dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs ont été recensées conjointement par le Service canadien de la faune et le U.S. Fish and Wildlife Service depuis les années 1970, environ tous les 10 ans; quatre recensements menés au cours de décennies différentes ont été réalisés jusqu'à ce jour : années 1970, années 1980,

années 1990 et années 2000. En résumé, et à long terme (des années 1970 aux années 2000), ces recensements ont montré que les effectifs d'oiseaux nicheurs des six espèces suivantes avaient augmenté : Cormoran à aigrettes, Bihoreau gris, Grande Aigrette, Goéland à bec cerclé, Goéland marin et Sterne caspienne. En revanche, les effectifs de trois espèces, à savoir le Grand Héron, le Goéland argenté et la Sterne pierregarin, ont diminué. À court terme (des années 1990 aux années 2000), les effectifs du Bihoreau gris, des trois espèces de goélands et de la Sterne pierregarin ont diminué. En ce qui concerne la Sterne pierregarin, dont les effectifs ont diminué continuellement depuis le premier recensement, la tendance est alarmante; en effet, les effectifs sont passés d'environ 8 600 couples à seulement 5 000 couples (42 %; figure 3). Les causes de cette diminution ne sont pas claires, mais elle serait en partie attribuable à la compétition pour les sites de nidification avec le Goéland à bec cerclé et à la perte d'habitat. Bien que la population de Goélands argentés soit beaucoup plus importante (environ 32 000 couples), son déclin devrait néanmoins faire l'objet d'une surveillance, en particulier dans le lac Huron, où les effectifs ont diminué, passant d'environ 33 500 couples dans les années 1970 à 22 000 couples dans les années 2000 (34 %). À l'heure actuelle, les facteurs tels que le changement d'habitat et la perte d'habitat, les changements dans la structure trophique et l'abondance des poissons-proies, le moins bon accès à d'autres sources de nourriture (pour les goélands, en raison des changements dans les pratiques agricoles et les pratiques d'élimination des déchets), la compétition interspécifique pour les sites de nidification (pressions plus fortes exercées par les espèces surabondantes comme les cormorans et le Goéland à bec cerclé, etc.) et les stresseurs dans les aires d'hivernage jouent probablement un rôle plus important dans la régulation des populations d'oiseaux aquatiques que la dégradation associée aux contaminants.

Liens

Il existe de nombreux liens entre l'indicateur « Contaminants dans les oiseaux aquatiques piscivores » et plusieurs autres indicateurs dans la série de rapports sur les Grands Lacs (SOLEC). Il existe un lien entre l'indicateur « Contaminants dans les oiseaux aquatiques piscivores » et les indicateurs « Contaminants dans les poissons entiers » et « Prédateurs supérieurs et poissons-proies ». Les tendances observées dans les oiseaux coloniaux piscivores sont probablement liées aussi aux tendances observées chez le Pygargue à tête blanche. M. Craig Hebert (Ph. D.) a montré aussi un lien entre les concentrations de contaminants dans les œufs de Goéland argenté et la durée des glaces. Il existe un lien direct entre les concentrations de contaminants dans les Goélands argentés et la perturbation endocrinienne et, en ce qui concerne la santé des poissons piscivores dans les Grands Lacs, un lien a été établi entre les Goélands argentés et les éclosions de botulisme et la présence de maladies des poissons.

Limites des données

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.

De plus, les concentrations de contaminants dans la plupart des oiseaux piscivores nichant en colonies se situent à des niveaux où les effets écologiques globaux, comme l'amincissement de la coquille des œufs, la diminution du

taux d'éclosion et du taux d'envol, et les déclins des populations, ne sont plus apparents. Les biomarqueurs physiologiques et génétiques sont plus fiables pour détecter les effets biologiques des contaminants. Cependant, ces biomarqueurs ne sont pas aussi bien caractérisés ni aussi facilement compris par le public. Les autres espèces complémentaires sont notamment le Cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*), la Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*), la Sterne caspienne (*Hydroprogne caspia*) et le Bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité	x					
2. Les données sont traçables à leur source d'origine	x					
3. La source des données est connue, fiable et respectée	x					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs	x					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada	x					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport	x					

Remerciements

Shane de Solla, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada, Centre canadien des eaux intérieures, C.P. 5050, Burlington (Ontario) L7R 4A6; courriel : Shane.deSolla@ec.gc.ca.

D.V. Chip Weseloh, Service canadien de la faune, Environnement Canada, 4905, rue Dufferin, Toronto (Ontario) M3H 5T4; courriel : Chip.Weseloh@ec.gc.ca.

Dave Moore, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Centre canadien des eaux intérieures, C.P. 5050, Burlington (Ontario) L7R 4A6; courriel : Dave.Moore@ec.gc.ca.

Collaborateurs

Guy Savard, Centre national de recherche sur la faune, Environnement Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0H3; courriel : Guy.Savard@ec.gc.ca.

Craig Hebert, Centre national de recherche sur la faune, Environnement Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0H3; courriel : Craig.Hebert@ec.gc.ca.

Robert Letcher, Centre national de recherche sur la faune, Environnement Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0H3; courriel : Robert.Letcher@ec.gc.ca.

Ray Faber, Saint Mary's University of Minnesota, 700 Terrace Heights, app. 1524, Winona, Minnesota 55987.

Sources d'information

Weseloh, D.V.C., C. Pekarik et S.R. 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.

De Solla, S.R., D.V.C. Weseloh, C.E. Hebert et C. Pekarik. 2010. Impact of changes in analytical techniques for the measurement of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides on temporal trends in Herring Gull eggs, *Environ. Toxicol. Chem.* 9999(120:1-8).

Pekarik, C., et D.V. Weseloh. 1998. Organochlorine contaminants in herring gull eggs from the Great Lakes,

1974-1995: Change point regression analysis and short-term regression, *Environ. Monit. Assess.* 53:77-115.
Weseloh, D.V.C., D.J. Moore, C.E. Hebert, S.R. de Solla, B.M. Braune et D. McGoldrick. Sous presse. Current concentrations and spatial and temporal trends in mercury in Great Lakes Herring Gull eggs, 1974-2009, *Ecotoxicology*.
Environnement Canada. Données inédites.

Liste des figures

Figure 1. Emplacements des sites de collecte annuelle d'œufs de Goéland argenté dans les Grands Lacs et les voies interlacustres.
Source : Service canadien de la faune, Environnement Canada – Burlington/Downsview.

Figure 2. Changement dans les concentrations de DDE, de la somme des BPC, de mercure (Hg) (µg/g, poids humide), de 2,3,7,8-TCDD et de la somme des BDE (pg/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de l'année des premières mesures (barres vertes) comparées aux valeurs de 2000 (barres orange) et aux mesures les plus récentes (2009, barres jaunes). Les valeurs de l'année des premières mesures ont été fixées à 100 %. L'année des premières mesures et l'année des mesures les plus récentes sont indiquées sous le nom des substances sur l'axe des x. Aucun œuf n'étant disponible au site de l'île Fighting en 2009, la valeur de 2008 a donc été utilisée; de même, les valeurs du DDE et du mercure pour 1973 ont été utilisées pour le lac Michigan. Les valeurs associées à chaque barre sont les concentrations réelles. Les symboles qui se trouvent au-dessus des barres vertes indiquent les valeurs de p des régressions sur les concentrations transformées en ln pour l'ensemble de données complet (des premières aux dernières mesures, texte en rouge) et la période de 1999 à 2009 (texte en noir) : **, $p \leq 0{,}0001$; *, $p \leq 0{,}001$; ^, $p \leq 0{,}01$; #, $p \leq 0{,}05$; ns, non significatif.
Source : Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Environnement Canada – Burlington.

Figure 3. Changements dans le nombre de nids (en rouge) et de colonies nicheuses (en bleu) de Sterne pierregarin dans les eaux canadiennes des Grands Lacs et des voies interlacustres durant les relevés menés au cours de quatre décennies différentes (de 1976 à 1980, de 1989 à 1990, de 1997 à 2000 et de 2007 à 2009). Non montré : On a compté 25 nids dans une colonie du lac Supérieur lors du recensement de la deuxième période.
Source : Service canadien de la faune, Environnement Canada – Burlington/Downsview.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

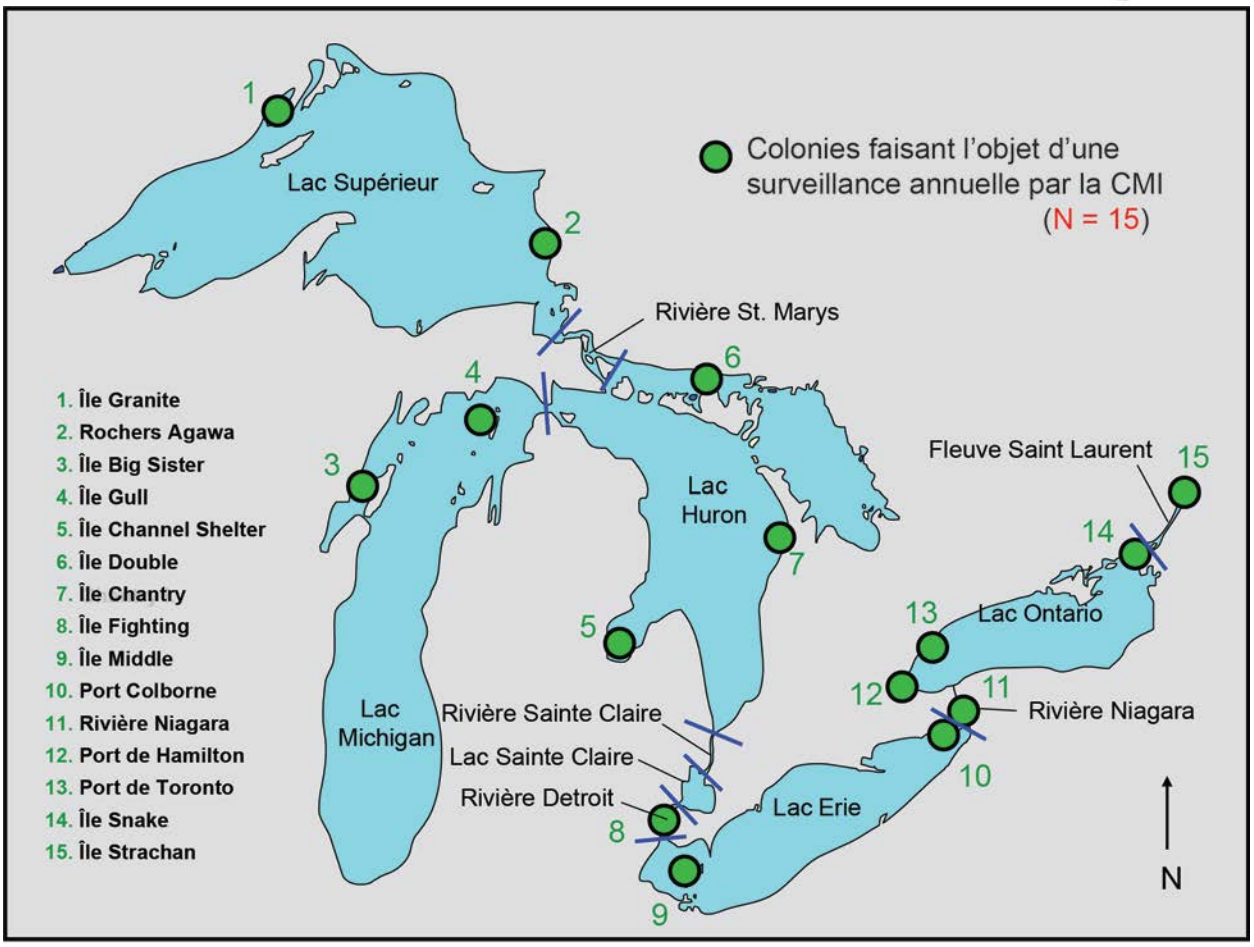


Figure 1. Emplacements des sites de collecte annuelle d'œufs de Goéland argenté dans les Grands Lacs et les voies interlacustres.

Source : Service canadien de la faune, Environnement Canada – Burlington/Downsview.

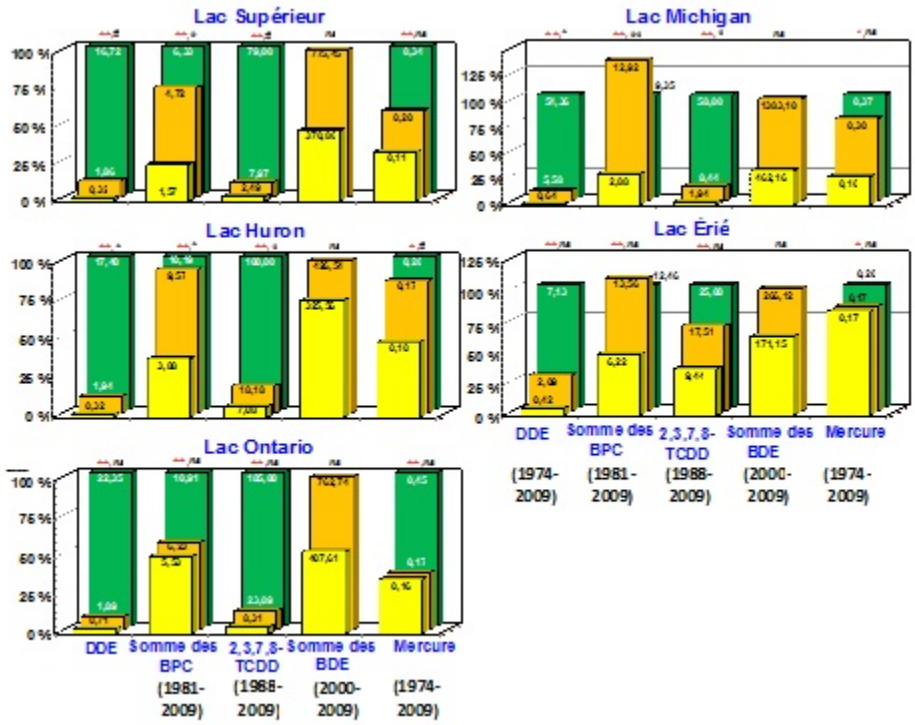


Figure 2. Changement dans les concentrations de DDE, de la somme des BPC, de mercure (Hg) (µg/g, poids humide), de 2,3,7,8-TCDD et de la somme des BDE (pg/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de l'année des premières mesures (barres vertes) comparées aux valeurs de 2000 (barres orange) et aux mesures les plus récentes (2009, barres jaunes). Les valeurs de l'année des premières mesures ont été fixées à 100 %. L'année des premières mesures et l'année des mesures les plus récentes sont indiquées sous le nom des substances sur l'axe des x. Aucun œuf n'étant disponible au site de l'île Fighting en 2009, la valeur de 2008 a donc été utilisée; de même, les valeurs du DDE et du mercure pour 1973 ont été utilisées pour le lac Michigan. Les valeurs associées à chaque barre sont les concentrations réelles. Les symboles qui se trouvent au-dessus des barres vertes indiquent les valeurs de p des régressions sur les concentrations transformées en ln pour l'ensemble de données complet (des premières aux dernières mesures, texte en rouge) et la période de 1999 à 2009 (texte en noir) : **, $p \leq 0{,}0001$; *, $p \leq 0{,}001$; ^, $p \leq 0{,}01$; #, $p \leq 0{,}05$; ns, non significatif.
Source : Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Environnement Canada – Burlington.

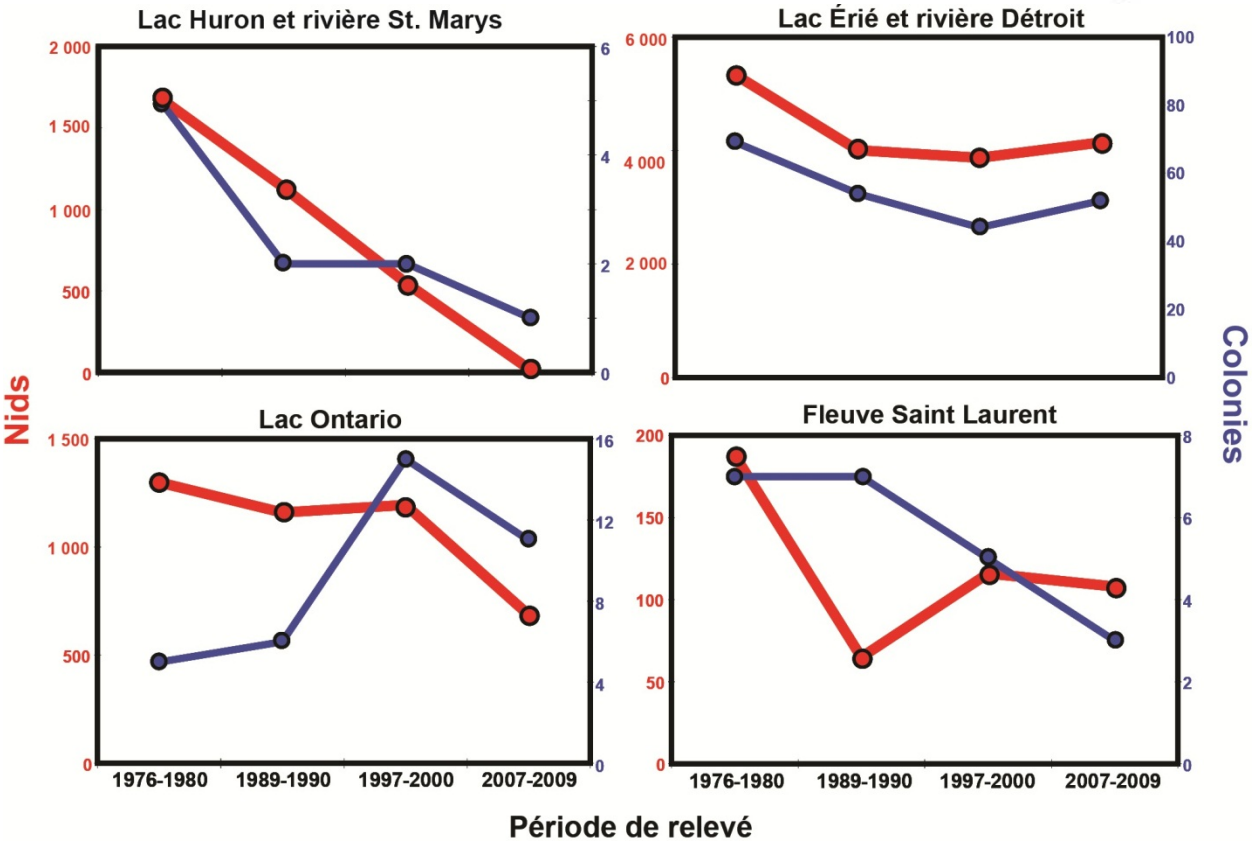


Figure 3. Changements dans le nombre de nids (en rouge) et de colonies nicheuses (en bleu) de Sterne pierregarin dans les eaux canadiennes des Grands Lacs et des voies interlacustres durant les relevés menés au cours de quatre décennies différentes (de 1976 à 1980, de 1989 à 1990, de 1997 à 2000 et de 2007 à 2009). Non montré : On a compté 25 nids dans une colonie du lac Supérieur lors du recensement de la deuxième période.
Source : Service canadien de la faune, Environnement Canada – Burlington/Downsview.

Contaminants dans les poissons entiers

Évaluation globale

Situation : **Passable**

Tendance : **Se détériore**

Justification : **La présente évaluation intègre de multiples contaminants et tient compte des effets potentiels de l'exposition des espèces sauvages qui se nourrissent de poissons. Les concentrations de mercure total demeurent en deçà de l'objectif de 0,5 µg/g (poids humide) dans tous les lacs. Toutefois, les concentrations semblent augmenter à certains endroits du bassin, ce qui indique une détérioration de cet indicateur. Les concentrations de polychlorobiphényles (PCB) et de pentabromodiphényléther (penta-BDE) sont actuellement supérieures aux limites établies dans les lignes directrices chez le touladi et le doré, et ce, dans tous les Grands Lacs. Toutefois, les concentrations de ces contaminants sont en déclin chez la plupart des poissons étudiés.**

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Situation : Passable

Tendance : Se détériore

Justification : Les concentrations de PCB et de penta-BDE sont supérieures aux limites établies dans les lignes directrices chez le touladi dans le lac Supérieur, et sont en déclin. Les concentrations de mercure (Hg) total, bien qu'elles soient toujours inférieures à l'objectif de 0,5 µg/g (poids humide), sont revenues aux niveaux observés dans les années 1980, et semblent augmenter.

Lac Michigan

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : Les concentrations de PCB et de penta-BDE sont supérieures aux limites établies dans les lignes directrices chez le touladi dans le lac Michigan, et sont en déclin. Les concentrations de Hg total sont similaires à celles observées dans les autres lacs, mais les données des dernières années sont insuffisantes pour confirmer une tendance significative.

Lac Huron

Situation : Passable

Tendance : Se détériore

Justification : Les concentrations de PCB et de penta-BDE sont supérieures aux limites établies dans les lignes directrices chez le touladi dans le lac Huron, et sont en déclin. Les concentrations de Hg total, bien qu'elles soient toujours inférieures à l'objectif de 0,5 µg/g (poids humide), sont revenues aux niveaux observés dans les années 1980, et connaissent une augmentation.

Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : Se détériore

Justification : Les concentrations de PCB et de penta-BDE sont supérieures aux limites établies dans les lignes directrices chez le doré dans le lac Érié, et sont en déclin. Les concentrations de Hg total, bien qu'elles soient toujours inférieures à l'objectif de 0,5 µg/g (poids humide), sont revenues aux niveaux observés dans les années 1980, et connaissent une augmentation.

Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : Les concentrations de PCB et de penta-BDE sont supérieures aux limites établies dans les lignes directrices chez le touladi dans le lac Ontario, et sont en déclin. Les concentrations de Hg total ne sont plus en déclin et pourraient bien augmenter, comme on l'a observé chez les poissons des lacs Supérieur, Huron et Érié.

But

- Décrire les tendances temporelles et spatiales des contaminants biodisponibles chez des espèces de poissons hauturières représentatives de l'ensemble des Grands Lacs.
- Inférer l'efficacité des mesures correctives relatives à la gestion des polluants critiques.
- Déterminer la nature et la gravité des polluants préoccupants nouveaux et émergents.
- L'indicateur « Contaminants dans les poissons entiers » est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie portant sur la qualité de l'eau.

Objectif pour l'écosystème

Les eaux des Grands Lacs devraient être exemptes de substances toxiques qui sont dangereuses pour les populations halieutiques et sauvages, de même que pour les consommateurs de ce biote. Les données sur la situation et les tendances des contaminants, qui se servent des poissons comme indicateurs biologiques, appuient les décisions relatives aux utilisations bénéfiques et à la dégradation des populations des poissons, de même que les exigences de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL, États-Unis et Canada, 1987) (annexes 1 [Objectifs spécifiques], 2 [Plans d'assainissement et plans d'aménagement panlacustre], 11 [Surveillance et contrôle], et 12 [substances toxiques rémanentes]).

Conditions écologiques

Contexte et méthodes

Les programmes de surveillance des bassins à long terme (plus de 25 ans), qui permettent de mesurer les concentrations de contaminants dans le corps entier de poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs (touladi et/ou doré), sont mis en œuvre dans le cadre du Great Lakes Fish Monitoring and Surveillance Program par le Great Lakes National Program Office de l'Agence de protection environnementale des États-Unis (U.S. Environmental Protection Agency [U.S. EPA]), et dans le cadre du Programme de suivi et de surveillance des contaminants dans le poisson de la Division du monitoring et de la surveillance de la qualité des eaux douces d'Environnement Canada (EC). Ces programmes visent à déterminer les risques que posent les contaminants pour les espèces sauvages qui se nourrissent de poissons et à suivre les tendances temporelles. L'indicateur « Contaminants dans les poissons entiers » fait partie de l'évaluation de la qualité des eaux des Grands Lacs, car les tendances à long terme des contaminants dans le biote fournissent de précieux indices de l'abondance relative des contaminants bioaccumulatifs dans l'environnement. Les poissons intègrent les contaminants avec le temps et dans leur aire de répartition; ils permettent donc une évaluation plus vaste de l'exposition environnementale que ne le permettrait un simple échantillon d'eau prélevé à un endroit unique à un moment précis. Les contaminants bioaccumulatifs sont également observés à de plus fortes concentrations dans le biote que dans l'eau, ce qui permet de déterminer de façon efficace et peu coûteuse les concentrations de contaminants dans l'environnement. Il est toutefois important de noter que les niveaux de contaminants dans le biote ne représentent pas uniquement la quantité de contaminants dans l'eau, mais qu'ils 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 taux de croissance).

Environnement Canada présente des rapports chaque année sur les charges de contaminants chez les touladis d'âge semblable (4+ à 6+ ans), les dorés (lac Érié), et les éperlans arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), qui sont des proies

communes. L'U.S EPA surveille chaque année les charges de contaminants chez les touladis et les dorés (lac Érié) de tailles semblables (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. Les stations de surveillance d'EC et de l'U.S. EPA sont illustrées à la figure 1. Il existe une autre différence entre les programmes d'EC et de l'U.S. EPA, qui limite la combinaison de données aux fins de l'analyse statistique : EC mesure les contaminants dans les poissons individuels, alors que l'U.S. EPA mesure les contaminants dans des échantillons composites. Par conséquent, toutes les analyses et les statistiques sommaires sont rapportées séparément pour chaque ensemble de données. À moins d'indication contraire, les tendances temporelles ont été évaluées à l'aide de modèles de régression log-linéaire simple des concentrations annuelles médianes pour estimer les taux de déclin annuels. Les tendances étaient jugées significatives si la pente du modèle était supérieure ou inférieure à zéro ($\alpha = 0,05$). Lorsque cela s'applique, les concentrations de contaminants et les tendances sont comparées aux critères établis dans l'AQEGL ou dans d'autres lignes directrices utiles élaborées pour protéger la qualité de l'écosystème. L'AQEGL, d'abord signé en 1972, renouvelé en 1978, puis modifié en 1987, exprime l'engagement du Canada et des États-Unis à restaurer et à maintenir l'intégrité chimique, physique et biologique de l'écosystème du bassin des Grands Lacs. À l'heure actuelle, des négociations sont en cours entre les gouvernements du Canada et des États-Unis en vue d'élaborer un nouvel accord. Lorsqu'un nouvel accord sera conclu, les programmes de surveillance des contaminants dans les poissons seront évalués et modifiés pour satisfaire aux nouvelles exigences et aux nouveaux objectifs.

Les sites Web suivants offrent de plus amples renseignements sur les programmes de surveillance :
http://www.epa.gov/glnpo/monitoring/fish/index.html et
http://www.ec.gc.ca/scitech/default.asp?lang=Fr&n=828EB4D2-1

Concentrations de substances chimiques dans les poissons entiers des Grands Lacs

Depuis la fin des années 1970, les concentrations de contaminants organochlorés utilisés dans le passé, comme les polychlorobiphényles (PCB) et le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) ont diminué chez la plupart des espèces de poissons surveillées. À l'inverse, les concentrations de mercure total dans les poissons, en déclin dans les années 1980, augmentent maintenant dans la plupart des lacs et atteignent maintenant des niveaux semblables à ceux observés au début des activités de surveillance dans le bassin. Au cours des dernières années, certains contaminants, notamment les polybromodiphényléthers (PBDE) et le perfluorooctanesulfonate (PFOS), ont attiré l'attention des organismes de surveillance et de réglementation du bassin des Grands Lacs. De manière générale, les concentrations de composés réglementés déclinent lentement ou se sont stabilisées dans les tissus des poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs. À l'échelle du bassin, les changements sont souvent propres aux lacs, car ceux-ci dépendent, en partie, des caractéristiques physicochimiques des contaminants, des caractéristiques hydrologiques du lac et de la composition biologique de la communauté de poissons et des réseaux trophiques qui y sont associés.

Polychlorobiphényles totaux (PCB)

Situation à l'échelle du bassin : Passable; s'améliore

Les concentrations de PCB totaux chez les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des Grands Lacs ont diminué de façon continue depuis l'élimination progressive de ces substances dans les années 1970 (figure 2). Les concentrations médianes de PCB chez les touladis des lacs Supérieur, Huron et Ontario et chez les dorés du lac Érié continuent de diminuer. Toutefois, elles sont toujours supérieures à l'objectif de 0,1 µg/g (poids humide) établi dans l'AQEGL (tableau 1). Les données de régression log-linéaire d'EC montrent des déclins annuels continus à long terme de 5 % chez les touladis du lac Supérieur, et de 7 % dans les lacs Huron et Ontario; les concentrations de PCB chez les dorés du lac Érié diminuent de 3 % par année. Des analyses similaires réalisées à l'aide de données de l'U.S. EPA ne montrent pas de déclin annuel significatif des PCB totaux chez les touladis du lac Supérieur, mais indiquent des déclins annuels des concentrations de PCB chez les touladis des lacs Huron (4 %), Michigan (6 %) et Ontario (7 %), et chez les dorés du lac Érié (4 %). Les données recueillies depuis le dernier rapport de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CEEGL) portant sur cet indicateur (2006-2009) montrent que les

concentrations de PCB totaux dans les échantillons composites d'éperlans arc-en-ciel mesurées par EC étaient toutes inférieures à 0,1 µg/g (poids humide) dans les lacs Supérieur et Huron. Dans le lac Érié, les concentrations de PCB totaux mesurées dans 83 % des éperlans arc-en-ciel étaient inférieures à 0,1 µg/g (poids humide), en comparaison à seulement 34 % des mesures chez les éperlans du lac Ontario. Dans le lac Ontario, les concentrations de PCB totaux chez les éperlans arc-en-ciel diminuent d'environ 8 % par année depuis le début des activités de surveillance, en 1977.

Des études récentes ont avancé que les taux de déclin des résidus de PCB dans les poissons ralentissent ou se sont arrêtés dans certains lacs au cours des dernières années (Bhavsar *et al*., 2007; Carlson *et al*., 2010). Malgré les changements potentiels concernant les taux annuels de déclin, les modèles de régression log-linéaire simple correspondent toujours aux concentrations observées dans les lacs au fil du temps (figure 2). Les résultats qui seront générés au cours des prochaines années de surveillance devraient clarifier si les taux de déclin ralentissent ou non, et les méthodes statistiques servant à évaluer les tendances seront modifiées au besoin.

Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) et métabolites

Situation à l'échelle du bassin : *Bonne; s'améliore*

Les concentrations de opDDT et de ses métabolites opDDD et opDDE (DDT total) chez les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des Grands Lacs ont diminué continuellement depuis que l'utilisation de ce produit chimique a été interdite, en 1972. Les concentrations mesurées depuis le dernier rapport portant sur cet indicateur (2006-2009) demeurent bien en deçà des l'objectif de 1,0 µg/g (poids humide) visé dans l'AQEGL, et ce, dans l'ensemble du bassin (tableau 2). D'après les données recueillies aux stations de surveillance d'EC, les taux annuels de déclin sont de 6,8 % dans le lac Supérieur, de 7,1 % dans le lac Huron, de 7,5 % dans le lac Érié, et de 7,3 % dans le lac Ontario. Depuis le dernier rapport portant sur cet indicateur, les taux de déclin semblent correspondre aux tendances historiques. Les taux annuels de déclin établis à l'aide des données de l'U.S. EPA sont légèrement inférieurs (4,5 % dans le lac Supérieur, 5,9 % dans le lac Michigan, 5,9 % dans le lac Huron, 6,0 % dans le lac Érié, et 6,7 % dans le lac Ontario). Les taux de déclin observés aux stations de surveillance des États-Unis au cours des années suivant le dernier rapport portant sur cet indicateur semblent augmenter (c.-à-d. le déclin est plus rapide) dans les lacs Michigan, Huron et Ontario par rapport aux tendances historiques, alors que les taux correspondent toujours aux tendances historiques dans les lacs Supérieur et Érié.

Mercure total

Situation à l'échelle du bassin : *Bonne; se détériore*

Plusieurs études ont porté sur les tendances spatiales et temporelles du mercure dans les poissons de la région des Grands Lacs depuis le dernier rapport de la CEEGL portant sur cet indicateur (Bhavsar *et al*., 2010; Monson *et al*., sous presse; Zananski *et al*., 2011). Ces études ont révélé que, de manière générale, les déclins des concentrations de mercure observés jusque vers 1990 ont cessé, et que les concentrations de mercure dans les poissons ont commencé à augmenter. Les données d'EC et de l'U.S. EPA ont été utilisées dans le cadre des analyses de ces études et correspondent aux résultats obtenus (figure 3). Les concentrations de mercure sont similaires chez tous les poissons de tous les Grands Lacs, ce qui correspond à l'hypothèse voulant que les concentrations de mercure chez les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs sont d'origine atmosphérique, et les récentes augmentations pourraient refléter, en partie, l'augmentation des émissions de mercure à l'échelle planétaire (Pacyna *et al*., 2006). Il est important de noter que, depuis le dernier rapport portant sur cet indicateur (2006-2009), les concentrations médianes de mercure chez tous les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs prélevés dans les lacs Ontario, Érié, Huron et Michigan sont inférieures à la ligne directrice de l'AQEGL de 0,5 µg/g, et que des valeurs dépassant la ligne directrice n'ont été mesurées que chez ~ 4 % des touladis capturés dans le lac Supérieur (tableau 3). Les concentrations de mercure chez les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs sont actuellement égales aux concentrations mesurées au commencement du programme de surveillance (ou s'en approchent), à la fin des années 1970. La régression linéaire par morceaux à deux segments de l'ensemble de données d'EC indique que les déclins des concentrations de mercure ont cessé à la fin des années 1980 dans les lacs

Supérieur et Huron, et au début des années 1990 dans les lacs Érié et Ontario. Suivant les points de changement dans chaque lac, les concentrations de mercure sont demeurées stables dans les lacs Huron et Ontario, et semblent augmenter dans les lacs Supérieur et Érié. Les concentrations de mercure aux stations de surveillance de l'U.S. EPA depuis 1999 sont identiques aux résultats d'EC à une exception près : dans le lac Huron, on a observé une hausse annuelle significative des concentrations de mercure d'environ 7 % chez les touladis. Des schémas temporels similaires concernant les concentrations de mercure sont également observés chez l'éperlan arc-en-ciel, un poisson-proie commun pour de nombreux poissons et oiseaux du bassin des Grands Lacs (figure 4). Le renversement des tendances observé sur le plan des concentrations de mercure chez les poissons correspond aux résultats récents (Monson, 2009; Raymond et Rossmann, 2009; Bhavsar *et al*., 2010; Monson *et al*., 2011) concernant les concentrations de mercure. Malheureusement, le manque de données du milieu à la fin des années 1990 ne laisse pas un nombre suffisant de points de données pour déterminer les augmentations actuelles des taux en raison du faible coefficient d'efficacité statistique. La surveillance continue des concentrations de Hg chez les poissons est nécessaire pour déterminer de façon définitive le taux d'augmentation des concentrations de mercure dans tous les lacs et pour évaluer adéquatement les risques futurs pour les espèces sauvages qui se nourrissent de poissons dans le bassin des Grands Lacs.

Σα- et γ-chlordane

Situation à l'échelle du bassin : *Bonne; inchangée*

Les concentrations de α- et de γ-chlordane chez les touladis et les dorés entiers connaissent un déclin constant depuis que l'utilisation de ce produit chimique a été interdite par l'U.S. EPA, en 1988. Au cours des dernières années, les concentrations chez les poissons semblent avoir atteint un état stable, sans augmentation ni diminution importante. Les concentrations médianes les plus élevées depuis le dernier rapport portant sur cet indicateur (2006-2009) ont été observées chez les touladis du lac Michigan (0,018 µg/g [poids humide]), puis chez les touladis du lac Ontario (0,012 µg/g [poids humide]). Les concentrations médianes observées dans les lacs Supérieur, Huron et Érié sont toutes inférieures à 0,01 µg/g (poids humide). Il n'existe pas d'objectif concernant le chlordane chez les poissons entiers dans l'AQEGL. Aucun rapport portant sur les concentrations de chlordane chez les poissons n'apparaîtra dans les prochains rapports de la CEEGL portant sur cet indicateur, car on s'intéresse maintenant aux contaminants pour lesquels il existe des lignes directrices ou des objectifs en matière de qualité de l'environnement.

Mirex

Situation à l'échelle du bassin : Bonne; s'améliore

Le mirex est régulièrement détecté, mais seulement chez les poissons du lac Ontario, cela à cause des rejets historiques dans la rivière Niagara et à d'autres endroits dans le bassin versant du lac. Depuis le dernier rapport portant sur cet indicateur (2006-2009), les concentrations médianes chez les touladis ont été de 0,061 µg/g (poids humide) (EC) et de 0,041 µg/g (poids humide) (U.S. EPA). Les déclins des concentrations de mirex chez les touladis du lac Ontario se poursuivent et atteignent des taux historiques de 4 à 12 % chaque année. D'après les lignes directrices énoncées dans l'AQEGL, le mirex devrait être substantiellement absent des poissons des Grands Lacs.

Dieldrine

Situation à l'échelle du bassin : Bonne; s'améliore

Les concentrations de dieldrine (et de composés connexes, endrine et andrine) chez les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs les plus élevées sont observées dans le lac Michigan (médiane = 0,034 µg/g [poids humide]) et dans le lac Ontario (médiane = 0,021 µg/g [poids humide]). Les concentrations ont substantiellement décliné depuis le début de la surveillance des lacs et sont toujours en déclin à l'échelle du bassin selon des taux de 2 à 18 % par année. Il n'existe pas de ligne directrice concernant la dieldrine dans les poissons entiers dans l'AQEGL. Le présent rapport de la CEEGL sera le dernier portant sur les concentrations de dieldrine et de ses composés connexes, car on s'intéresse maintenant aux contaminants pour lesquels il existe des lignes directrices ou des objectifs en matière de qualité de l'environnement.

Toxaphène

Situation à l'échelle du bassin : *Passable; s'améliore*

Des diminutions des concentrations de toxaphène ont été observées dans tous les milieux de tous les Grands Lacs à la suite de l'interdiction d'utiliser cette substance au milieu des années 1980. Une étude récente sur les tendances relatives à la toxaphène dans les poissons des Grands Lacs a révélé que c'est dans le lac Supérieur que les concentrations demeurent les plus élevées (jusqu'à environ 480 ng/g), et que c'est dans le lac Érié qu'elles sont les plus faibles (jusqu'à environ 50 ng/g) (Xia *et al.*, 2012). Les concentrations de toxaphène chez les touladis et les dorés continuent de présenter des déclins temporels exponentiels dans tous les Grands Lacs. Toutefois, les concentrations semblent avoir atteint un niveau plancher depuis 2007 (Xia *et al.*, 2012). La surveillance continue des concentrations de toxaphène chez les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs au cours des prochaines années devrait confirmer si les concentrations de toxaphène se sont stabilisées chez les poissons des Grands Lacs.

Polybromodiphényléthers (PBDE)

Situation à l'échelle du bassin : *Passable; s'améliore*

La production et l'utilisation de trois formules commerciales populaires de PBDE sont ou ont été éliminées volontairement par l'industrie nord-américaine. L'élimination progressive des composés les plus toxiques (penta- et octa-BDE) a commencé en 2004 et, d'ici 2012, l'utilisation du déca-BDE sera probablement réduite en raison de son retrait volontaire par l'industrie (http:/www.bsef.com). Dans une étude nationale des concentrations de PBDE chez les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs de lacs de partout au 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 téta-, penta-, ou hexa-BDE (Gewurtz *et al.*, 2011). Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) ont été élaborées par EC pour ces trois groupes homologues. Ces recommandations visent à fournir des objectifs acceptables de qualité de l'environnement, à évaluer l'importance des concentrations observées, et à mesurer le succès des activités de gestion des risques. Les RFQE visant à protéger les espèces sauvages qui se nourrissent de poissons sont respectivement de 88, 1,0 et 420 ng/g (poids humide) pour le téta-, le penta- et l'hexa-BDE (Environnement Canada, 2010). La surveillance régulière des PBDE chez les poissons prédateurs entiers de niveaux trophiques supérieurs dans les Grands Lacs, combinée à des analyses rétrospectives d'échantillons archivés par l'U.S. EPA (Zhu et Hites, 2004) et par EC, a fourni une vue d'ensemble de la contamination des poissons des Grands Lacs par les PBDE de 1977 à aujourd'hui. Les concentrations de PBDE chez les touladis et les dorés a augmenté de façon continue au début des années 2000, puis ont commencé à décliner, comme on peut le voir pour le penta-BDE, à la figure 5. Les concentrations de PBDE estimées chez le touladi et le doré (U.S. EPA; lac Érié) à l'aide de la régression log-linéaire indiquent d'importantes tendances à la baisse de 5,8 %/année pour les téta-BDE, de 6,4 % pour les penta-BDE, et de 3,4 % pour les hexa-BDE dans le lac Ontario, de même que des déclins annuels de 19 % pour les téta-BDE et de 17 % pour les penta-BDE dans le lac Michigan. Les concentrations de PBDE dans les lacs Supérieur, Huron et Érié semblent également être en déclin, car les pentes des régressions sont toutes négatives. Toutefois, les pentes ne sont pas significativement différentes de zéro ($\alpha = 0,05$), avec un coefficient d'efficacité de 80 %. La plupart des concentrations de téta-BDE et toutes les concentrations d'hexa-BDE signalées pour le touladi et le doré de tous les Grands Lacs en 2009 sont inférieures aux RFQE d'EC. Toutefois, toutes les concentrations de penta-BDE mesurées sont bien supérieures aux RFQE de 1,0 ng/g (poids humide) (figure 6).

Autres contaminants d'intérêt émergent

Acides perfluorés

Le perfluorooctanesulfonate (PFOS) est une substance synthétique qui appartient à une vaste classe de composés organiques fluorés qui sont partiellement ou complètement saturés de fluor. Le PFOS, les perfluorocarboxylates et leurs précurseurs sont principalement utilisés dans l'eau, dans l'huile, dans le sol, dans les produits repoussant les corps gras pour le papier et l'emballage, les tapis, les tissus, de même que dans les agents formant film flottant (AFFF) pour combattre les incendies de combustibles. Le PFOS a volontairement été éliminé de façon progressive

de la production par son principal fournisseur en 2002. Toutefois, l'utilisation de PFOS au Canada et aux États-Unis se poursuit en raison de certaines exemptions précises. La surveillance régulière du PFOS chez les touladis entiers des Grands Lacs, combinée aux analyses rétrospectives d'échantillons archivés dans la Banque nationale de spécimens biologiques aquatiques d'EC, a fourni des renseignements sur la contamination des poissons du lac Ontario par le PFOS de 1979 à 2008 (figure 7). Les concentrations de PFOS chez les touladis a augmenté constamment, à un rythme de 5,9 %/année à la fin des années 1980 et au début des années 1990, après quoi aucun changement n'a été observé au fil du temps. Ces résultats sont contradictoires par rapport aux tendances observées chez les phoques annelés de l'Arctique canadien, chez qui des déclins significatifs des concentrations de PFOS ont été observés dans l'année qui a suivi les mesures volontaires d'élimination progressive (Butt *et al*., 2007). Cette contradiction pourrait être attribuable aux apports continus au lac Ontario en raison de l'usage continu que l'on fait de ces substances. L'acide perfluorooctanoïque (APFO) est un autre composé fluoré commun, et des fabricants de premier plan ont volontairement accepté d'en éliminer progressivement jusqu'à 99 % d'ici 2015. Toutefois, l'APFO n'est pas hautement bioaccumulative, et les tendances temporelles n'ont pas été mesurées de façon fiable chez les poissons. À l'inverse, les concentrations de deux autres composés fluorés, le perfluorodécanesulfonate (PFDS) et le perfluorooctanesulfonamide (PFOSA), ont décliné de façon constante chez les touladis du lac Ontario depuis 1992, à un rythme respectif de 4,4 % et de 6,2 % par année.

Muscs synthétiques

Le Great Lakes Fish Monitoring and Surveillance Program (GLFMSP) a entrepris une étude préliminaire des muscs synthétiques présents dans les tissus des poissons. Ces composés sont habituellement utilisés dans les parfums, les eaux de Cologne, les shampoings, les détergents et les désinfectants, et pénètrent dans l'eau par les rejets d'eaux usées et par les retombées atmosphériques. Les classes de muscs synthétiques d'intérêt sont les suivantes : les nitromuscs, les muscs polycycliques, les muscs macrocycliques et les muscs alicycliques. À ce jour, les résultats des analyses ont indiqué que deux muscs synthétiques en particulier, la galaxolide et la tonalide, sont les plus abondants observés dans les échantillons du GLFMSP. Les concentrations les plus fortes ont été mesurées dans le lac Ontario, puis dans les lacs Supérieur, Huron, Michigan et Érié. Les données sont actuellement insuffisantes pour expliquer en détail la distribution spatiale des muscs dans les lacs. Toutefois, ces données pourraient indiquer un important transport des muscs par voie atmosphérique. Il est extrêmement difficile de détecter ces substances chimiques en laboratoire, en raison du fort potentiel de contamination des échantillons, car ces substances chimiques sont présentes dans de nombreux produits, notamment dans des détergents à lessive, des savons, des shampoings, des désodorisants, des atomiseurs pour le corps, des fournitures de nettoyage, etc. Des techniques expérimentales, comme l'utilisation d'espaces sans parfum pour l'analyse pourraient être employées dans le cadre d'analyses futures. Des résultats additionnels concernant les muscs ainsi que d'autres substances chimiques émergentes seront fournis dans les rapports subséquents de la CEEGL portant sur cet indicateur.

Liens

Les concentrations de contaminants chez les touladis et les dorés dépendent d'interactions biologiques et physicochimiques complexes qui ont lieu à l'intérieur et à l'extérieur du bassin des Grands Lacs, car ces prédateurs de niveaux trophiques supérieurs intègrent les contaminants qui se retrouvent dans l'eau, dans l'air, dans les sédiments et dans leurs aliments. Le climat changeant et ses effets sur les précipitations et les courants dus aux vents modifieront l'entrée de contaminants provenant de sources extérieures au bassin, et pourraient modifier les réseaux trophiques et le transfert des contaminants au sein de ces réseaux. Les espèces aquatiques envahissantes modifient aussi les réseaux trophiques, de même que l'énergie et la dynamique des contaminants dans les lacs. Elles pourraient aussi introduire de nouvelles voies d'exposition par lesquelles les réservoirs de contaminants dans les sédiments pourraient être mobilisés et transférés aux poissons. De nombreux nouveaux contaminants préoccupants sont des composantes de produits de consommation, d'hygiène personnelle ou pharmaceutiques. Par conséquent, les effluents des usines d'épuration constituent une importante source de contamination, laquelle s'accroît avec la population humaine dans le bassin.

Gestion – défis et possibilités

En grande partie, les données actuelles sur les substances toxiques persistantes dans l'ensemble du bassin mettent l'accent sur les produits chimiques utilisés dans le passé et dont l'usage a déjà été limité par diverses formes de réglementation, mais ceux-ci demeurent les contaminants présentant les plus fortes concentrations décelées chez les poissons, par exemple les PCB. Toutefois, les programmes des États-Unis et du Canada s'efforcent d'intégrer le suivi et la surveillance des substances chimiques émergentes à leurs travaux courants. Les substances chimiques d'intérêt sont ciblées dans le cadre d'études scientifiques (voir par exemple Howard et Muir, 2010), par l'examen général d'échantillons prélevés annuellement, et par l'évaluation des risques par des organismes de réglementation. À mesure que les substances chimiques seront identifiées dans le cadre de ce processus, en particulier ceux pour lesquels des critères sont déjà établis, ils seront signalés par la CEEGL. Les banques de spécimens environnementaux contenant des échantillons de tissus sont une composante essentielle des programmes des États-Unis et du Canada, et permettent de réaliser des analyses rétrospectives de substances chimiques préoccupantes nouvellement identifiées afin d'élaborer, à court terme, des tendances à long terme.

Le renforcement de la collaboration entre les programmes des États-Unis et du Canada pour divers milieux sera bénéfique, en particulier lorsque les ressources financières sont restreintes. En 2009, un groupe binational ad hoc a été formé pour rassembler des représentants des gouvernements et des scientifiques s'intéressant à l'identification de nouvelles substances chimiques dans l'écosystème des Grands Lacs en vue de promouvoir des pratiques exemplaires de gestion et de partager l'information et les ressources. Le groupe offre une tribune aux organismes et aux chercheurs qui désirent échanger des renseignements sur le suivi et la surveillance des substances chimiques émergentes et sur l'élaboration de méthodes chimiques, et leur permet de travailler ensemble sur des substances chimiques ou classes de substances chimiques similaires, et ce, dans différents milieux. La collaboration entre chercheurs dans différents milieux est aussi une excellente occasion de partager les coûts, d'accélérer le rythme des découvertes et de valider les résultats au sein de la communauté scientifique s'intéressant à la recherche et aux activités de surveillance portant sur les Grands Lacs.

Commentaires des auteurs

Les auteurs se sont efforcés d'améliorer la rigueur statistique du rapport portant sur cet 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 pour lesquels des objectifs, des lignes directrices et/ou des seuils définis en matière d'environnement existent afin de pouvoir mettre les concentrations observées en contexte par rapport aux risques qu'ils posent pour l'environnement. D'autres améliorations quant à 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 cet indicateur.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité	X					
2. Les données sont traçables à leur source d'origine	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée	X					
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs	X					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada		X				

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport	X					

Remerciements

Auteurs

Daryl McGoldrick, Environnement Canada

Mandi Clark, Environnement Canada

Elizabeth Murphy, Agence de protection environnementale des États-Unis (U.S. EPA)

Sources d'information

Bhavsar, S.P., D.A. Jackson, A. Hayton, E.J. Reiner, T. Chen et J. Bodnar. 2007. Are PCB levels in fish from the Canadian Great Lakes still declining? *J. Great Lakes Res.* 33: 592-605.

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.* 44: 3273-3279.

Butt C.M., D.C.G. Muir, I. Stirling, M. Kwan et S.A. Mabury. 2007. Rapid response of arctic ringed seals to changes in perfluoroalkyl production. *Environ Sci. Technol.* 41: 42-49.

Carlson, D.L., D.S. De Vault et D.L. Swackhamer. 2010. On the rate of decline of persistent organic contaminants in lake trout (*Salvelinus namaycush*) from the Great Lakes, 1970-2003. *Environ. Sci. Technol.* 44: 2004-2010.

Environnement Canada. 2010. Stratégie de gestion du risque pour les polybromodiphényléthers (PBDE). Direction des secteurs des produits chimiques, Direction générale de l'intendance environnementale, Environnement Canada. Publication en ligne : http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=34DCDBA9-9C86-4EB2-AA93-81B6755321F9.

Furdui, V.I., P.A. Helm, P.W. Crozier, C. Lucaciu, E.J. Reiner, C.H. Marvin, D.M. Whittle, S.A. Mabury et G.T. Tomy. 2008. Temporal trends of perfluoroalkyl compounds with isomer analysis in lake trout from Lake Ontario (1979-2004). *Environ. Sci. Technol.* 42: 4739-4744.

Gewurtz, S.B., D.J. McGoldrick, M.G. Clark, M.J. Keir, M.M. Malecki, M. Gledhill, M. Sekela, J. Syrgiannis, M.S. Evans, A. Armellin, J. Pomeroy, J. Waltho et S.M. Backus. 2011. Status and trends of PBDEs in Canadian fish and implications for long-term monitoring. *Environ. Toxicol. Chem.* 30: 1564-1575.

Howard, P.H. et D.C.G. Muir. 2010. Identifying new persistent and bioaccumulative organics among chemicals in commerce. *Environ. Sci. Technol.* 44: 2277-2285.

Monson, B.A. 2009. Trend Reversal of Mercury Concentrations in Piscivorous Fish from Minnesota Lakes: 1982-2006. *Environ. Sci. Technol.* 43: 1750-1755.

Monson, B.A., D.F. Staples, S.P Bhavsar, T.M. Holsen, C.S. Schrank, S,K. Moses, D.J. McGoldrick, S.M. Backus et K.A. Williams. 2011. Spatiotemporal trends of mercury in Walleye and Largemouth Bass from the Laurentian Great Lakes region. *Ecotox.* 20: 1555-1567.

Pacyna, E. G., J. M. Pacyna, F. Steenhuisen et S. Wilson. 2006. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmos. Environ.* 40: 4048-4063.

Raymond, B. et R. Rossmann. 2009. Total and methyl mercury accumulation in 1994-1995 Lake Michigan lake trout and forage fish. *J. Great Lakes Res.* 35: 438-446.

Schmitt, C.J. et W.G. Brumbaugh. 1990. National contaminant biomonitoring program: Concentrations of arsenic, cadmium, copper, lead, mercury, selenium, and zinc in U.S. freshwater fish, 1976-1984. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19(5): 731-747. L'ensemble de données peut être consulté à l'adresse suivante : http://www.cerc.usgs.gov/data/ncbp/fish.htm (consulté en mai 2012).

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. 2011. *J. Great Lakes Res.* 38(1): 31-38.

Zananski, T.J., T.M. Holsen, P.K. Hopke et B.S. Crimmins. 2011. Mercury trends in top predator fish of the Laurentian Great Lakes. *Ecotox.* 20: 1568-1576.

Zhu, L.Y. et R.A. Hites. 2004. Temporal trends and spatial distribution of brominated flame retardants in archived fishes from the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 38: 2779-2784.

Liste des tableaux

Tableau 1. Sommaire des concentrations de PCB totaux mesurées depuis le dernier rapport de la CEEGL portant sur cet indicateur (2006-2009) dans des échantillons individuels (EC; Arochlor 1254) et composites (U.S. EPA; congénères totaux) de touladis et de dorés entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

Tableau 2. Sommaire des concentrations de opDDT et de ses métabolites (opDDD et opDDE) mesurées depuis le dernier rapport de la CEEGL portant sur cet indicateur (2006-2009) dans des échantillons individuels (EC) et composites (U.S. EPA) de touladis et de dorés entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

Tableau 3. Sommaire des concentrations de mercure total mesurées depuis le dernier rapport de la CEEGL portant sur cet indicateur dans des échantillons individuels (EC; 2006-2009) et composites (U.S. EPA; 2006-2007) de touladis et de dorés entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

Liste des figures

Figure 1. Carte des Grands Lacs montrant l'emplacement des stations de surveillance d'EC et de l'U.S. EPA en ce qui concerne les contaminants touchant les poissons.
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

Figure 2. Concentrations de PCB totaux (médiane et plage inter quartile) mesurées dans des échantillons individuels (EC) et composites (U.S. EPA) de touladis et de dorés (Lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les lignes tiretιes montrent les rιsultats du modθle de rιgression log-linιaire si les changements annuels sont significativement diffιrents de zιro (α = 0,05).
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency.

Figure 3. Concentrations de mercure total (médiane et écart interquartile [EI]) mesurées dans des échantillons individuels (EC) et composites (U.S. EPA) de touladis et de dorés (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Résultats de la régression linéaire par morceaux à deux segments (ligne rouge pleine) ou de la régression log-linéaire (ligne bleue pleine). Des concentrations de mercure dans des touladis du lac Michigan rapportées par Schmitt et Brumbaugh (1990) sont également fournies.
Source : Environnement Canada, U.S. Environmental Protection Agency et Schmitt et Brumbaugh.

Figure 4. Concentrations médianes de mercure total dans des échantillons composites d'éperlans arc-en-ciel prélevés par EC dans les eaux canadiennes des Grands Lacs. Les lignes illustrent la moyenne mobile sur trois ans.
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency.

Figure 5. Concentrations moyennes (± écart-type) de penta-BDE dans les poissons des Grands Lacs mesurées par EC, par l'U.S. EPA, et par Zhu et Hites (2004). Les lignes pleines montrent les régressions log-linéaires significatives. Les lignes pointillées indiquent la moyenne mobile sur trois ans lorsque la régression log-linéaire n'est pas significative.
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency.

Figure 6. Concentrations des congénères dominants de PBDE (ng/g [poids humide]) mesurées en 2009 dans des touladis et des dorés (U.S. EPA; lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs par rapport aux RFQE élaborées par EC (ligne rouge tiretée).

Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency.

Figure 7. Tendances temporelles des concentrations de PFOS (moyenne géométrique ± intervalle de confiance à 95 %) mesurées dans des touladis du lac Ontario par EC (De Silva, données inédites) et par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Furdui *et al*., 2008).

Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency.

Figure 8. Concentrations moyennes de muscs synthétiques (ng/g [poids humide]) mesurées en 2009 dans des touladis et des dorés (U.S. EPA; lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs.

Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency.

Dernière mise à jour :
État des Grands Lacs 2011

	N	Médiane (EI) µg/g (poids humide)	% des mesures supérieures aux objectifs[3]
Lac Supérieur[1]			
Env. Canada	324	0,21 (0,08 – 0,41)	72
U.S. EPA	35	0,37 (0,18 – 0,55)	100
Lac Michigan[1]			
Env. Canada	–	–	–
U.S. EPA	40	0,92 (0,78 – 0,99)	100
Lac Huron[1]			
Env. Canada	101	0,20 (0,16 – 0,26)	89
U.S. EPA	40	0,73 (0,50 – 0,85)	100
Lac Érié[2]			
Env. Canada	142	0,77 (0,53 – 1,3)	100
U.S. EPA	40	0,49 (0,38 – 0,79)	100
Lac Ontario[1]			
Env. Canada	324	0,85 (0,66 – 1,1)	100
U.S. EPA	38	0,87 (0,74 – 1,0)	100

[1] Touladi entier

[2] Doré entier

[3] 0,1 µg/g (poids humide) (AQEGL, annexe 1)

Tableau 1. Sommaire des concentrations de PCB totaux mesurées depuis le dernier rapport de la CEEGL portant sur cet indicateur (2006-2009) dans des échantillons individuels (EC; Arochlor 1254) et composites (U.S. EPA; congénères totaux) de touladis et de dorés entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs.

Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

	N	Médiane (EI) µg/g (poids humide)	% des mesures supérieures aux objectifs[3]
Lac Supérieur[1]			
Env. Canada	255	0,04 (0,03 – 0,07)	0
U.S. EPA	37	0,09 (0,05 – 0,16)	0
Lac Michigan[1]			
Env. Canada	–	–	–
U.S. EPA	41	0,27 (0,21 – 0,32)	0
Lac Huron[1]			
Env. Canada	55	0,11 (0,07 – 0,14)	0
U.S. EPA	43	0,21 (0,15 – 0,25)	0
Lac Érié[2]			
Env. Canada	142	0,06 (0,05 – 0,08)	0
U.S. EPA	42	0,05 (0,04 – 0,05)	0
Lac Ontario[1]			
Env. Canada	200	0,21 (0,12 – 0,30)	0
U.S. EPA	40	0,24 (0,19 – 0,29)	0

[1] Touladi entier

[2] Doré entier

[3] 1,0 µg/g (poids humide) (AQEGL, annexe 1)

Tableau 2. Sommaire des concentrations de opDDT et de ses métabolites (opDDD et opDDE) mesurées depuis le dernier rapport de la CEEGL portant sur cet indicateur (2006-2009) dans des échantillons individuels (EC) et composites (U.S. EPA) de touladis et de dorés entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

	N	Médiane (EI) µg/g (poids humide)	% des mesures supérieures aux objectifs[3]
Lac Supérieur[1]			
Env. Canada	266	0,18 (0,12 – 0,29)	4
U.S. EPA	17	0,21 (0,14 – 0,33)	0
Lac Michigan[1]			
Env. Canada	–	–	–
U.S. EPA	19	0,15 (0,13 – 0,18)	0
Lac Huron[1]			
Env. Canada	101	0,10 (0,08 – 0,14)	0
U.S. EPA	20	0,24 (0,20 – 0,28)	0
Lac Érié[2]			
Env. Canada	91	0,15 (0,13 – 0,17)	0
U.S. EPA	20	0,11 (0,10 – 0,13)	0
Lac Ontario[1]			
Env. Canada	252	0,13 (0,11 – 0,15)	0
U.S. EPA	20	0,10 (0,10 – 0,13)	0

[1] Touladi entier

[2] Doré entier

[3] 0,5 µg/g (poids humide) (AQEGL, annexe 1)

Tableau 3. Sommaire des concentrations de mercure total mesurées depuis le dernier rapport de la CEEGL portant sur cet indicateur dans des échantillons individuels (EC; 2006-2009) et composites (U.S. EPA; 2006-2007) de touladis et de dorés entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

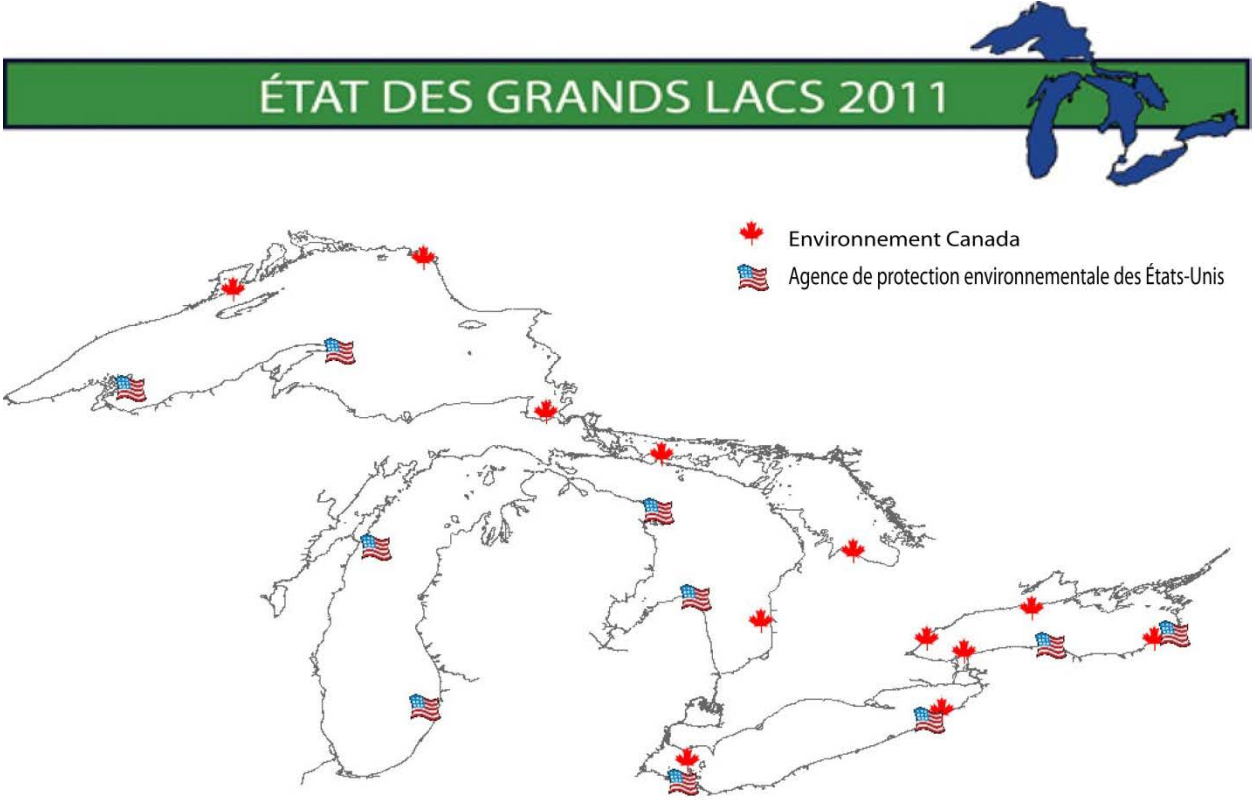


Figure 1. Carte des Grands Lacs montrant l'emplacement des stations de surveillance d'EC et de l'U.S. EPA en ce qui concerne les contaminants touchant les poissons.
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

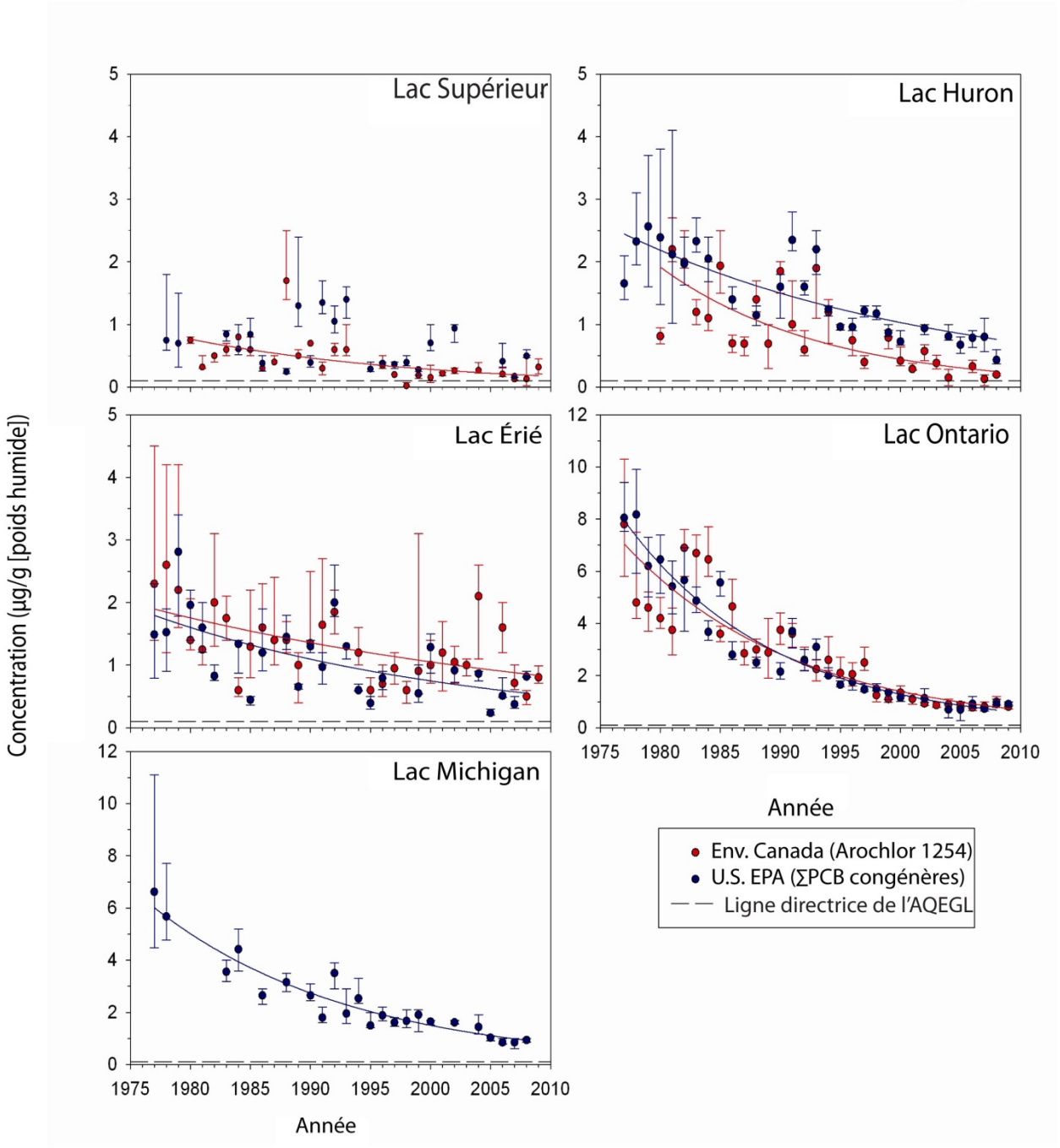


Figure 2. Concentrations de PCB totaux (médiane et écart interquartile [EI]) mesurées dans des échantillons individuels (EC) et composites (U.S. EPA) de touladis et de dorés (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les lignes tiretues montrent les rısultats du modθle de rıgression log-linıaire si les changements annuels sont significativement diffırents de zıro (α = 0,05).
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

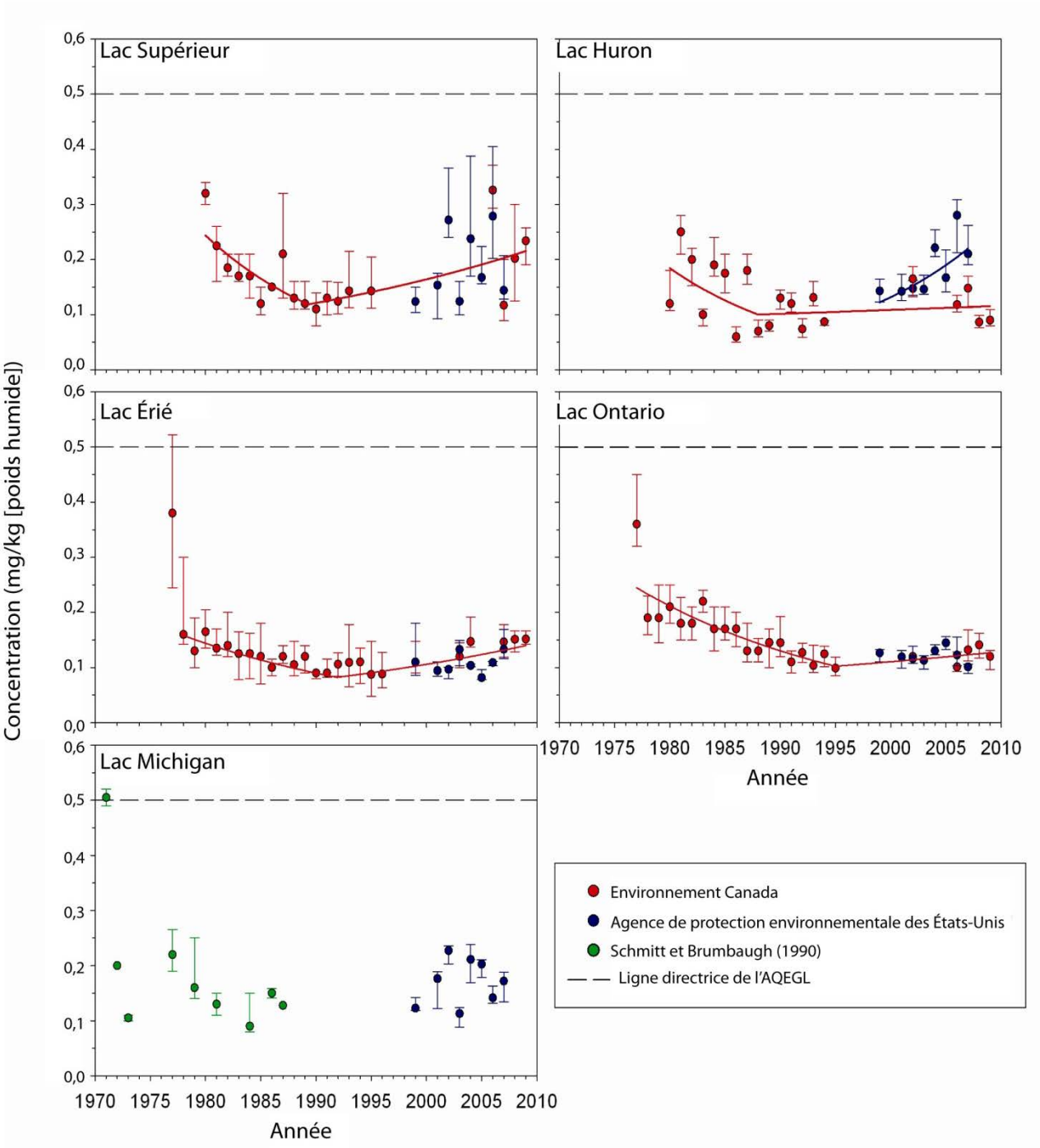


Figure 3. Concentrations de mercure total (médiane et écart interquartile [EI]) mesurées dans des échantillons individuels (EC) et composites (U.S. EPA) de touladis et de dorés (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Résultats de la régression linéaire par morceaux à deux segments (ligne rouge pleine) ou de la régression log-linéaire (ligne bleue pleine). Des concentrations de mercure dans des touladis du lac Michigan rapportées par Schmitt et Brumbaugh (1990) sont également fournies.
Source : Environnement Canada, U.S. Environmental Protection Agency, et Schmitt et Brumbaugh

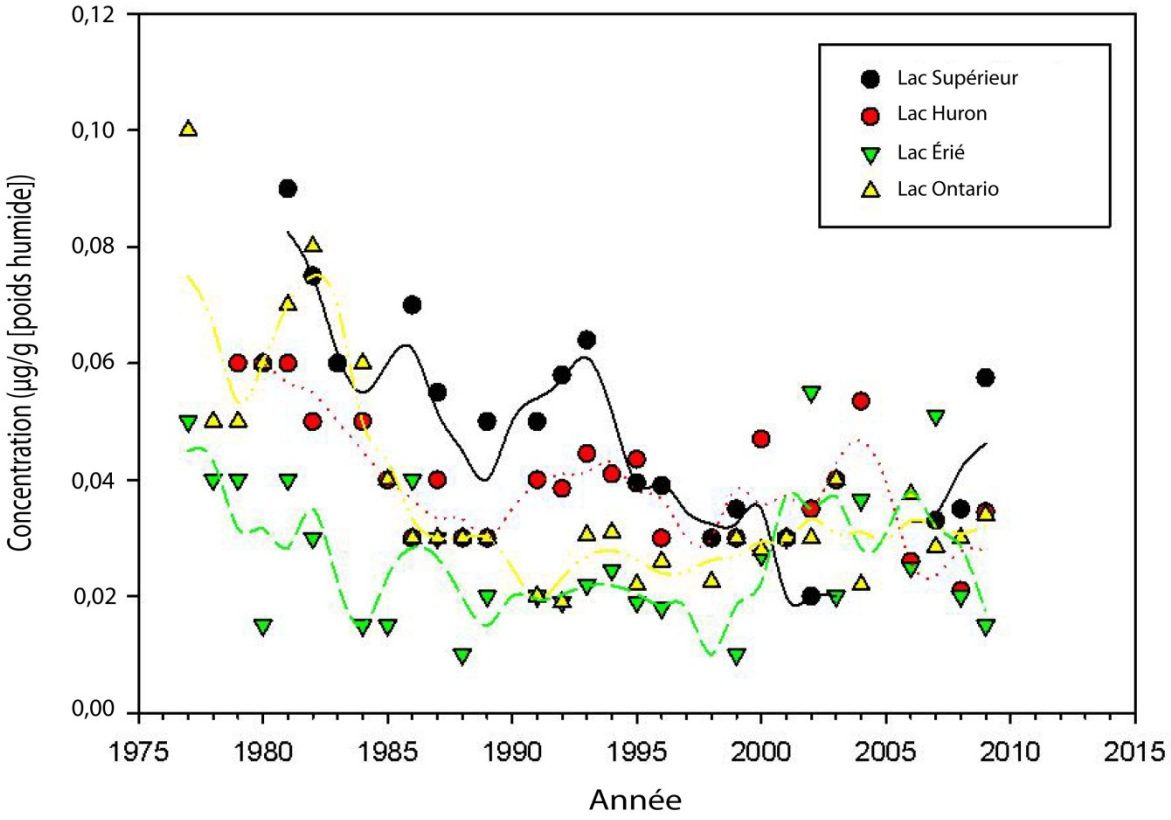


Figure 4. Concentrations médianes de mercure total dans des échantillons composites d'éperlans arc-en-ciel prélevés par EC dans les eaux canadiennes des Grands Lacs. Les lignes illustrent la moyenne mobile sur trois ans. Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

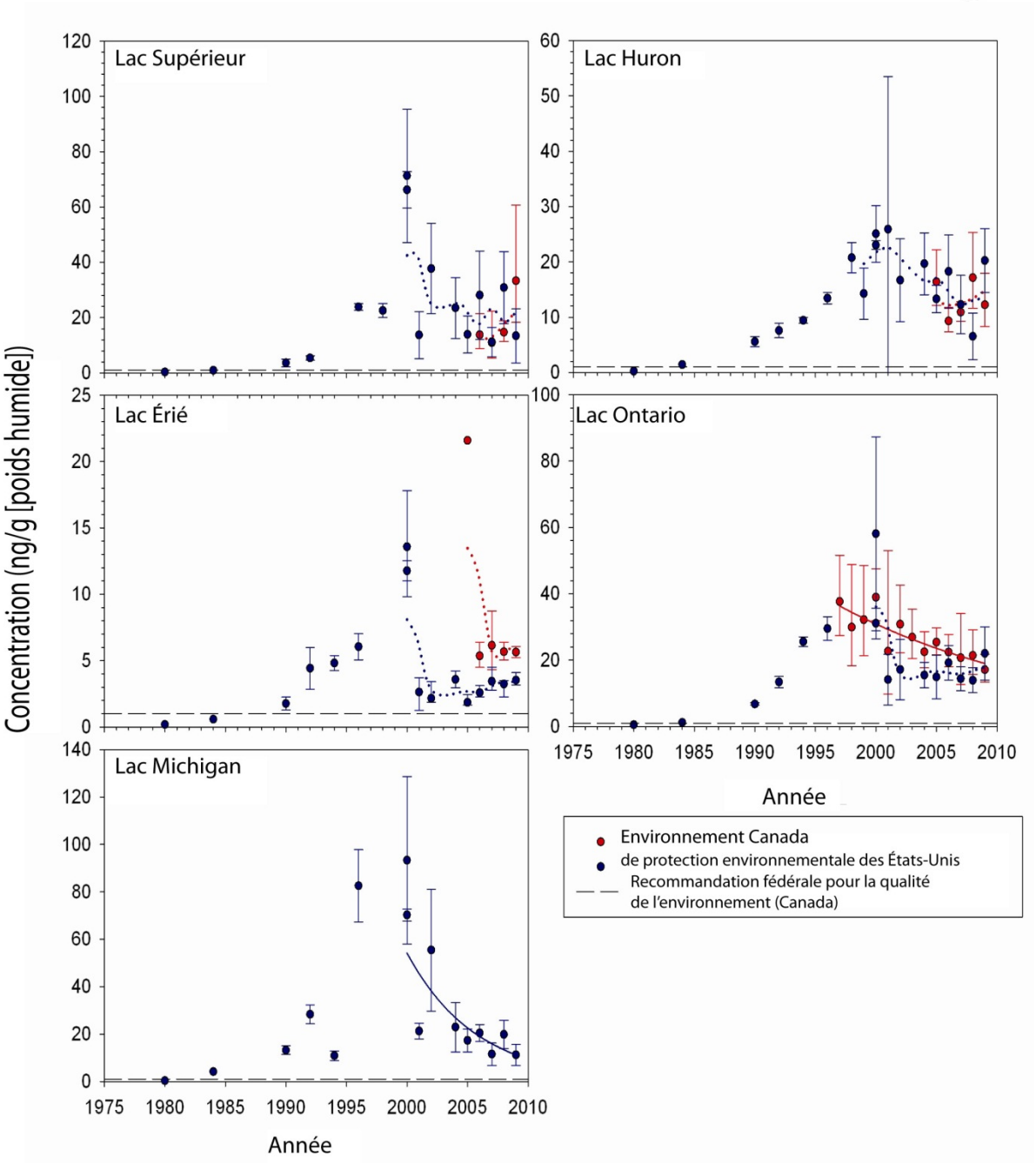


Figure 5. Concentrations moyennes (± écart-type) de penta-BDE dans les poissons des Grands Lacs mesurées par EC, par l'U.S. EPA, et par Zhu et Hites (2004). Les lignes pleines montrent les régressions log-linéaires significatives. Les lignes pointillées indiquent la moyenne mobile sur trois ans lorsque la régression log-linéaire n'est pas significative.
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

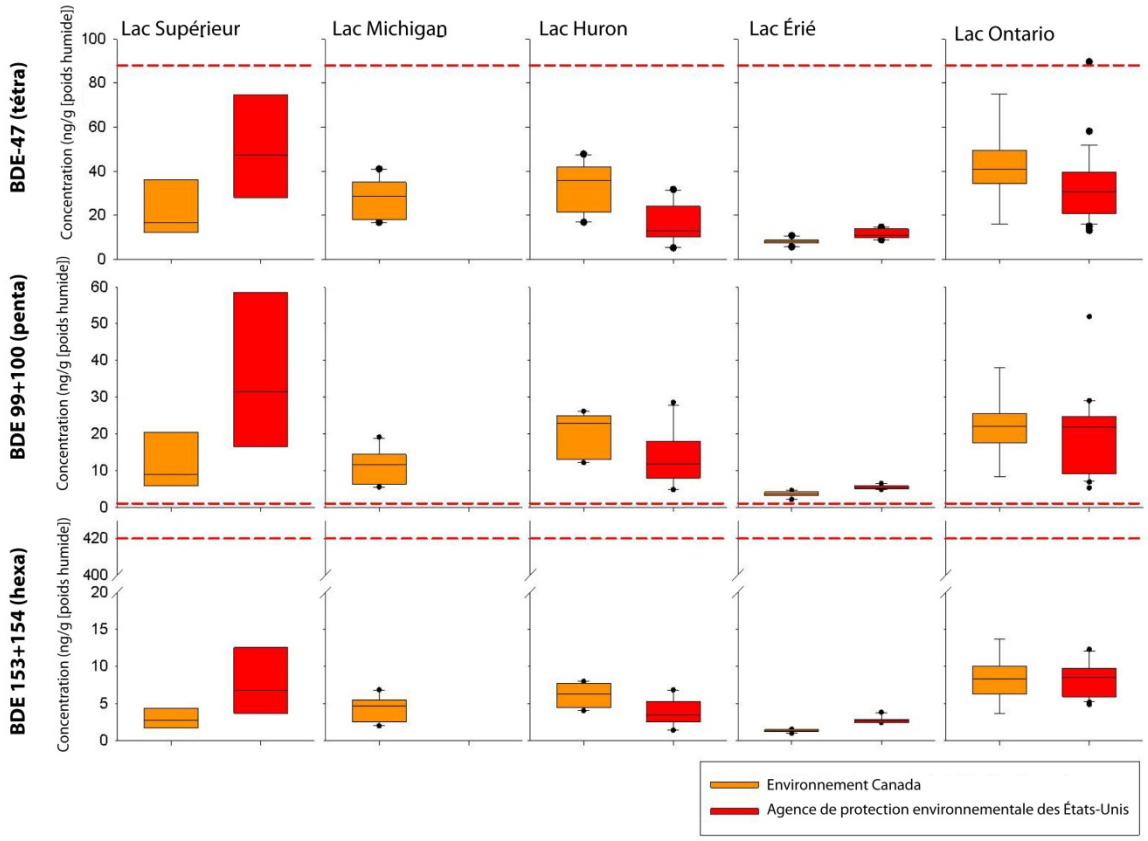


Figure 6. Concentrations des congénères dominants de PBDE (ng/g [poids humide]) mesurées en 2009 dans des touladis et des dorés (U.S. EPA; lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs, comparées aux RFQE élaborées par EC (ligne rouge tiretée).
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

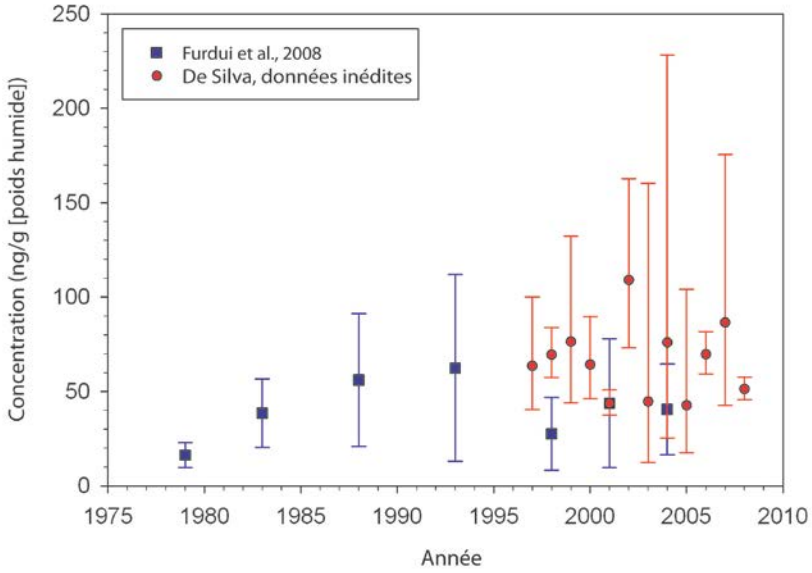


Figure 7. Tendances temporelles des concentrations de PFOS (moyenne géométrique ± intervalle de confiance à 95 %) mesurées dans des touladis du lac Ontario par EC (De Silva, données inédites) et par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Furdui *et al*., 2008).
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

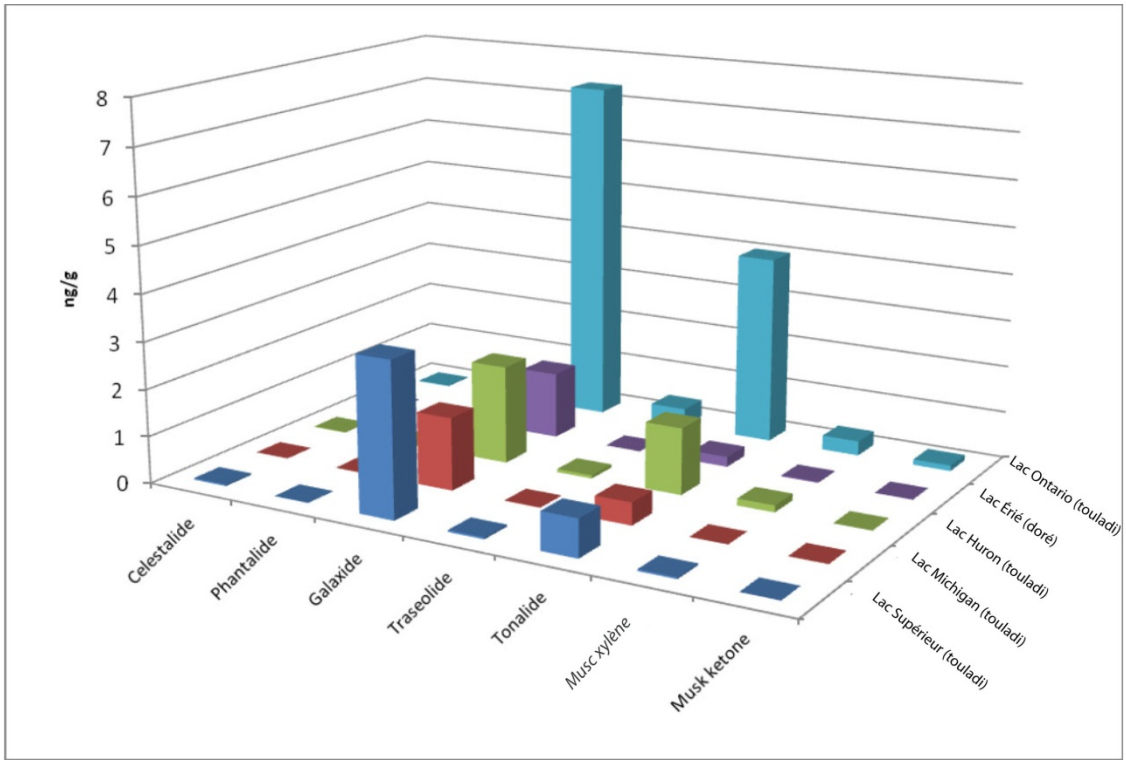


Figure 8. Concentrations moyennes de muscs synthétiques (ng/g [poids humide]) mesurées en 2009 dans des touladis et des dorés (U.S. EPA; lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency

Contaminants dans les carottes de sédiments

Évaluation globale
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : Les concentrations de contaminants classiques, notamment de polychlorobiphényles (PCB) et de dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), sont généralement inférieures aux valeurs fixées dans les lignes directrices dans les Grands Lacs, et sont en déclin. D'autres contaminants, comme les polybromodiphényléthers (PBDE), dépassent parfois les valeurs fixées dans les lignes directrices, en particulier le penta-BDE, dans le lac Ontario. Toutefois, les tendances temporelles montrent des déclins récents attribuables aux mesures de gestion.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Situation : Bonne
Tendance : Inchangée
Justification : Le lac Supérieur est le plus grand, le plus froid et le plus profond de tous les Grands Lacs. Le déclin des concentrations de contaminants classiques y est donc lent. Par contre, les concentrations de contaminants dans les sédiments au large sont habituellement très faibles, car les retombées atmosphériques sont les principales sources de contaminants. Les concentrations de certains métaux dépassent les valeurs les plus rigoureuses fixées dans les lignes directrices pour la qualité des sédiments en raison de la nature du bassin versant (bouclier précambrien) et des sources régionales historiques de contaminants associées aux industries d'extraction et de fonte des métaux.

Lac Michigan
Situation : Non évaluée
Tendance : Non évaluée
Justification : Non évaluée

Lac Huron
Situation : Bonne
Tendance : S'améliore
Justification : Le lac Huron est similaire au lac Supérieur du point de vue de la contamination des sédiments, car il est grand, froid et profond, et les retombées atmosphériques y sont la principale source de la plupart des contaminants. Les concentrations de contaminants dans les sédiments y sont habituellement très faibles. Comme pour le lac Supérieur, les concentrations de certains métaux dépassent les valeurs les plus rigoureuses fixées dans les lignes directrices en raison des caractéristiques géochimiques naturelles du bassin versant (bouclier précambrien), ce qui se traduit par des charges de contaminants tels que le mercure.

Lac Érié
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : On observe un gradient spatial de la contamination dans le lac Érié, les concentrations diminuant du bassin ouest au bassin est, et du sud au nord dans le bassin central. Les activités industrielles qui se déroulent dans les bassins versants des principaux affluents du lac, notamment dans celui de la rivière Détroit, et le long de la rive sud du lac influent sur cette distribution spatiale dans le lac Érié. Comme le bassin ouest est peu profond, les sédiments contaminés qui se trouvent au fond du

lac sont remis en suspension et influent continuellement sur la qualité des sédiments en suspension dans la colonne d'eau. Dans le bassin est, par contre, la qualité des sédiments en suspension est toujours classée comme excellente.

Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : La qualité des sédiments dans le lac Ontario est encore la plus mauvaise de tous les Grands Lacs. Ce sont les dibenzo-*p*-dioxines polychlorées et les dibenzofurannes polychlorés qui dépassent les valeurs établies dans les lignes directrices pour la qualité des sédiments le plus fréquemment et dans la plus grande mesure. Ce problème de contamination hérité du passé est le résultat des activités industrielles menées autrefois dans le bassin versant de la rivière Niagara. Toutefois, les niveaux actuels de contamination par les dioxines traduisent un déclin de 70 % par rapport aux concentrations maximales observées dans les années 1970. L'évolution des concentrations de la plupart des contaminants classiques dans le lac Ontario porte à croire que de la qualité des sédiments s'améliore au fil du temps.

But

- Évaluer la présence, la distribution et le devenir des nouveaux produits chimiques dans les sédiments des Grands Lacs.
- Inférer les dommages ou la pression éventuels attribuables aux sédiments contaminés dans les écosystèmes aquatiques des Grands Lacs.
- Aider à l'identification des sources de substances chimiques dans les Grands Lacs.
- L'indicateur « Contaminants dans les carottes de sédiments » est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de pression dans la catégorie portant sur la pollution et les nutriments.

Objectif pour l'écosystème

Les Grands Lacs devraient être exempts de matières y pénétrant à la suite d'activités humaines qui produisent des conditions toxiques pour l'être humain, les animaux ou la vie aquatique, ou leur sont nuisibles (Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs [AQEGL], article III, alinéa d), États-Unis et Canada, 1987). L'AQEGL et la Stratégie binationale relative aux toxiques des Grands Lacs énoncent comme objectif la quasi-élimination des substances toxiques des Grands Lacs.

Conditions écologiques

Les études sur les contaminants dans les sédiments de fond qui ont été menées dans les Grands Lacs de 1968 à 1974 et de 1997 à 2002, et également plus récemment, fournissent de l'information sur la distribution spatiale des contaminants, sur l'impact des sources historiques locales de contaminants et, en se fondant sur des carottes de sédiments, sur les réponses aux initiatives de gestion. Les concentrations de contaminants appartenant à plusieurs classes de substances chimiques sont mesurées dans les sédiments de surface et dans des carottes de sédiments. Les contaminants mesurés présentant les plus fortes occurrences, étant les plus nuisibles pour la qualité des sédiments et entraînant des restrictions quant à la consommation de poisson sont les suivants :

- Mercure
- PCB
- Dioxines
- Hexachlorobenzène (HCB)
- DDT total
- Plomb
- Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)
- Dioxines et furannes

La distribution spatiale de la contamination au mercure dans les sédiments des Grands Lacs correspond habituellement à celle des autres substances toxiques, qu'il s'agisse d'autres métaux ou de composés organiques, comme les PCB, car l'accumulation d'une vaste gamme de contaminants dans chaque lac pris individuellement peut être le fait de sources communes (p. ex., production de chlore-alcali). Les concentrations de mercure les plus élevées dans les sédiments des lacs Michigan, Sainte-Claire, Érié et Ontario sont observées dans les aires de sédimentation au large caractérisées par des sédiments fins (figure 1). Dans le cas du plomb, le degré de contamination dans le lac Michigan est similaire à celui du lac Ontario. En général, on constate une corrélation entre les concentrations de contaminants et la taille des particules. Par conséquent, la distribution du mercure ne dépend pas seulement des charges et de la proximité des sources, mais aussi du type de substrat et de la bathymétrie. La contamination au mercure est généralement assez faible dans les lacs Huron, Michigan et Supérieur; elle est plus élevée dans les lacs Sainte-Claire et Ontario, et dans le bassin ouest du lac Érié. On observe un gradient spatial de la contamination dans le lac Érié, les concentrations allant en diminuant du bassin ouest au bassin est, et du sud au nord dans le bassin central. Les activités industrielles qui se déroulent dans les bassins versants des principaux affluents, notamment dans celui de la rivière Détroit, et le long de la rive sud du lac influent sur cette distribution spatiale dans le lac Érié. Les sources et les charges de mercure dans le lac Huron semblent avoir diminué au point qu'aucun profil spatial évident n'a été décelé. Le degré de contamination actuel des sédiments est nettement inférieur aux concentrations record atteintes du milieu des années 1950 au début des années 1970. Les voies interlacustres, dont la rivière Niagara, le cours inférieur de la rivière Détroit et le cours supérieur de la rivière Sainte-Claire, sont associées à une production historique de chlore-alcali à cathode de mercure. Ces secteurs étaient aussi fortement industrialisés et constituaient les principales sources de divers produits toxiques persistants, notamment de PCB, qui se sont retrouvés dans les zones d'eau libre des lacs. Il se pourrait que des zones localisées de sédiments fortement contaminés et que des dépôts de déchets dangereux soient encore des sources de contaminants et qu'ils continuent d'influer sur les distributions spatiales. Inversement, des sources locales pourraient ne plus prédominer, et les profils spatiaux pourraient maintenant refléter une remise en suspension, un mélange intralacustre et un dépôt de sédiments déjà présents. Dans ce cas, on s'attendrait à une autre diminution des concentrations à mesure que les contaminants se redéposent et sont enfouis.

État des contaminants dans les sédiments

Les sédiments des Grands Lacs constituent habituellement le principal puits pour les contaminants, mais ceux-ci peuvent aussi constituer une source de contamination par la remise en suspension et la redistribution subséquente des contaminants. À l'inverse, l'enfouissement dans les sédiments représente aussi un mécanisme important de séquestration des contaminants, et empêche ces derniers d'entrer de nouveau dans la colonne d'eau.

Les comparaisons entre les concentrations de contaminants dans les sédiments de surface et les concentrations maximales sous la surface indiquent que la concentration de contaminants a, dans l'ensemble, diminué de plus de 35 % et, dans certains cas, de 80 % au cours des quatre dernières décennies (tableau 1).

Les concentrations de sédiments peuvent aussi être comparées aux valeurs établies dans les lignes directrices établies pour la protection du biote aquatique, notamment à la concentration produisant un effet probable (CEP) définie dans les Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments (CEP, CCME, 1999). Ces lignes directrices peuvent être utilisées comme des outils d'analyse pour évaluer les risques potentiels, et servir à déterminer les problèmes de qualité relative des sédiments. Les métaux (plomb, cadmium et zinc) ont souvent dépassé les normes établies en fonction de la CEP dans le lac Ontario. Dans tous les autres lacs, les valeurs établies dans les lignes directrices ont rarement été dépassées, sauf dans le cas du plomb, dans le lac Michigan, où les concentrations dépassaient la CEP (91,3 g/g) dans plus de la moitié des sites. Nulle part dans les Grands Lacs on n'a mesuré, dans les sédiments, des concentrations de PCB qui dépassaient la CEP (277 ng/g, PCB totaux).

La présence de nouvelles substances toxiques persistantes représente une menace potentielle pour la santé de l'écosystème des Grands Lacs. Cette catégorie de composés comprend les composés perfluoroalkylés (PFA) et les

produits ignifuges bromés, qui sont très utilisés à l'échelle mondiale dans la fabrication d'une vaste gamme de produits de consommation et de matériaux de construction. Les produits ignifuges bromés se sont révélés bioaccumulatifs dans les poissons des Grands Lacs et dans le lait maternel chez les femmes d'Amérique du Nord. Même si les effluents à la sortie de l'émissaire ne sont pas nécessairement responsables de la contamination continue, il reste que les centres urbains et industriels modernes peuvent constituer des sources diffuses des apports actuels de contaminants. Les profils des bromodiphényléthers (BDE) et des PFA obtenus de carottes de sédiments prélevées dans le lac Ontario laissent croire que l'accumulation de ces composés chimiques a récemment atteint un sommet ou qu'elle continue d'augmenter (figure 2). Le profil des BDE dans le lac Ontario révèle une stabilisation de l'accumulation au cours de la dernière décennie, vraisemblablement par suite de l'arrêt volontaire de la production de ces composés en Amérique du Nord. Cependant, le BDE 209 décasubstitué est le principal congénère trouvé dans les sédiments, et il est toujours utilisé. Malgré ces tendances, les concentrations maximales de nombreux produits ignifuges bromés et de PFA demeurent bien en deçà des concentrations maximales de contaminants tels que le DDT ou les PCB observées au cours des dernières décennies.

L'évaluation de l'occurrence et du devenir de ces nouveaux composés a été intégrée aux programmes d'évaluation des sédiments. Les PFA forment une vaste catégorie de substances et ont attiré une attention considérable de la part des scientifiques et des autorités réglementaires au cours des dernières années, car on a décelé leur présence à l'échelle planétaire, tant chez l'être humain que chez des espèces sauvages. Les PFA sont régulièrement décelés dans les précipitations et dans l'atmosphère dans les milieux urbains et ruraux. Ces composés ont de multiples applications, mais sont principalement utilisés comme agents antisalissants et imperméabilisants dans les industries de la fabrication de papier, de textiles et de tapis. La production de PFA comme apprêt antitache dans l'industrie de la fabrication de tapis dépassait historiquement un milliard de dollars par année. Deux classes de PFA, les perfluoroalkylsulfonates (PFAS), en particulier le perfluorooctanesulfonate (PFOS), et les perfluorocarboxylates, en particulier l'acide perfluorooctanoïque (APFO), sont les PFA les plus communément mesurés. Ces composés sont très stables et persistants dans l'environnement, et sont potentiellement toxiques. Des PFA ont été décelés dans des échantillons prélevés dans l'environnement, loin des centres urbains, notamment dans des régions éloignées telles que l'Arctique canadien. Les propriétés chimiques et physiques des PFA sont différentes de celles de nombreux polluants semi-volatils, et peuvent significativement influer sur leurs voies d'entrée dans l'environnement.

Les concentrations de PFA dans les sédiments des affluents des Grands Lacs sont plus élevées dans les bassins versants urbanisés et/ou industrialisés. En général, les concentrations de PFAS et de PFOS dans les affluents (figure 3) et dans les zones d'eau libre des Grands Lacs sont légèrement plus élevées que les concentrations de perfluorocarboxylates, les concentrations de PFA les plus élevées étant généralement mesurées dans certains secteurs du lac Ontario, à l'extrémité ouest du lac Érié et dans la rivière Détroit. On observe un gradient des concentrations de PFA, les concentrations allant en augmentant des Grands Lacs d'amont (Supérieur et Huron) aux Grands Lacs inférieurs (Érié et Ontario), tant dans les sédiments des affluents que dans les sédiments des des zones d'eau libre des lacs (figures 3 et 4). La proximité des sources de contaminants, les processus physiques et la bathymétrie influent sur les concentrations de PFA dans les sédiments des zones d'eau libre. Les concentrations de PFA les plus élevées dans les sédiments des zones d'eau libre ont été mesurées dans le lac Ontario. La répartition spatiale des PFA dans le lac Ontario est assez constante dans l'ensemble du lac, ce qui est en grande partie attribuable aux courants du lac qui distribuent uniformément les particules en suspension dans les trois principaux bassins sédimentaires.

La répartition spatiale des PFA dans les sédiments des Grands Lacs dépend en grande partie des activités urbaines et industrielles près des rives, et contrastent parfois avec la répartition des contaminants classiques, comme les PCB. Ces résultats donnent à penser que les grandes zones urbaines peuvent agir comme sources diffuses de PFA associées aux produits industriels et de consommation modernes et, par conséquent, que les mesures de gestions devraient mettre l'accent sur la prévention des émissions de polluants provenant des produits de consommation et industriels.

Gestion – défis et possibilités

Les activités de gestion visant à contrôler les apports de contaminants historiques ont donné lieu à une diminution des concentrations de contaminants dans les sédiments des zones d'eau libre des Grands Lacs faisant partie de la liste habituelle de substances chimiques présentes dans les Grands Lacs. Toutefois, certains produits chimiques, comme les produits ignifuges bromés et les pesticides d'usage courant, pourraient représenter des problèmes émergents et des facteurs de stress potentiels pour l'écosystème. Ces résultats corroborent les observations mondiales qui indiquent que les grands centres urbains agissent comme sources diffuses de produits chimiques qui sont grandement utilisés pour soutenir notre mode de vie moderne.

Liens

La contamination des sédiments nuit à la qualité de l'eau et à la vie aquatique. Les sédiments sont l'une des sources du mercure et des autres produits chimiques toxiques qui se retrouvent dans la colonne d'eau. Ces substances chimiques sont des éléments des indicateurs portant sur la qualité de l'eau, la vie aquatique, les poissons et autres espèces sauvages, et la restauration et la protection. Les indicateurs pertinents portent sur les sujets suivants : substances chimiques dans les eaux du large, qualité de l'eau mesurée dans les poissons entiers, oiseaux aquatiques et Pygargue à tête blanche, occurrence des maladies touchant les poissons, et remise en état des sédiments.

Commentaires des auteurs

Les recherches à long terme et les programmes de surveillance sont des outils précieux qui permettent de montrer l'efficacité des mesures correctives et des initiatives de gestion, et qui servent aussi d'indicateurs de problèmes émergents. Des organismes gouvernementaux des États-Unis et du Canada formulent des plans pour de futurs travaux sur des carottes de sédiments, notamment en ce qui concerne les exigences quant au nombre adéquat d'échantillons requis pour évaluer avec précision les tendances en matière de répartition spatiale et temporelle des contaminants.

Pour bien évaluer le lac Michigan, l'équipe de l'indicateur portant sur les sédiments a besoin d'un partenaire constant des États-Unis. Au fil des années, l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA) fournissait habituellement un membre, mais le roulement du personnel a été important, et, au cours des dernières années, l'équipe canadienne de recherche sur les sédiments n'a pas reçu d'appui de la part des États-Unis. Par conséquent, aucune évaluation du Lac Michigan n'a été entreprise sans la participation des États-Unis.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	x					
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.	x					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	x					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	x					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		x				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.		x				

Remerciements
Auteurs
Debbie Burniston, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
Chris Marvin, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Sources d'information

Environnement Canada. Fiche d'information sur les Grands Lacs – Les polybromodiphényl éthers dans les sédiments des tributaires et des zones d'eau libre des Grands Lacs, nº En84-70/2009F au catalogue, nº ISBN 978-1-100-92888-3.
Environnement Canada. Fiche d'information sur les Grands Lacs – Composés perfluoroalkyles dans les sédiments des tributaires et les zones d'eau libre des Grands Lacs, nº EN84-74/2009F au catalogue, nº ISBN 978-1-100-92888-3.
Environnement Canada. Fiche d'information sur les Grands Lacs – Contaminants dans les sédiments des tributaires canadiens et dans les zones en eaux libres des Grands Lacs, nº EN64-16/2007F au catalogue, nº ISBN 978-0-662-07272-0.

Liste des tableaux

Tableau 1. Diminution estimative (en pourcentage) de la contamination des sédiments dans les Grands Lacs (de 1970 à 2010) d'après la comparaison des concentrations dans les sédiments de surface et les concentrations maximales en profondeur dans les carottes de sédiments.
Source : Environnement Canada.

Liste des figures

Figure 1. Répartition spatiale de la contamination au mercure dans les sédiments de surface dans les zones d'eau libre et dans les affluents des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et USEPA.
Figure 2. Profils des composés perfluoroalkylées (PFA) et des bromodiphényléthers (BDE) dans les carottes de sédiments prélevées dans le bassin central (bassin Mississauga) du lac Ontario.
Source : Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario.
Figure 3. Total des concentrations de perfluoroalkylsulfonates (PFAS) et de perfluorooctanesulfonate (PFOS) dans les sédiments de surface des affluents des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario.
Figure 4. Total des concentrations de perfluoroalkylsulfonates (PFAS) et de perfluorooctanesulfonate (PFOS) dans les sédiments de surface dans les zones d'eau libre des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2011

Paramètre	Ontario % Réduction	Érié % Réduction	Sainte-Claire % Réduction	Huron % Réduction	Supérieur % Réduction
Mercury	73	37	89	82	0
PCB	37	40	49	45	15
Dioxines	70	NA	NA	NA	NA
Hexachlorobenzène	38	72	49	NA	NA
DDT total	60	42	78	93	NA
Plomb	45	50	74	43	10

Tableau 1. Diminution estimative (en pourcentage) de la contamination des sédiments dans les Grands Lacs (de 1970 à 2010) d'après la comparaison des concentrations dans les sédiments de surface et les concentrations maximales en profondeur dans les carottes de sédiments.
Source : Environnement Canada.

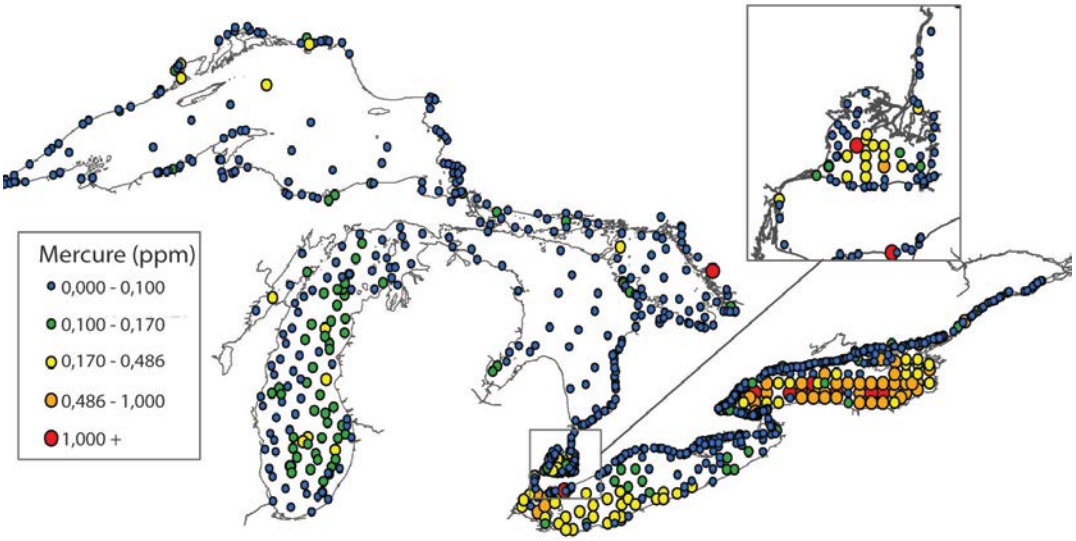


Figure 1. Répartition spatiale de la contamination au mercure dans les sédiments de surface dans les zones d'eau libre et dans les affluents des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et USEPA.

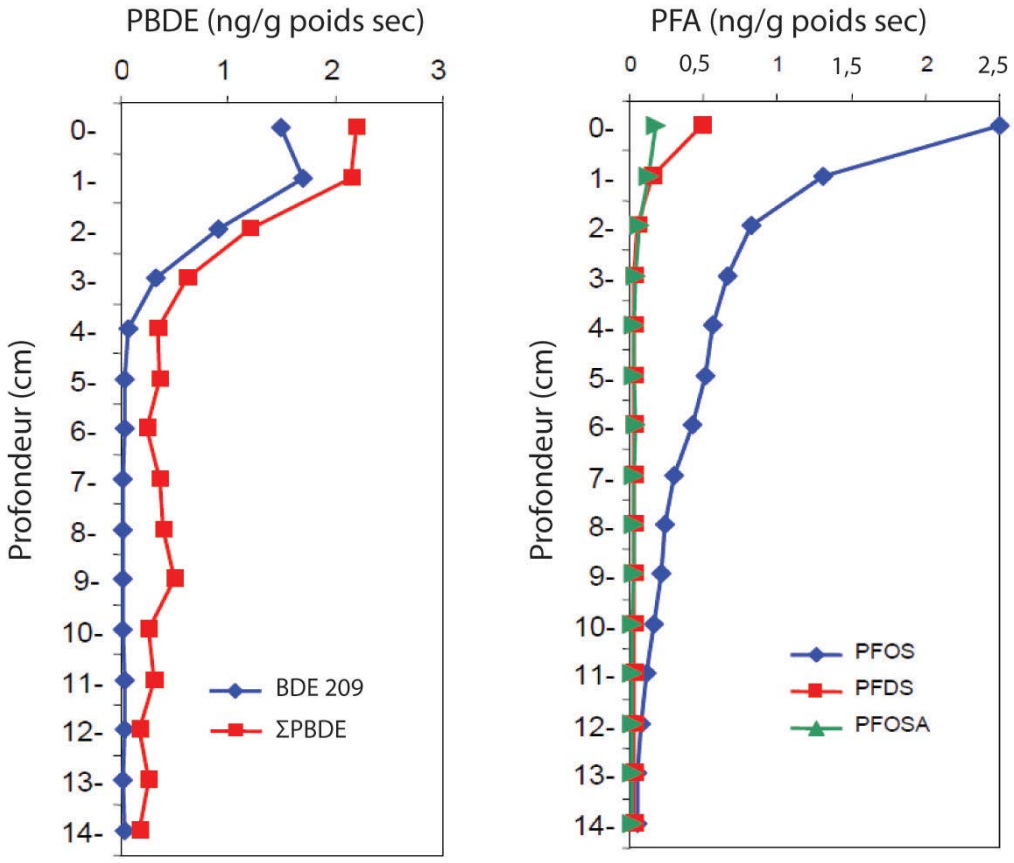


Figure 2. Profils des composés perfluoroalkylées (PFA) et des bromodiphényléthers (BDE) dans les carottes de sédiments prélevées dans le bassin central (bassin Mississauga) du lac Ontario.
Source : Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario.

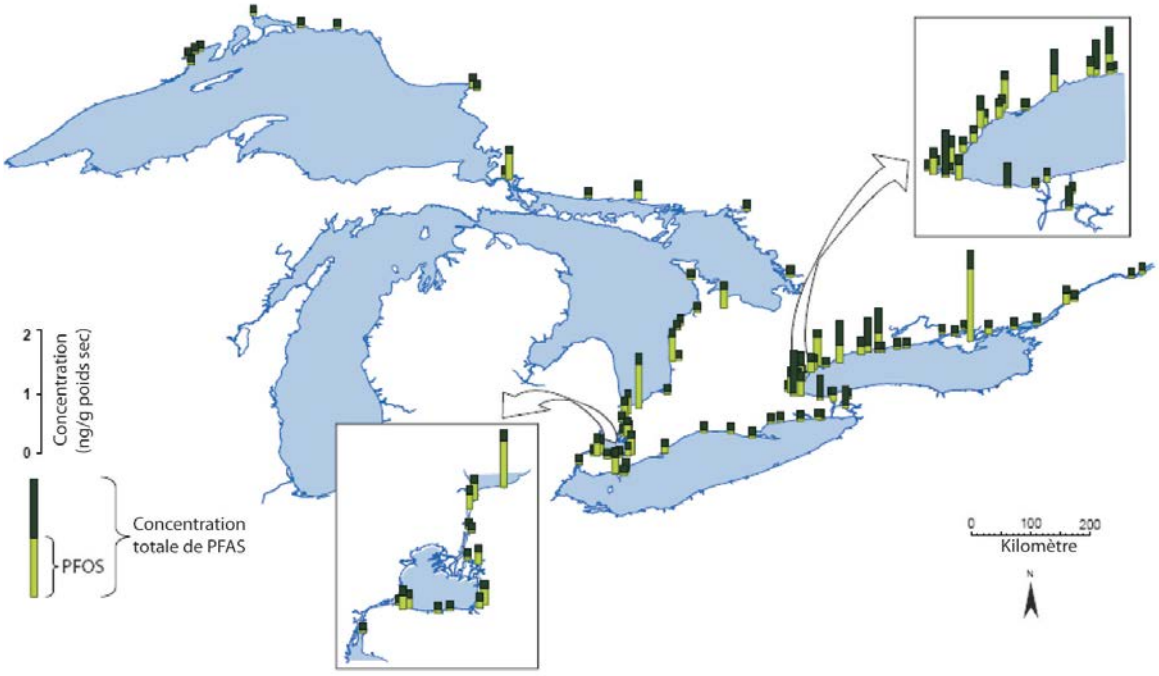


Figure 3. Total des concentrations de perfluoroalkylsulfonates (PFAS) et de perfluorooctanesulfonate (PFOS) dans les sédiments de surface des affluents des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario.

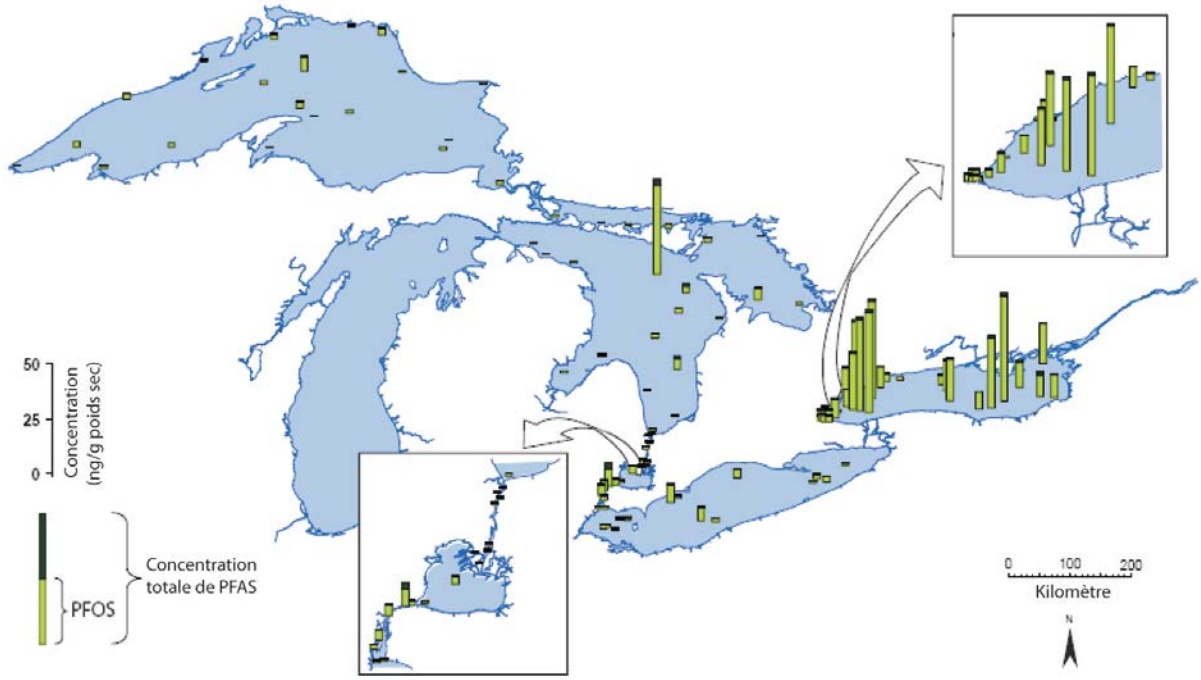


Figure 4. Total des concentrations de perfluoroalkylsulfonates (PFAS) et de perfluorooctanesulfonate (PFOS) dans les sédiments de surface dans les zones d'eau libre des Grands Lacs.
Source : Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Abondance des amphipodes benthiques du genre *Diporeia*

Évaluation globale
Situation : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : L'abondance des amphipodes benthiques du genre *Diporeia* continue de diminuer dans les lacs Michigan, Huron et Ontario. Elle varie dans le lac Supérieur, mais la tendance est globalement stable. *Diporeia* est disparu du lac Érié, ou sa présence y est très rare.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
Situation : Bonne
Tendance : Inchangée
Justification : La surveillance à long terme dans les régions profondes du lac ne dégage aucune tendance directionnelle de l'abondance des populations de *Diporeia*, même si des fluctuations annuelles assez importantes peuvent se produire. D'autres études indiquent que les populations demeurent abondantes dans les eaux peu profondes.

Lac Michigan
Situation : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : L'abondance des populations de *Diporeia* continue de diminuer dans le lac Michigan. D'après un dénombrement effectué dans l'ensemble du lac en 2010, ces amphipodes se trouvent maintenant rarement à des profondeurs inférieures à 90 m (297 pi) dans l'ensemble du lac (figure 1). À des profondeurs supérieures à 90 m, l'abondance aurait été amputée de 66 % en 2010 par rapport à 2005. La tendance demeure à la baisse à ces grandes profondeurs, mais des dénombrements plus rapprochés (annuels) indiquent que la diminution a ralenti ces dernières années.

Lac Huron
Situation : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : L'abondance des populations de *Diporeia* continue de diminuer dans le lac Huron. D'après le dénombrement le plus récent de l'ensemble du lac, en 2007, l'abondance de ces populations accuserait un déclin de 93 % par rapport à 2000. En 2009, la surveillance à long terme de l'abondance à une échelle spatiale réduite a montré que *Diporeia* se faisait rare à des profondeurs inférieures à 90 m, et que ses populations étaient à la baisse à plus grande profondeur.

Lac Érié
Situation : Médiocre
Tendance :Se détériore
Justification : En raison des eaux qui y sont chaudes et peu profondes, *Diporeia* ne fréquente pas naturellement le bassin ouest et la majeure partie du bassin central du lac Érié. Ses populations ont commencé à diminuer dans le bassin est dès le début des années 1990, et sa présence n'a pas été décelée depuis 1998.

Lac Ontario
Situation : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : L'abondance des populations de *Diporeia* continue de diminuer dans le lac Ontario. Selon un

échantillonnage limité effectué en 2009-2010, elle avait chuté de 97 % par rapport à 1995. En 2010, *Diporeia* avait disparu de la plus grande partie du lac aux profondeurs inférieures à 150 m, et était absent pour la première fois à un site profond au milieu du lac (figure 2).À l'évidence, les zones profondes du large ne lui offrent plus de refuge. Selon des données spatiales limitées, une population survit toujours près de la rivière Niagara à des profondeurs d'entre 80 et 110 m.

But

- Fournir une mesure de l'intégrité biologique des régions du large des Grands Lacs en évaluant l'abondance des macroinvertébrés benthiques du genre *Diporeia*.
- L'indicateur *Diporeia* est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie portant sur les organismes dépendant des milieux aquatiques.

Objectif pour l'écosystème

L'objectif pour l'écosystème est de maintenir une population saine et stable de *Diporeia* dans les régions du large des bassins principaux des Grands Lacs et de maintenir à tout le moins sa présence dans les régions littorales.

Conditions écologiques

Reliques glaciomarines, les amphipodes *Diporeia* ont déjà été les organismes benthiques les plus abondants dans les régions froides du large (d'une profondeur supérieure à 30 m, ou 98 pi) de chaque lac. *Diporeia* était présent, mais en moindre abondance, dans les régions littorales des bassins ouverts, et naturellement absent des baies, embouchures et bassins peu profonds et chauds. *Diporeia* se trouve dans les quelques centimètres supérieurs des sédiments au fond des lacs et se nourrit d'algues fraîchement déposées au fond de la colonne d'eau (c.-à-d. principalement de diatomées). La plupart des poissons des Grands Lacs, en particulier de nombreuses espèces de poissons-proies, s'en nourrissent, et ces espèces servent à leur tour de proies aux piscivores de grande taille, comme la truite et le saumon. Ainsi, le chabot se nourrit presque exclusivement de *Diporeia*, et le touladi (*Salvelinus namaycush*) se nourrit du chabot. De plus, le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), espèce commerciale importante, se nourrit beaucoup de *Diporeia*. Par conséquent, *Diporeia* constitue une étape importante du transfert d'énergie dans l'écosystème et est un élément clé du réseau trophique des régions du large. L'importance de cet organisme est reconnue dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL), en particulier dans le supplément à l'annexe 1 sur les objectifs spécifiques (États-Unis et Canada, 1987).

À grande échelle, l'abondance de *Diporeia* est directement liée à la quantité de nourriture qui se dépose au fond, et les tendances relatives aux populations sont le reflet de la productivité globale de l'écosystème. Les pressions exercées par les prédateurs qui changent en fonction de l'évolution des populations de poissons peuvent aussi faire varier un peu son abondance. Dans les régions littorales, *Diporeia* est sensible aux sources locales de pollution.

Les populations de *Diporeia* déclinent de façon spectaculaire dans les lacs Michigan (figure 1), Ontario (figure 2) et Huron, et elles ont disparu du lac Érié ou y sont très rares. Dans le lac Supérieur, les populations ne diminuent pas, mais elles varient beaucoup. On a observé les premières diminutions dans toutes les zones lacustres deux ou trois ans après l'arrivée des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) ou des moules quaggas (*Dreissena bugensis*). Ces deux espèces ont été introduites dans les Grands Lacs à la fin des années 1980 par les rejets des eaux de lest des navires océaniques. On ne comprend pas tout à fait les effets négatifs qu'a eus l'apparition de ces dreissenidées sur *Diporeia*. Une des hypothèses est qu'elles s'approprient la nourriture aux dépens de *Diporeia*. C'est-à-dire que les fortes populations de *Dreissena* filtrent les matières alimentaires avant qu'elles n'atteignent le fond, diminuant ainsi les quantités disponibles pour *Diporeia*. Toutefois, il semble que la raison expliquant la diminution de *Diporeia* soit plus complexe, car il est complètement disparu de zones où la nourriture se dépose encore au fond et où les moules sont absentes. En outre, les amphipodes ne montrent aucun signe de sous-alimentation avant ou pendant la diminution de leurs populations. De plus, il semble que *Diporeia* et *Dreissena* coexistent dans certains lacs hors des Grands Lacs (en l'occurrence dans les Finger Lakes de l'État de New York).

Gestion – défis et possibilités

Le déclin ininterrompu de *Diporeia* a de fortes répercussions sur le réseau trophique des Grands Lacs. Comme il a été dit, *Diporeia* est un élément important de l'alimentation de nombreuses espèces de poissons, et sa disparition aura vraisemblablement un impact sur ces espèces. Les réactions possibles des 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, la répartition, l'abondance, la croissance, le recrutement et l'état peuvent être modifiés. D'après les indications récentes, les poissons seraient déjà affectés. Par exemple, la croissance et l'état du grand corégone, importante espèce commerciale, se sont considérablement détériorés là où *Diporeia* est peu abondant dans les lacs Michigan, Huron et Ontario. En outre, des études montrent que d'autres espèces comme le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*), le chabot visqueux (*Cottus cognatus*) et le cisco de fumage (*Coregonus hoyi*) ont été touchées. Les organismes de gestion doivent connaître l'étendue et les répercussions de ces changements lorsqu'ils évaluent la situation actuelle et les tendances à venir concernant les poissons. Tout projet de rétablissement d'espèces indigènes, comme la réintroduction du cisco de profondeur (*Coregonus johannae*) dans le lac Ontario, exige de savoir s'il y a suffisamment de nourriture, en particulier de *Diporeia*.

Commentaires des auteurs

Vu le rythme rapide auquel diminuent les populations de *Diporeia* et vu l'importance de ces amphipodes dans le réseau trophique, les organismes qui documentent les tendances devraient faire connaître celles-ci en temps opportun. La diminution des populations a un cycle naturel défini, et il faudrait bien coordonner spatialement les études au sujet des impacts sur le réseau trophique. Par ailleurs, les études visant à trouver la cause de la réaction négative de *Diporeia* à *Dreissena* devraient se poursuivre, en tablant sur les informations déjà réunies. Quand nous aurons compris exactement pourquoi les populations de *Diporeia* diminuent, nous pourrons mieux prévoir quelles autres zones des lacs sont en danger. En outre, en comprenant mieux la cause, nous pourrons mieux évaluer les possibilités de rétablissement des populations de *Diporeia*, quand les populations de dreissenidées se stabiliseront ou régresseront, si cela se produit.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité	X					
2. Les données sont traçables à leur source d'origine	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée	X					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs	X					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport	X					

Remerciements

Auteurs :

T.F. Nalepa, Great Lakes Environmental Research Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration, Ann Arbor (Michigan).

R. Dermott, Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, Pêches et Océans Canada, Burlington (Ontario).

Liste des figures

Figure 1. Répartition et abondance (nombre au mètre carré) des amphipodes du genre *Diporeia* dans le lac Michigan en 1994-1995, 2000, 2005 et 2010. Les petites croix indiquent l'emplacement des stations d'échantillonnage.
Source : Great Lakes Environmental Research Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration. États-Unis.

Figure 2. Répartition et abondance (nombre au mètre carré) des amphipodes du genre *Diporeia* dans le lac Ontario en 1995, 2003, 2005, 2007 et 2009-2010. Moyennes calculées d'après les données de toutes les stations où il y a eu échantillonnage l'année visée. Les petites croix indiquent l'emplacement des stations où il n'y a pas eu d'échantillonnage.
Source : Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, Pêches et Océans Canada. Canada.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

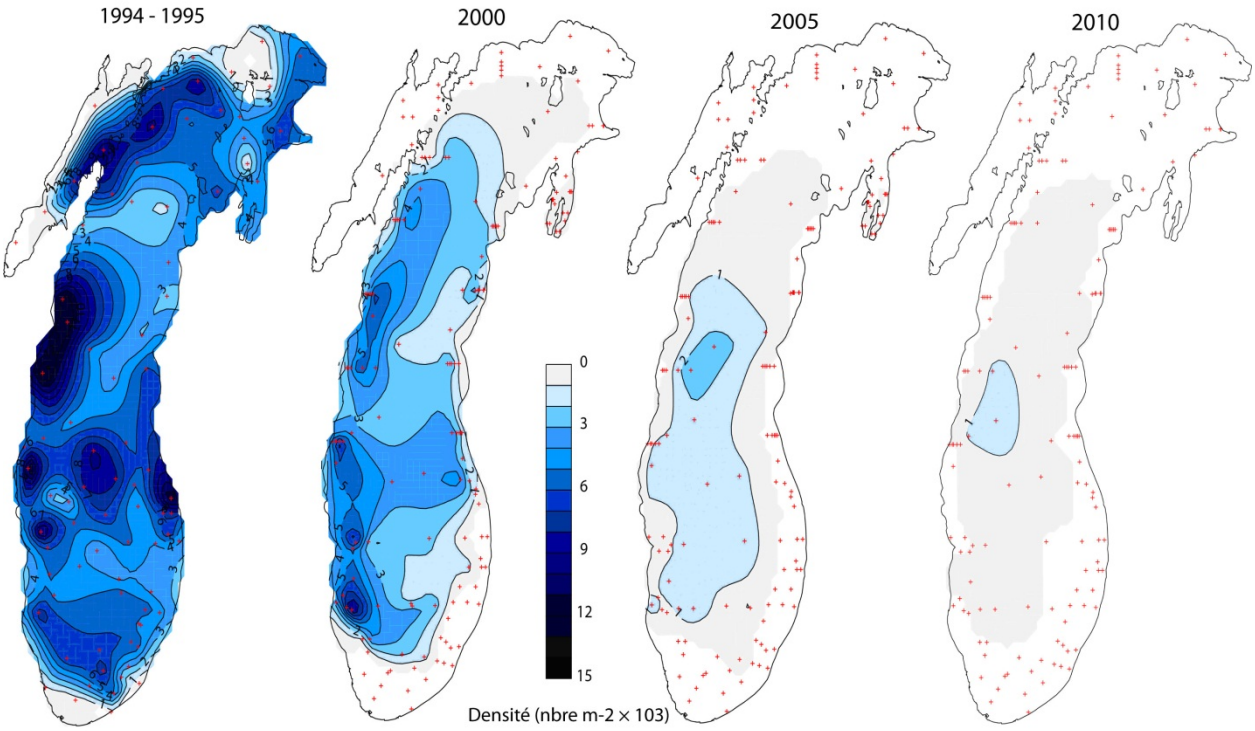


Figure 1. Répartition et abondance (nombre au mètre carré) des amphipodes du genre *Diporeia* dans le lac Michigan en 1994-1995, 2000, 2005 et 2010. Les petites croix indiquent l'emplacement des stations d'échantillonnage.
Source : Great Lakes Environmental Research Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration. États-Unis.

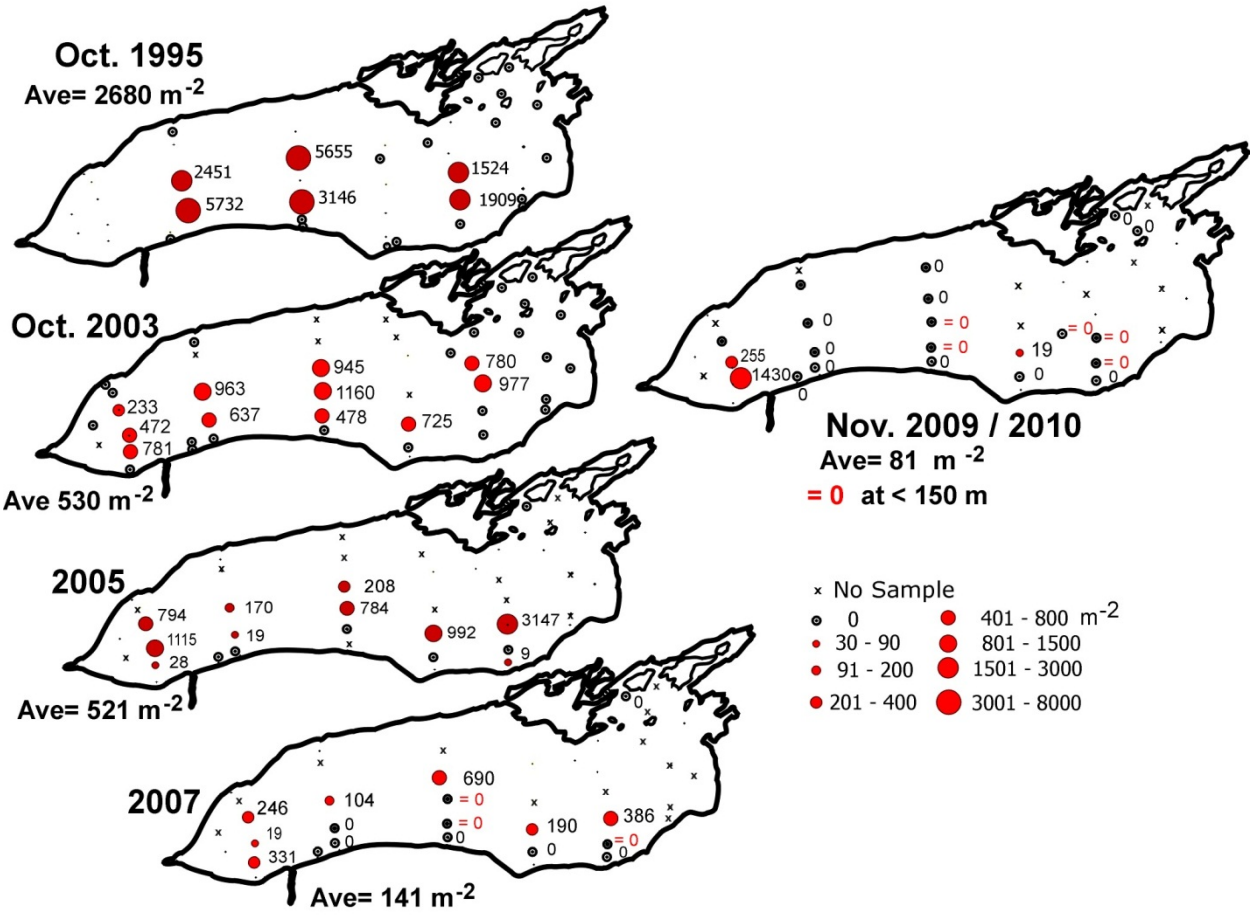


Figure 2. Répartition et abondance (nombre au mètre carré) des amphipodes du genre *Diporeia* dans le lac Ontario en 1995, 2003, 2005, 2007 et 2009-2010. Moyennes calculées d'après les données de toutes les stations où il y a eu échantillonnage l'année visée. Les petites croix indiquent l'emplacement des stations où il n'y a pas eu d'échantillonnage.
Source : Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, Pêches et Océans Canada. Canada.

Moules dreissenidés – Moules zébrées et quagga

Évaluation globale
État : Passable
Tendance : Se détériore
Justification : Dans l'ensemble des Grands Lacs, les moules dreissenidés changent à des rythmes différents en fonction du lac et de la région particulière au sein d'un lac. À l'heure actuelle, les moules Quagga (phénotype profunda) remplacent les moules zébrées, atteignant de grandes quantités dans certaines zones côtières peu profondes et s'étendant également dans des zones extracôtières profondes. Dans d'autres régions peu profondes, les populations de moules quagga (phénotype des eaux peu profondes) sont stables et les moules zébrées sont toujours présentes. La région extracôtière comprend une proportion relativement importante d'un grand nombre de lacs où les populations de moules quagga continuent de croître à un rythme rapide (c.-à-d. lacs Michigan, Ontario et Huron). Ainsi, l'évaluation globale actuelle indique un état qui se détériore.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
État : Bon
Tendance : Inchangée
Justification : Les moules zébrées étaient observées pour la première fois dans le port Duluth-Superior en 1989, tandis que les moules quagga l'ont été dans la même région en 2005. Depuis, la propagation et la croissance de la population des deux espèces de dreissenidés ont été minimes. Les deux espèces sont les plus abondantes dans les zones portuaires ou côtières du lac Supérieur, où elles sont principalement confinées. Certaines moules zébrées, toutefois, ont été observées en 2009 dans une baie de l'Isle Royale et étaient également présentes dans le port de Thunder Bay en 2001. D'une manière générale, la croissance de la population et la propagation des deux espèces ont été lentes. On pense que les concentrations de calcium dans le lac Supérieur sont trop faibles pour soutenir de fortes abondances.

Lac Michigan
État : Faible
Tendance : Se détériore
Justification : Un relevé récent à l'échelle du lac Michigan (2010) a indiqué que la population de moules quagga s'étendait fortement depuis le dernier relevé (2005) et que les moules zébrées sont désormais très rares. D'après un échantillonnage annuel effectué seulement dans le sud du bassin, la population de moules quagga à des profondeurs inférieures à 90 m a apparemment cessé d'augmenter et commence à diminuer, mais elle continue d'augmenter à des profondeurs supérieures à 90 m (figure 1). La biomasse diminue actuellement à des profondeurs inférieures à 50 m, mais continue de croître à des profondeurs supérieures à 50 m (figure 2). La biomasse maximale à des profondeurs inférieures à 50 m a atteint 45 g m^{-2} en 2008.

Lac Huron
État : Faible
Tendance : Se détériore
Justification : Le dernier relevé des populations de dreissenidés à l'échelle du lac Huron a été effectué en 2007. Ce relevé indiquait que les abondances de moules quagga ont augmenté entre 2003 et 2007, mais que les moules zébrées diminuaient et étaient rarement observées. Entre 2003 et 2007, les moules quagga ont augmenté de 1,6 à 4 fois à des profondeurs comprises entre 30 et 90 m dans le lac principal. Des augmentations semblables ont été relevées dans la baie Georgienne, mais aucune population de dreissenidés n'a été observée dans le chenal du Nord. La

biomasse n'a été déterminée dans aucune de ces régions. Les relevés exécutés dans la baie Saginaw de 2008 à 2010 ont révélé que l'abondance moyenne et la biomasse ont diminué de 1,6 à 1,7 fois par rapport à la période 1991 – 1996. De plus, l'écart observé d'une année à l'autre pendant la période 2008 – 2010 était minime, ce qui indique que la population s'est peut-être stabilisée à ces niveaux inférieurs. Au cours de la période de 2008 – 2010, la population dans la baie Saginaw était composée à 80 % de moules quagga et à 20 % de moules zébrées.

Lac Érié

État : Passable

Tendance : Indéterminée

Justification : Le dernier relevé à l'échelle du lac Érié a été effectué en 2002. Les abondances moyennes au cours de cette année ont peu changé depuis 1992 (2 025 m^{-2} en 2002 par rapport à 2 636 m^{-2} en 1992); toutefois, la biomasse moyenne a été multipliée par quatre (24,7 m^{-2} en 2002 par rapport à 6,8 m^{-2} en 1992). Une bonne partie de la biomasse des dreissenidés (90 %) se trouve dans l'est du bassin. Les populations dans le centre du bassin sont limitées par l'hypoxie saisonnière et les populations dans l'ouest du bassin le sont par la mauvaise qualité de la nourriture (cyanophytes, particules inorganiques). Des relevés récents (2005 – 2010) dans l'ouest du bassin indiquent que les populations de dreissenidés ont varié d'une année à l'autre et n'ont affiché aucune tendance claire; ils ont aussi indiqué que les moules quagga ont remplacé les moules zébrées en tant qu'espèce dominante (figure 3). On ne connaît pas les tendances récentes dans l'est du bassin.

Lac Ontario

État : Passable

Tendance : Se détériore

Justification : Depuis 2007, l'abondance de l'espèce *Dreissena* est stable ou augmente lentement d'après les données tirées des relevés effectués au large à des profondeurs supérieures à 30 m (figure 4). Depuis 2000, toutes les moules recueillies dans les parties extracôtières du lac Ontario sont des moules quagga. Les moules zébrées se trouvent uniquement dans des baies peu profondes telles que la partie supérieure de la baie de Quinte et l'intérieur du port de Hamilton. Les populations de moules quagga ont augmenté lentement à des profondeurs supérieures à 100 m. Depuis 2008, elles sont présentes dans la zone la plus profonde du lac (224 m), ainsi que dans le milieu du lac. Les densités sont plus importantes près de la rive sud, dépassant souvent 5 000 m^{-2}, mais pouvant aller jusqu'à 400 m^{-2} à une profondeur de 150 m. La population dans l'est du bassin du lac Ontario près de l'île Main Duck (35 m) est stable depuis 2007 et est composée principalement de grands individus dont la longueur dépasse 15 mm. Dans cette zone, la biomasse humide de leur tissu mou variait de 300 à 450 g m^{-2} (sans coquille). En supposant que le poids sec représente environ 10 % du poids humide, cela équivaut à 30 à 45 g m^{-2} de poids sec, une valeur généralement semblable à la valeur maximale de 45 m^{-2} observée à une profondeur comprise entre 31 et 50 m dans le sud du lac Michigan.

But

- Suivre l'état et les tendances des espèces *Dreissena rostriformis bugensis* (moules quagga) et *Dreissena polymorpha* (moules zébrées). L'instabilité observée dans les populations de dreissenidés, qui a été mesurée par l'abondance et la biomasse, entraîne des incertitudes dans la gestion des ressources.
- On utilise l'indicateur relatif aux moules dreissenidés dans la série d'indicateurs des Grands Lacs en tant qu'indicateur de pression dans la catégorie des rapports de niveau supérieur sur les espèces envahissantes.

Objectif pour l'écosystème

Les populations de dreissenidés changent rapidement l'intégrité des écosystèmes des Grands Lacs en modifiant le cycle des éléments nutritifs et de l'énergie, en favorisant les efflorescences d'algues nuisibles et d'algues benthiques,

et en ayant un impact négatif sur les espèces indigènes d'invertébrés et de poissons. De tels changements de l'intégrité du système sont source d'incertitude quant à la gestion efficace des ressources. Ainsi, l'indicateur traite l'objectif de maintien d'écosystèmes durables et en santé.

Mesure

Dans l'idéal, les mesures précises à déclarer sont liées à l'abondance, à la biomasse, aux répartitions taille-fréquence et au rapport longueur-poids des dreissenidés. Les deux dernières mesures sont essentielles pour déterminer la biomasse de la manière la plus efficace possible et fournir une base permettant l'évaluation de l'état relatif des populations et des individus, respectivement. En tant qu'indicateur minimal, les abondances de moules zébrées et quagga devraient être déclarées. La répartition géographique devrait être déterminée pour chaque lac et toute baie ou tout bassin au sein d'un lac. Les tendances relatives aux moules zébrées et quagga sont souvent légèrement différentes en fonction des conditions environnementales. L'ensemble des mesures indiquées ci-dessus sera déclaré pour des répartitions supplémentaires.

Au minimum, des études intensives sur le plan spatial concernant l'abondance des dreissenidés devraient être menées une fois tous les cinq ans conjointement avec d'autres programmes associés au programme de surveillance intensive à l'échelle du lac. Un échantillonnage plus fréquent (chaque année) est recommandé dans des zones récemment colonisées ou soumises à de nouvelles perturbations, comme un nouvel envahisseur.

Justification de l'état

Bon – peu de moules, voire aucune, avec un faible taux de changement
Passable – abondance modérée ou désormais en déclin par rapport à une abondance plus élevée ou modérée, avec un faible taux d'augmentation
Faible – abondance élevée ou augmentation rapide

Paramètre

Aucun paramètre quantitatif n'a encore été déterminé. Un paramètre proposé de zéro dreissenidé n'est pas réaliste. Un paramètre qualitatif de travail est le point dans le temps et dans l'espace auquel une population de dreissenidés devient stable ou varie selon une fourchette donnée. Un tel paramètre permettra de modéliser la dynamique des populations de dreissenidés et de fournir des données pour les modèles de prévision concernant l'écosystème. De tels modèles sont un précurseur nécessaire à la gestion efficace des ressources.

État de l'écosystème

Les populations de dreissenidés dans les Grands Lacs subissent actuellement diverses phases de changement. Les populations augmentent dans de nombreuses régions extracôtières, mais semblent être stables ou en déclin dans certaines régions littorales. Alors qu'on peut s'attendre à une variabilité d'une année à l'autre, un des objectifs de cet indicateur est de déterminer à quel niveau d'abondance et de biomasse les populations deviennent stables et en équilibre avec le milieu environnant. De tels niveaux, ainsi que les degrés d'incertitude connexes, peuvent ensuite être utilisés dans les modèles de prévision afin de mieux gérer les ressources des Grands Lacs.

Beaucoup de travaux d'échantillonnage ont cherché à fournir des données sur l'abondance et la biomasse des populations. Alors que les abondances constituent la mesure de déclaration la plus courante concernant l'état de la population, la biomasse représente une valeur plus précieuse pour évaluer les conséquences écologiques et pour alimenter les modèles de prévision. La biomasse est calculée à partir du tissu mou de ces organismes. Certains protocoles nécessitent de séparer le tissu mou de la coquille et de déterminer directement le poids du tissu mou, tandis que d'autres permettent de déterminer la fréquence des tailles des populations (longueur de la coquille) et de calculer la biomasse du tissu d'après un lien prédéterminé entre la longueur de la coquille et le poids du tissu mou. Les données utilisées pour obtenir la biomasse avec ce dernier protocole peuvent également servir à évaluer la dynamique des populations et à prévoir la direction des populations avec le temps. Par exemple, une population avec un grand nombre d'individus et une répartition des tailles caractérisée par des individus plus petits démontre un fort recrutement et peut-être une faible capacité de survie (si la capacité de survie n'est pas compromise, elle peut

alors illustrer une colonisation récente). En revanche, une population présentant une répartition de la fréquence des tailles caractérisée par des individus plus grands avec des quantités moins importantes semble indiquer une population vieillissante avec un recrutement relativement faible et une plus grande capacité de survie. L'écologie des populations traditionnelles laisse supposer que les populations stables évoluent d'une répartition taille-fréquence de biomasse moyenne faible vers une biomasse moyenne plus élevée. Lorsqu'une population colonise une nouvelle zone, une forte disponibilité des ressources favorise un recrutement élevé. Au fur et à mesure que les ressources sont séquestrées dans la population, le recrutement diminue avec la diminution de la disponibilité des ressources; par ailleurs, la biomasse moyenne augmente puisque moins de nouveaux individus (faible biomasse) sont ajoutés à la population et que les membres qui survivent continuent de croître.

Défis et possibilités de gestion

Le problème principal qui compromet cet indicateur est la présence ou l'absence d'un engagement des organismes à surveiller régulièrement les populations de dreissenidés. Le Great Lakes National Program Office de l'Environmental Protection Agency des États-Unis surveille le benthos annuellement, mais la portée spatiale met l'accent sur les régions plus profondes. La surveillance régulière d'Environnement Canada n'inclut pas le benthos. L'échantillonnage par Pêches et Océans Canada sur le lac Ontario est sporadique. Le National Oceanic and Atmospheric Administration a appuyé la surveillance des dreissenidés à l'échelle des lacs Michigan et Huron tous les cinq ans et dans le sud du bassin du lac Michigan chaque année, mais on ne sait pas si ce soutien sera maintenu.

Commentaires de l'auteur

En raison de l'expansion rapide des populations de *Dreissena* dans de nombreuses régions et de la capacité des dreissenidés à provoquer des changements à l'échelle de l'écosystème, les organismes qui se sont engagés à documenter les tendances doivent déclarer les données de manière opportune. Outre l'abondance, la biomasse doit être systématiquement surveillée. Cela permet d'effectuer une comparaison à l'échelle des lacs et d'autres composants du réseau trophique, ce qui est très utile pour les modèles de prévision. Puisque les populations de dreissenidés sont présentes sur les substrats durs et mous, diverses méthodes d'échantillonnage peuvent être nécessaires pour véritablement évaluer la masse de la population dans un lac donné ou une région du lac.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou leur qualité est assurée par une organisation ou un organisme reconnu.	X					
2. Il est possible de retracer l'origine des données.	X					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.			X			
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	X					

Remerciements

Auteurs :

T. F. Nalepa, laboratoire de recherche environnementale des Grands Lacs, National Oceanic and Atmospheric Administration, Ann Arbor (Michigan)

R. Dermott, Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, Pêches et Océans Canada, Burlington (Ontario)

C. Madenjian, Great Lakes Science Center, U. S. Geological Survey, Ann Arbor (Michigan)

D. W. Schloesser, Great Lakes Science Center, U. S. Geological Survey, Ann Arbor (Michigan)

Sources de renseignements

Bunnell, D. B., Madenjian, C. P., Holuszko, J. D., Adams, J. V. et French, J. R. P. III. 2009 Expansion of *Dreissena* into offshore waters of Lake Michigan and potential impacts on fish populations. J. Great Lakes Res. 35 : 74-80.

French, J. R. P. III, Schaeffer, J. S., Roseman, E. F., Kiley, C. C., Fouilleroux. 2009 Abundance and distribution of benthic macroinvertebrates in offshore soft sediments in Western Lake Huron, 2001-2007. J. Great Lakes Res. 35 : 120-127.

Grigorovich, I. A., Korniushin, A. V., Gray, D. K., Duggan, J. C., Colautti, R. I. et MacIsaac, H. J. 2003. Lake Superior: an invasion coldspot? Hydrobiology 499:191-210.

Nalepa. T. F., Fanslow, D. L., Pothoven, S. A., Foley, A. J. III et Lang, G. A. 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., Fanslow, D. Pothoven, S. A. 2011. Recent changes in density, biomass, recruitment, size structure, and nutritional state of *Dreissena* populations in southern Lake Michigan. J. Great Lakes Res. 36 (Suppl. 3) : 5-19.

Patterson, M. R., Ciborowski, J. J. H. et Barton, D. R. 2005. The distribution and abundance of *Dreissena* species (Dreissenidae) in Lake Erie, 2002. J. Great Lakes Res. 31 (Suppl. 2) : 223-237.

Soster, F. M., McCall, P. L. et Herrman, K. A. 2011. Decadal changes in the benthic invertebrate community in western Lake Erie between 1981 and 2004.

Liste des figures

Figure 1. Abondance moyenne (± erreur-type) (nombre par mètre carré) de la population de *Dreissena* dans chacun des quatre intervalles de profondeurs à 40 stations dans le sud du bassin du lac Michigan entre 1980 et 2010. Le nombre de stations dans chaque intervalle de profondeur était le suivant : 16-30 m = 12, 31-50 m = 10, 51-90 m = 12, > 90 m = 6. Cercle plein/ligne pleine = moule zébrée; cercle ouvert/ligne en pointillée = moule quagga.
Source : Laboratoire de recherche environnementale des Grands Lacs, National Oceanic and Atmospheric Administration

Figure 2. Biomasse moyenne (± erreur-type) (grammes par mètre carré) de la population de *Dreissena* dans chacun des quatre intervalles de profondeurs à 40 stations dans le sud du bassin du lac Michigan entre 1980 et 2010. La biomasse est donnée en tant que poids sec sans coquille. Le nombre de stations dans chaque intervalle de profondeur était le suivant : 16-30 m = 12, 31-50 m = 10, 51-90 m = 12, > 90 m = 6. Cercle plein/ligne pleine = moule zébrée; cercle ouvert/ligne en pointillée = moule quagga.
Source : Laboratoire de recherche environnementale des Grands Lacs, National Oceanic and Atmospheric Administration

Figure 3. Pourcentage de sites abritant l'espèce *Dreissena* (image du haut) et abondance moyenne de l'espèce *Dreissena* (nombre par mètre carré) (image du bas) dans l'ouest du lac Érié entre 1991 et 2010; n = 30.
Source : Great Lakes Science Center, United States Geological Survey

Figure 4. Répartition et abondance moyenne (nombre par mètre carré) de la population de *Dreissena* (moules zébrées et quagga) dans le lac Ontario entre 1995 et 2009. Les petites croix indiquent les stations non visitées. Moy. = abondance moyenne pour toutes les stations échantillonnées cette année.
Source : Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences scientifiques, Pêches et Océans Canada

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

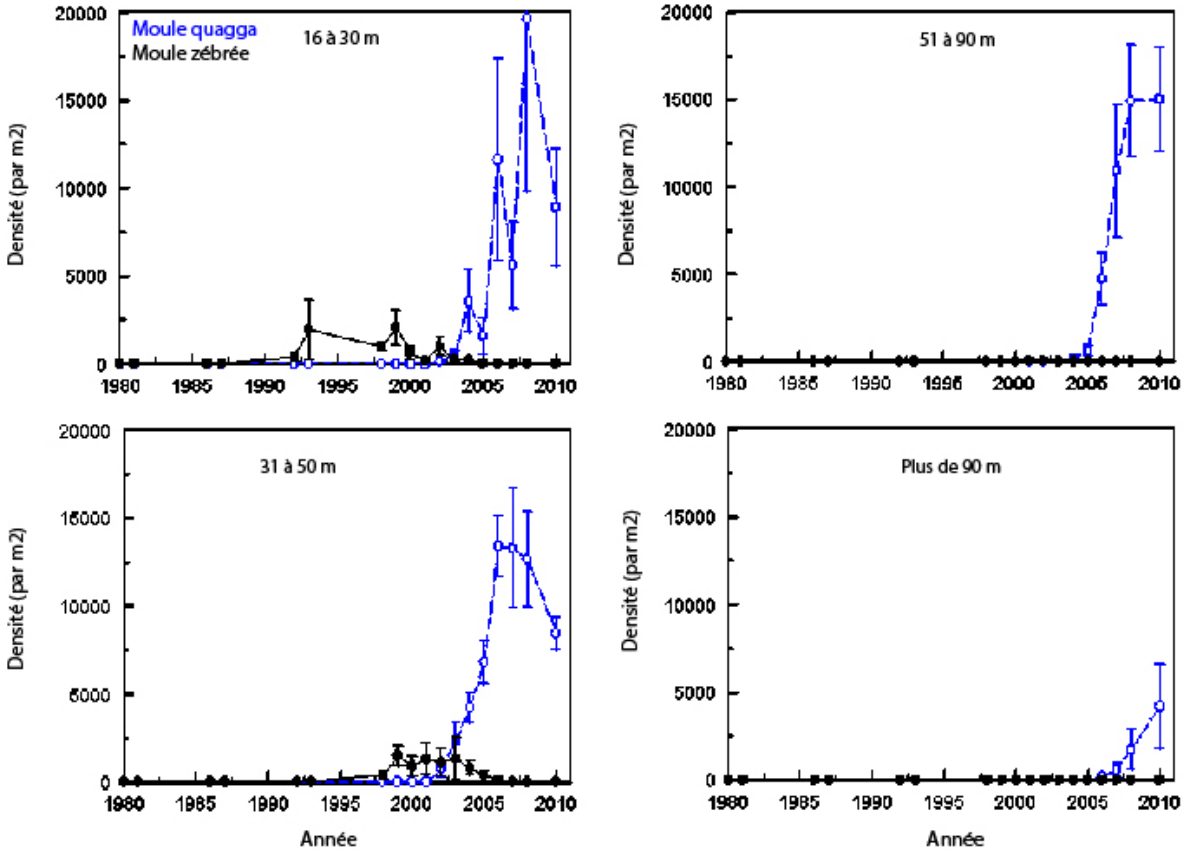


Figure 1. Abondance moyenne (± erreur-type) (nombre par mètre carré) de la population de *Dreissena* dans chacun des quatre intervalles de profondeurs à 40 stations dans le sud du bassin du lac Michigan entre 1980 et 2010. Le nombre de stations dans chaque intervalle de profondeur était le suivant : 16-30 m = 12, 31-50 m = 10, 51-90 m = 12, > 90 m = 6. Cercle plein/ligne pleine = moule zébrée; cercle ouvert/ligne en pointillée = moule quagga. Source : Laboratoire de recherche environnementale des Grands Lacs, National Oceanic and Atmospheric Administration

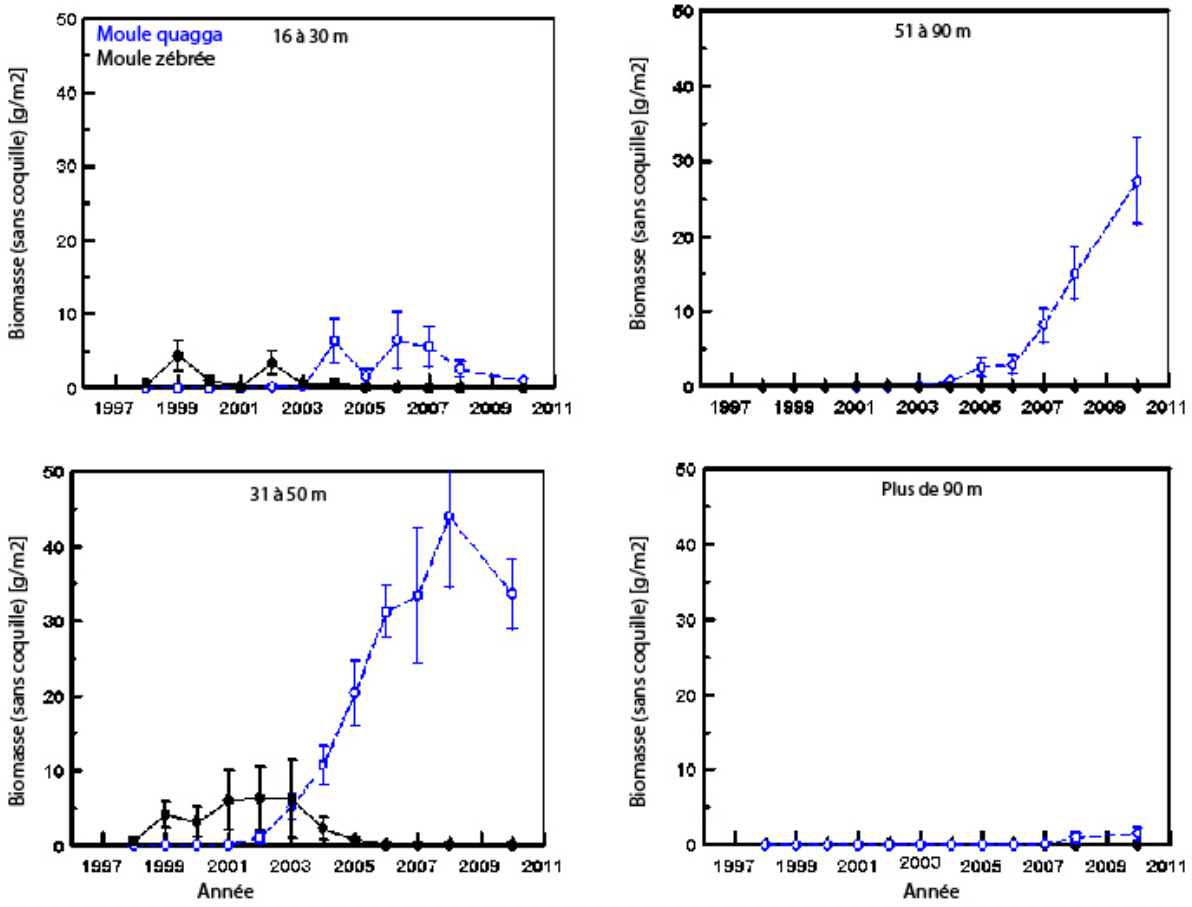


Figure 2. Biomasse moyenne (± erreur-type) (grammes par mètre carré) de la population de *Dreissena* dans chacun des quatre intervalles de profondeurs à 40 stations dans le sud du bassin du lac Michigan entre 1980 et 2010. La biomasse est donnée en tant que poids sec sans coquille. Le nombre de stations dans chaque intervalle de profondeur était le suivant : 16-30 m = 12, 31-50 m = 10, 51-90 m = 12, > 90 m = 6. Cercle plein/ligne pleine = moule zébrée; cercle ouvert/ligne en pointillée = moule quagga.
Source : Laboratoire de recherche environnementale des Grands Lacs, National Oceanic and Atmospheric Administration

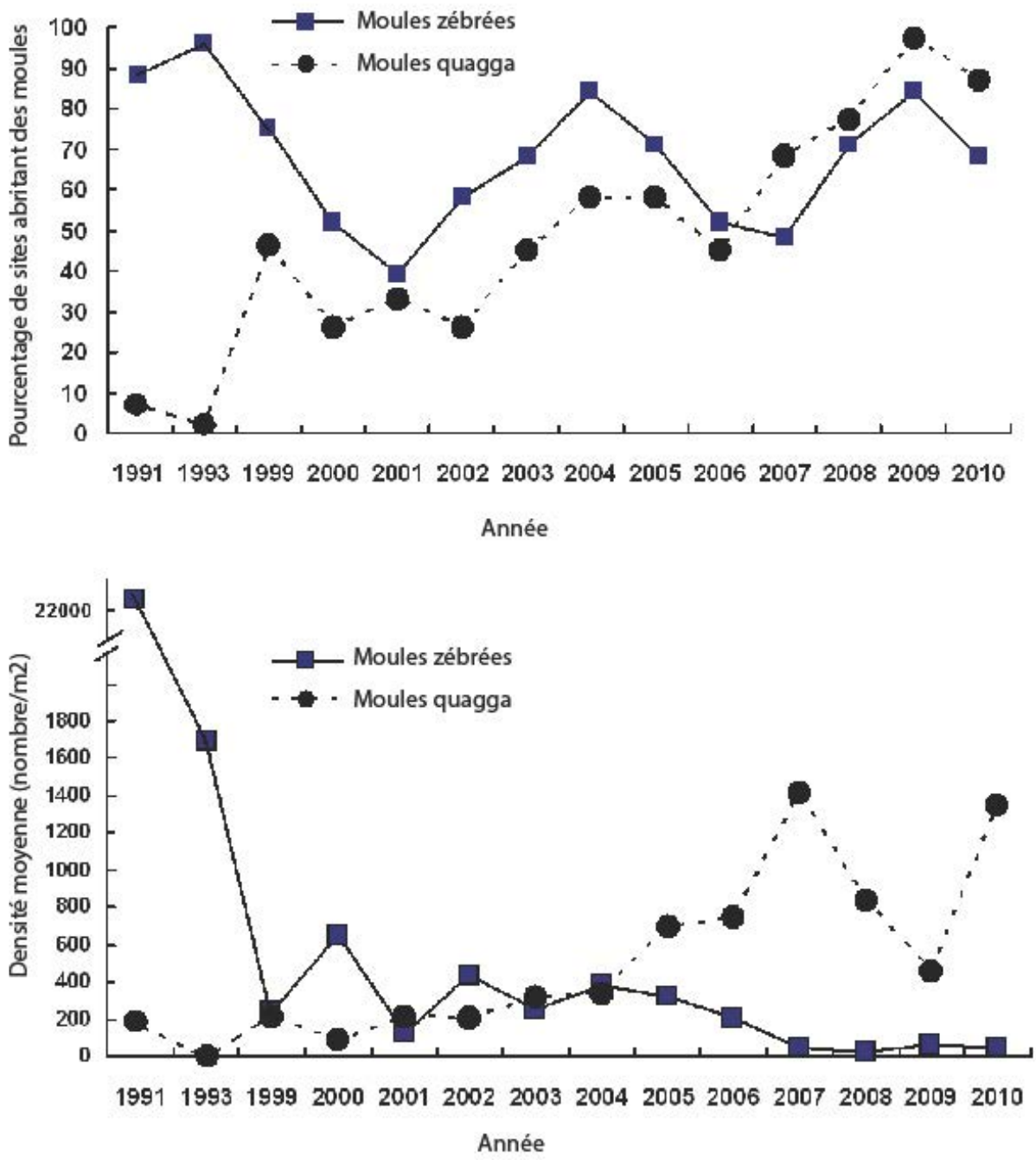


Figure 3. Pourcentage de sites abritant l'espèce *Dreissena* (image du haut) et abondance moyenne de l'espèce *Dreissena* (nombre par mètre carré) (image du bas) dans l'ouest du lac Érié entre 1991 et 2010; n = 30.
Source : Great Lakes Science Center, United States Geological Survey

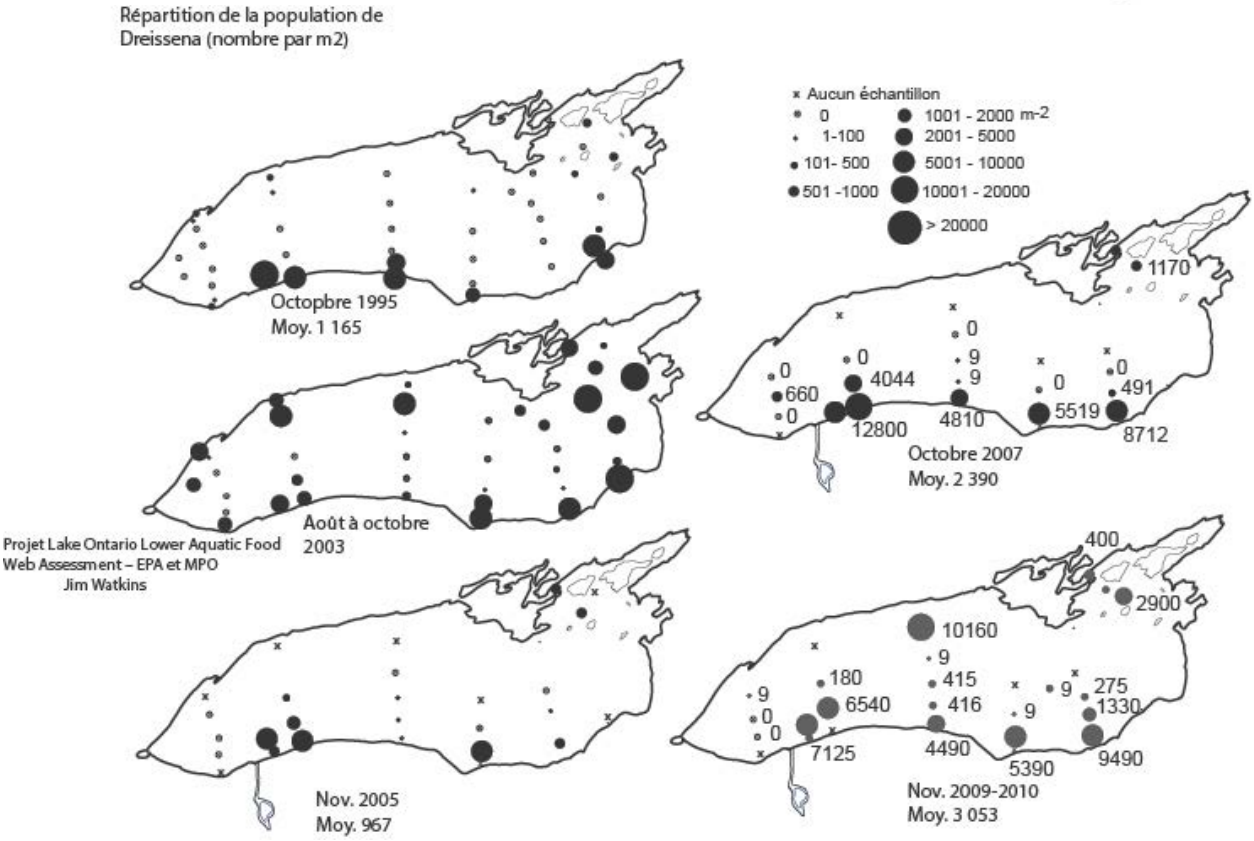


Figure 4. Répartition et abondance moyenne (nombre par mètre carré) de la population de *Dreissena* (moules zébrées et quagga) dans le lac Ontario entre 1995 et 2009. Les petites croix indiquent les stations non visitées. Moy. = abondance moyenne pour toutes les stations échantillonnées cette année.
Source : Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences scientifiques, Pêches et Océans Canada

Qualité de l'eau potable

Évaluation globale :
Situation : bonne
Tendance : stable
Justification : la qualité globale de l'eau de la source et de l'eau potable finie dans le bassin des Grands Lacs peut être considérée comme bonne. Le risque potentiel d'exposition des humains aux teneurs en produits chimiques et/ou microbiologiques mentionnés et tout effet sur la santé associé sont généralement faibles.

Évaluation lac par lac : pour chaque lac on a indiqué pour la situation la mention non évalué et pour la tendance une mention indéterminé, indiquant que les évaluations n'ont pas été faites sur une base individuelle.

Autres échelles spatiales : aucune autre échelle spatiale n'a été utilisée pour cet indicateur.

Objectif :

- Évaluer le potentiel d'exposition à des contaminants de l'eau potable pour des humains et l'efficacité des politiques et des techniques pour s'assurer que l'eau potable est sécuritaire dans tout le bassin des Grands Lacs.
- Évaluer les niveaux de contaminants chimiques ou microbiologiques dans la source de l'eau et dans l'eau traitée.
- L'indicateur de qualité de l'eau potable est utilisé dans la série d'indicateurs pour les Grands Lacs en tant qu'indicateur d'impact dans la catégorie de rapport de niveau supérieur Impacts sur les humains.

Objectif pour l'écosystème
Les sources utilisées pour l'eau potable et l'eau potable traitée dans le bassin des Grands Lacs devraient être exemptes de contaminants chimiques ou microbiologiques dangereux et devraient pouvoir être bues en toute sécurité. Cet indicateur contribue à la restauration et au maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs (AQEGL, annexes 1, 2, 12 et 16).

Condition écologique
Contexte
Il existe plusieurs sources pour l'eau potable dans le bassin des Grands Lacs, dont les Grands Lacs eux-mêmes, des lacs et des réservoirs plus petits, des cours d'eau, des étangs et des eaux souterraines (eaux de suintement et puits). Ces systèmes sont vulnérables à diverses contaminations (chimique, biologique, radioactive). Parmi les substances pouvant se retrouver dans l'eau de la source, on retrouve : contaminants microbiologiques (p. ex. virus et bactéries), contaminants inorganiques (p. ex. sels et métaux), pesticides et herbicides, contaminants chimiques organiques (p. ex. composés organiques volatils ou composés chimiques synthétiques), contaminants radioactifs. Après sa collecte, l'eau de la source subit un processus de traitement précis avant d'être dirigée vers un système de distribution aux consommateurs. Le processus de traitement comprend plusieurs étapes de base, qui sont souvent variées et répétées selon la condition de la source. L'eau de la source peut affecter l'eau finie qui est consommée. Une source d'eau de bonne qualité est une approche importante pour s'assurer de la qualité et de la sécurité de l'eau potable.

Les renseignements fournis par les États-Unis pour le présent rapport sont centrés sur l'eau potable finie, ou traitée. Il n'existe actuellement aucune base de données nationale sur l'eau potable aux États-Unis qui comprendrait des données sur la source de l'eau. Aux États-Unis, le Safe Drinking Water Act Reauthorization de 1996 requiert que tous les distributeurs d'eau potable fournissent à leurs consommateurs des rapports annuels sur la qualité de l'eau. Pour répondre à cette obligation, Les WTP des États-Unis produisent un rapport annuel intitulé Consumer Confidence/Water Quality Report (CC/WQR). Ces rapports donnent des renseignements sur le type de source d'eau

(p. ex. eau de surface, eau souterraine), la disponibilité de l'évaluation de la source d'eau et un bref résumé sur la susceptibilité des systèmes d'eau potable à des sources potentielles de contamination, le processus de traitement de l'eau, les contaminants détectés dans l'eau potable finie et les infractions relevées, ainsi que d'autres renseignements pertinents. Les données sur le nombre et le type d'infractions liées à la santé sont aussi enregistrées dans le Safe Drinking Water Information System (SDWIS) national de l'EPA. Les infractions liées à la santé aux États-Unis concernent entre autres : le niveau maximal de contaminant qui est le niveau le plus élevé d'un contaminant permis dans l'eau potable, le niveau résiduel maximal de désinfectant qui est le niveau le plus élevé d'un désinfectant permis dans l'eau potable, la technique de traitement qui est un processus requis conçu pour réduire le niveau des contaminants dans l'eau potable.

Les données utilisées pour la partie canadienne du présent rapport ont été fournies par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) et comprennent des résultats provenant de deux domaines de programmes. Les données sur la source de l'eau sont collectées dans le cadre du Programme de surveillance de l'eau potable (PSEP). Le PSEP est un programme de partenariat volontaire entre les municipalités qui surveillent la qualité de la source et de l'eau traitée de plus de 100 systèmes en Ontario. La Division de la gestion de l'eau potable du MEO fournit des renseignements sur les résultats d'analyse insatisfaisants relatifs à la qualité de l'eau (RAIQE). Un RAIQE est enregistré quand pour un échantillon d'eau les normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario sont dépassées ou quand un opérateur note qu'une eau est insalubre. Les normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario sont définies par des concentrations maximales acceptables (CMA), qui sont établies pour des paramètres qui, lorsqu'ils dépassent une certaine valeur, présentent des effets nocifs pour la santé ou sont suspectés en présenter. La concentration maximale acceptable provisoire (CMAP) est utilisée pour les paramètres pour lesquels les données toxicologiques sont insuffisantes ou pour lesquels il n'est pas possible pour des raisons pratiques d'établir une CMA.

Situation de l'eau potable dans le bassin des Grands Lacs

Les normes établies pour l'eau potable ont été utilisées pour évaluer la qualité de l'eau de la source et celle de l'eau potable traitée dans le bassin des Grands Lacs. Des effets sur la santé peuvent se manifester pour une exposition à long terme à de l'eau ne répondant pas à ces normes.

Qualité de l'eau potable de source (non traitée)

En Ontario, de 2007 à 2009, neuf paramètres chimiques de l'eau potable qui excèdent souvent les normes et qui ont potentiellement des effets sur la santé en cas d'exposition à une eau dépassant les CMA/CMAP établies, ont été retenus pour faire une évaluation de la qualité de l'eau potable de source. Tel qu'indiqué précédemment, aucune donnée sur l'eau de la source n'est disponible aux États-Unis en raison de l'absence d'un système centralisé. Le pourcentage des systèmes d'eau potable surveillés au moyen du DWSP pour lesquels les paramètres de l'eau de la source sont inférieurs aux CMA/CMAP a été utilisé comme valeur.

Dans les eaux des sources, six des neuf paramètres chimiques de l'eau potable mesurés n'ont jamais excédés les CMA/CMAP (tableau 1). Ces paramètres sont les suivants : nitrate, nitrite, atrazine, arsenic, uranium et baryum. Le fluorure, le plomb et le sélénium sont les seuls paramètres ayant excédé les CMA/CMAP. Ces dépassements n'ont été observés que dans quelques systèmes d'eaux souterraines et peuvent être le résultat de l'érosion de dépôts naturels et/ou d'une contamination anthropogène. Le pourcentage des sites et les systèmes d'eau potable pour lesquels des dépassements du fluorure et du sélénium étaient observés dans la source n'ont pas changé au cours de la période étudiée (tableau 1). Le plomb a été le seul paramètre dont le pourcentage de dépassement a diminué avec le temps, aucun dépassement n'étant relevé en 2009 (tableau 1).

Globalement, la qualité de l'eau de la source est bonne en Ontario en ce qui a trait aux paramètres chimiques retenus. Il n'y avait que quatre systèmes d'eau potable, tous tirant leur eau d'eaux souterraines, pour lesquels des CMA/CMAP étaient dépassées, et pour deux de ces sites les concentrations dans l'eau traitée et l'eau distribuée étaient sous les CMA/CMAP.

Qualité de l'eau potable traitée

La qualité de l'eau potable traitée a été évaluée pour tous les systèmes communautaires d'eau potable des comtés du bassin des Grands Lacs des États-Unis et pour tous les systèmes résidentiels municipaux d'eau potable en Ontario. Les valeurs étaient légèrement différentes d'un comté à l'autre en raison de différences dans la manière d'enregistrer et de stocker les données dans les bases de données respectives. Aux États-Unis, le pourcentage moyen des systèmes d'eau potable et de la population pour lesquels aucune violation ayant trait à la santé n'a été observée a été utilisé comme valeur. En Ontario, on a utilisé comme valeur le pourcentage de systèmes d'eau potable pour lesquels aucune violation ayant trait à la santé n'a été observée et le pourcentage des tests réalisés sur l'eau potable qui satisfaisaient aux normes.

Aux États-Unis, le pourcentage de systèmes d'eau potable et de la population pour lesquels aucune violation ayant trait à la santé n'a été observée est resté pratiquement inchangé de 2007 à 2010, le pourcentage moyen des systèmes d'eau potable communautaires sans dépassement excédant constamment 90 % (figure 1). Le pourcentage de la population sans dépassement des normes était un peu plus variable, mais restait en moyenne supérieur à 90 % (figure 1). Ces valeurs sont similaires à la moyenne nationale pour les États-Unis.

En Ontario, le pourcentage moyen de systèmes d'eau potable pour lesquels aucune violation ayant trait à la santé n'a été observée a augmenté de 2004 à 2010, alors que le pourcentage des systèmes d'eau potable qui satisfaisaient aux normes sur l'eau potable moins de 99 % du temps diminuait (figure 2). Au cours des trois dernières années, le pourcentage de systèmes d'eau potable sans dépassement est resté assez stable à environ 65 %, et 96 % des systèmes d'eau potable satisfaisaient aux normes plus de 99 % du temps. Le pourcentage moyen des tests sur l'eau potable satisfaisant aux normes de l'Ontario a augmenté légèrement de 2004 à 2010, et a toujours été supérieur à 99,7 % (figure 3).

La proportion des dépassements ayant trait à la santé provoqués par des techniques ou des sous-produits de traitement chimique, microbiologique, radiologique ou de désinfection diffère d'un pays à l'autre. La majorité des dépassements en Ontario sont d'ordre microbiologique alors qu'aux États-Unis les dépassements dus à des sous-produits de traitement microbiologique, chimique et de désinfection co-dominent (figure 4). Une autre différence majeure entre les deux pays est que les paramètres radiologiques sont responsables de 9 % des dépassements aux États-Unis, alors que ce type de dépassement n'est pas observé en Ontario (figure 4). Cette grande différence peut être due au petit nombre de systèmes en Ontario qui ont soumis des résultats de tests radiologiques. La catégorie chimique recouvrait différents paramètres pour chaque comté, avec un certain recouvrement. En Ontario, la plupart des dépassements d'ordre chimique concernait le fluorure et le plomb, alors qu'aux États-Unis la plupart concernait l'arsenic. Les normes pour le fluorure et le plomb sont plus strictes en Ontario, ce qui peut expliquer pourquoi il y a plus de dépassements pour ces composés dans cette province.

Résumé

En se basant sur les renseignements fournis par le PSEP du MEO, la qualité de l'eau des sources peut être considérée bonne en Ontario. Toutefois, il est important de noter que les eaux des sources faisant partie du PSEP ne sont pas actuellement analysées à des fins de contamination microbiologique, la principale composante des dépassements ayant trait à la santé en Ontario. La qualité de l'eau potable traitée aux États-Unis et au Canada peut aussi être considérée bonne. Aux États-Unis, plus de 90 % de la population n'a jamais été exposé à des dépassements ayant trait à la santé, alors qu'au Canada plus de 99,7 % de tous les tests satisfont aux normes sur l'eau potable.

Liens

La qualité de l'eau potable peut être affectée négativement par des accroissements des charges de nutriments, de pesticides ou de bactéries provenant de tributaires, de la contamination de sédiments, des dépôts atmosphériques, de la conversion de terres, des charges d'eaux usées industrielles ou municipales et des eaux de ruissellement. Ces pressions conduisent à des modifications de la qualité des eaux de surface et souterraines qui peuvent être utilisées

comme source pour l'eau potable. Un meilleur traitement des eaux usées, une restauration des sédiments et un accroissement des zones protégées en réponse à ces pressions peuvent contribuer à améliorer la qualité de l'eau des sources servant pour l'eau potable.

Gestion des défis/occasions

Une approche plus standardisée, mise à jour, pour la surveillance des contaminants et le rapport des données sur l'eau potable doit être établie. Bien que des listes exhaustives de contaminants et de leurs CMA aient été établies aux États-Unis et en Ontario, de nouveaux paramètres d'intérêt pourraient ne pas être présents pour des raisons de disponibilité des ressources ou de la technologie. De plus, les exigences de surveillance des états peuvent différer, ne requérant la surveillance que d'une partie des éléments de ces listes.

Une surveillance et des rapports standardisés, en particulier pour l'eau des sources aux États-Unis, rendraient l'analyse des tendances plus facile et permettrait d'obtenir une évaluation plus efficace de l'état de l'écosystème et du potentiel de risques pour la santé associé à la consommation d'eau potable. En fournissant les données sur l'eau des sources, l'origine de la contamination au niveau des SEEU sera plus facile à identifier, certaines SEEU utilisant plusieurs sources d'eau. L'inclusion de tests microbiologiques dans les évaluations de l'eau des sources sera importante pour comprendre les impacts potentiels sur la santé humaine.

Commentaires du ou des auteurs

Une inquiétude pesant sur les efforts futurs serait la comparabilité des valeurs fournies par les deux pays. En se concentrant sur la population subissant des dépassements de paramètres de qualité de l'eau plutôt que sur le nombre de dépassements ou le nombre de systèmes subissant des dépassements, on pourra mieux évaluer le potentiel d'exposition des humains à des contaminants de l'eau potable. Les eaux des sources peuvent aussi être étudiées à l'avenir afin de mieux comprendre d'où proviennent les contaminants.

Évaluation de la qualité des données :

Données	Tout à fait d'accord	En accord	Neutre ou ne sais pas	En désaccord	Pas du tout d'accord	Non applicable
1. Les données sont documentées, validées ou de qualité assurée par un organisme ou une agence reconnue.	X					
2. Il est possible de retracer les données jusqu'aux sources originales.	X					
3. La source des données est un producteur de données connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données sont appropriées au bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables à celles provenant du Canada.		X				
6. Les erreurs et la variabilité des données sont documentées et dans des limites acceptables pour le présent rapport indicateur.	X					

Remerciements

Auteur

Michelle Craddock, Oak Ridge Institute for Science and Education, détachée à l'Environmental Protection Agency des États-Unis, Great Lakes National Program Office (GLNPO) 2011

Auteurs précédents

Danielle J. Sass, Oak Ridge Institute for Science and Education, détachée à l'Environmental Protection Agency des États-Unis, Great Lakes National Program Office (GLNPO) 2008

Jeffrey C. May, Oak Ridge Institute for Science and Education, détachée à l'Environmental Protection Agency des États-Unis, Great Lakes National Program Office (GLNPO) 2006
Tracie Greenberg, Environnement Canada, Burlington, ON 2006

Sources d'information

Ministère de l'Environnement de l'Ontario; ensemble de données du Programme de surveillance de l'eau potable; http://www.ene.gov.on.ca/environment/fr/resources/collection/data_downloads/index.htm
Ministère de l'Environnement de l'Ontario; 2006 (version 2003 révisée); *Document d'aide technique pour les normes, directives et objectifs associés à la qualité de l'eau potable en Ontario*; http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/stdprod_095802.pdf
Ministère de l'Environnement de l'Ontario; 2011; Rapport annuel 2009-2010, Inspecteur en chef de l'eau potable; http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/stdprod_083953.pdf
États-Unis et Canada; 1987; *Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, tel que modifié par le Protocole signé le 18 novembre 1987*, Ottawa et Washington.
Environmental Protection Agency des États-Unis; 2011; Safe Drinking Water Information System database; des données provenant de cette base de données peuvent être obtenues à l'adresse suivante : http://water.epa.gov/scitech/datait/databases/drink/pivottables.cfm

Liste des tableaux

Tableau 1. Pourcentage des systèmes d'eau potable dans le bassin des Grands Lacs (qui font partie du PSEP en Ontario) dont des paramètres chimiques choisis de l'eau de leur source sont inférieurs à la CMA/CMAP.

Liste des figures

Figure 1. Pourcentage moyen des systèmes communautaires d'eau potable et de la population qui n'étaient pas affectés par des dépassements ayant trait à la santé dans les comtés du bassin des Grands Lacs aux États-Unis.
Source : EPA des États-Unis, Safe Drinking Water Information System.
Figure 2. Pourcentage des systèmes d'eau potable satisfaisant aux normes de qualité de l'eau potable (systèmes résidentiels municipaux d'eau potable) en Ontario.
Source : MEO; 2011; rapport annuel de l'inspecteur en chef pour l'eau potable 2009-2010.
Figure 3. Pourcentage de tests sur l'eau potable satisfaisant aux normes (systèmes résidentiels municipaux d'eau potable) en Ontario.
Source : MEO; 2011; rapport annuel de l'inspecteur en chef pour l'eau potable 2009-2010.
Figure 4. Pourcentage des dépassements ayant trait à la santé provoqués par des paramètres chimiques, microbiologiques, radiologiques, des sous-produits de désinfection et des techniques de traitement.
Source : EPA des États-Unis; Safe Drinking Water Information System; et MEO; 2011; rapport annuel de l'inspecteur en chef pour l'eau potable 2009-2010.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

Pourcentage des sites du PSEP pour lesquels les paramètres de l'eau de la source étaient inférieurs aux CMA/CMAP			
	2007	2008	2009
Nitrate	100,00	100,00	100,00
Nitrite	100,00	100,00	100,00
Atrazine	100,00	100,00	100,00
Arsenic	100,00	100,00	100,00
Uranium	100,00	100,00	100,00
Baryum	100,00	100,00	100,00
Fluorure	98,99	98,91	98,91
Plomb	98,99	97,83	100,00
Sélénium	98,99	98,91	98,91

Tableau 1. Pourcentage des systèmes d'eau potable dans le bassin des Grands Lacs (qui font partie du PSEP en Ontario) dont des paramètres chimiques choisis de l'eau de leur source sont inférieurs à la CMA/CMAP.

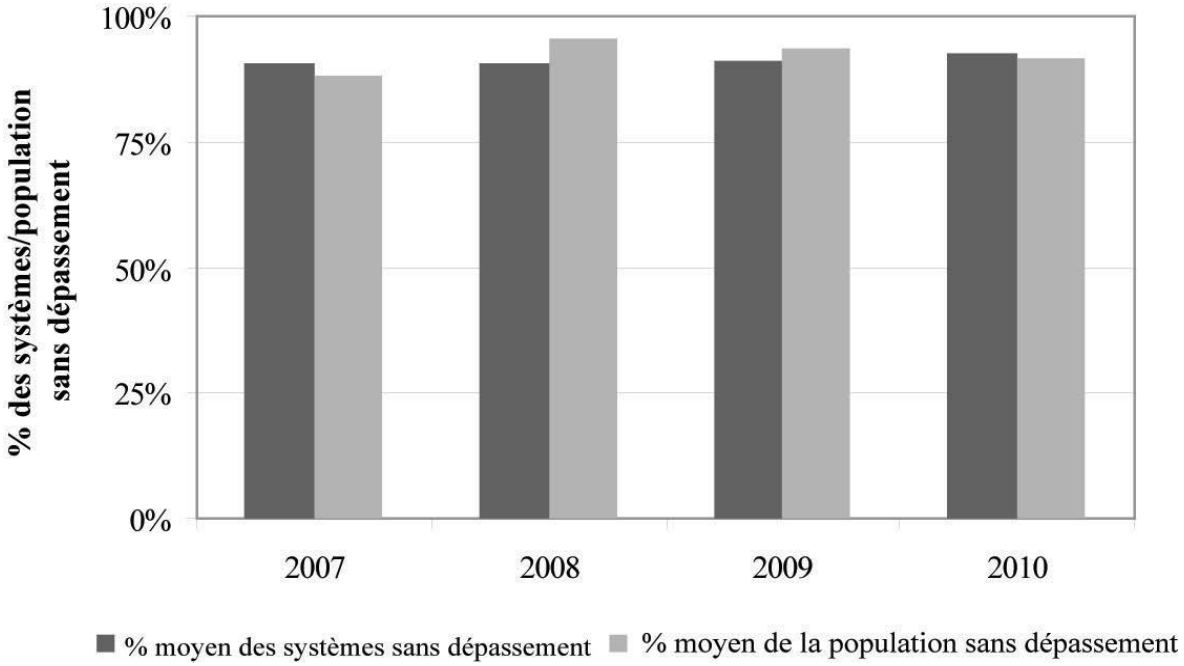


Figure 1. Pourcentage moyen des systèmes communautaires d'eau potable et de la population qui n'étaient pas affectés par des dépassements ayant trait à la santé dans les comtés du bassin des Grands Lacs aux États-Unis.
Source : EPA des États-Unis, Safe Drinking Water Information System.

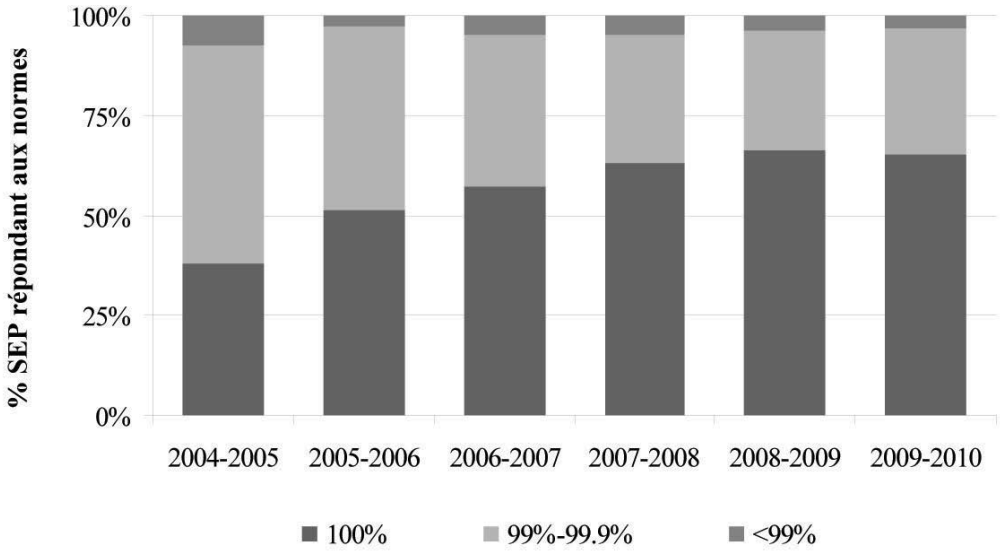


Figure 2. Pourcentage des systèmes d'eau potable satisfaisant aux normes de qualité de l'eau potable (systèmes résidentiels municipaux d'eau potable) en Ontario.
Source : MEO; 2011; rapport annuel de l'inspecteur en chef pour l'eau potable 2009-2010.

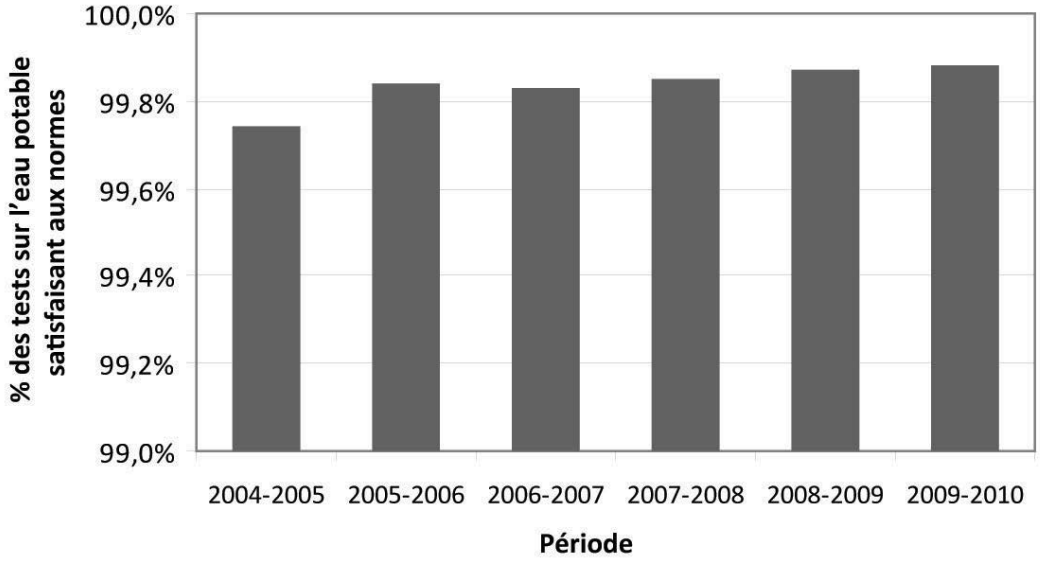


Figure 3. Pourcentage de tests sur l'eau potable satisfaisant aux normes (systèmes résidentiels municipaux d'eau potable) en Ontario.
Source : MEO; 2011; rapport annuel de l'inspecteur en chef pour l'eau potable 2009-2010.

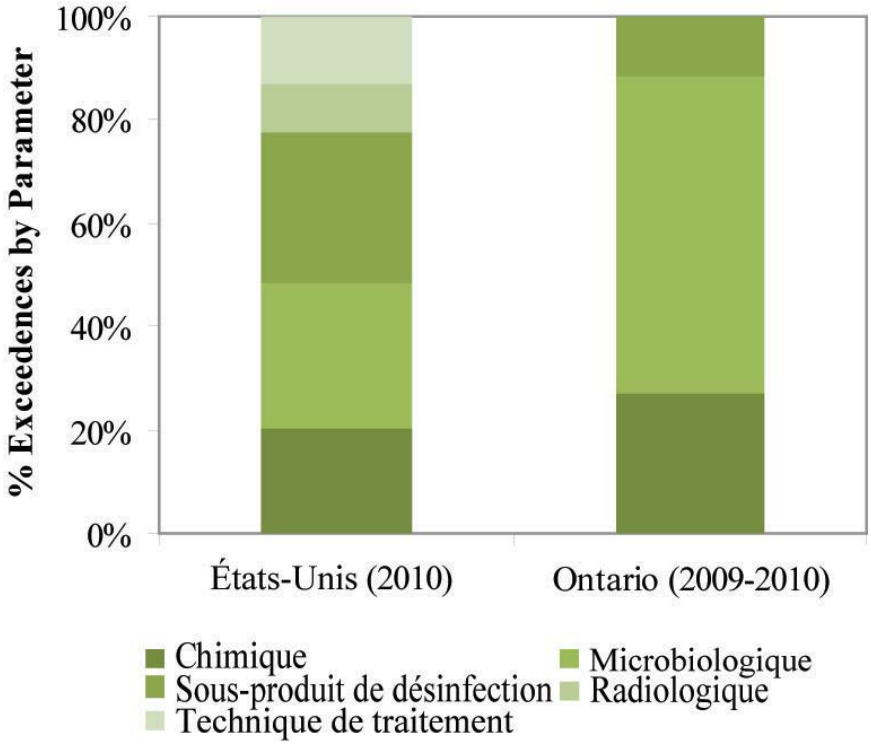


Figure 4. Pourcentage des dépassements ayant trait à la santé provoqués par des paramètres chimiques, microbiologiques, radiologiques, des sous-produits de désinfection et des techniques de traitement.
Source : EPA des États-Unis; Safe Drinking Water Information System; et MEO; 2011; rapport annuel de l'inspecteur en chef pour l'eau potable 2009-2010.

Prospérité économique (chômage)

Évaluation globale
Tendance : Indéterminée
Justification : Entre 1976 et 2010, le taux de chômage général a fluctué en raison des conditions socioéconomiques; par conséquent, la tendance à long terme est prévue, mais « indéterminée ». La tendance à court terme (de 2005 à 2010) est une augmentation du taux de chômage. Tout au long de cette période de 35 ans, à l'exception d'une augmentation de 3,0 % en 2008-2009, la différence du taux de variation annuel est toujours demeurée régulièrement à environ 2,0 %.

Évaluation lac par lac
Les tendances n'ont pas été établies pour chaque lac.

But

- Fournir les tendances du chômage dans la région des Grands Lacs pour représenter la prospérité économique de cette région.
- On utilise l'indicateur de prospérité économique dans la série des indicateurs des Grands Lacs en tant qu'indicateur d'élément moteur dans la catégorie économique/sociale.

Objectif pour l'écosystème
La prospérité économique dans la région des Grands Lacs doit être mise en œuvre conformément à l'objectif de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, afin de restaurer et maintenir l'intégrité chimique, physique et biologique de l'écosystème du bassin des Grands Lacs.

État de l'écosystème
Les taux de chômage sont fondés sur les données tirées de Statistique Canada et du département du Travail des États-Unis (Bureau of Labor Statistics). L'unité d'analyse de ce rapport est le taux de chômage en pourcentage. Il s'agit du nombre de personnes au chômage exprimé en pourcentage de la population active. Les estimations sont en pourcentage, arrondi au dixième le plus proche. Les données ne tiennent compte que des personnes de la population civile hors institution âgées de 15 ans ou plus. Le taux de chômage est indiqué pour l'ensemble de l'Ontario et l'ensemble de chacun des huit États des Grands Lacs, et ne se limite pas spécifiquement au bassin versant de la région des Grands Lacs.

Comme l'indique le tableau 1, le taux de chômage varie de 4,2 % (2000) à 10,6 % (en 1983). Depuis 1976, dans la région des Grands Lacs, il y a eu de nombreuses périodes de hausse et de baisse du chômage (figure 1). La tendance à court terme indique que le chômage a augmenté. En particulier, de 2008 à 2009, la région a connu la plus grande hausse de chômage de son histoire (hausse de 3,0 %) en passant de 6,1 % à 9,1 % (figure 2). Entre 1976 et 2010, le taux de chômage moyen dans la région des Grands Lacs était de 6,6 %. À l'exception de la hausse du chômage de 3,0 % entre 2008 et 2009, la variation annuelle du chômage n'a pas dépassé 2,0 % au cours des autres années.

Les tendances du taux de chômage en Ontario et dans les huit États américains des Grands Lacs ont été semblables. Comme le montre la figure 3, le chômage a connu de fortes fluctuations dans la région. Plus précisément, dans les huit États américains, le taux de chômage officiel en 2010 était de 9,5 %. Ces fluctuations reflètent la tendance globale de la région dont le taux de variation annuel est en moyenne d'environ 1,5 %.

Aux États-Unis, le taux de chômage le plus élevé a été enregistré en 1982 avec un taux de 11,2 %, et le taux le plus faible a été enregistré près de vingt ans plus tard, en 2000, avec un taux de 4,0 %. En 1983, lorsque le taux de chômage était le plus élevé dans la région des Grands Lacs, celui des huit États des Grands Lacs était supérieur à celui de l'ensemble des États-Unis (tableau 2 et figure 4). Toutefois, comme le montre la figure 4, les huit États ont depuis réussi à maintenir le taux de chômage officiel égal ou inférieur à la statistique nationale générale. En 2000, le taux de chômage des huit États étaient le même que celui des États-Unis. En outre, d'après les données les plus

récentes sur le chômage en 2010, le taux de chômage de la région était inférieur de 0,1 % au chiffre global du chômage à l'échelle nationale.

Au fil des ans, le taux de chômage de l'Ontario a également connu de fortes variations. Le taux de chômage le plus élevé était de 10,9 % en 1993 et le taux le plus faible était de 5,0 % en 1988 et 1999. Le taux de chômage total en 2010 était de 8,7 %. Dans un contexte national, au cours de l'année durant laquelle le chômage était le plus élevé dans la région des Grands Lacs, soit 1983, le taux de chômage en Ontario était légèrement inférieur au taux de chômage général au Canada (tableau 3 et figure 5). On peut également effectuer cette comparaison au cours de l'année durant laquelle le taux de chômage était le plus faible dans la région, soit en 2000. En effet, le taux de chômage en Ontario était plus faible que le taux de chômage général au Canada. Cependant, d'après les données les plus récentes sur le chômage, le taux de chômage en Ontario est légèrement plus élevé que celui du Canada.

Comme le montrent le tableau 4 et la figure 6, il n'y a aucun schéma visible relatif au taux de chômage dans la province et les États des Grands Lacs . Les états dans lesquels le taux de chômage était systématiquement élevé en 1983 et en 2000 n'avaient pas un taux de chômage élevé en 2010. Cependant, dans la région des Grands Lacs, le taux de chômage au Minnesota est régulièrement dans la tranche inférieure tandis que celui de l'Illinois demeure souvent dans la tranche supérieure. Les taux de chômage au Michigan ont varié le plus durant les périodes de creux et de pics contrairement à l'État de New York dont les taux de chômage ont le moins varié.

Liens

Les Grands Lacs soutiennent la prospérité économique régionale et la qualité de vie pour les millions d'habitants des huit États américains et de l'Ontario. Une fraction importante du produit intérieur brut des États-Unis et plus de 150 milliards de dollars en biens sont produits chaque année dans la région des Grands Lacs (Gesl, 2006). De plus, les lacs servent de cours d'eau commerciaux, et fournissent de l'eau à des fins agricoles et municipales (Gesl, 2006). Le chômage est un indicateur économique clé lorsque l'on mesure la force et la durabilité d'une économie. La prospérité économique est un élément moteur à l'origine de la plupart des pressions subies par l'environnement et peut être considérée comme un élément positif ou négatif.

Lorsque l'économie est bonne, il y a en général moins de conflits entre le développement économique et le maintien de l'intégrité de l'environnement (Musée Redpath de l'Université McGill). Dans le cadre d'une économie saine où les taux de chômage sont faibles ou diminuent, les capacités économiques sont plus importantes pour soutenir la recherche destinée à la surveillance des répercussions anthropiques, et pour élaborer et mettre en œuvre de nouvelles méthodes d'atténuation des répercussions associées.

Parallèlement à cela, lorsque l'économie va mal, il y a en général une utilisation et un développement accrus des ressources naturelles. Lorsque la prospérité économique est élevée, les dépenses de consommation et l'achat de maisons ont tendance à être plus élevés (Thorp, Muir et Zegarac, 2000). Ces activités peuvent augmenter les pressions exercées sur l'écosystème, notamment la génération de déchets par les ménages et les entreprises, la pollution atmosphérique accrue des sources de transport et les changements accélérés de l'utilisation des terres (Thorp, Muir et Zegarac, 2000). L'aménagement résidentiel constitue la principale catégorie du changement d'utilisation des terres et ses répercussions sur l'environnement sont largement reconnues. De plus, la prolifération de traités de commerce international à l'appui de l'augmentation de la prospérité économique au cours des dernières décennies a mené à une augmentation de la circulation des biens à l'échelle mondiale. L'augmentation des transports, notamment la circulation maritime océanique et dans les Grands Lacs, a mis à l'épreuve les systèmes naturels en facilitant l'immigration d'espèces non indigènes vers de nouveaux habitats, en introduisant des polluants dans l'écosystème aquatique, et en altérant et en détruisant les habitats côtiers (Musée Redpath de l'Université McGill).

Défis et possibilités de gestion

Il y a beaucoup de liens entre la prospérité économique et les facteurs de stress pour la santé de l'écosystème. Les décideurs au sein de la communauté des Grands Lacs doivent maximiser les pressions positives et minimiser les

pressions négatives de la prospérité économique sur l'intégrité chimique, physique et biologique de l'écosystème des Grands Lacs.

Commentaires de l'auteur

Il faudrait évaluer d'autres mesures ou des mesures supplémentaires dans le cadre du processus de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs. Le chômage est lié à la prospérité économique; cependant, il peut ne pas être suffisant pour représenter d'autres aspects importants de la prospérité économique, tels que le niveau et la répartition des revenus et des richesses, les taux de pauvreté, la volatilité et la disparité des revenus, et la sécurité économique (Indice canadien du mieux-être).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.	X					
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine	X					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	X					

Remerciements

Auteurs :

Brenda Yu, stagiaire à la Division des Grands Lacs, Environnement Canada.

Collaborateurs :

Krista Verlis, entrepreneure, Environnement Canada, Waterloo (Ont.)

Rob Hyde, agent du programme des Grands Lacs, Environnement Canada.

Erika Washburn, coordonnatrice du plan d'aménagement panlacustre, National Oceanic and Atmospheric Administration

Sources de renseignements

Alden, M., Mortsch, L., Scheraga, J. 2003. Climate Change and Water Quality in the Great Lakes Region: Risks, Opportunities, and Responses. Accès : www.ijc.org/rel/pdf/climate_change_2003_part3.pdf

Indice canadien du mieux-être. 2010. Special Report: How are Canadians Really Doing? Accès : http://www.ciw.ca/Libraries/Documents/FirstReportOfTheCIW.sflb.ashx

Gesl, D. 2006. Proposal: Great Lakes Habitat Protection & Restoration Implementation. Accès : http://planning.usace.army.mil/toolbox/library/misc/greatlakespro.pdf

[GIEC] Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Summary for Policymakers and Technical Summary for the Working Group I Report. Organisation météorologique mondiale et Programme des Nations Unies pour l'environnement.

Musée Redpath de l'Université McGill. 1999. The Relationship between Human Activities and Impacts on Biodiversity. Accès : http://redpath-museum.mcgill.ca/Qbp/3.Conservation/impacts.htm

Muir, T., Thorp, S., Zegarac, M. 2000. Economic Prosperity SOLEC Indicator. Accès : www.on.ec.gc.ca/solec/pdf/societal_indicators.pdf

Statistique Canada. 2001. Tableau 282-0002 – Enquête sur la population active (EPA), estimations selon le sexe et le groupe d'âge détaillé, annuel. Accès : http://www5.statcan.gc.ca/cansim/pick-

choisir;jsessionid=901F8ABBC746528CF89998D14631B4A5?id=2820002&pattern=2820002&retrLang=fra&lang=fra&researchTypeByValue=1

Statistique Canada. 2010. Annual Average Unemployment Rate Canada and Provinces 1976-2010. Accès : www.stats.gov.nl.ca/statistics/Labour/PDF/UnempRate.pdf

United States Department of Labor, Bureau of Labor Statistics. 2011. Local area unemployment statistics – Wisconsin, not seasonally adjusted – LAUST55000003,LAUST55000004,LAUST55000005,LAUST55000006 – (1976 to 2010). Accès : http://data.bls.gov/cgi-bin/surveymost?la+55

United States Department of Labor, Bureau of Labor Statistics. 2011. Local area unemployment statistics – Pennsylvania, not seasonally adjusted – LAUST42000003,LAUST42000004,LAUST42000005,LAUST42000006 – (1976 to 2010). Accès : http://data.bls.gov/cgi-bin/surveymost?la+42

United States Department of Labor, Bureau of Labor Statistics. 2011. Local area unemployment statistics – Ohio, not seasonally adjusted – LAUST39000003,LAUST39000004,LAUST39000005,LAUST39000006 – (1976 to 2010). Accès : http://data.bls.gov/cgi-bin/surveymost?la+39

United States Department of Labor, Bureau of Labor Statistics. 2011. Local area unemployment statistics – New York, not seasonally adjusted – LAUST36000003,LAUST36000004,LAUST36000005,LAUST36000006 – (1976 to 2010). Accès : http://data.bls.gov/cgi-bin/surveymost?la+36

United States Department of Labor, Bureau of Labor Statistics. 2011. Local area unemployment statistics – Minnesota, not seasonally adjusted – LAUST27000003,LAUST27000004,LAUST27000005,LAUST27000006 – (1976 to 2010). Accès : http://data.bls.gov/cgi-bin/surveymost?la+27

United States Department of Labor, Bureau of Labor Statistics. 2011. Local area unemployment statistics – Michigan, not seasonally adjusted – LAUST26000003,LAUST26000004,LAUST26000005,LAUST26000006 – (1976 to 2010). Accès : http://data.bls.gov/cgi-bin/surveymost?la+26

United States Department of Labor, Bureau of Labor Statistics. 2011. Local area unemployment statistics – Indiana, not seasonally adjusted – LAUST18000003,LAUST18000004,LAUST18000005,LAUST18000006 – (1976 to 2010). Accès : http://data.bls.gov/cgi-bin/surveymost?la+18

United States Department of Labor, Bureau of Labor Statistics. 2011. Local area unemployment statistics – Illinois, not seasonally adjusted – LAUST17000003,LAUST17000004,LAUST17000005,LAUST17000006 – (1976 to 2010). Accès : http://data.bls.gov/cgi-bin/surveymost?la+17

United States Department of Labor, Bureau of Labor Statistics. 2011. Annual Average Unemployment Rate, Civilian Labour Force 16 years or Older. Accès : http://www.bls.gov/cps/prev_yrs.htm

United States Department of Labor, Bureau of Labor Statistics. 2010. Frequently asked questions. Accès : http://www.bls.gov/lau/laufaq.htm#Q3

United States Department of Labor, Bureau of Labor Statistics. 2008. Local area unemployment statistics: Overview. Accès : http://stats.bls.gov/lau/lauov.htm

Liste des tableaux

Tableau 1. Tableau des taux de chômage (en %) en Ontario, dans les huit États américains des Grands Lacs et dans l'ensemble de la région des Grands Lacs.
Source : Statistique Canada and United States Department of Labor - Bureau of Labor Statistics
Tableau 2. Taux de chômage (en %) aux États-Unis et dans les huit États des Grands Lacs
Source : United States Department of Labor – Bureau of Labor Statistics
Tableau 3. Taux de chômage (en %) au Canada et dans la province des Grands Lacs (Ontario)
Source : Statistique Canada

Liste des figures

Figure 1. Taux de chômage total pour l'ensemble de la région des Grands Lacs (Ontario et huit États américains des Grands Lacs) de 1976 à 2010
Source : Statistique Canada and United States Department of Labor - Bureau of Labor Statistics
Figure 2. Analyse des tendances à court terme : taux de chômage total pour la région des Grands Lacs (Ontario et

huit États des Grands Lacs de 2006 à 2010)
Source : Statistique Canada and United States Department of Labor - Bureau of Labor Statistics
Figure 3. Taux de chômage total dans les huit États des Grands Lacs et en Ontario de 1976 à 2010
Source : Statistique Canada and United States Department of Labor - Bureau of Labor Statistics
Figure 4. États-Unis et les huit États américains des Grands Lacs : taux de chômage le plus faible, pic de chômage et chômage actuel
Source : United States Department of Labor - Bureau of Labor Statistics
Figure 5. Canada et province des Grands Lacs (Ontario) : taux de chômage le plus faible, pic de chômage et chômage actuel
Source : Statistique Canada
Figure 6. Ontario et les huit États des Grands Lacs : taux de chômage le plus faible, pic de chômage et chômage actuel
Source : Statistique Canada and United States Department of Labor - Bureau of Labor Statistics

Dernière mise à jour
Rapport sur l'*État des Grands Lacs 2011*

Année	Taux de chômage (en %) en Ontario	Taux de chômage moyen (en %) dans les huit États des Grands Lacs	Taux de chômage (en %) dans toute la région des Grands Lacs
1976	6,1	8,0	7,8
1977	6,9	7,2	7,2
1978	7,2	6,4	6,5
1979	6,6	6,4	6,3
1980	6,9	8,4	8,2
1981	6,6	9,1	8,8
1982	9,8	11,2	10,5
1983	10,4	11,0	10,6
1984	9,0	8,6	8,5
1985	7,9	8,0	7,8
1986	7,0	7,3	7,2
1987	6,1	6,3	6,4
1988	5,0	5,5	5,5
1989	5,0	5,3	5,3
1990	6,2	5,7	5,9
1991	9,5	7,0	6,9
1992	10,8	7,6	7,5
1993	10,9	6,8	6,8
1994	9,6	5,8	5,8
1995	8,7	5,2	5,3
1996	9,0	5,1	5,3
1997	8,4	4,8	4,9
1998	7,2	4,4	4,6
1999	6,3	4,2	4,5
2000	5,7	4,0	4,2
2001	6,3	4,8	4,9
2002	7,2	5,8	5,9
2003	6,9	6,2	6,1
2004	6,8	5,8	5,9

Année	Taux de chômage (en %) en Ontario	Taux de chômage moyen (en %) dans les huit États des Grands Lacs	Taux de chômage (en %) dans toute la région des Grands Lacs
2005	6,6	5,4	5,6
2006	6,3	5,0	5,1
2007	6,4	5,1	5,2
2008	6,5	6,0	6,1
2009	9,0	9,6	9,1
2010	8,7	9,5	9,2

Tableau 1. Tableau des taux de chômage (en %) en Ontario, dans les huit États américains des Grands Lacs et dans l'ensemble de la région des Grands Lacs.
Source : Statistique Canada and United States Department of Labor - Bureau of Labor Statistics

	Taux de chômage (en %)		
Année	1983 (pic de chômage)	2000 (chômage le plus faible)	2010 (actuel)
États-Unis	9,60	4,0	9,6
Huit États américains des Grands Lacs	11,0	4,0	9,5

Tableau 2. Taux de chômage (en %) aux États-Unis et dans les huit États des Grands Lacs
Source : United States Department of Labor – Bureau of Labor Statistics

	Taux de chômage (en %)		
Année	1983 (pic de chômage)	2000 (chômage le plus faible)	2010 (actuel)
Canada	12,0	6,8	8,0
Province des Grands Lacs – Ontario	10,4	5,7	8,7

Tableau 3. Taux de chômage (en %) au Canada et dans la province des Grands Lacs (Ontario)
Source : Statistique Canada

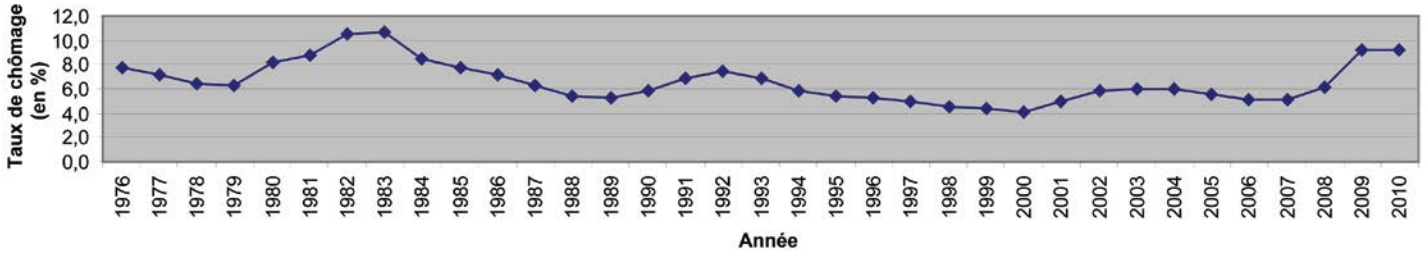


Figure 1. Taux de chômage total pour l'ensemble de la région des Grands Lacs (Ontario et huit États américains des Grands Lacs) de 1976 à 2010
Source : Statistique Canada and United States Department of Labor - Bureau of Labor Statistics

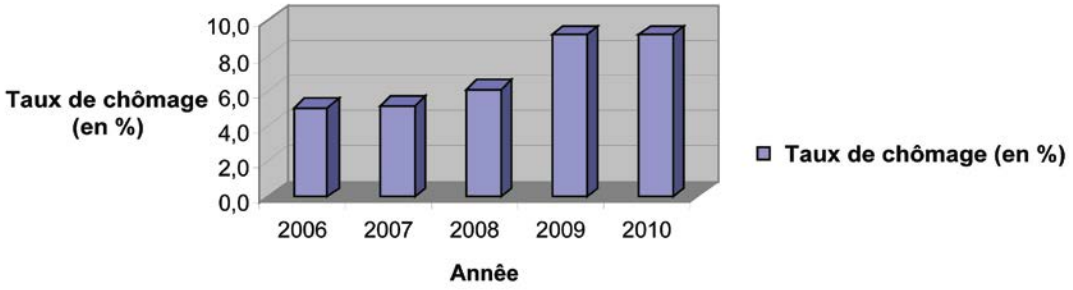


Figure 2. Analyse des tendances à court terme : taux de chômage total pour la région des Grands Lacs (Ontario et huit États des Grands Lacs de 2006 à 2010)
Source : Statistique Canada and United States Department of Labor - Bureau of Labor Statistics

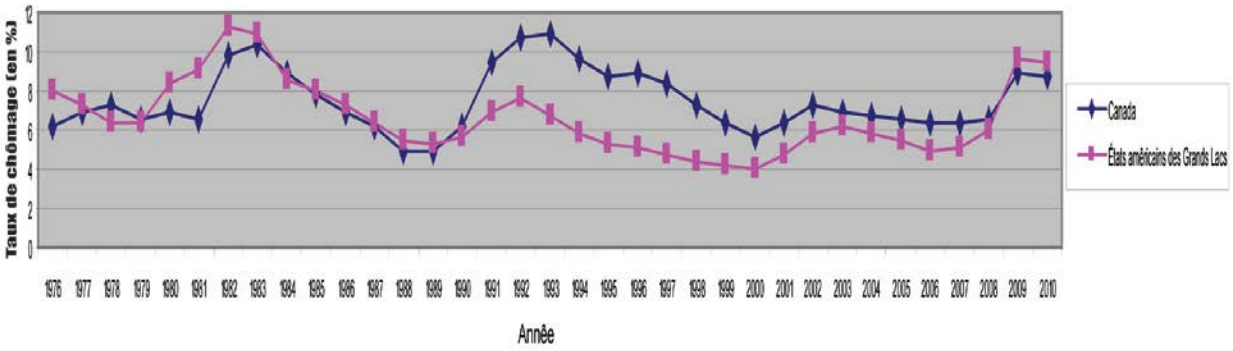


Figure 3. Taux de chômage total dans les huit États des Grands Lacs et en Ontario de 1976 à 2010
Source : United States Department of Labor – Bureau of Labor Statistics

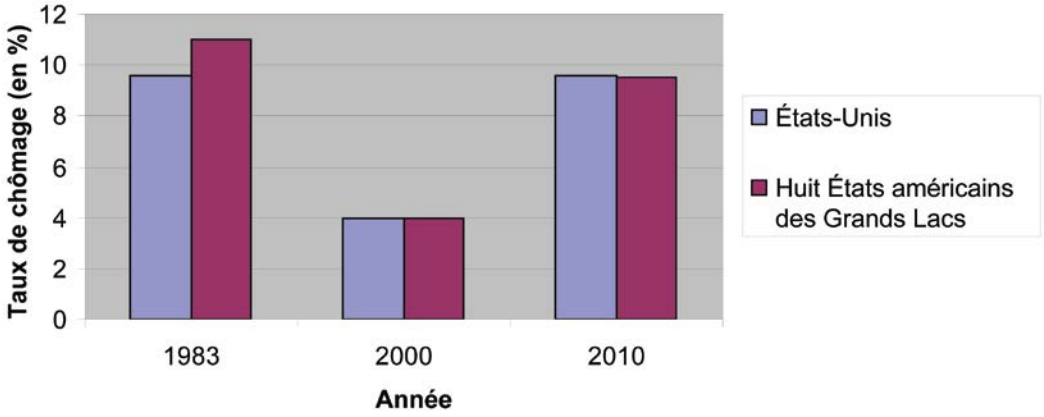


Figure 4. États-Unis et les huit États américains des Grands Lacs : taux de chômage le plus faible, pic de chômage et chômage actuel
Source : United States Department of Labor – Bureau of Labor Statistics

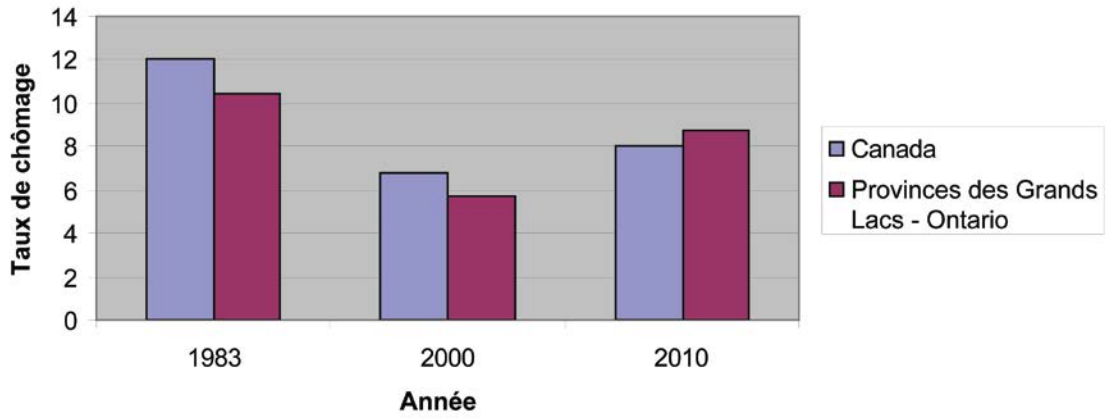


Figure 5. Canada et province des Grands Lacs (Ontario) : taux de chômage le plus faible, pic de chômage et chômage actuel
Source : Statistique Canada

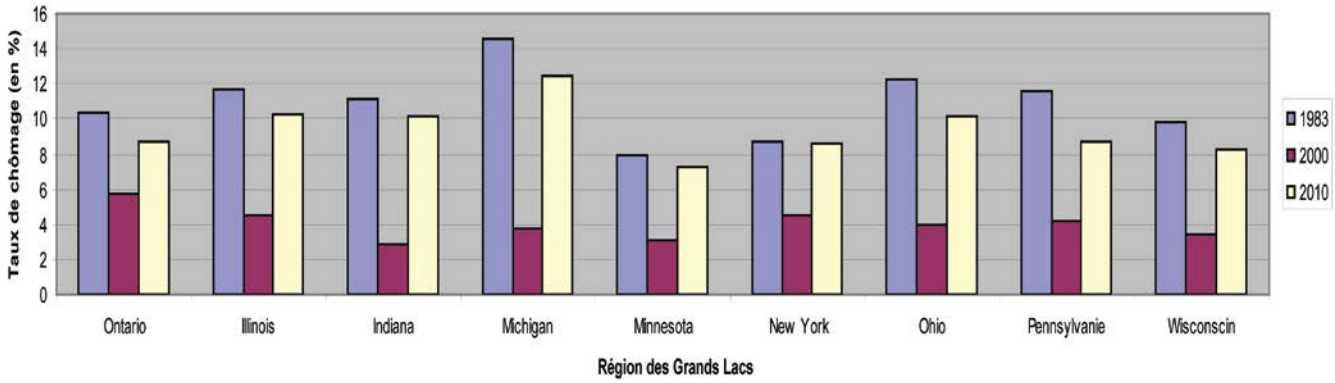


Figure 6. Ontario et les huit États des Grands Lacs : taux de chômage le plus faible, pic de chômage et chômage actuel
Source : Statistique Canada and United States Department of Labor - Bureau of Labor Statistics

Consommation énergétique

Évaluation globale
Tendance : Croissante
Justification :La tendance de la consommation totale d'énergie dans les huit États des Grands Lacs et en Ontario a augmenté au cours de la période de dix-huit ans étudiée. Entre 1990 et 2008, la consommation d'énergie a augmenté de 10 %. Cependant, l'évaluation de la tendance à court terme de la consommation d'énergie de 2005 à 2008 indique que l'utilisation totale d'énergie a diminué (une baisse de 3 % par rapport à 2005).

Évaluation lac par lac
Les tendances n'ont pas été établies pour chaque lac.

But

- Fournir les tendances de consommation énergétique dans la région des Grands Lacs.
- L'indicateur de la consommation d'énergie est utilisé dans la série des indicateurs des Grands Lacs en tant qu'indicateur d'élément moteur dans la catégorie économique et sociale.

Objectif pour l'écosystème
La conservation des ressources et la minimisation de l'utilisation inutile des ressources sont des paramètres ultimes pour l'intégrité de l'écosystème. Les répercussions de la consommation d'énergie doivent être gérées afin que les utilisations bénéfiques des Grands Lacs ne soient pas touchées, et que la pollution soit contrôlée conformément à l'annexe 2 et à l'annexe 15 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs.

État de l'écosystème
Dans ce rapport, la région des Grands Lacs est composée des huit États des Grands Lacs et de la province de l'Ontario. La consommation d'énergie dans la région des Grands Lacs est examinée en utilisant des données extraites principalement de Statistique Canada, de Ressources naturelles Canada, du Centre canadien de données et d'analyse de la consommation finale d'énergie dans l'industrie, et de la United States Information Administration. L'unité d'analyse de la consommation d'énergie est la consommation d'énergie secondaire en mégawattheures (MWh).

L'énergie secondaire est l'énergie consommée par l'utilisateur final. Elle comprend l'énergie utilisée pour chauffer et climatiser les maisons et les lieux de travail, ainsi que pour faire fonctionner les appareils électroménagers, les véhicules et les usines. Le tableau 1 présente la consommation totale d'énergie secondaire dans les États des Grands Lacs et en Ontario, à partir de 1990 et de 1995 à 2008. Tel qu'il est indiqué dans le tableau 1, en 2008, le taux de consommation totale d'énergie secondaire dans la région des Grands Lacs est de 8 247 276 452 MWh. L'énergie secondaire ne comprend pas les utilisations intermédiaires de l'énergie pour le transport de l'énergie vers les marchés ou la transformation d'un type d'énergie en un autre; il s'agit d'énergie primaire (État des Grands Lacs 2009; 294). Ce rapport mettra l'accent sur l'examen de l'utilisation d'énergie secondaire dans la région des Grands Lacs.

A) Ensemble de la région des Grands Lacs (Ontario et les huit États des Grands Lacs)
La consommation d'énergie pour l'ensemble de la région des Grands Lacs a fluctué au cours de la période de 18 ans (figure 1). Si l'on compare les données sur la consommation totale d'énergie en 1990 et en 2008, la consommation totale d'énergie dans la région des Grands Lacs a augmenté de 10 %. Parmi les quatre secteurs, le secteur de l'industrie est le secteur qui consomme le plus d'énergie dans la région des Grands Lacs (figure 2). Toutefois, les données les plus récentes disponibles de 2008 indiquent qu'en 1990, le secteur industriel consommait 37 % de l'énergie totale et que cette consommation a depuis baissé à 30,0 % (figures 3 et 4). Les trois autres secteurs (résidentiel, transport, commercial) consomment respectivement 1 %, 3 % et 3 % d'énergie en plus depuis 1990.

Si l'on examine l'analyse de la tendance à court terme, la consommation d'énergie de 2005 à 2008 a varié d'une baisse de 1,4 % à une hausse de 3,7 %. De 2005 à 2006, il y a eu une baisse de la consommation d'énergie (3,7 %), mais l'année suivante (de 2006 à 2007), le taux de consommation a augmenté de 2,5 % (figure 5). En 2007-2008, l'utilisation d'énergie dans la région des Grands Lacs a diminué une fois de plus de 1,0 %, ce qui a maintenu le taux de consommation totale d'énergie en 2008 à 8 247 276 452 MWh.

Afin de mieux comprendre le taux de consommation d'énergie au sein de la région, les données démographiques issues du recensement américain et de Statistique Canada ont été incluses afin d'examiner l'utilisation moyenne d'énergie par habitant dans la région (consommation d'énergie par habitant). En 1990, la population totale dans la région des Grands Lacs, telle qu'elle est définie dans le présent rapport, était de 86 323 139 (tableau 2). La consommation totale d'énergie de la population totale était de 7 429 731 790 MWh par habitant et son utilisation par habitant était de 87 MWh par personne et par an. Il convient de noter que, bien que la consommation d'énergie ait augmenté, l'utilisation par habitant a légèrement baissé. Par rapport à 1990, bien que la population en 2008 dans la région des Grands Lacs ait augmenté de 10,6 %, la consommation par habitant a diminué de 3,4 % pour atteindre 84 MWh par personne et par an.

B) Comparaison entre l'Ontario et les huit États des Grands Lacs

Les tendances générales de la consommation d'énergie par secteur ont été assez semblables des deux côtés du bassin. En Ontario, la consommation totale d'énergie secondaire au Canada par les quatre secteurs en 2008 était de 763 472 222 MWh (tableau 3). Le secteur des transports représentait le plus grand pourcentage de consommation d'énergie par les utilisateurs finaux avec 32 %. La consommation d'énergie dans les trois autres secteurs était comme suit : résidentiel, 21 %; commercial/institutionnel, 18 %; industriel, 30 % (figure 6).

La consommation totale d'énergie secondaire des quatre secteurs dans les huit États américains des Grands Lacs en 2008 était de 7 483 804 229 mégawattheures (MWh) (tableau 3). Pour les États américains des Grands Lacs, le secteur industriel était le secteur qui consommait le plus, avec 30 % de la consommation en 2008. Les trois autres secteurs représentent 70 % du total, comme suit : secteur des transports, 25 %; secteur résidentiel, 25 %; secteur commercial/institutionnel, 20 % (figure 6).

Liens

Le Canada et les États-Unis comptent parmi les plus grands consommateurs d'énergie et d'électricité par habitant dans le monde; la consommation d'énergie peut avoir de nombreuses répercussions sur l'environnement et la santé. Les répercussions sur l'environnement sont causées par les mesures requises pour produire de l'énergie, y compris l'exploration et l'exploitation pétrolières et gazières, l'exploitation des mines de charbon, les barrages hydroélectriques et les réservoirs (Boyd, 2001). Selon un rapport du Stockholm Environment Institute, la pression exercée actuellement sur l'écosystème en raison de la production et de la consommation d'énergie est insoutenable (Persson et Noel, 2010). La consommation d'énergie est l'un des principaux éléments moteurs, et elle est à l'origine de pressions directes et indirectes sur l'environnement.

La consommation d'énergie est un élément moteur direct et indirect à l'origine de nombreuses pressions exercées sur les Grands Lacs. Selon la Commission économique et sociale pour l'Asie et le Pacifique de l'Organisation des Nations Unies, la consommation d'énergie a un effet direct sur les émissions de gaz à effet de serre, les émissions de polluants atmosphériques, les pluies acides et la pollution par des substances toxiques (Commission économique et sociale pour l'Asie et le Pacifique de l'Organisation des Nations Unies, 2001). Par conséquent, ces effets ont une incidence directe sur la biodiversité et l'écosystème.

Par exemple, il existe un lien direct entre la consommation d'énergie et l'émission de polluants atmosphériques. La combustion de combustibles fossiles peut causer des émissions de polluants atmosphériques dans l'atmosphère et sur les surfaces terrestres et aquatiques par l'intermédiaire de dépôts atmosphériques. L'eau est un « transporteur dangereusement efficace de polluants émis dans l'air à partir de la combustion du charbon et d'autres combustibles fossiles » (Krantzberg et Bassermann, 2010). La pluie transporte les polluants dans les bassins versants, les lacs et

les rivières, et peut ainsi compromettre la qualité de l'eau. Pour cette raison, des initiatives telles que le Partenariat mondial sur le mercure du Programme des Nations Unies pour l'environnement créent des partenariats mondiaux sur le mercure entre les gouvernements et d'autres intervenants afin de réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement en raison du rejet du mercure et de ses composés dans l'environnement par des sources comme la consommation de combustibles fossiles (Programme des Nations Unies pour l'environnement 1).

Pour d'autres énergies renouvelables, telles que l'hydroélectricité, l'énergie solaire et l'énergie éolienne, le débat sur ces usages a été controversé. Bien que l'utilisation de sources d'énergie renouvelable soit considérée comme étant plus respectueuse de l'environnement et assez faisable d'un point de vue économique, elle provoque toujours des réactions de la part des collectivités locales et des décideurs quant à ses avantages limités, ses possibles compromis et sa pollution visuelle.

Dans le cas de la production d'énergie hydroélectrique, même si son utilisation est jugée plus respectueuse de l'environnement, elle engendre certains coûts environnementaux, particulièrement en ce qui concerne les ressources en eau (Krantzberg et Bassermann, 2010). Les grandes centrales hydroélectriques peuvent causer une perturbation des cycles naturels de la rivière qui, à son tour, a une incidence sur l'écosystème aquatique, dégrade les bassins hydrologiques en amont et a des répercussions sur la productivité des cultures (Persson et Noel, 2010). En outre, la construction de barrages hydroélectriques entraîne souvent la perte de forêts, d'habitat faunique et de populations d'espèces.

Dans le cas de l'énergie solaire, l'utilisation de produits chimiques toxiques dans la fabrication des cellules d'énergie solaire présente un problème aussi bien lors de l'utilisation et que de l'élimination de (Union internationale pour la conservation de la nature, 2008).

Dans le cas de l'énergie éolienne, l'utilisation des éoliennes a été controversée. D'une part, de récentes études indiquent que les parcs éoliens ne présentent pas de graves menaces environnementales et, dans certains cas, un grand parc éolien au large des côtes peut même améliorer l'écosystème marin (Phadke, 2010; Bergman *et al.*, 2011). D'autre part, on se préoccupe du fait que la construction d'éoliennes puisse entraîner une perturbation de l'écosystème en termes de perte d'habitat dans de grands parcs éoliens, et en raison des rotors à l'origine de la mortalité des oiseaux migrateurs (Union internationale pour la conservation de la nature, 2008).

Défis et possibilités de gestion

Les liens qui existent entre l'utilisation d'énergie et le stress sur la santé des Grands Lacs sont décrits ci-dessus. La communauté des Grands Lacs et les décideurs doivent continuer à appuyer les initiatives mondiales, nationales, régionales et locales de conservation en matière d'utilisation d'énergie et trouver des moyens de minimiser le stress engendré par l'utilisation d'énergie et la production d'énergie sur l'écosystème des Grands Lacs.

Commentaires de l'auteur

Par rapport à la région des Grands Lacs, telle qu'elle est définie dans le présent rapport, l'utilisation totale de l'énergie pour le bassin versant des Grands Lacs devrait être inférieure. Néanmoins, ces données appuient bien l'objectif du rapport sur les indicateurs en illustrant une tendance socioéconomique qui est un élément moteur à l'origine de bon nombre des pressions exercées sur l'état des Grands Lacs, et le contexte socioéconomique dans lequel travaillent les décideurs. L'investissement requis pour décomposer les tendances d'utilisation de l'énergie, en particulier pour les frontières des bassins versants des Grands Lacs ou à l'échelle de chaque lac, ne serait utile que si des cibles officielles de réduction et de conservation relatives à l'utilisation de l'énergie étaient établies pour cette limite géographique définie.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.	X					
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine	X					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	X					

Remerciements

Auteurs :

Brenda Yu, stagiaire à la Division des Grands Lacs, Environnement Canada.

Collaborateurs :

Krista Verlis, entrepreneure, Environnement Canada, Waterloo (Ont.)

Rob Hyde, agent du programme des Grands Lacs, Division des Grands Lacs, Environnement Canada.

Erika Washburn, coordonnatrice du plan d'aménagement panlacustre, National Oceanic and Atmospheric Administration

Sources de renseignements

Bergman, M., Bouma, S., Brasseur, S., Dann, R., Dirksen, S., Fijn, R., de Haan, D., Hal, R., Hofstede, R., Kouwenhoven, H., *et al.* 2011. Short Term Ecological Effects of an Offshore Wind Farm in the Dutch Coastal Zone; A Compilation. Accès : http://iopscience.iop.org/1748-9326/6/3/035101

Boyd, D.R. 2001. Canada vs. the OECD: An Environmental Comparison Energy Consumption. Victoria (C.-B.) : University of Victoria Eco-Research Chair. p. 16-17. Accès : http://www.environmentalindicators.com/htdocs/PDF/CanadavsOECD.pdf

U.S. Census. US States 1990 & 2008 Population. Accès : http://www.census.gov/

Krantzberg, G., Bassermann, R. 2010. How our Energy Future Affects our Water Future. *The Journal of Policy Engagement* 2(1). Accès : http://members.peo.on.ca/index.cfm/ci_id/38584.htm

Union Internationale pour la Conservation de la Nature. 2008. Energy, Ecosystems, and Livelihoods: Understanding Linkages in the Face of Climate Change Impacts. Accès : www.icun.org/about/work/initiatives/energy_welcome/index.cfm?uNewsID=1646

Ressources naturelles Canada. 2009. Modèle d'utilisation finale pour le secteur résidentiel; Modèles d'utilisation finale pour le secteur des transports 2009; Modèle d'utilisation finale pour le secteur industriel 2009.

Persson, L., Noel, S. 2010. The Millennium Development Goals in 2010 – threats to Ecosystem Services from Air Pollution, Energy Generation and Pesticide Use. Stockholm (Suède) : Institut de Stockholm pour l'environnement. Accès : http://sei-international.org/publications?pid=1616

Phadke, R. 2010. Steel Forests or smoke Stacks: The politics of Visualisation in the Cape Wind Controversy. *Environmental Politics* 19(1):1-20. Accès : www.hks.harvard.edu/sdn/articles/files/Phadke%20Steel%20Forests.pdf

Statistique Canada. 2009. Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada, 1990-2007; Production, transport et distribution d'électricité 2007; Le transport ferroviaire au Canada 1990-2007; Les industries canadiennes du transport de passagers par autobus et du transport urbain 2001-2006. Accès : http://www.statcan.gc.ca/

Statistique Canada. 2008. Population de l'Ontario en 2008. Accès : http://www40.statcan.gc.ca/cbin/ze/w40re.cgi/l02/cst01/

Statistique Canada. 1990. Population de l'Ontario en 1990. Accès : http://www12.statcan.ca/census-recensement/2006/dp-pd/fs-fi/index.cfm?Lang=fra&VIEW=D&PRCODE=35&TOPIC_ID=3&format=flash

Commission économique et sociale pour l'Asie et le Pacifique. 2001. Air Quality Statistics. Accès : www.unescap.org/stat/envstat/stwes-mo2-air1.pdf

[EIA] United States Energy Information Administration. 2010. State Energy Consumption Estimates – 1960 through 2008. Accès : www.eia.gov.emeu/states/sep_use/notes/use_print2008.pdf

Liste des tableaux

Tableau 1. Consommation d'énergie dans la région des Grands Lacs en 1990 et de 1995 à 2008
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

Tableau 2. Consommation d'énergie et population dans la région des Grands Lacs (Ontario + huit États).
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

Tableau 3. Taux de consommation totale d'énergie par État/province en 2008.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

Tableau 4. Taux de consommation totale d'énergie de 2005 à 2008.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

Liste des figures

Figure 1. Consommation totale d'énergie dans tous les emplacements des Grands Lacs en 1990 et de 1995 à 2008.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

Figure 2. Consommation totale d'énergie par secteur pour tous les emplacements des Grands Lacs en 1990 et de 1995 à 2008.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

Figure 3. Pourcentage de contribution de chacun des quatre secteurs dans la région des Grands Lacs en 1990.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

Figure 4. Pourcentage de contribution de chacun des quatre secteurs dans la région des Grands Lacs en 2008.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

Figure 5. Consommation totale d'énergie dans les Grands Lacs, dans les États des Grands Lacs et en Ontario, de 2005 à 2008.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

Figure 6. Comparaison entre la consommation totale d'énergie de l'Ontario et celle de tous les États des Grands Lacs en 2008 (MWh).
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

Dernière mise à jour

Rapport sur l'*État des Grands Lacs 2011*

Année	Utilisation totale d'énergie (MWh)	Résidentiel	Commercial	Industriel	Transports
1990	7 429 731 790	1 720 089 146	1 266 281 782	2 711 060 722	1 732 300 141
1995	7 953 728 327	1 881 985 073	1 430 974 398	2 791 232 982	1 849 535 875
1996	8 193 830 538	1 965 544 382	1 478 911 839	2 867 398 314	1 881 976 003
1997	8 188 486 379	1 889 090 097	1 494 270 762	2 884 634 732	1 920 490 789
1998	8 009 460 149	1 760 838 819	1 466 623 015	2 816 275 765	1 965 722 550
1999	8 296 601 235	1 878 856 669	1 535 890 162	2 840 141 925	2 041 712 479
2000	8 462 325 567	1 948 509 147	1 615 126 033	2 820 664 154	2 078 026 233
2001	8 134 622 104	1 899 472 020	1 610 799 287	2 585 355 733	2 038 995 064
2002	8 244 054 100	1 983 378 737	1 636 049 498	2 561 858 399	2 062 767 466
2003	8 338 580 794	2 030 464 961	1 639 774 499	2 581 586 950	2 086 754 383
2004	8 426 769 846	1 987 371 590	1 648 665 008	2 634 747 673	2 155 985 576
2005	8 472 930 380	2 052 945 322	1 649 586 013	2 575 162 448	2 195 236 598
2006	8 157 785 682	1 877 010 541	1 585 196 860	2 512 107 037	2 183 471 244
2007	8 364 775 670	1 998 980 762	1 641 411 359	2 530 691 551	2 193 691 997
2008	8 247 276 452	2 001 826 800	1 664 997 902	2 441 979 930	2 138 471 820

Tableau 1. Consommation d'énergie dans la région des Grands Lacs en 1990 et de 1995 à 2008.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

État/province	Consommation totale d'énergie dans la région des Grands Lacs (1990)	Population dans la région des Grands Lacs (1990)	Consommation totale d'énergie dans la région des Grands Lacs (2008)	Population dans les Grands Lacs (2008)
Ontario	653 166 666	(1991) – 10 085 000	763 472 222	12 932 300
Illinois	1 055 466 152	11 430 602	1 198 279 684	12 842 954
Indiana	738 685 632	5 544 159	837 421 275	6 388 309
Michigan	832 058 075	9 295 297	855 269 304	10 002 486
Minnesota	407 456 708	4 357 099	580 016 955	5 230 567
New York	1 099 309 583	17 990 455	1 168 826 041	19 467 789
Ohio	1 125 979 052	10 847 115	1 155 286 158	11 528 072
Pennsylvanie	1 085 505 936	11 881 643	1 142 889 252	12 566 368
Wisconsin	432 103 986	4 891 769	548 815 561	5 627 610
Total :	7 429 731 790	86 323 139	8 250 276 452	96 586 455

Tableau 2. Consommation d'énergie et population dans la région des Grands Lacs (Ontario + huit États).
Source : [EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

État/province	Consommation totale d'énergie par État/province (MWh)
Ontario	763 472 222
Total dans le bassin des États-Unis (2008)	7 483 804 229
Illinois	1 198 279 683
Indiana	837 421 275
Michigan	855 269 304
Minnesota	580 016 955
New York	1 168 826 041
Ohio	1 155 286 158
Pennsylvanie	1 142 889 252
Wisconsin	545 815 561

Tableau 3. Taux de consommation totale d'énergie par État/province en 2008.
Source : United States Energy Information Administration (EIA) 2010. Natural Resource Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

	2005	2006	2007	2008
Ontario	733 250 000	748 861 111	775 055 556	763 472 222
Illinois	1 218 794 659	1 169 969 019	1 198 836 519	1 198 279 684
Indiana	855 591 682	836 981 669	852 455 821	837 421 275
Michigan	929 504 206	879 682 124	880 971 636	855 269 304
Minnesota	550 709 848	543 353 764	559 003 759	580 016 955
New York	1 219 820 408	1 149 160 973	1 190 161 615	1 168 826 041
Ohio	1 189 194 481	1 143 475 394	1 186 820 605	1 155 286 158
Pennsylvanie	1 185 150 100	1 149 922 957	1 176 475 196	1 142 889 252
Wisconsin	550 914 997	536 378 672	544 994 962	548 815 561

Tableau 4. Taux de consommation totale d'énergie de 2005 à 2008.
Source : [EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

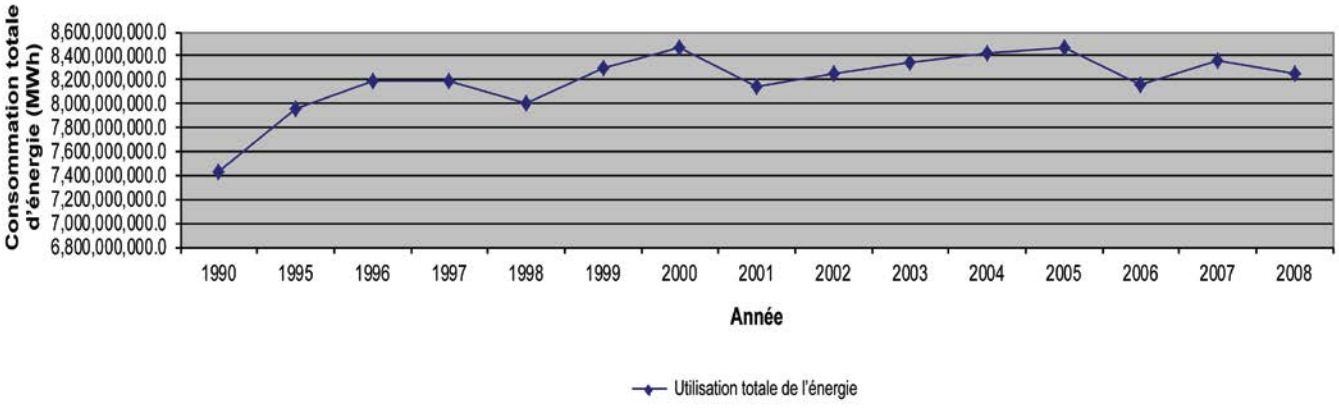


Figure 1. Consommation totale d'énergie dans tous les emplacements des Grands Lacs en 1990 et de 1995 à 2008.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

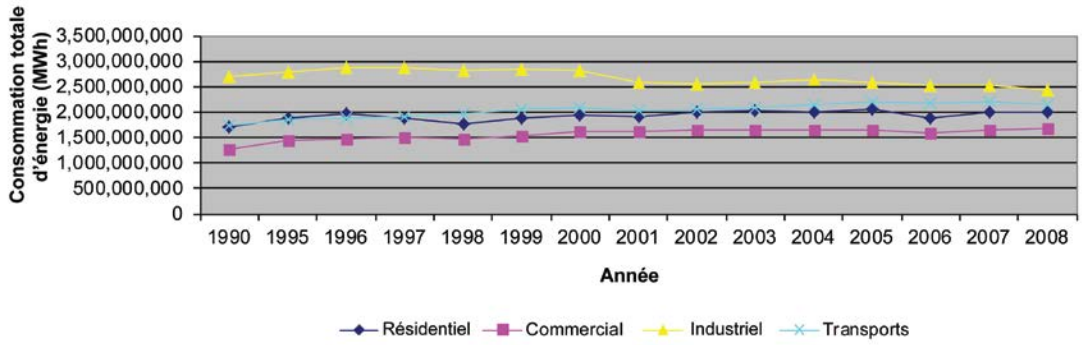


Figure 2. Consommation totale d'énergie par secteur dans tous les emplacements des Grands Lacs en 1990 et de 1995 à 2008.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

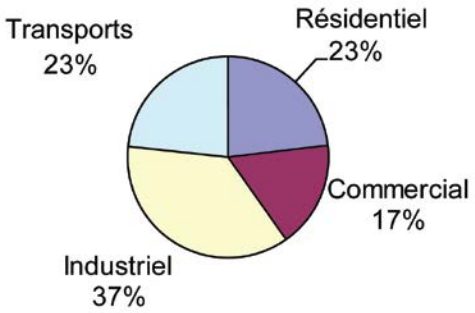


Figure 3.Pourcentage de contribution de chacun des quatre secteurs dans la région des Grands Lacs en 1990.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

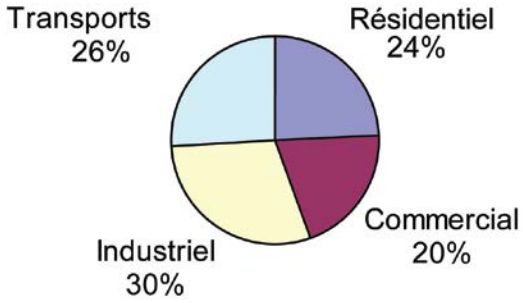


Figure 4. Pourcentage de contribution de chacun des quatre secteurs dans la région des Grands Lacs en 2008.
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

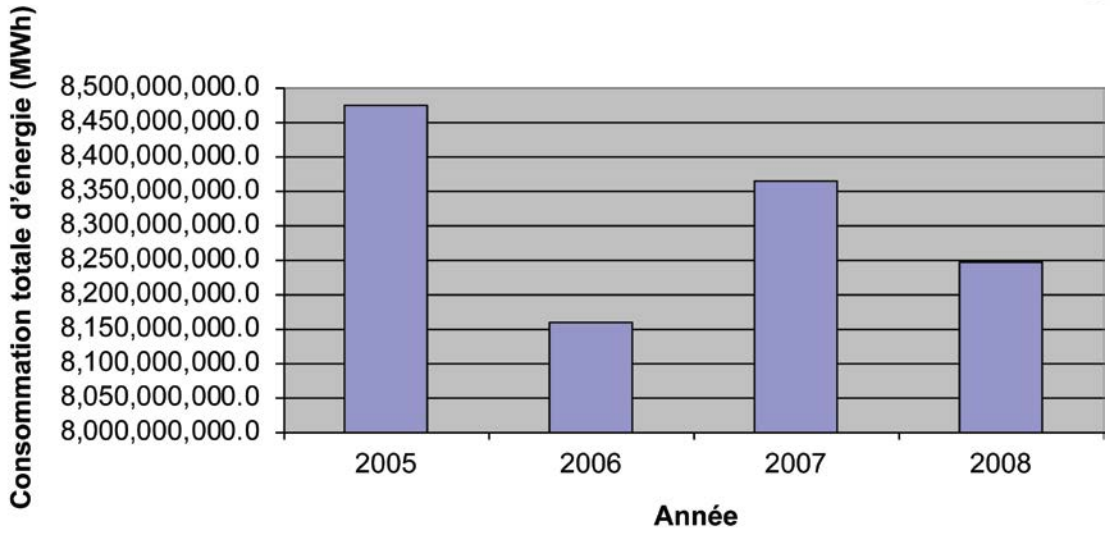


Figure 5. Consommation totale d'énergie dans les États des Grands Lacs et en Ontario (de 2005 à 2008).
Source : [EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

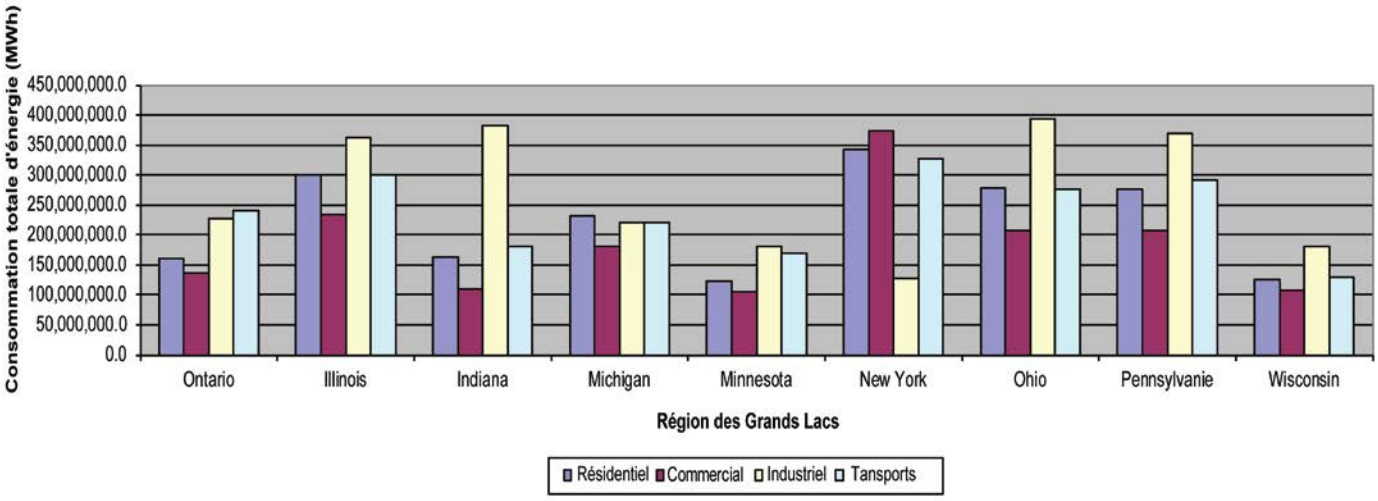


Figure 6. Comparaison entre la consommation totale d'énergie de l'Ontario et celle de tous les États des Grands Lacs en 2008 (MWh).
Source :[EIA] United States Energy Information Administration 2010. Ressources naturelles Canada - Office of Energy Efficiency 2010.

Épisodes de précipitations

Évaluation globale
Tendance : à la hausse
Justification : non disponible

But

- Évaluer les tendances des précipitations et examiner l'effet et les conséquences des changements climatiques sur la région des Grands Lacs.
- L'indicateur des épisodes de précipitations est utilisé dans le cadre de la série des indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de la pression, dans la catégorie portant sur l'utilisation des ressources et les stresseurs physiques.

Objectif pour l'écosystème
L'objectif pour l'écosystème consiste à conserver la grande diversité des milieux humides côtiers des Grands Lacs en permettant, le plus possible, les fluctuations naturelles saisonnières et à long terme du niveau d'eau de ces lacs. La modification de la fréquence et de l'ampleur des épisodes de précipitations peut également avoir une incidence sur des utilisations bénéfiques dégradées, comme les suivantes : « perte des habitats du poisson et de la faune », « réduction des effectifs du phytoplancton et du zooplancton », « enlaidissement des sites », « restrictions concernant l'eau potable ou altérations du goût et de l'odeur de l'eau », « eutrophisation ou prolifération d'algues indésirables », « limitation du dragage », « dégradation du benthos » et « réduction des effectifs du poisson et de la faune » en vertu de l'annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs.

Conditions écologiques
Au cours des dernières décennies, on a observé dans la région des Grands Lacs un régime de précipitations au-dessus de la moyenne, tant en été qu'en hiver (Kling, 2003). Entre 1915 et 2004, les précipitations annuelles totales ont augmenté de 4,5 pouces (Hodgkins *et al.*, 2007). Même si les tendances indiquent des hausses des précipitations totales, les précipitations n'ont pas augmenté de façon uniforme depuis 100 ans. À titre d'exemple, on a observé il y a 90, 70 et 50 ans, respectivement, une baisse des précipitations pendant les mois de mars et de février. En revanche, on a observé une hausse des précipitations en avril, en mai et de juillet à décembre, au cours des mêmes périodes (Hodgkins *et al.*, 2007). Ces constatations soulignent le décalage saisonnier des régimes de précipitations.

Le graphique ci-dessous illustre les tendances des précipitations moyennes annuelles, en pouces, dans la région des Grands Lacs, et montre un régime global de précipitations annuelles totales à la hausse.

En regardant vers l'avenir, à l'aide de scénarios de modèles climatiques d'émissions faibles et élevées, la moyenne des précipitations totales annuelles devrait être légèrement supérieure aux moyennes à long terme. On s'attend également à ce que les précipitations moyennes annuelles augmentent de 10 à 20 % d'ici la fin du siècle. En termes de décalage du régime saisonnier des précipitations, les quantités de pluie devraient augmenter en hiver et au printemps et diminuer d'au plus 50 % en été.

Au cours des 50 dernières années, la fréquence des épisodes de pluie intense sur 24 heures et sur 7 jours a été élevée comparativement à la moyenne à long terme. De plus, les résultats des modèles suggèrent une hausse, au cours du prochain siècle, des épisodes de pluies fortes sur 24 heures et sur plusieurs jours. On prévoit que la fréquence de tels épisodes pourrait doubler d'ici 2100 (Kling *et al.*, 2003).

Source des données
Les données du présent rapport sont fondées sur les données des divisions climatiques de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), qui sont présentées au tableau 1. Ces divisions ont été établies d'après une

approximation des frontières du bassin des Grands Lacs.

Liens

Les changements relevés dans la distribution et l'ampleur des précipitations dans le temps dans la région des Grands Lacs auront probablement un effet sur le réseau hydrologique du bassin. À mesure que la température augmente, on s'attend à ce que l'évaporation augmente également. De plus, un accroissement du ruissellement de surface accompagnera vraisemblablement une hausse des précipitations totales, ce qui aura des conséquences à la fois positives et négatives sur les écosystèmes. Dans le cas des écosystèmes qui dépendent de la recharge en eau au cours de la saison hivernale, la hausse des précipitations à cette saison peut avoir des effets favorables. Inversement, pour des écosystèmes qui dépendent de la recharge en eau en été, tels que certains écosystèmes des milieux humides, la diminution des précipitations estivales peut être un facteur de stress considérable (Wuebbles *et al.*, 2004). Les changements relatifs au ruissellement auront également une incidence sur l'humidité du sol. Par rapport à la moyenne à long terme de la période de 1961 à 1990, l'humidité du sol devrait augmenter au-delà de 80 % en hiver, à certains endroits dans la région, et diminuer dans l'ensemble de la région de plus de 30 % en été et à l'automne. Un changement de l'humidité du sol peut également être favorable à certaines cultures et écosystèmes qui dépendent d'une recharge durant les mois d'hiver (Kling *et al.*, 2003). La recharge de l'eau souterraine devrait également augmenter puisqu'une quantité accrue de pluie pénètre dans le sol lorsque les plantes sont en dormance, ce qui mène à une hausse du débit de base des cours d'eau et lacs alimentés par des sources et des inondations de surface dans des régions où des sols hydriques sont présents.

Au nombre des conséquences additionnelles résultant d'une modification des régimes de précipitations, on compte les suivantes :

- la fréquence accrue des inondations;
- l'augmentation de l'érosion et de la distribution des polluants provenant de sources situées en amont;
- la hausse du ruissellement durant les épisodes de pluies fortes;
- l'augmentation de la recharge de l'eau souterraine en hiver et au printemps;
- la diminution de la production de poissons et d'invertébrés;
- la perturbation des interactions des réseaux trophiques et du cycle de vie des poissons et des insectes (Kling *et al.*, 2003);
- les quantités accrues de la neige d'effet de lac indiquant un réchauffement des eaux de surface et une diminution de la couverture de glace (Burnett *et al.*, 2003).

Gestion – défis et possibilités

Les diverses mesures de lutte contre les changements climatiques sont réparties en deux catégories. La première est l'adaptation que Koslow (2010) définit comme étant des initiatives et des mesures visant à réduire la vulnérabilité des systèmes naturels et anthropiques par rapport aux effets réels ou prévus des changements climatiques. Même si une grande variété de stratégies d'adaptation existe, des contraintes sur les plans financier, technologique, cognitif, comportemental, politique, social, institutionnel et culturel limitent la mise en œuvre et l'efficacité de ces stratégies d'adaptation (Bernstein *et al.*, 2007). L'adaptation est une façon d'aborder les lacunes dans les connaissances et les incertitudes qui entachent la science des changements climatiques (Patino, 2010). La Wisconsin Initiative on Climate Change Impacts (WCCI) recommande une approche de gestion des risques en matière d'impacts et d'adaptation. Compte tenu des changements saisonniers, on s'inquiète du fait que des épisodes de crues printanières augmenteront les risques d'inondation due au débordement de rivières et d'autres cours d'eau ainsi que les risques d'infiltration d'eau souterraine dans les égouts sanitaires entraînant le ruissellement d'eaux usées vers les cours d'eau. La compréhension des impacts prévus et des vulnérabilités est la première étape vers la mise en œuvre de stratégies d'adaptation (Liebl, 2011) .

On a noté un progrès important dans la définition de l'adaptation en ce qui a trait aux mesures de conservation et de restauration dans la région du bassin des Grands Lacs. À titre d'exemple, des outils pour aider les gestionnaires à intégrer des stratégies d'adaptation dans des travaux de planification ont été élaborés par des organismes tels que la

National Wildlife Federation, le Climate Adaptation Knowledge Exchange, les bureaux régionaux de Sea Grant, la NOAA et Ressources naturelles Canada, pour n'en nommer que quelques-uns (Koslow, 2010 et Ressources naturelles Canada). Voici quelques exemples de projets ou de programmes dont les processus de gestion comprennent des stratégies d'adaptation à une hausse des précipitations et à un changement de répartition des épisodes de précipitations :

- Wisconsin Initative on Climate Change Impacts : Ce groupe, en partenariat avec le service responsable des réseaux d'aqueduc et d'égout de Milwaukee, a mené un projet visant à estimer les effets du changement des régimes de précipitations sur les débordements d'égouts afin de permettre une meilleure gestion des eaux pluviales.
- Ville de Chicago : La Ville se sert actuellement de toits verts comme moyen de réduire les surfaces imperméables et, ainsi, diminuer le ruissellement des eaux pluviales.
- Ville de Detroit : Pour réduire le ruissellement des eaux pluviales, la Ville de Detroit mise sur des ruelles vertes, soit des ruelles de béton qui sont couvertes d'un revêtement perméable et équipées de bassins récepteurs à ouverture vers le bas. Une seule ruelle verte a été aménagée à ce jour, mais celle-ci est en mesure de contenir de fortes pluies avec une période de retour de 10 ans, sans que de l'eau ne s'accumule dans le collecteur d'eaux pluviales (Koslow, 2010).
- La mise à jour des régimes d'inondations afin de localiser les zones à risques (p. ex. matières dangereuses, puits et fosses septiques, routes) peut aider à prioriser les dépenses en ressources. La cartographie des sols hydriques, la réglementation de l'aménagement de ces terres et la restauration ou l'amélioration des zones tampons écologiques qui existent déjà peuvent améliorer la capacité de stockage des eaux pluviales et réduire l'ampleur des inondations en aval. Dans l'ensemble, l'amélioration de la capacité de stockage des eaux pluviales et la séparation des apports d'eaux pluviales des réseaux sanitaires permettront de réduire la fréquence et l'ampleur des débordements d'eaux usées dans les systèmes combinés d'eaux pluviales et usées (Liebl, 2011).

L'adaptation n'est pas exclusive à l'infrastructure; elle s'applique également à des programmes et à des politiques. Dans ce cas, il faut procéder à une surveillance continue et permanente à des fins de réévaluation et de correction (Horizons de politiques Canada, 2010). Au minimum, des mécanismes devraient être prévus dans le cadre des programmes et des politiques afin d'apporter les correctifs jugés nécessaires lors de la surveillance. La gestion des inondations et la protection des ressources d'eaux souterraines tireront avantage de la restauration et de l'amélioration des milieux humides et des espaces verts à proximité (NOAA, 2010 et Liebl, 2011). Cependant, il est probable que des aires conservées pour leurs fonctions écologiques migrent ou disparaissent. Des mécanismes particuliers sont nécessaires pour continuer de protéger ces zones à mesure qu'elles migrent sous l'effet des changements climatiques. Les servitudes révisables, par exemple, favorisent la migration naturelle des lignes de rivage. Définie par des caractéristiques physiques, comme la limite de végétation, la délimitation de la servitude est adaptée aux changements selon la variation des niveaux d'eau (NOAA, 2010).

L'autre mesure de lutte contre les changements climatiques est l'atténuation, c'est-à-dire des changements technologiques ou des solutions de remplacement qui réduisent les intrants de ressources et les émissions par unité de production (Koslow, 2010).

Évaluation de la qualité des données

La présente section, sous forme de cases à cocher, vise à résumer l'évaluation faite par le ou les auteurs, des principaux éléments de données qui ont permis de préparer le rapport. Pour chaque caractéristique des données, cochez la case qui correspond le mieux à votre opinion. Vous pouvez donner une précision ou mentionner une restriction dans l'encadré intitulé « Notes explicatives ».

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité	X					
2. Les données sont traçables à leur source d'origine	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée	X					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs		X				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada						X
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport	X					

Remerciements

Auteurs

Sarah Neville, chercheure à l'Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE) nommée au Great Lakes National Program Office de l'U.S. EPA

Robert Liva, chercheur à l'Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE) nommé au Great Lakes National Program Office de l'U.S. EPA

Contributeur : Deke Arndt, chef, Climate Monitoring Branch, National Oceanic and Atmospheric Administration

Sources d'information

Burnett, A., Kirby, K. et Norton, D. 2003. « Increasing Great Lakes lake-effect snowfall during the twentieth century: a regional response to global warming? », *Journal of Climate*, volume 16, p. 3535-3542.

Hodgkins, G.A., Dudley, R.W. et Aichele, S.S. 2007. *Historical changes in precipitation and streamflow in the U.S. Great Lakes Basin, 1915–2004: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2007-5118*, 31 p.

Kling, G.W., Hayhow, K., Johnson, L.B., Magnuson, J.J., Polasky, S., Robinson, S.K., Shuter, B.J., Wander, M.M., Wuebbles, D.J. et Zak, D.R. 2003. *Confronting Climate Change in the Great Lakes Region: Impacts on Our Communities and Ecosystems*. Union of Concerned Scientists et The Ecological Society of America.

Koslow, M. 2010. *Improving the Odds: using Climate-Readiness Planning to Reduce the Impacts of Climate Change on the Great Lakes Ecosystem*. National Wildlife Federation.

Liebl, David S. 2011. *Stormwater Management and Climate Change: Implications for the Great Lakes Region. A Global Change-Local Impact presentation with Ohio State University*. Consulté le 14 octobre 2011. <http://www.wicci.wisc.edu/uploads/Liebl_2-15-11_OSUWebinar.pdf>.

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2010. *Adapting to Climate Change: A Planning Guide for State Coastal Managers*. NOAA Office of Ocean and Coastal Resource Management. Consulté le 14 octobre 2010. <http://coastalmanagement.noaa.gov/climate/adaptation.html>.

Patino, Lorena. 2010. *Étude de l'adaptation et de la capacité d'adaptation aux changements climatiques : rapport de synthèse*. Gouvernement du Canada. Consulté le 12 octobre 2010. <www.pri-prp.gc.ca>.

Horizons de politiques Canada. 2010. *Étude de l'adaptation et de la capacité d'adaptation aux changements climatiques : rapport de synthèse*. Consulté le 14 octobre 2010. <http://www.horizons.gc.ca/page.asp?pagenm=2010-0041_>.

Wuebbles, D.J. et Hayhoe, K. 2004. « Climate Change Predictions for the United States Midwest ». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, volume 9, p. 335-363.

Liste des tableaux

Tableau 1. Divisions climatiques
Source : NOAA

Liste des figures

Figure 1. Tendances des précipitations dans la région des Grands Lacs
Source : NOAA

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

État	Divisions climatiques
Minnesota	3, 6
Wisconsin	1, 2, 3, 6, 9
Illinois	2
Indiana	1, 2, 3
Michigan	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10
Ohio	1, 2, 3, 4
Pennsylvanie	10
New York	1, 9, 10

Tableau 1. Divisions climatiques
Source : NOAA

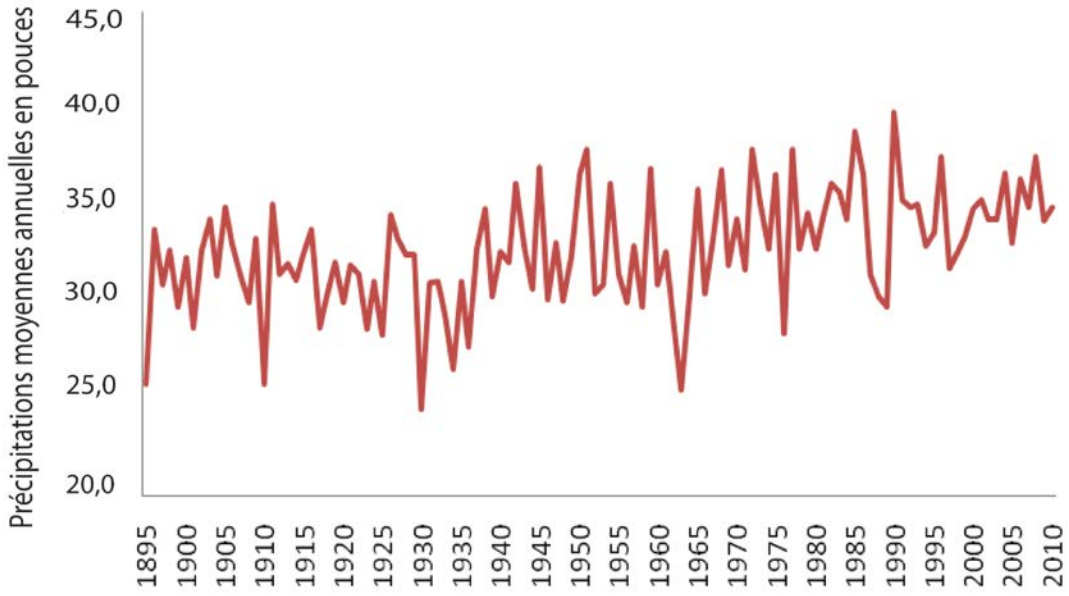


Figure 1. Tendances des précipitations dans la région des Grands Lacs
Source : NOAA

Avis de restriction de la consommation de poisson

Évaluation globale
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : Cote moyenne globale aux États-Unis – 4,02, cote moyenne globale du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) – 3,74. L'indicateur des avis de consommation de poisson a été créé pour classer les différents niveaux de risque que comporte la consommation de certaines espèces de poissons dans chacun des Grands Lacs pour les populations vulnérables (enfants de moins de 15 ans et femmes en âge de procréer). L'indicateur est calculé sur une échelle de cinq niveaux correspondant aux concentrations actuelles de contaminants dans les poissons des Grands Lacs. Les mesures de protection associées à chaque niveau permettent une réponse flexible, graduée et appropriée au niveau de risque associé à la consommation de poisson. Les renseignements utilisés pour cette analyse indiquent qu'il y a des avis de restriction de la consommation de diverses espèces de poisson dans tous les Grands Lacs en raison de leur contamination par des BPC, du mercure, des dioxines, du chlordane, du mirex et du toxaphène (tableau 1). Le niveau de chaque avis varie selon l'espèce, la taille et l'emplacement des poissons. La cote moyenne pour le touladi et le doré jaune (lac Érié) dans les Grands Lacs (figures 1 et 2) varie de la catégorie d'un repas par mois à celle de six repas par année (tableaux 2 et 3). Dans certains endroits, les poissons de certaines classes de tailles peuvent être consommés de façon illimitée ou à raison d'un repas par semaine, alors que dans d'autres endroits, les poissons sont visés par un avis « ne pas manger ». Ce type d'évaluation ne permet pas de déterminer la tendance des concentrations de contaminants.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : Cote moyenne pour la partie américaine du lac – 2,67, cote moyenne pour la partie ontarienne du lac (MEO) – 2,81. Les États du Minnesota, du Wisconsin et du Michigan et la province de l'Ontario diffusent des avis de consommation des poissons du lac Supérieur en raison de leur contamination par des BPC, des dioxines, du mercure, du chlordane et du toxaphène, les BPC continuant d'être le principal responsable de ces avis (tableau 1). Les avis de consommation du touladi du lac Supérieur varient d'une consommation illimitée ou d'un repas par semaine pour des touladis de petite taille à « ne pas manger » pour de grands touladis (tableaux 2 et 3).

Lac Michigan
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : Cote moyenne pour le lac (États-Unis) – 3,95. Les États du Michigan, du Wisconsin, de l'Illinois et de l'Indiana diffusent des avis de consommation des poissons du lac Michigan en raison de leur contamination par des BPC surtout et, dans une moindre mesure, du chlordane (tableau 1). Les avis de consommation du touladi du lac Michigan varient d'un repas par semaine à « ne pas manger » (tableaux 2 et 3).

Lac Huron
Situation : Médiocre à passable
Tendance : Indéterminée
Justification : Cote moyenne pour la partie américaine du lac – 5, cote moyenne pour la partie ontarienne du lac

(MEO) – 3,70. L'État du Michigan et la province de l'Ontario diffusent des avis de consommation des poissons du lac Huron en raison de leur contamination par des BPC, des dioxines et du mercure, les BPC continuant d'être le principal responsable de ces avis (tableau 1). Les avis de consommation du touladi du lac Huron varient d'une consommation illimitée ou d'un repas par semaine pour des touladis de petite taille à « ne pas manger » pour de grands touladis (tableaux 2 et 3). Veuillez noter que la moyenne pour le lac a été calculée à partir d'un jeu de données peu diversifié pour la partie américaine du lac puisque le Michigan est le seul État qui borde le lac Huron.

Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : Indéterminée

Justification : Cote moyenne pour la partie américaine du lac – 3,5, cotes moyennes pour la partie ontarienne du lac (MEO) – 3,74 (touladi) et 1,86 (doré). Les États du Michigan, de l'Ohio et de la Pennsylvanie et la province de l'Ontario diffusent des avis de consommation des poissons du lac Érié en raison de leur contamination par des BPC, des dioxines et du mercure, les BPC continuant d'être le principal responsable de ces avis (tableau 1). Les avis de consommation du touladi du lac Érié, des deux côtés de la frontière, varient d'un repas par mois à six repas par année (tableaux 2 et 3).

Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : Indéterminée

Justification : Cote moyenne pour la partie américaine du lac – 5, cote moyenne pour la partie ontarienne du lac (MEO) – 4,54. Les États de New York et la province de l'Ontario diffusent des avis de consommation des poissons du lac Ontario en raison de leur contamination par des BPC, des dioxines, du mercure et du mirex, les BPC continuant d'être le principal responsable de ces avis (tableau 1). Les avis de consommation du touladi du lac Ontario varient d'une consommation illimitée ou d'un repas par semaine pour des touladis de petite taille en Ontario à « ne pas manger » (tableaux 2 et 3). Veuillez noter que la moyenne pour le lac a été calculée à partir d'un jeu de données peu diversifié pour la partie américaine du lac puisque L'État de New York est le seul État qui borde le lac Ontario.

Pour savoir plus sur les avis de consommation d'espèces de poissons non visées par cette évaluation, veuillez consulter un des sites Web suivants : http://water.epa.gov/scitech/swguidance/fishshellfish/fishadvisories/states.cfm ou www.ontario.ca/fishguide.

Buts

- Évaluer la nature restrictive des avis de consommation de poissons des Grands Lacs.
- Déterminer quels contaminants sont responsables de ces avis de consommation.
- Déterminer les effets possibles de la consommation de poisson contaminé sur la santé humaine.
- L'indicateur des restrictions de la consommation de poisson est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie Impacts sur les humains.

Objectif pour l'écosystème

Les poissons dans l'écosystème des Grands Lacs devraient être consommables sans risque pour la santé, et leur consommation ne devrait pas être limitée par des contaminants anthropiques. Des réductions du nombre et du niveau de restrictions de la consommation de poisson traduiront une amélioration de la qualité de l'environnement et une réduction du potentiel d'exposition aux contaminants par consommation de poissons des Grands Lacs. Cet indicateur soutient les annexes 1, 2 et 12 de l'AQEGL.

Conditions écologiques

Historique et contexte

L'interdiction d'utiliser ou de produire des substances nocives et les restrictions relatives aux émissions ont eu pour effet de réduire les concentrations de bon nombre de substances toxiques, persistantes et bioaccumulables (TPB) dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1970. Toutefois, en raison de leur potentiel de bioaccumulation et de leur persistance dans l'environnement, ces substances continuent d'être très préoccupantes. Historiquement, les BPC ont été le contaminant qui a le plus souvent limité la consommation de poisson de pêche sportive des Grands Lacs. Dans certains secteurs, les dioxines et furanes, le mercure et le toxaphène (lac Supérieur) contribuent à des avis de restriction de la consommation de poisson.

Selon l'annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (États-Unis et Canada, 1987), les plans d'aménagement panlacustre doivent définir la menace que présentent les polluants critiques pour la santé humaine, y compris la façon dont ces polluants nuisent aux utilisations bénéfiques. Le *Protocol for a Uniform Great Lakes Sport Fish Consumption Advisory* (Great Lakes Sport Fish Advisory Task Force, 1993) et le *Guide de consommation du poisson-gibier de l'Ontario* (MEO, 2007) servent à évaluer l'état de l'écosystème en comparant les concentrations de contaminants dans les poissons aux valeurs qui donnent lieu à des avis de consommation. Voici les contaminants sur lesquels se fondent les avis de consommation au Canada et aux États-Unis : BPC, dioxines et furanes, mercure, toxaphène, chlordane et mirex (tableaux 2 et 3).

Dans le programme du MEO et ceux des États américains des Grands Lacs, les concentrations de polluants dans les poissons de pêche sportive déterminent la fréquence maximale recommandée de consommation de repas de poisson. Les deux pays font leurs propres calculs et produisent leurs propres avis (tableaux 2 et 3). En 2009, le Great Lakes National Program Office a abandonné le volet analyse des poissons de pêche sportive de son programme de surveillance des poissons des Grands Lacs pour se concentrer sur l'identification de nouveaux contaminants dans des poissons entiers. Les deux pays présentent non pas des données de surveillance des tendances, mais des données sur le nombre et le niveau de restriction des avis de consommation de poisson. Le suivi du nombre d'avis visant le touladi et le doré, espèces communes, et des concentrations de contaminants au fil du temps suffira à déterminer la tendance de l'état de l'environnement à cet égard.

Mesure

Afin de caractériser quantitativement les avis de consommation de poisson des Grands Lacs, chaque avis est classé sur une échelle de 1 à 5 selon le niveau de restriction de la consommation pour la population vulnérable (femmes en âge de procréer et enfants de moins de 15 ans), pour toutes les classes de taille de touladi dans chaque État et province (tableau 4). Le touladi a été choisi parce qu'il s'agit d'un prédateur au sommet de la chaîne alimentaire et qu'il constitue donc un « scénario du pire » pour les avis de consommation de poisson. La valeur présentée pour chaque lac est la cote moyenne pour tous les États riverains et l'Ontario.

Pour accroître l'uniformité entre les avis américains et canadiens, on les a ventilés selon la longueur des poissons (à intervalles de deux pouces) et on a calculé la cote (niveau de restriction) pour chaque classe de tailles. Dans le cas des avis des États qui ne précisent pas une classe de tailles minimale ou maximale, les données ont été ventilées par taille selon la réglementation de la pêche de l'État, de six à 30 pouces.

La situation dans chaque lac a été déterminée selon la cote moyenne pour l'ensemble du lac. La cote est jugée bonne si elle est inférieure à 2, passable si elle se situe entre 2 et 4 et médiocre si elle est supérieure à 4. La cible pour cet indicateur est une cote de 1 pour chaque lac et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs, ce qui signifierait qu'il n'y a aucun avis de restriction de la consommation de poisson.

Restrictions de la consommation de poisson des Grands Lacs

Les avis de consommation du touladi et du doré des Grands Lacs varient d'une consommation illimitée à « ne pas manger ». Bien qu'on ne puisse comparer directement les données américaines et canadiennes en raison des différences dans les méthodes utilisées, les avis de consommation sont semblables quant à leurs niveaux de

restriction de la consommation pour chacun des Grands Lacs. Les avis de consommation du touladi sont les plus restrictifs pour les lacs Ontario et Huron et les moins restrictifs pour le lac Supérieur (figures 1 et 2). Tous les lacs sont visés par des avis de consommation « ne pas manger » pour au moins une classe de tailles de touladi.

Les différences dans les avis de consommation d'un lac à l'autre et à l'intérieur d'un même lac traduisent des différences dans les concentrations de contaminants dans l'air et les sédiments, ainsi que des différences dans les régimes et sites d'échantillonnage entre les États et l'Ontario. Même s'ils ont été interdits dans les deux pays dans les années 1970, les BPC continuent d'être responsables de la plupart des avis de consommation de poisson. Cette situation s'explique sans doute par le fait que de grandes quantités de BPC persistent dans le milieu et s'échappent encore de vieux équipements électriques. On observe toutefois une baisse considérable des concentrations de BPC dans les poissons des Grands Lacs depuis les années 1970 (figure 3).

Liens

Les restrictions de la consommation de poisson peuvent résulter de la contamination de sédiments, de dépôts atmosphériques, de pesticides dans des tributaires et de rejets industriels. Les contaminants provenant de ces sources sont bioaccumulés dans les poissons et peuvent donner lieu à des avis de restriction de la consommation de poisson. Le nombre et le niveau de restriction des avis de consommation de poisson peuvent diminuer au fil du temps en raison de l'assainissement des sédiments ou de la baisse des rejets industriels ou ils peuvent augmenter en raison, par exemple, de plus fortes concentrations de contaminants ou de changements dans les méthodes de calcul des avis (p. ex. intégration de nouvelles connaissances scientifiques sur la toxicité des contaminants).

Gestion – Défis et possibilités

La communication des risques pour la santé constitue un élément essentiel de la protection et la promotion de la santé humaine dans la région des Grands Lacs. De meilleurs partenariats entre les États et tribus participant à la diffusion d'avis de consommation du poisson et l'administration centrale de la U.S. EPA amélioreront la coordination des avis pour la pêche commerciale et la pêche non commerciale aux États-Unis. Au Canada, il existe des partenariats acceptables entre les organismes fédéraux et provinciaux chargés de préparer les avis de consommation du poisson pour le public.

À l'heure actuelle, les BPC, le mercure et le chlordane sont les seules substances TBP pour lesquelles les avis de consommation de poisson sont uniformes dans l'ensemble du bassin américain des Grands Lacs. Le Great Lakes Sport Fish Advisory Task Force travaille actuellement à l'uniformisation des avis concernant d'autres substances TBP afin de réduire la confusion que créent chez le public des avis variables sur une même espèce de poisson dans différentes parties du bassin.

Afin de mieux protéger la santé humaine, la surveillance accrue et la réduction des substances TBP doivent constituer une priorité. En particulier, on doit surveiller les concentrations de contaminants dans l'environnement et dans les tissus humains et évaluer le type de poisson consommé et la fréquence de consommation. Il faut également mieux comprendre comment l'exposition à ces produits chimiques peut nuire à la santé humaine.

Commentaires des auteurs

Étant donné les différences dans la façon dont les avis de consommation sont établis aux États-Unis et au Canada, les données ne peuvent pas être comparées directement entre les deux pays. En effet, il existe des différences dans les concentrations de contaminants servant à déterminer les restrictions de consommation, le nombre de sites d'échantillonnage, la fréquence de l'échantillonnage et le nombre d'années de données sur lesquelles se fondent les avis. Par exemple, la collecte d'échantillons et la diffusion des avis par le ministère de l'Environnement de l'Ontario et les États américains des Grands Lacs peuvent se faire selon des calendriers différents. Le touladi a été choisi pour cet indicateur parce qu'il s'agit d'un prédateur au sommet de la chaîne alimentaire et qu'il constitue ainsi un « scénario du pire » pour les avis de consommation de poisson; il n'est donc pas représentatif de tous les poissons. Dans les deux pays, l'échantillonnage et l'analyse dépendent de la disponibilité des fonds et changent avec le temps.

Les programmes de surveillance dans les deux pays mettent davantage l'accent sur les nouveaux produits chimiques. Le Great Lakes National Program Office, qui a cessé de recueillir et d'analyser des filets de poisson de pêche sportive, a lancé en 2011 un programme de surveillance des nouveaux produits chimiques dans des poissons entiers afin de déterminer la présence ou l'absence de ces substances et transmettra les résultats au fur et à mesure aux programmes de surveillance et d'avis de consommation de poisson des États et au CEEGL, entre autres.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario continue de surveiller les contaminants préoccupants à long terme comme les BPC, les dioxines et furanes, le mercure et les pesticides organochlorés. Le Ministère a récemment commencé à analyser certains nouveaux produits chimiques préoccupants pour l'environnement des Grands Lacs comme les polybromodiphényléthers (PBDE), les composés perfluorés (CPF) et les naphtalènes polychlorés (NPC) dans certains échantillons de poisson.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.		X				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.		X				
3. La source des données est connue, fiable et respectée.		X				
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.					X	
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.		X				

Remerciements

Auteurs : Elizabeth Murphy, U.S. Environmental Protection Agency GLNPO (312-353-4227 ou Murphy.elizabeth@epa.gov)

Michelle Craddock, chercheuse à l'Oak Ridge Institute for Science and Education (ORISE), nommée à l'U.S. Environmental Protection Agency, GLNPO

Satyendra Bhavsar, Programme de surveillance des contaminants dans le poisson-gibier, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Etobicoke (Ontario)

Contributrice : Jackie Fisher

Sources d'information

Programmes d'avis de consommation de poissons de pêche sportive

Minnesota Department of Health - http://www.health.state.mn.us/divs/eh/fish/index.html

Wisconsin Department of Natural Resources - http://dnr.wi.gov/fish/consumption/

Illinois Department of Public Health - http://www.idph.state.il.us/envhealth/factsheets/fishadv.htm

Indiana Department of Health - http://www.idph.state.il.us/envhealth/factsheets/fishadv.htm

Michigan Department of Community Health - http://www.michigan.gov/mdch/0,1607,7-132-54783_54784_54785---,00.html

Ohio Environmental Protection Agency - http://www.epa.state.oh.us/dsw/fishadvisory/index.aspx

Pennsylvania Department of Environmental Protection - http://www.portal.state.pa.us/portal/server.pt/community/fish_consumption/10560

New York Department of Environmental Conservation - http://www.dec.ny.gov/outdoor/7736.html
Ministère de l'Environnement de l'Ontario - www.ontario.ca/fishguide
Great Lakes Sport Fish Advisory Task Force. 1993. Protocol for a uniform Great Lakes sport fish consumption advisory. http://fn.cfs.purdue.edu/anglingindiana/HealthRisks/TaskForce.pdf, consulté le 22 juillet 2005.
États-Unis et Canada. 1987. *Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978, tel que modifié par le protocole signé le 18 novembre 1987.* Ottawa et Washington. http://www.on.ec.gc.ca/glwqa/.
Bhavsar, S.P., D.A. Jackson, A. Hayton, E.J. Reiner, T. Chen et J. Bodnar. 2007. Are PCB levels in fish from the Canadian Great Lakes still declining? *Journal of Great Lakes Research* 33(3): 592-605.
Stow, C.A., E.C. Lamon, S.S. Qian et C.S. Schrank. 2004. Will Lake Michigan lake trout meet the Great lakes strategy 2002 PCB reduction goal? *Environmental Science & Technology* 38(2): 359-363.

Liste des tableaux

Tableau 1. Contaminants sur lesquels se fondent les avis de consommation de poisson établis pour chaque lac par l'Ontario et les États américains riverains.
Source : Compilé par le Great Lakes National Program Office de l'U.S. EPA.
Tableau 2. Limites de consommation établies par le *Guide de consommation du poisson-gibier de l'Ontario* (d'après les DJA de Santé Canada).
* Femmes en âge de procréer et enfants de moins de 15 ans
Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario (2011)
Tableau 3. Limites de consommation établies par le Great Lakes Sport Fish Advisory Task force.
* Femmes en âge de procréer et enfants de moins de 15 ans
Sources : Great Lakes Sport Fish Advisory Task Force (PCB Protocol 1993, Mercury Protocol 2007, Chlordane Discussion Paper)
Tableau 4. Cotes d'avis de consommation servant à calculer l'indicateur des restrictions de la consommation de poisson.
Sources : U.S. Environmental Protection Agency et ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Liste des figures

Figure 1. **Cotes moyennes des avis américains de consommation de touladi**
Sources : Programmes d'avis de consommation de poisson des États. Compilé par le Great Lakes National Program Office de l'U.S. EPA.
Figure 2. **Cotes moyennes des avis canadiens de consommation de poisson**
Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario. Compilé par le Great Lakes National Program Office de l'U.S. EPA.
Figure 3. Tendances à long terme des concentrations totales de BPC dans le touladi des Grands Lacs.
Sources : Données sur des filets de touladi avec peau du lac Michigan tirées de Stow *et al.* (2004) et données sur des filets de touladi sans peau des autres lacs tirées de Bhavsar *et al.* (2007).

Dernière mise à jour

Une partie du contenu a été mise à jour pour le document de 2011.
La dernière mise à jour complète a été faite pour le rapport *État des Grands Lacs 2009*.

Lac	État ou province	Contaminants responsables des avis de consommation* BPC	Dioxines	Mercure	Chlordane	Mirex	Toxaphène
Supérieur	Michigan	x	x	x	x		
	Wisconsin	x		x			
	Minnesota	x		x			
	Ontario	x	x	x			x
Huron	Michigan	x	x	x			
	Ontario	x	x	x			
Érié	New York	x					
	Ohio	x		x			
	Pennsylvanie	x					
	Michigan	x	x	x			
	Ontario	x	x	x			
Ontario	New York	x	x			x	
	Ontario	x	x	x			
Michigan	Illinois	x			x		
	Michigan	x	x	x	x		
	Indiana	x		x			
	Wisconsin	x		x			

Tableau 1. Contaminants visés par les avis de consommation de poisson des États et de l'Ontario. Ces États et cette province ne produisent pas tous des avis pour tous les contaminants énumérés.
Source: États américains des Grands Lacs et ministère de l'Environnement de l'Ontario.

N^bre maximum de repas recommandés par mois		BPC (ppm)		Mercure (ppm)		Chlordane (ppm)		Mirex (ppm)	
Population générale	Population vulnérable*	Population générale	Population vulnérable*	Population générale	Population vulnérable*	Population générale	Population vulnérable*	Population générale	Population vulnérable*
8	8	<0,105	<0,105	<0,61	<0,26	<0,059	<0,059	<0,082	<0,082
4	4	0,105-0,211	0,105 - 0,211	0,61-1,23	0,26-0,52	0,059 - 0,117	0,059 - 0,117	0,082-0,164	0,082 - 0,164
2	Ne pas manger	0,211-0,422	>0,211	1,23-1,84	>0,52	0,117 - 0,235	>0,117	0,164-0,329	>0,164
1	Ne pas manger	0,422-0,844	>0,211	-	-	0,235 - 0,469	>0,117	0,329-0,657	>0,164
Ne pas manger	Ne pas manger	>0,844	>0,211	>1,84	>0,52	>0,469	>0,117	>0,657	>0,164

N^bre maximum de repas recommandés par mois		Photomirex (ppm)		Toxaphène (ppm)		SPFO (ppm)		Dioxines et BPC de type dioxine (ppt)	
Population générale	Population vulnérable*	Population générale	Population vulnérable*	Population générale	Population vulnérable*	Population générale	Population vulnérable*	Population générale	Population vulnérable*
8	8	<0,015	<0,015	<0,235	<0,235	<0,080	<0,080	<2,7	<2,7
4	4	0,015-0,031	0,015 - 0,031	0,235-0,469	0,235 - 0,469	0,080 - 0,160	0,080 - 0,160	2,7 - 5,4	2,7 - 5,4
2	Ne pas manger	0,031-0,061	>0,031	0,469-0,939	>0,469	0,160 - 0,320	>0,160	5,4 - 10,8	>5,4
1	Ne pas manger	0,061-0,122	>0,031	0,939-1,877	>0,469	0,320 - 0,640	>0,160	10,8 - 21,6	>5,4
Ne pas manger	Ne pas manger	>0,122	>0,031	>1,877	>0,469	>0,640	>0,160	>21,6	>5,4

* Femmes en âge de procréer et enfants de moins de 15 ans.

Tableau 2. Limites de consommation établies par le *Guide de consommation du poisson-gibier de l'Ontario* (d'après les DJA de Santé Canada).
* Femmes en âge de procréer et enfants de moins de 15 ans
Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario (2011)

Catégories d'avis de consommation*	Concentration de BPC (ppm)	Concentration de Hg (ppm)	Concentration de chlordane (ppm)
Consommation illimitée	0 – 0,05	0 <= 0,05	0 - 0,15
2 repas/semaine		> 0,05 <= 0,11	
1 repas/semaine	0,06 – 0,2	>0,11 <= 0,22	0,16 - 0,65
1 repas/mois	0,21 – 1,0	>,22 <= 0,95	0,66 - 2,82
6 repas/année	1,1 – 1,9		2,82 - 5,62
Ne pas manger	>1,9	>0,95	>5,62

* Femmes en âge de procréer et enfants de moins de 15 ans

Tableau 3. Limites de consommation établies par le Great Lakes Sport Fish Advisory Task Force.

Source : Great Lakes Sport Fish Advisory Task Force (PCB Protocol 1993, Mercury Protocol 2007, Chlordane Discussion Paper)

Avis de consommation	Cote
Consommation illimitée (8 repas/mois)	1
1 repas/semaine (4 repas/mois)	2
1 repas/mois	3
6 repas/année	4
Ne pas manger	5

Table 4. Cotes d'avis de consommation servant à calculer l'indicateur des restrictions de la consommation de poisson.

Sources : U.S. Environmental Protection Agency et ministère de l'Environnement de l'Ontario.

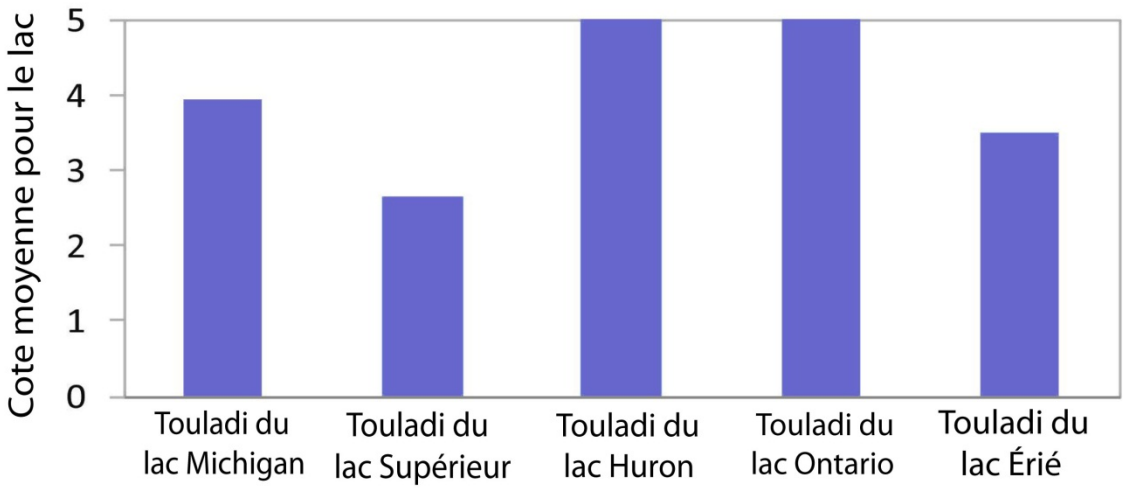


Figure 1. Cotes moyennes des avis américains de consommation de touladi.

Sources : Programmes d'avis de consommation de poisson des États. Compilé par le Great Lakes National Program Office de l'U.S. EPA.

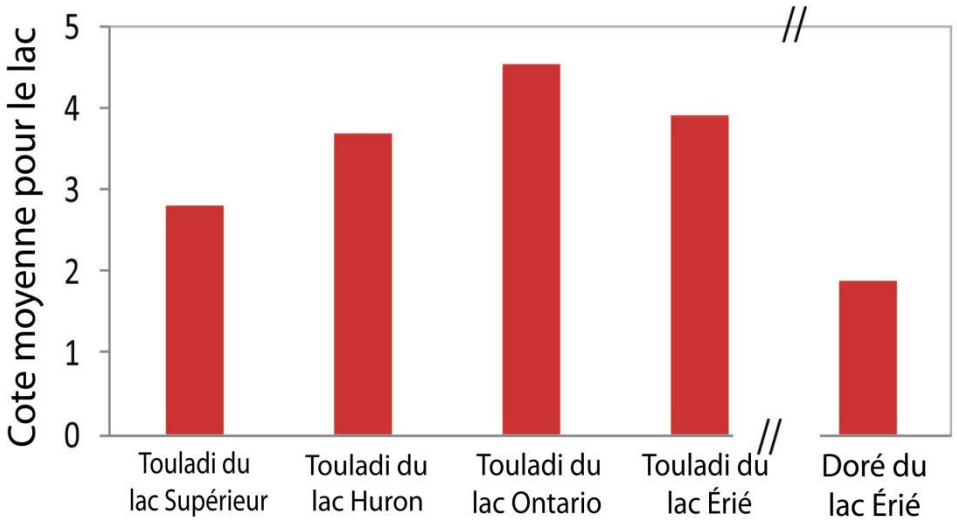


Figure 2. Cotes moyennes des avis canadiens de consommation de poisson
Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario. Compilé par le Great Lakes National Program Office de l'U.S. EPA.

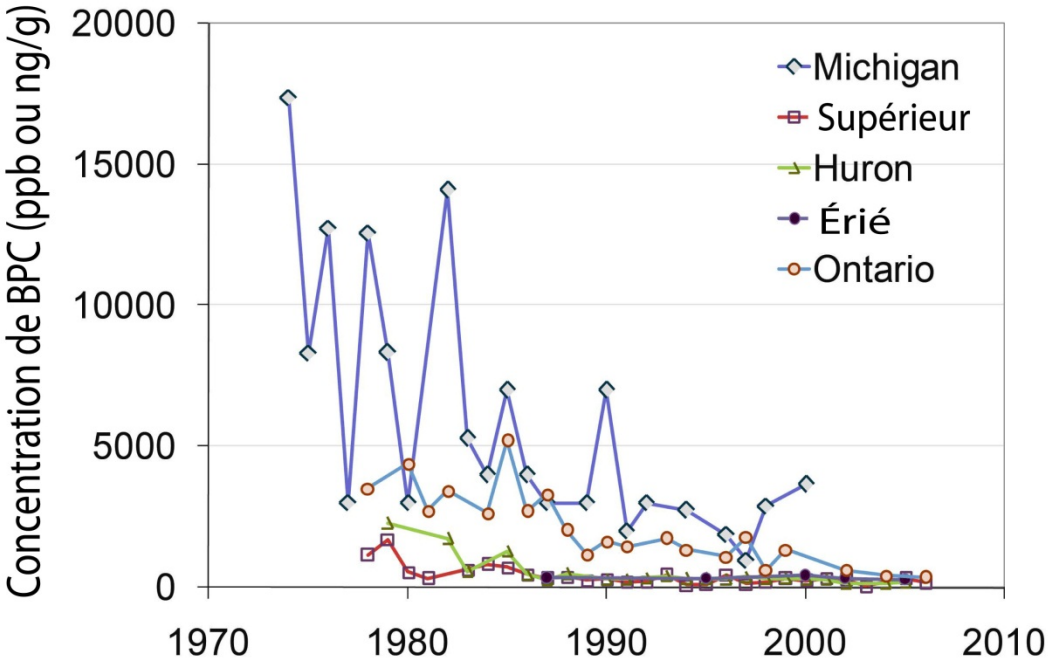


Figure 3. Tendances à long terme des concentrations totales de BPC dans le touladi des Grands Lacs.
Sources : Données sur des filets de touladi avec peau du lac Michigan tirées de Stow *et al.* (2004) et données sur des filets de touladi sans peau des autres lacs tirées de Bhavsar *et al.* (2007).

Couvert forestier

Évaluation globale

Volet 1 : Pourcentage de terres forestières dans un bassin hydrographique

Situation : **Passable**

Tendance : **S'améliore**

Justification : **Les terres forestières occupent un fort pourcentage (85 %) du territoire dans le bassin du lac Supérieur, un pourcentage modéré (de 49 à 61 %) dans les bassins des lacs Michigan, Huron et Ontario et un pourcentage faible (20 %) dans le bassin du lac Érié, d'après les images satellitaires. Selon les données d'inventaire forestier ou de télédétection, les tendances du couvert forestier donnent à penser que ce dernier évolue lentement dans l'ensemble des bassins. Cependant, il est important de souligner que les tendances observées dans le bassin des Grands Lacs sont peu marquées. L'évolution des types de forêt et de leur composition ainsi que les diminutions localisées du couvert forestier demeurent préoccupantes.**

Volet 2 : Pourcentage de terres forestières dans les zones riveraines

Situation : **Passable**

Tendance : **Indéterminée**

Justification : **Comme c'est le cas pour le couvert forestier total, le pourcentage de types de couvert forestier dans les zones riveraines des plans d'eau est élevé dans le bassin du lac Supérieur, modéré dans les bassins des lacs Michigan, Huron et Ontario et faible dans le bassin du lac Érié. Aucune donnée à long terme fiable n'est disponible pour évaluer les tendances.**

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Volet 1 : Pourcentage de terres forestières dans un bassin hydrographique

Situation : Bonne

Tendance : S'améliore

Justification : Dans le bassin du lac Supérieur, le couvert forestier est important (85 %), et l'agriculture et le lotissement sont peu importants (3,2 %). Ces données donnent à penser qu'une dégradation de la qualité de l'eau est peu probable à long terme.

Volet 2 : Pourcentage de terres forestières dans les zones riveraines

Situation : Bonne

Tendance : Indéterminée

Justification : Le couvert forestier occupant 96 % des zones riveraines des plans d'eau dans le bassin du lac Supérieur, les eaux sont probablement bien protégées. Les données sont insuffisantes pour évaluer les tendances.

Lac Michigan

Volet 1 : Pourcentage de terres forestières dans un bassin hydrographique

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : Les bassins hydrographiques dont les eaux se jettent dans le lac Michigan sont très divers. De manière générale, le couvert forestier est important dans les bassins du nord et peu important dans les bassins du sud.

Volet 2 : Pourcentage de terres forestières dans les zones riveraines

Situation : Passable

Tendance : Indéterminée

Justification : Le couvert forestier des zones riveraines est important dans les bassins hydrographiques du nord, alors que les activités agricoles importantes en zones riveraines peuvent faire diminuer la qualité de l'eau et l'intégrité des écosystèmes dans les bassins hydrographiques du sud. Les données sont insuffisantes pour évaluer les tendances.

Lac Huron

Volet 1 : Pourcentage de terres forestières dans un bassin hydrographique
Situation : Bonne
Tendance : S'améliore
Justification : Le couvert forestier est important dans la plupart des bassins hydrographiques du nord, alors qu'il est peu important dans les bassins hydrographiques du sud. Il est possible qu'il y ait dégradation de la qualité de l'eau et de l'intégrité des écosystèmes dans les bassins hydrographiques du sud.

Volet 2 : Pourcentage de terres forestières dans les zones riveraines
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : Dans le sud du bassin hydrographique, le pourcentage de terres agricoles et forestières étant modéré dans les zones riveraines, il pourrait y avoir dégradation de la qualité de l'eau et de l'intégrité des écosystèmes.

Lac Érié

Volet 1 : Pourcentage de terres forestières dans un bassin hydrographique
Situation : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : Le lac Érié se caractérise par le plus faible couvert forestier du bassin lacustre et par le plus grand pourcentage de terres agricoles et aménagées. Il peut y avoir des problèmes de qualité de l'eau et des risques pour l'intégrité écologique.

Volet 2 : Pourcentage de terres forestières dans les zones riveraines
Situation : Médiocre
Tendance : Indéterminée
Justification : Un fort pourcentage d'activités agricoles et un faible pourcentage de couvert forestier dans les zones riveraines donnent à penser à une augmentation de la menace pesant sur la qualité de l'eau et l'intégrité des écosystèmes.

Lac Ontario

Volet 1 : Pourcentage des terres forestières dans un bassin hydrographique
Situation : Passable
Tendance : Se détériore
Justification : Dans la plupart des bassins hydrographiques du bassin du lac Ontario, le couvert forestier est peu important et une proportion importante du territoire est caractérisée par des activités agricoles auxquelles sont associés des risques pour la qualité de l'eau.

Volet 2 : Pourcentage de terres forestières dans les zones riveraines
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : Dans les zones riveraines du bassin du lac Ontario, le pourcentage modéré de terres forestières et de terres agricoles donne à penser qu'il existe un risque modéré pour la qualité de l'eau et l'intégrité des écosystèmes.

But

- Cet indicateur décrit le couvert forestier requis pour remplir les fonctions hydrologiques et abriter les organismes ainsi que les processus essentiels à l'approvisionnement en eau de grande qualité et à la protection de l'intégrité physique du bassin hydrographique.
- L'indicateur Couvert forestier est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de la situation, dans la catégorie portant sur le paysage et les processus naturels.

Objectif pour l'écosystème

Avoir une composition et une structure forestière qui conservent le plus efficacement possible la diversité écologique naturelle de la région.

Conditions écologiques

L'indicateur comporte les deux volets suivants :

- Pourcentage de terres forestières dans un bassin hydrographique par bassin lacustre, dans le temps.
- Pourcentage de terres forestières dans les zones riveraines par bassin hydrographique, dans le temps.

Le volet 1 résume le pourcentage de terres forestières par bassin hydrographique et par bassin lacustre. 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 nutriants, les concentrations de contaminants et les températures. Le couvert forestier contribue également à de nombreux autres services écosystémiques, y compris la lutte contre l'érosion, l'augmentation de l'infiltration de l'eau souterraine, la stabilisation des rivages et la réduction des eaux pluviales d'orage. La couche de feuilles mortes et les débris ligneux fournissent la nourriture et l'habitat essentiels aux poissons et autres espèces sauvages aquatiques.

En général, l'augmentation du couvert forestier entraîne une amélioration de la qualité de l'eau. Dans le cadre d'une brève étude sur les systèmes d'approvisionnement en eau des municipalités, Ernst (2004) 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 développée par Ernst 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. Aux fins du présent rapport, et pouvant faire l'objet de plus amples discussions, nous avons utilisé les paramètres suivants dans l'évaluation de la situation et des tendances des bassins hydrographiques des Grands Lacs : Bonne = > 60 % de couvert forestier par bassin lacustre; Passable = de 30 à 60 % de couvert forestier par bassin lacustre; Médiocre = < 30 % de couvert forestier par bassin lacustre.

La figure 1 montre les bassins tertiaires qui se jettent dans les Grands Lacs ainsi que le pourcentage de couvert forestier. Le pourcentage de couvert forestier affiche un fort gradient nord – sud, comme on pourrait s'y attendre étant donné le gradient nord – sud semblable de la population et des activités agricoles. Dans le bassin du lac Supérieur, 85 % du territoire est boisé (tableau 1), et il n'y a qu'un faible pourcentage du territoire qui est aménagé ou voué à l'agriculture. Dans l'ensemble des autres bassins, les forêts ont été remplacées par le lotissement et l'agriculture, qui représentent 29 % du territoire dans le bassin du lac Huron, environ 45 % du territoire dans les bassins des lacs Michigan et Ontario et 78 % du territoire dans le bassin du lac Érié (tableau 1). Il faut souligner toutefois que, dans chaque bassin, il existe des bassins hydrographiques dont le couvert forestier varie de bon à adéquat.

L'évaluation des tendances au moyen de l'indicateur couvert forestier s'avère difficile. Même s'il est facile d'évaluer la situation du couvert forestier par l'analyse de données satellitaires référencées et vérifiées soigneusement, ces données ne sont habituellement disponibles que pour certains points dans le temps. Aux fins du présent rapport, nous avons utilisé les données relatives à la portion états-unienne des bassins lacustres tirées des programmes d'inventaire forestier pouvant fournir une série chronologique de données pour une période allant jusqu'à 30 ans; pour la portion canadienne des bassins, les données proviennent des images satellitaires de 2009 et

2011. Le tableau 3 indique que, dans la portion états-unienne des bassins lacustres, il existe une tendance à l'augmentation du couvert forestier alors que, dans la portion canadienne des bassins, le couvert forestier tend généralement à diminuer faiblement.

Le volet 2 porte sur la superficie boisée des zones riveraines (zone tampon de 30 mètres autour des eaux de surface) dans chaque bassin lacustre. 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 de nutriants associées 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 peuvent aussi constituer d'importantes sources d'énergie et de matériaux pour les milieux aquatiques et contribuer à la régulation de la température de l'eau. Aux fins du volet 2, les paramètres relatifs à l'évaluation de la situation sont les suivants : 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.

La superficie des zones riveraines a été évaluée par l'établissement d'une zone tampon de 30 mètres autour de tous les plans d'eau de l'ensemble des données hydrologiques nationales (National Hydrology Dataset) des États-Unis et son utilisation comme masque sur les couches de données de la base de données nationale sur la couverture terrestre (NLCD) ou la couverture terrestre de 2008. À l'échelle d'un bassin lacustre, le pourcentage de couvert forestier dans les zones riveraines se compare à celui des bassins hydrographiques (tableau 2). Dans le bassin du lac Supérieur, 96 % des zones riveraines sont boisées, alors que seulement 31 % des zones riveraines du bassin du lac Érié le sont; les zones riveraines des lacs Michigan, Huron et Ontario sont modérément boisées. Comme c'est le cas pour le volet portant sur le couvert forestier, l'agriculture et le lotissement sont les utilisations concurrentes des terres. Il existe aussi une variation substantielle à l'échelle des bassins tertiaires pour chaque bassin lacustre (figure 3). Le pourcentage de zones riveraines boisées est beaucoup plus élevé dans les bassins hydrographiques du nord que dans ceux du sud, où l'agriculture et le lotissement sont plus importants.

L'analyse des tendances relatives au volet 2 ne peut être effectuée actuellement. Pour pouvoir établir des tendances de façon fiable, il faut disposer d'une série chronologique d'images satellitaires dûment classées sur une période assez longue (> 20 ans).

Liens

La capacité des terres forestières à produire de l'eau de grande qualité et la capacité des zones riveraines boisées à protéger les ressources hydriques sont bien connues et liées à bon nombre d'autres indicateurs. Plus précisément, le couvert forestier et les zones riveraines boisées contribuent directement à la réduction des nutriants et d'autres polluants de source diffuse, à la diminution des charges dans les affluents et les lacs et à l'atténuation des effets des dépôts atmosphériques. De manière indirecte, l'eau de grande qualité provenant des zones boisées soutient 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 à produire de l'eau de grande qualité; cependant, on connaît peu l'importance et la direction de ces effets. Ainsi, la réduction du ruissellement annuel total dans plusieurs Grands Lacs peut mener à l'augmentation des concentrations de nutriants et de contaminants dans les affluents. De plus, les changements dans la composition des forêts, causés par des activités humaines (p. ex. l'aménagement forestier) ou des agents naturels (p. ex. l'agrile du frêne), peuvent affecter la qualité de l'eau ou la quantité d'eau.

Gestion – défis et possibilités

Les bénéfices associés au couvert forestier en général et aux zones riveraines boisées en particulier étant de plus en plus reconnus, on assiste à des changements dans la planification régionale concernant la conservation du couvert forestier. L'adoption de plus en plus fréquente de normes de certification en aménagement forestier (p. ex. celles du Forest Stewardship Council) accélère la mise en place de pratiques exemplaires visant à protéger les ressources

hydriques dans les forêts aménagées. Cependant, bon nombre d'améliorations sont encore possibles. L'application de la gestion intégrée des bassins hydrographiques n'est pas pratique courante, et l'élaboration de structures de gouvernance à l'appui d'un tel type de gestion évolue lentement.

Commentaires de l'auteur

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 est nécessaire d'assembler régulièrement les ensembles de données transfrontalières pour mesurer les changements dans le 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 [FIADB, Forest Inventory and Analysis Database] du service forestier des États-Unis) sont utiles également, mais il n'existe pas de système équivalent au 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.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité		X				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine		X				
3. La source des données est connue, fiable et respectée		X				
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs				X		
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada			X			
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport		X				

Remerciements

Auteur : Fred Beall, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs, 1219, rue Queen E., Sault Ste. Marie (Ontario) P6A 2E5; courriel : fred.beall@NRCan-RNCan.gc.ca; téléphone : 705-541-5553

Collaborateurs : Charles Perry et Dale Gormanson, Service des forêts des États-Unis, 1992, av. Folwell, St. Paul (Minnesota) 55108; Bill Dalton et Larry Watkins, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 70, promenade Foster, bureau 400, Sault Ste. Marie (Ontario) P6A 6V5

Liste des tableaux

Tableau 1. Pourcentage de types de couvert terrestre par bassin lacustre. Les types de couvert ont été établis au moyen d'images satellitaires Landsat pour 2006 (États-Unis) et 2008 (Ontario); les forêts comprennent les forêts classées et les milieux humides arborés.

Source : Base de données de classification des terres (National Land Classification Database) des États-Unis et base de données sur la couverture des terres de 2008 (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts).

Tableau 2. Pourcentage de couvert forestier dans les zones riveraines. Les données sont fondées sur la somme des types de couvert dans une zone tampon de 30 m autour des plans d'eau.

Source : Base de données de classification des terres (National Land Classification Database) des États-Unis et base de données sur la couverture des terres de 2008 (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts).

Tableau 3. Changement dans le couvert forestier des bassins des Grands Lacs.

Remarques : Pour les États-Unis, les estimations des changements dans les bassins des lacs Supérieur, Huron et Michigan sont fondées sur les données de 2005 et 2009, et les estimations des changements dans les bassins des lacs Érié et Huron sont fondées sur les données de 2005 et 2010.

Source : Les changements dans les bassins états-uniens sont fondés sur l'analyse des parcelles de l'analyse et de l'inventaire des forêts (FIA, Forest Inventory and Analysis) du service des Forêts des États-Unis; les changements dans les bassins au Canada sont fondés sur la comparaison des images satellitaires de 2009 et 2011.

Liste des figures

Figure 1. Pourcentage de terres forestières dans les bassins tertiaires (code d'unité hydrologique de 8 chiffres aux États-Unis et de 4 chiffres en Ontario) des Grands Lacs. Le couvert forestier a été estimé au moyen d'images satellitaires et comprend divers types de forêts (c'est-à-dire les forêts de feuillus, les forêts de conifères et les forêts mixtes) et les milieux humides arborés.

Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database, NLCD) des États-Unis de 2006 et base de données sur la couverture terrestre de l'Ontario de 2008.

Figure 2. Pourcentage de zones riveraines dont les bassins tertiaires sont boisés.

Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database, NLCD) des États-Unis de 2006 et base de données sur la couverture terrestre de l'Ontario de 2008.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario
Forêt	85,0	49,1	61,0	19,6	49,1
Agriculture	1,7	35,1	24,6	61,0	35,5
Zone aménagée	1,5	10,3	4,4	17,3	8,3
Eau	10,4	3,0	7,4	1,0	4,6
Milieux humides	1,0	2,3	0,9	0,8	1,9

Tableau 1. Pourcentage de types de couvert terrestre par bassin lacustre. Les types de couvert ont été établis au moyen d'images satellitaires Landsat pour 2006 (États-Unis) et 2008 (Ontario); les forêts comprennent les forêts classées et les milieux humides arborés.

Source : Base de données de classification des terres (National Land Classification Database) des États-Unis et base de données sur la couverture des terres de 2008 (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts).

	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario
Forêt	96,0	63,4	72,7	30,9	63,0
Agriculture	0,8	23,4	19,9	54,5	25,6
Zone urbaine	0,9	7,7	3,0	11,7	5,7
Milieux humides	1,6	5,0	2,0	2,7	5,1

Tableau 2. Pourcentage de couvert forestier dans les zones riveraines. Les données sont fondées sur la somme des types de couvert dans une zone tampon de 30 m autour des plans d'eau.

Source : Base de données de classification des terres (National Land Classification Database) des États-Unis et base de données sur la couverture des terres de 2008 (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts).

Pourcentage de changement par année

Bassin	États-Unis	Canada
Supérieur	0,43	-0,01
Michigan	1,26	
Huron	0,47	-0,3
Érié	0,92	-3,52
Ontario	0,39	-1,96

Tableau 3. Changement dans le couvert forestier des bassins des Grands Lacs.
Remarques : Pour les États-Unis, les estimations des changements dans les bassins des lacs Supérieur, Huron et Michigan sont fondées sur les données de 2005 et 2009, et les estimations des changements dans les bassins des lacs Érié et Huron sont fondées sur les données de 2005 et 2010.
Source : Les changements dans les bassins états-uniens sont fondés sur l'analyse des parcelles de l'analyse et de l'inventaire des forêts (FIA, Forest Inventory and Analysis) du service des Forêts des États-Unis; les changements dans les bassins au Canada sont fondés sur la comparaison des images satellitaires de 2009 et 2011.

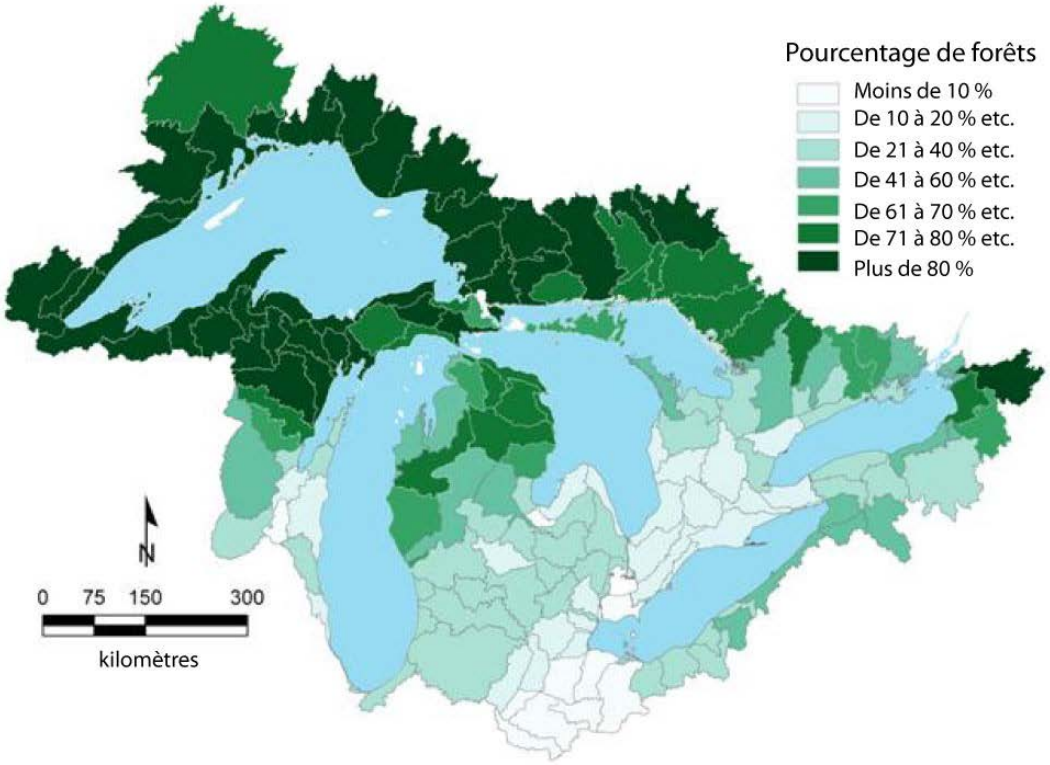


Figure 1. Pourcentage de terres forestières dans les bassins tertiaires (code d'unité hydrologique de 8 chiffres aux États-Unis et de 4 chiffres en Ontario) des Grands Lacs. Le couvert forestier a été estimé au moyen d'images satellitaires et comprend divers types de forêts (c'est-à-dire les forêts de feuillus, les forêts de conifères et les forêts mixtes) et les milieux humides arborés.
Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database, NLCD) des États-Unis de 2006 et base de données sur la couverture terrestre de l'Ontario de 2008.

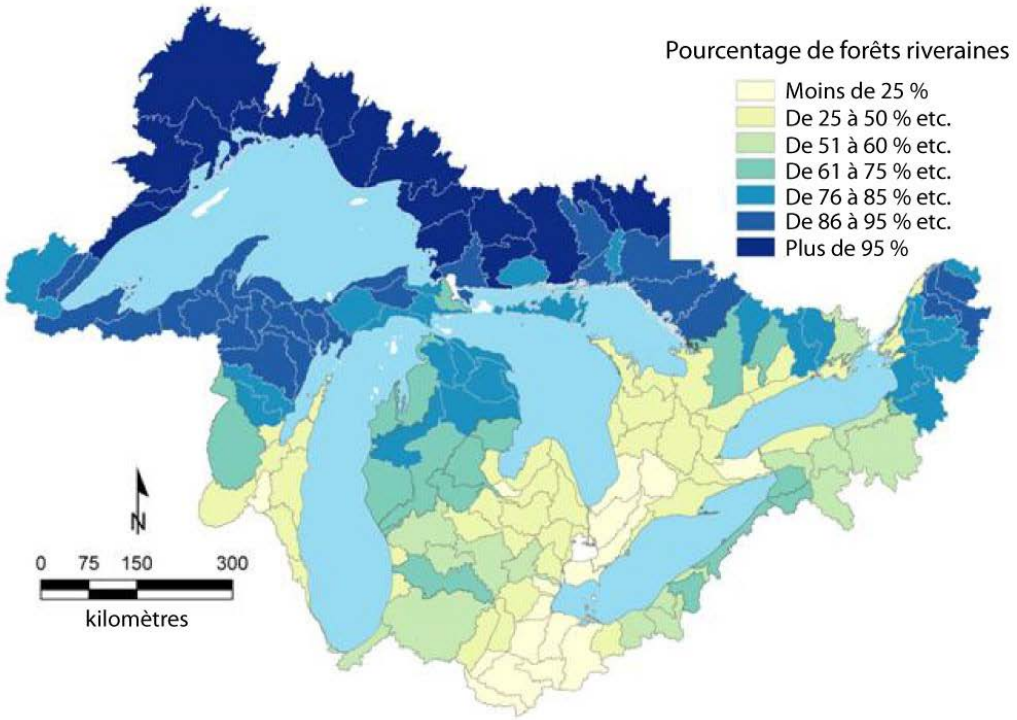


Figure 2. Pourcentage de zones riveraines dont les bassins tertiaires sont boisés.
Source : Base de données nationale sur la couverture terrestre (National Land Cover Database, NLCD) des États-Unis de 2006 et base de données sur la couverture terrestre de l'Ontario de 2008.

Émissions de gaz à effet de serre

Évaluation globale
Tendance : Indéterminée
Justification : Entre 1990 et 2008, la tendance à long terme des émissions de gaz à effet de serre dans la région des Grands Lacs était à la hausse. Cependant, en 2009, la région a connu la plus importante baisse annuelle d'émissions. En effet, cela faisait 19 ans que les émissions de gaz à effet de serre n'avaient pas été aussi basses.

Évaluation lac par lac
Les tendances n'ont pas été établies pour chaque lac.

But

- Fournir les tendances des émissions de gaz à effet de serre dans la région des Grands Lacs.
- On utilise l'indicateur des émissions de gaz à effet dans la série des indicateurs des Grands Lacs en tant qu'indicateur d'élément moteur dans la catégorie économique/sociale.

Objectif pour l'écosystème
Une réduction des émissions de gaz à effet de serre permettra de tirer des avantages environnementaux, tels que les utilisations bénéfiques des Grands Lacs, comme cela est indiqué à l'annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs, et de les conserver.

État de l'écosystème
Les émissions de gaz à effet de serre présentées reflètent les émissions pour la région des Grands Lacs, tel que cela est défini dans le présent rapport (l'ensemble de l'Ontario et l'ensemble des huit États des Grands Lacs). Les estimations des émissions de gaz à effet de serre proviennent d'Environnement Canada (Rapport d'inventaire national) et de l'Environmental Protection Agency des États-Unis. Dans ce rapport, l'unité d'analyse est le million de tonnes métriques de dioxyde de carbone (CO_2). Les données ne tiennent compte que des émissions de dioxyde de carbone (CO_2) provenant du secteur de l'énergie et de la combustion des combustibles fossiles, et non pas des émissions de CO_2 provenant d'autres sources ou d'autres gaz à effet de serre, comme le méthane et l'oxyde nitreux. Bien que ces sources soient importantes pour le calcul des émissions totales de gaz à effet de serre, elles ne sont pas incluses dans le présent rapport en raison d'un manque de disponibilité uniforme des données aux États-Unis. Néanmoins, la mesure dans ce rapport illustre avec exactitude les tendances des émissions de gaz à effet de serre dans la région des Grands Lacs.

A) Ensemble de la région des Grands Lacs (Ontario et huit États des Grands Lacs)
Les émissions totales de gaz à effet de serre pour l'ensemble de la région des Grands Lacs (Ontario et les huit États) ont fluctué au cours de la période de 19 ans (tableau 1 et figure 1). La tendance à long terme de la région est indéterminée après la diminution importante des émissions de gaz à effet de serre en 2009. Actuellement, lorsque l'on compare les données sur les émissions de 1990 à 2009, les émissions de l'ensemble de la région ont diminué de 1,7 %. Malgré la diminution globale des émissions de 1990 à 2009, la tendance à long terme des émissions de la région a toujours été à la hausse. D'ailleurs, lorsque l'on compare les émissions de 1990 aux émissions de 2008, elles ont augmenté de 6,8 % dans la région. Il a fallu attendre 2009 pour que ces émissions connaissent leur plus grosse diminution (8,3 %), probablement en raison des conditions économiques globales difficiles. Si l'on examine la tendance à court terme, on remarque que la région a connu des fluctuations. Plus précisément, comme le montre la figure 2, les émissions de gaz à effet de serre ont diminué de 4 % de 2005 à 2006. Bien que la région ait connu une croissance de 2,2 % dans l'année suivante, le taux d'émissions de gaz à effet de serre ont de nouveau diminué de 2,8 % en 2008. En 2009, le taux de la région a continué de diminuer et a connu son déclin le plus important (8,3 %), soit les plus faibles émissions de gaz à effet de serre de la région depuis 19 ans. En raison de la fluctuation continue dans la région, la tendance à court terme est indéterminée.

B) Comparaison entre l'Ontario et les huit États des Grands Lacs

En Ontario, le total des émissions en 2009 était d'environ 124,5 millions de tonnes métriques de CO_2 (tableau 1). Depuis 1990, les émissions de l'Ontario ont diminué de 0,6 % avec un taux de fluctuation annuelle compris entre une baisse de 12,5 % et une hausse de 6,5 % (tableau 1 et figure 4). Dans un contexte national, les émissions de gaz à effet de serre de l'Ontario en 2009 représentent 25,3 % des émissions totales au Canada, soit une diminution de 5 % de la part nationale de l'Ontario en 1990 (Environnement Canada : Rapport d'inventaire national canadien) (tableau 2). Aux États-Unis, le total des émissions dans les huit États des Grands Lacs en 2009 a été 1 441,7 millions de tonnes métriques de CO_2 (tableau 1). Elles ont augmenté de 1,8 % depuis 1990. Le taux de fluctuation annuelle au fil des années a varié d'une baisse de 8,0 % à une baisse de 3,7 % (figure 3 et figure 4). Dans un contexte national, les huit États des Grands Lacs représentent 26,2 % du total des émissions aux États-Unis en 2009, soit une diminution de 2,6 % part rapport à la part nationale de la région en 1990 (Environmental Protection Agency des États-Unis) (tableau 3).

Pour mieux comprendre les émissions de gaz à effet de serre dans la région, les données sur la population en 2009 ont été incluses afin d'examiner les émissions moyennes de gaz à effet de serre par personne. D'après les données recueillies lors du recensement américain et auprès de Statistique Canada, la population totale dans la région des Grands Lacs en 2009 était de 96 978 002 personnes et les émissions totales de gaz à effet de serre étaient de 1 566,1 millions de tonnes métriques de CO_2 (tableau 4). Cette année, les émissions par habitant étaient de 16,2 millions de tonnes métriques de CO_2 (tableau 4). De 1990 à 2009, les émissions globales de gaz à effet de serre par habitant dans la région des Grands Lacs ont diminué de 2,3 % (tableaux 4 et 5).

Liens

Les émissions de gaz à effet de serre provenant des activités humaines sont à l'origine de changements climatiques à l'échelle mondiale. La plupart des émissions de gaz à effet de serre sont causées par la combustion de combustibles fossiles pour l'énergie et par les procédés industriels, comme le raffinage du pétrole et la fabrication du ciment (Boyd, 2001). Bien que le gaz dominant des gaz à effet de serre soit le dioxyde de carbone (CO_2), les autres gaz à effet de serre principaux présents dans l'atmosphère et provenant des activités humaines sont le méthane libéré par les sites d'enfouissement et l'agriculture, l'oxyde nitreux provenant des engrais et les gaz fluorés issus des procédés industriels (Environmental Protection Agency des États-Unis, 2011).

Les changements climatiques constituent une menace importante pour l'écosystème en raison des effets directs et indirects sur les systèmes biologiques. Les effets directs incluent une hausse de la température et une hausse des concentrations de CO_2 associée à des changements climatiques à l'échelle mondiale (Clark et Sullivan, 2007). Ces effets directs sont à l'origine d'autres effets indirects, tels que les changements des cycles hydrologiques (précipitation et évaporation), les changements des schémas de précipitations, les inondations et les pénuries d'eau (Clark et Sullivan, 2007).

La baisse des niveaux d'eau et les répercussions sur la superficie et la diversité des terres humides du littoral en sont d'autres exemples (Alden et Mortsch, 2004). Les fluctuations des niveaux d'eau dans les terres humides seront probablement à l'origine de changements dans les concentrations d'éléments nutritifs et pourraient également provoquer le rejet de métaux toxiques comme le mercure (Clark et Sullivan, 2007).

La région des Grands Lacs a déjà commencé à subir l'effet du réchauffement et, au fur et à mesure que celui-ci augmente, une variété d'effets et de changements écologiques devraient avoir lieu sur la faune. Les espèces aquatiques et les autres espèces dépendant des plans d'eau pour se reproduire et se nourrir seront les plus touchées (Clark et Sullivan, 2007). Les changements de la température de l'eau, des niveaux et des débits d'eau, des précipitations, de la température de l'air, de la durée et du moment de la débâcle et les risques de perturbation ont apporté un stress supplémentaire dans le bassin (Alden et Mortsch, 2004). La hausse des températures de l'air modifie la répartition et la santé des espèces végétales et animales terrestres et aquatiques (Alden et Mortsch, 2004). La répartition géographique de nombreuses espèces de poissons va probablement changer. Dans des conditions de réchauffement climatique, les frontières nord et sud des aires de répartition des espèces dans la région des Grands

Lacs se déplaceront vers le nord. Par conséquent, les communautés halieutiques des Grands Lacs seront touchées en raison de l'invasion d'espèces d'eau chaude et de la disparition locale d'espèces d'eau tempérée et froide (Mandrak, 1989). La hausse de la température de l'eau augmentera aussi la croissance d'espèces indésirables (efflorescences algales). Dans de nombreux lacs, notamment le lac Michigan, les changements de spéciation sont possibles en raison de la hausse des températures de l'eau et de la baisse des niveaux d'eau. Les espèces d'eau froide telles que les salmonidés (p. ex. le saumon coho et le touladi) subiront un stress supplémentaire. Les hausses des températures diminuent aussi les niveaux d'oxygène au cours de l'été, créant ainsi des « zones mortes », qui ne peuvent pas soutenir la vie et qui, si elles persistent, peuvent donner lieu à la prolifération d'algues toxiques, nuisant aux pêches et entraînant un risque pour la santé humaine (Clark et Sullivan, 2007).

Défis et possibilités de gestion
Il y a de nombreux liens entre les émissions de gaz à effet de serre et les facteurs de stress pour la santé de l'écosystème. La communauté des Grands Lacs et les décideurs doivent continuer à appuyer les efforts déployés à l'échelle mondiale, nationale, régionale et locale visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre.

Commentaires de l'auteur
Au Canada, le rapport d'inventaire national canadien utilise l'équivalent en CO_2 comme mesure métrique officiel pour examiner les gaz à effet de serre. On calcule la valeur de l'équivalent en CO_2 en multipliant la quantité de gaz par son potentiel de réchauffement mondial associé. L'équivalent en CO_2 est une façon plus précise de calculer et de comprendre les émissions de différents gaz à effet de serre issus de différents secteurs. Pour obtenir de plus amples renseignements sur les données canadiennes officielles sur les gaz à effet de serre, le tableau 6 décrit les émissions de CO_2 utilisées dans ce rapport et les données officielles sur les gaz à effet de serre (équivalent en CO_2) tirées du Rapport d'inventaire national et utilisées par les indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement.

Par rapport à la région des Grands Lacs, les émissions totales de gaz à effet de serre pour les bassins versants des Grands Lacs devraient être inférieures. Néanmoins, ces données appuient bien l'objectif du rapport sur les indicateurs en illustrant une tendance qui est un élément moteur à l'origine de bon nombre des pressions exercées sur l'état des Grands Lacs. L'investissement requis pour décomposer les tendances en matière d'émissions de gaz à effet de serre, en particulier pour les frontières des bassins versants des Grands Lacs ou à l'échelle de chaque lac, ne serait utile que si des cibles officielles de réduction des émissions étaient établies pour cette limite géographique définie.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.	X					
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine	X					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	X					

Remerciements

Auteurs :

Brenda Yu, stagiaire à la Division des Grands Lacs, Environnement Canada.

Collaborateurs :

Dennis O'Farrell, gestionnaire, Division des indicateurs et de l'information, Environnement Canada.

Anton van Heusden, agent de projet, Section de déclaration des émissions de gaz à effet de serre, Environnement Canada.

Rob Hyde, agent du programme des Grands Lacs, Division des Grands Lacs, Environnement Canada.

Krista Verlis, entrepreneure, Environnement Canada, Waterloo (Ont.)

Christian Vézina, analyste scientifique et technique, Division des indicateurs et de l'information, Environnement Canada

Sources de renseignements

Alden, M., Mortsch, L. 2004. Impacts of Climate Change on the Great Lakes Impaired Beneficial Uses. Meteorological & Geoastrophysical Abstracts. Accès : http://search.proquest.com/docview/20205193?accountid=32874

Boyd, D.R. 2001. Canada vs. the OECD: An Environmental Comparison – Climate Change, Greenhouse Gas Emissions. Victoria (C.-B.) : University of Victoria Eco-Research Chair. p. 13. Accès : http://www.environmentalindicators.com/htdocs/PDF/CanadavsOECD.pdf

Center of Excellence for Great Lakes and Human Health. 2011. Harmful Algal Blooms in the Great Lakes: What they are and How they can Affect your Health. Accès : http://www.glerl.noaa.gov/res/Centers/HABS/habs.html

Clark, M., Sullivan, R. 2007. Can Biodiversity Survive Global Warming? *Chicago Wilderness Journal*. [consulté le 4 août 2011]. Accès : www.chicagowilderness.org/.../CW%20Journal/CWJournalVol5No1.pdf

Environnement Canada. 2010. À propos l'inventaire canadien des gaz à effet de serre. Accès : http://www.ec.gc.ca/ges-ghg/default.asp?lang=Fr&n=3E38F6D3-1

Environnement Canada. 2010. Inventaire canadien des gaz à effet de serre. National/Provincial/Territorial Tables: Table 7: Ontario GHG Emissions Summary. Accès : http://www.ec.gc.ca/ges-ghg/default.asp?lang=Fr&n=83A34A7A-1

Environnement Canada. 2010. Définitions et glossaire. Accès : http://www.ec.gc.ca/ges-ghg/default.asp?lang=Fr&n=B710AE51-1

Environnement Canada. 2010. Le rapport d'inventaire national : 1990-2008, Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada, partie 3. Accès : http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=492D914C-2EAB-47AB-A045-C62B2CDACC29

Mandrak, N.E. 1989. Potential Invasion of the Great Lakes by Fish Species Associated with Climatic Warming. *Journal of Great Lakes Research* 15(2):306-316.

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2009. State CO_2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2007. Accès : http://www.epa.gov/statelocalclimate/resources/state_energyco2inv.html#ref

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2009. CO_2 Emissions from Fossil Fuel Combustion – Million metric Tons 203 (MMTco2). Accès : http://www.epa.gov/statelocalclimate/documents/pdf/CO2FFC_2007.pdf

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2009. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks 1990-2009. Accès : http://www.epa.gov/climatechange/emissions/usinventoryreport.html

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. Greenhouse Gas Emissions. Accès : http://www.epa.gov/climatechange/emissions/index.html

Liste des tableaux

Tableau 1. Émissions totales de gaz à effet de serre dans le secteur énergétique de la région des Grands Lacs

Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, and Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.*

Tableau 2. Émissions de gaz à effet de serre par habitant dans le secteur énergétique de l'Ontario – 1990 et 2009

Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*

Tableau 3. Émissions de gaz à effet de serre par habitant dans le secteur énergétique des huit États des Grands Lacs – 1990 et 2009

Source : Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.*

Tableau 4. Émissions de gaz à effet de serre par État des Grands Lacs et province (secteur énergétique) en 1990
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, and Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.* Environment Canada and United States Environmental Protection Agency, *State of the Great Lakes 2011, Human Population*
Tableau 5. Émissions de gaz à effet de serre par État des Grands Lacs et province (secteur énergétique) en 2009
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, and United States Environmental Protection Agency. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009*, and Environment Canada and Environmental Protection Agency des États-Unis , *State of the Great Lakes 2011, Human Population*.
Tableau 6. Comparaison entre les émissions de CO_2 en Ontario dans le rapport et les données officielles sur les gaz à effet de serre de 1990 à 2009
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*

Liste des figures
Figure 1. Émissions totales de gaz à effet de serre du secteur énergétique dans la région des Grands Lacs de 1990 à 2009
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, et **Environmental** Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.*
Figure 2. Tendance à court terme : Émissions totales de gaz à effet de serre du secteur énergétique dans la région des Grands Lacs de 2005 à 2009
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, et United States Environmental Protection Agency. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.*
Figure 3. Comparaison des émissions de gaz à effet de serre dans le secteur énergétique des États des Grands Lacs et de l'Ontario, de 1990 à 2009.
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, et Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.*
Figure 4. Émissions totales de gaz à effet de serre entre 1990 et 2007 (secteur énergétique en Ontario et dans les huit États américains des Grands Lacs).
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, et Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA). 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.*

Dernière mise à jour
Rapport sur l'*État des Grands Lacs 2011*

Année	Émissions totales en Ontario (en millions de tonnes métriques de CO_2)	Émissions totales des États américains des Grands Lacs (en millions de tonnes métriques de CO_2)	Émissions totales pour l'ensemble de la région des Grands Lacs (en millions de tonnes métriques de CO_2)
1990	125,2	1 467,6	1 592,8
1991	123,8	1 450,1	1 573,9
1992	127,2	1 456,1	1 583,2
1993	119,9	1 485,8	1 605,7
1994	120,2	1 489,6	1 609,8
1995	123,4	1 516,4	1 639,8
1996	130,3	1 573,9	1 704,3
1997	137,1	1 588,7	1 725,9
1998	140,1	1 550,6	1 690,8
1999	147,3	1 577,9	1 725,2
2000	157,6	1 624,3	1 781,8
2001	151,7	1 563,9	1 715,6
2002	156,0	1 579,8	1 735,8
2003	160,1	1 604,8	1 764,9
2004	151,1	1 622,9	1 774,0
2005	153,6	1 638,3	1 791,8
2006	144,9	1 574,8	1 719,6
2007	152,0	1 605,8	1 757,8
2008	142,2	1 566,3	1 708,4
2009	124,5	1 441,7	1 566,1

Tableau 1. Émissions totales de gaz à effet de serre dans le secteur énergétique de la région des Grands Lacs
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, et Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.*

État/province	Émissions de gaz à effet de serre en Ontario (en millions de tonnes métriques de CO_2)	Émissions totales de gaz à effet de serre au Canada (en millions de tonnes métriques de CO_2)	Émissions de gaz à effet de serre à l'échelle nationale
Ontario (1990)	125,2	412,5	30,3 %
Ontario (2009)	124,5	490,1	25,3 %

Tableau 2. Émissions de gaz à effet de serre par habitant dans le secteur énergétique de l'Ontario – 1990 et 2009
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*

État/province	Émissions de gaz à effet de serre dans les huit États des Grands Lacs (en millions de tonnes métriques de CO_2)	Émissions totales de gaz à effet de serre aux États-Unis (en millions de tonnes métriques de CO_2)	Émissions de gaz à effet de serre à l'échelle nationale
Huit États des Grands Lacs (1990)	1 467,6	5 099,7	28,8 %
Huit États des Grands Lacs (2009)	1 441,7	5 505,2	26,2 %

Tableau 3. Émissions de gaz à effet de serre par habitant dans le secteur énergétique des huit États des Grands Lacs – 1990 et 2009
Source : Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009*

État/province	Émissions totales de gaz à effet de serre dans la région des Grands Lacs (1990) – en millions de tonnes métriques de CO_2	Population dans la région des Grands Lacs (1990)	Par habitant, 1990
Ontario	125,2	10 085 000	12,4
Illinois	194,9	11 430 602	17,1
Indiana	205,3	5 544 159	37,0
Michigan	180,4	9 295 297	19,4
Minnesota	79,6	4 357 099	18,3
New York	208,8	17 990 455	11,6
Ohio	246,8	10 847 115	22,8
Pennsylvanie	265,5	11 881 643	22,4
Wisconsin	86,2	4 891 769	17,6
Total :	1 592,8	86 323 139	18,5

Tableau 4. Émissions de gaz à effet de serre par État des Grands Lacs et province (secteur énergétique) en 1990
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, et Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.* Environment Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis, *State of the Great Lakes 2011, Human Population*

Année	Émissions de CO_2 en Ontario (en millions de tonnes métriques de CO_2)	Émissions officielles de gaz à effet de serre en Ontario (en millions de tonnes métriques d'équivalent en CO_2)
1990	125,2	176,5
1991	123,8	176,2
1992	127,2	180,1
1993	119,9	170,7
1994	120,2	172,6
1995	123,4	177,3
1996	130,3	184,7
1997	137,1	190,3
1998	140,1	189,6
1999	147,3	194,4
2000	157,6	204,2
2001	151,7	196,7
2002	156,0	202,9
2003	160,1	206,8
2004	151,1	200,8
2005	153,6	202,1
2006	144,9	193,7
2007	152,0	199,6
2008	142,2	189,6
2009	124,5	165,1

Tableau 5. Émissions de gaz à effet de serre par État des Grands Lacs et province (secteur énergétique) en 2009
Source : Environment Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, et Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009*, and Environment Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis, *State of the Great Lakes 2011, Human Population*.

État/province	Émissions totales de gaz à effet de serre dans la région des Grands Lacs (2009) (en millions de tonnes métriques de CO_2)	Population dans les Grands Lacs (2009)	Par habitant, 2009
Ontario	124,5	13 064 900	9,5
Illinois	226,4	12 910 409	17,5
Indiana	205,5	6 423 113	32,0
Michigan	164,2	9 969 727	16,5
Minnesota	92,2	5 266 214	17,5
New York	176,9	19 541 453	9,1
Ohio	236,8	11 542 645	20,5
Pennsylvanie	243,4	12 604 767	19,3
Wisconsin	96,3	5 654 774	17,0
Total :	1 566,1	96 978 002	16,2

Tableau 6. Comparaison entre les émissions de CO_2 en Ontario dans le rapport et les données officielles sur les gaz à effet de serre de 1990 à 2009
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*

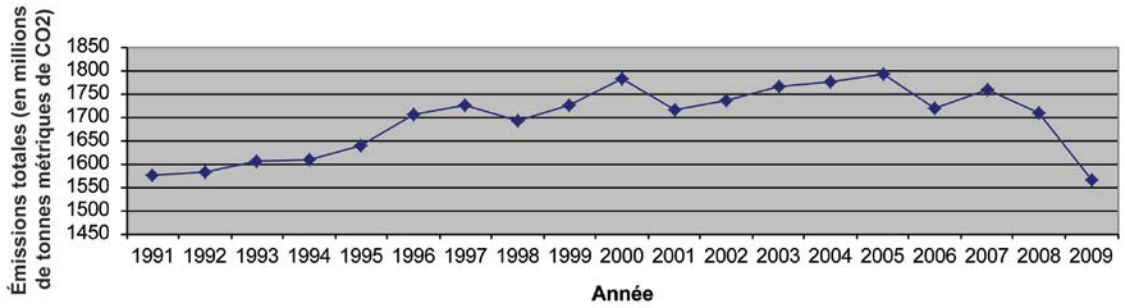


Figure 1. Émissions totales de gaz à effet de serre du secteur énergétique dans la région des Grands Lacs de 1990 à 2009
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, et Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.*

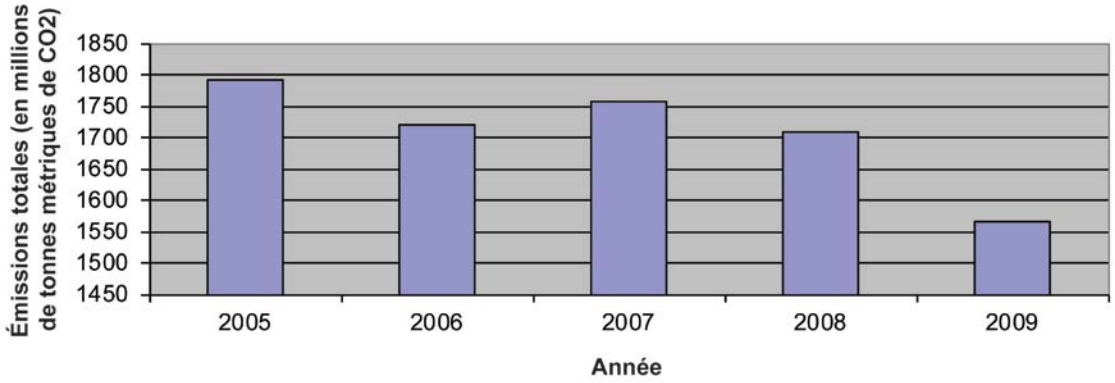


Figure 2. Tendance à court terme : Émissions totales de gaz à effet de serre du secteur énergétique dans la région des Grands Lacs (de 2005 à 2009)
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, et Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.*

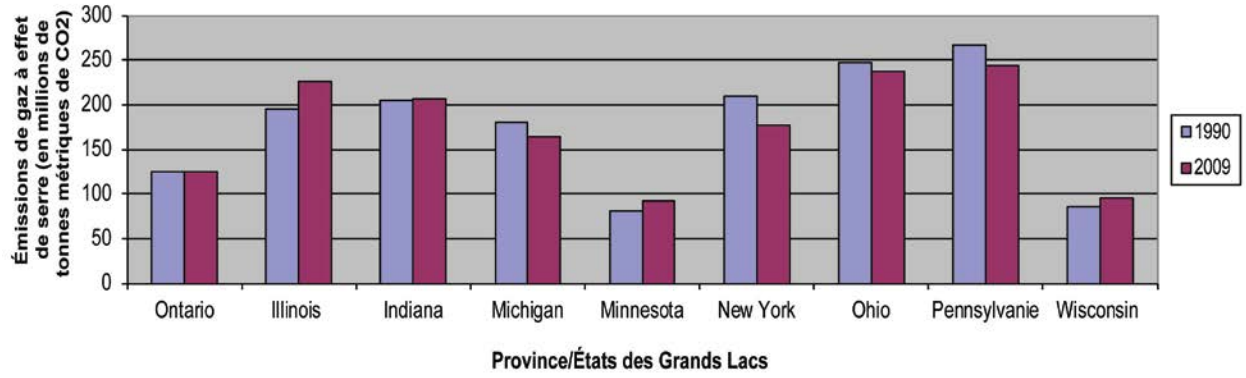


Figure 3. Comparaison des émissions de gaz à effet de serre dans le secteur énergétique dans les États des Grands Lacs et en Ontario en 1990 et en 2009
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, et Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.*

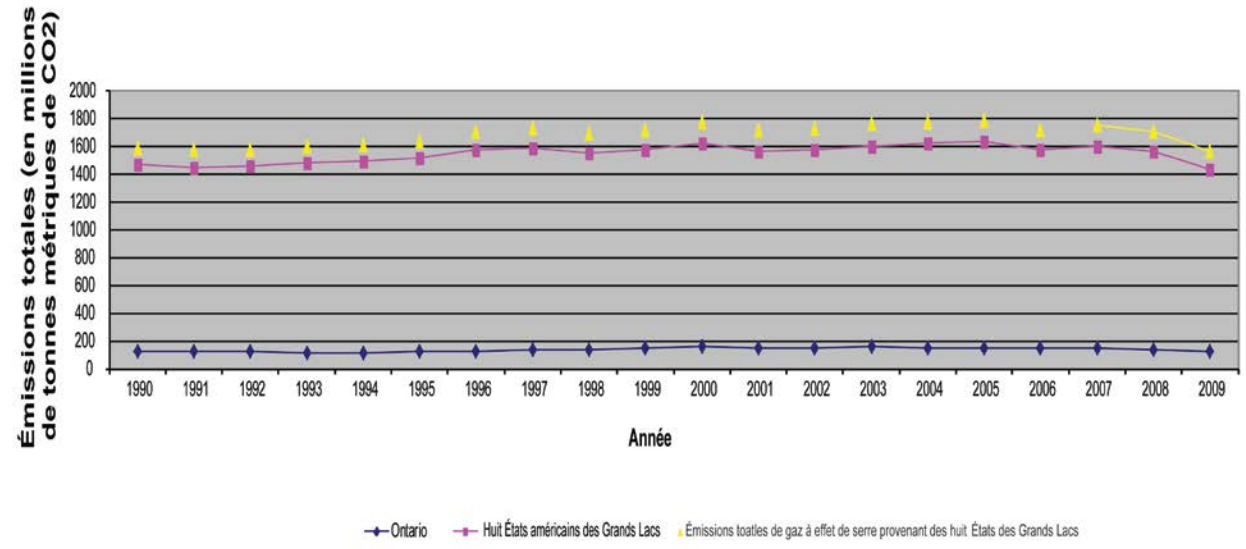


Figure 4. Émissions totales de gaz à effet de serre entre 1990 et 2007 (secteur énergétique en Ontario et dans les huit États américains des Grands Lacs)
Source : Environnement Canada. 2011. *Rapport d'Inventaire National*, et Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA). 2011. *State CO2 Emissions from Fossil Fuel Combustion 1990-2009.*

Durcissement du rivage

Évaluation globale
Situation : Indéterminée
Tendance : Indéterminée
Justification : Il est impossible de faire une évaluation globale parce qu'il n'existe des données permettant une comparaison avec une mesure antérieure de l'indicateur de durcissement du rivage que pour le lac Ontario.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Situation : Indéterminée
Tendance : Indéterminée
Justification : Données insuffisantes pour une comparaison avec une mesure antérieure de l'indicateur de durcissement du rivage.

Lake Michigan
Situation : Indéterminée
Tendance : Indéterminée
Justification : Données insuffisantes pour une comparaison avec une mesure antérieure de l'indicateur de durcissement du rivage.

Lake Huron
Situation : Indéterminée
Tendance : Indéterminée
Justification : Données insuffisantes pour une comparaison avec une mesure antérieure de l'indicateur de durcissement du rivage.

Lake Erie
Situation : Indéterminée
Tendance : Indéterminée
Justification : Données insuffisantes pour une comparaison avec une mesure antérieure de l'indicateur de durcissement du rivage.

Lake Ontario
Situation : Médiocre
Tendance : Détérioration
Justification : Les données de classification du rivage du lac Ontario mises à jour (2001-2002) indiquent qu'environ 63 % du rivage est durci (par des ouvrages de protection des rives) à 40 %, sous le seuil de la catégorie « médiocre » de 70 %. Le pourcentage de rivage dans la catégorie « aucune protection » n'a pas changé depuis la mise à jour précédente (NOAA, 1997), mais la réduction dans la catégorie « protection mineure » est compensée par des hausses dans les catégories « protection modérée » et « protection majeure », ce qui laisse croire que le durcissement total du rivage augmente dans certains secteurs. L'analyse des tendances est incertaine en raison des variations dans les jeux de données, variations abordées plus loin.

But

- Évaluer la longueur de rivage altéré par la construction d'ouvrages de protection des rives, comme des rideaux de palplanches, des enrochements et d'autres ouvrages anti-érosion.
- Inférer les dommages que les conditions créées par les ouvrages de protection des rives peuvent causer à la

vie aquatique, à la qualité de l'eau et aux processus naturels.

- L'indicateur de durcissement du rivage est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie Utilisation des ressources et stresseurs physiques.

Objectif pour l'écosystème

Les ouvrages de durcissement du rivage ne doivent pas nuire à l'intégrité physique, chimique ou biologique des Grands Lacs, conformément à l'annexe 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs – rétablissement et protection des utilisations bénéfiques.

Conditions écologiques

Mesure

Longueur (kilomètres/milles) du rivage qui a été durci par la construction de rideaux de palplanches, d'enrochements ou d'autres ouvrages de protection des rives. Les segments de rivage sont classés dans les catégories suivantes (classification établie d'après les descriptions tirées des données de référence) : protection majeure (70-100 %), protection modérée (40-70 %), protection mineure (15-40 %), aucune protection (< 15 %), protection non structurale et non classé.

Remarque : la mesure ne porte pas sur les ouvrages côtiers qui s'avancent dans l'eau, comme les jetées, les brise-lames, etc.

Objectif

Voici les valeurs de référence pour les évaluations à l'échelle du bassin et à l'échelle de chaque lac :
Bon = plus de 80 % du rivage n'a aucune protection ou une protection mineure du rivage (catégories correspondant au durcissement de 0 à 40 % du rivage).
Passable = de 70 à 80 % du rivage n'a aucune protection ou une protection mineure du rivage (catégories correspondant au durcissement de 0 à 40 % du rivage).
Médiocre = moins de 70 % du rivage n'a aucune protection ou une protection mineure du rivage (catégories correspondant au durcissement de 0 à 40 % du rivage).

La tendance sera déterminée pour vérifier l'absence d'augmentation nette du pourcentage du rivage dans les catégories de protection majeure et de protection modérée. Les valeurs de référence susmentionnées visent à évaluer le changement relatif au fil du temps et constituent une première suggestion pour établir des cibles. Toutefois, il faudra mieux préciser les catégories des valeurs de référence pour qu'elles traduisent une meilleure compréhension du durcissement du rivage et de ses impacts sur l'écosystème. La section suivant décrit certaines difficultés qu'il faut surmonter pour définir les objectifs à viser en matière de durcissement du rivage.

Justification de l'état

Il existe peu de documentation sur des objectifs précis en matière de durcissement du rivage, particulièrement à l'échelle du bassin et à l'échelle de chaque lac. Les valeurs de référence décrivant l'état de durcissement du rivage s'appuient sur les estimations de référence de l'étendue et de l'intensité du durcissement du rivage faites par la CÉÉGL. Le durcissement du rivage peut nuire à divers services écosystémiques, par exemple en modifiant ou en réduisant l'habitat aquatique ou en modifiant le transport de sédiments ou les interactions entre l'eau souterraine et le lac près des rives (voir Province of Ontario, 2001). La définition de cibles appropriées concernant le durcissement du rivage présente diverses difficultés. En particulier, il faut tenir compte de la quantité et de la qualité des services écosystémiques rendus (ou non) par différentes parties du rivage (p. ex. filtration de polluants, habitat du poisson, etc.) et tenir compte de la nécessité de ces services pour atteindre les objectifs établis pour l'écosystème en fonction de l'étendue et de l'impact de divers ouvrages de durcissement du rivage. Il est toutefois difficile de mesurer les services écosystémiques rendus par les rives naturelles et les impacts du durcissement du rivage, car ils concernent de nombreux processus écologiques complexes et interdépendants qui opèrent à long terme (comme la filtration de polluants et le transport de sédiments), en plus d'effets plus immédiats et observables comme la perte d'habitat. En outre, la mesure dans laquelle les ouvrages de durcissement du rivage nuisent à divers services écosystémiques varie

selon le type, l'âge et la qualité de l'ouvrage. Les catégories actuelles de durcissement du rivage ne donnent qu'une estimation de son étendue et de son intensité sans tenir compte de la sensibilité de chaque lac au durcissement de son rivage. Elles rendent compte du fait qu'il existe déjà du durcissement du rivage des Grands Lacs et qu'il sera sans doute maintenu à l'avenir. L'évaluation de la tendance consiste à déterminer le changement relatif du pourcentage de rivage durci à plus de 40 %.

Aux fins du présent rapport, une valeur de référence indéterminée globale a été choisie pour l'évaluation à l'échelle du bassin en raison de l'absence d'un jeu de données normalisé pour plusieurs des lacs permettant une comparaison directe aux conditions de référence établies pour l'indicateur de durcissement du rivage des Grands Lacs du CÉÉGL Lorsqu'il existe des jeux de données mis à jour, ils ont tendance à avoir une portée géographique restreinte (c.-à-d. qu'ils ne couvrent pas tout le rivage d'un lac) ou ils présentent des problèmes de correspondance avec les catégories existantes d'indicateur de durcissement du rivage. Les conditions de référence, représentées dans le rapport sur l'indicateur de durcissement du rivage des Grands Lacs de 2009, sont présentées au tableau 1.

Il existe pour le lac Ontario un jeu de données complet qui peut être comparé aux conditions de référence déterminées d'après des données de 1997 de la NOAA et présentées dans un rapport antérieur du CÉÉGL. Les données mises à jour ont été produites en 2001 et en 2002 pour l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la Commission mixte internationale (CMI). L'ensemble du rivage, canadien autant qu'étatsunien, du lac Ontario a été classé selon la même méthode en fonction du type et de l'étendue du durcissement du rivage (voir Stewart, 2002), et les résultats sont résumés dans la base de données du Système de prévision des crues et de l'érosion (SPCE) (voir Baird, 2005). Comme ces données ont servi à modéliser les impacts des niveaux d'eau sur la durée de vie des ouvrages de protection des rives, elles présentent de petites lacunes qui rendent difficile toute comparaison directe avec les données de référence. En particulier, dans certains cas on n'a pas le pourcentage d'ouvrages de protection de très basse qualité parce qu'ils n'ont pas été inclus dans la modélisation des impacts des niveaux d'eau. Pour les comparaisons avec les données de la CÉÉGL, ces zones ont été placées dans la catégorie « non classé » même si elles comportent sans doute des ouvrages durcissant le rivage. Il faut aussi remarquer que les données de classification du rivage du lac Ontario mises à jour portent sur des segments délimités avec une plus grande résolution que les données des rapports antérieurs sur les Grands Lacs (données de référence). Les données mises à jour portent donc sur une plus grande étendue de rivage. Enfin, les données mises à jour estiment le pourcentage de durcissement du rivage sur des segments normalisés d'un kilomètre tout le long du rivage du lac, tandis que les données de référence portent sur des segments de longueur variable (habituellement plus grande).

Le tableau 2 montre la longueur de rivage du lac Ontario sur laquelle portent les données de référence et les données mises à jour (2001-2002) et le pourcentage de rivage dans chacune des catégories de durcissement. Les pourcentages dans les catégories protection modérée (rivage durci à 40-70 %) et protection majeure (durci à plus de 70 %) ont augmenté de 9,8 % et de 1,7 %, respectivement, tandis que le pourcentage dans les catégories protection mineure (durci à 15-40 %) et aucune protection (durci à moins de 15 %) a diminué de 12,8 % et se range dans la catégorie médiocre selon les valeurs de référence établies plus haut. Ainsi, il y aurait eu une hausse du durcissement du rivage depuis la collecte des données de référence à la fin des années 1980 et donc une tendance à la détérioration de l'indicateur. Toutefois, comme la longueur totale du rivage effectivement caractérisé a augmenté en raison de la plus grande résolution spatiale des données mises à jour, on ignore si le changement observé traduit une augmentation réelle ou une différence dans les méthodes d'obtention des données. La figure 1 présente deux cartes de classification du rivage du lac Ontario, une pour les données de référence et l'autre pour les données mises à jour.

Liens

Le durcissement du rivage peut entraîner la perte d'habitat, une érosion accrue des rives adjacentes à l'ouvrage, une dégradation de la qualité de l'eau et la perturbation de processus riverains naturels, notamment la réduction du transport de sédiments le long de la rive.

Gestion – défis et possibilités

En général, on construit des ouvrages de durcissement du rivage pour stabiliser celui-ci ou protéger une infrastructure existante ou prévue contre l'érosion et les inondations. Les hautes eaux passées ont entraîné une demande accrue pour des ouvrages de durcissement du rivage, lesquels sont souvent construits au cas par cas sans tenir compte des conséquences écologiques possibles ou des impacts sur les propriétés riveraines adjacentes. Les effets écologiques ne sont pas seulement difficiles à quantifier sur le plan économique, mais ils sont aussi difficiles à observer sans une compréhension du transport des sédiments le long des rives. Il est essentiel que la population soit sensibilisée pour que de sages décisions soient prises en ce qui concerne la gérance de l'écosystème du bassin des Grands Lacs, et il faut de meilleurs outils pour communiquer des renseignements intelligibles à la population.

Il est possible de déterminer quelles fonctions du rivage doivent être maintenues et, là où l'on juge nécessaire de durcir le rivage, de construire des ouvrages compatibles avec les fonctions écosystémiques et la fonction de transport de sédiments. On peut aussi modifier des ouvrages existants pour améliorer certaines fonctions écosystémiques, ou même enlever certains ouvrages s'il y a d'autres façons de réduire les vulnérabilités (p. ex. déplacer une infrastructure vulnérable loin d'une rive qui s'érode).

Commentaires de l'auteur

La comparaison directe entre les données initiales (données de référence) sur le durcissement du rivage du lac Ontario et les données récentes est incertaine. En particulier, la classification du rivage a porté sur des segments de rivage établis de façon différente pour les deux jeux de données : dans le jeu de données initiales, les segments de rivage étaient de longueur variable, tandis que les données récentes ont été obtenues sur des segments d'une longueur fixe d'un kilomètre. Il est donc possible que l'importante hausse du pourcentage de rivage fortement durci, par rapport aux données initiales, traduise la réduction générale de la longueur des segments plutôt qu'une réelle augmentation du durcissement du rivage. En outre, la longueur totale du rivage caractérisé n'est pas la même pour les deux jeux de données en raison de la cartographie de base utilisée pour la classification du rivage : les données récentes portent sur des segments de rivage délimités avec une plus grande résolution, lesquels comprennent certaines échancrures du rivage qui n'étaient peut-être pas décrites par les données de référence à résolution moyenne. Comme l'indicateur est axé sur les différences relatives dans les pourcentages du rivage se rangeant dans les diverses catégories, il est encore possible de faire des comparaisons. Il faut toutefois reconnaître que toute comparaison directe entre les deux jeux de données est très incertaine si ceux-ci ne portent pas sur des segments de même longueur. Enfin, dans le jeu de données de référence, la transition entre les catégories de pourcentages de protection n'est pas clairement définie. Par exemple, un segment de rivage durci à 70 % pourrait se classer dans la catégorie 40 à 70 % ou dans la catégorie 70 à 100 %. Les transitions entre les catégories ont été plus clairement définies pour le jeu de données mises à jour.

De futures mises à jour de l'indicateur de durcissement du rivage sont possibles, car il existe de nouvelles photos aériennes de haute résolution pour une grande partie du rivage des Grands Lacs, et on a récemment obtenu des images obliques ou on prévoit en obtenir pour une bonne partie du rivage étatsunien des Grands Lacs. Ces données permettront d'utiliser la délimitation actuelle des segments et de mettre à jour le pourcentage de durcissement du rivage. Tout travail de mise à jour des données existantes doit utiliser une méthode de classification semblable à celle utilisée antérieurement (c.-à-d. celle utilisée pour les données mises à jour sur le rivage du lac Ontario) et une délimitation normalisée des segments de rivage.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.		X				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.		X				

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
3. La source des données est connue, fiable et respectée.		X				
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.			X			
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.			X			

Notes explicatives :

1. Il existe de la documentation rédigée dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la CMI (voir Stewart, 2002). La classification a été réalisée par des fournisseurs privés qui possédaient une vaste expérience des procédures de classification de rivages. Toutefois, il n'y a pas de méthode de validation officielle pour ce type de classification.
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.
3. La classification a été réalisée par des fournisseurs privés qui possédaient une vaste expérience des procédures de classification de rivages.
4. Les données mises à jour ne portent que sur le lac Ontario et ne peuvent donc pas être utilisées pour des évaluations à la grandeur du bassin des Grands Lacs.
5. La procédure de détermination des rives durcies a été appliquée de façon uniforme sur les rivages canadien et étatsunien du lac Ontario. Toutefois la détermination du durcissement du rivage dépendait de l'imagerie et des données dont l'âge et la résolution variaient le long du rivage (voir Stewart, 2002). L'âge et la précision des images des segments de rivage ne sont pas précisés.
6. Comme il a déjà été mentionné, les différences dans la longueur des segments de rivage du lac Ontario et les détails de leur délimitation entre les données de référence et les données mises à jour donnent lieu à de l'incertitude quant à l'analyse de la situation générale et des tendances du durcissement du rivage.

Remerciements

Auteur : Mike Shantz, Environnement Canada, Burlington (Ontario). (2011)

Sources d'information

Baird. 2005. *Final Flood and Erosion Prediction System Database*. Prepared for the Coastal Zone Technical Working Group of the International Joint Commissions International Lake Ontario – St. Lawrence River Study. (Base de données MS Access)

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 1997. *Great Lakes and St. Lawrence River Medium Resolution Vector Shoreline Data*. (jeu de données SIG)

Province of Ontario. 2001. *Understanding Natural Hazards.* Ministry of Natural Resources. Queen's Printer for Ontario.

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*. Prepared for the Coastal Zone Technical Working Group of the International Joint Commissions International Lake Ontario – St. Lawrence River Study.

Liste des tableaux

Tableau 1. Classification de référence du rivage des Grands Lacs et de leurs voies interlacustres selon son pourcentage de durcissement, laquelle a été utilisée pour l'évaluation faite en 2012 d'après les données présentées dans le rapport 2009 de la CÉÉGL sur cet indicateur.

Source : National Oceanic and Atmospheric Administration (1997)

Tableau 2. Comparaison entre la classification de référence et la classification mise à jour (2001-2002) du rivage du lac Ontario selon son pourcentage de durcissement.

Sources : Données de référence de la CÉÉGL provenant de la National Oceanic and Atmospheric Administration

(1997) et données mises à jour pour le lac Ontario tirées de Stewart (2002) et de Baird (2005).

Liste des figures

Figure 1. Cartes de la classification de référence du rivage du lac Ontario selon son pourcentage de durcissement et de la classification mise à jour (2001-2002).
Sources : Données de référence de la CÉÉGL provenant de la National Oceanic and Atmospheric Administration (1997) et données mises à jour pour le lac Ontario tirées de Stewart (2002) et de Baird (2005).

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

Plan d'eau	Protection majeure (%) (protégé à > 70 %)	Protection modérée (%) (protégé à 40-70 %)	Protection mineure (%) (protégé à 15-40 %)	Aucune protection (%) (protégé à < 15 %)	Protection non structurale (%)	Non classé (%)	Longueur totale du rivage (km)
Lac Supérieur	3,1	1,1	3	89,4	0,03	3,4	5080
Rivière St. Marys	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	2713
Lac Huron	1,5	1,0	4,5	91,6	1,1	0,3	6366
Rivière Sainte-Claire	69,3	24,9	2,1	3,6	0,0	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	8,0	22,2	0,0	0,0	244
Lac Érié	20,4	11,3	16,9	49,1	1,9	0,4	1608
Rivière Niagara	44,3	8,8	16,7	29,3	0,0	0,9	184
Lac Ontario	10,2	6,3	18,6	57,2	0,0	6,2	1772
Fleuve Saint-Laurent	12,6	9,3	17,2	54,7	0,0	6,2	2571

Tableau 1. Classification de référence du rivage des Grands Lacs et de leurs voies interlacustres selon son pourcentage de durcissement, laquelle a été utilisée pour l'évaluation faite en 2011 d'après les données présentées dans le rapport 2009 de la CÉÉGL sur cet indicateur.
Source : National Oceanic and Atmospheric Administration (1997)

	Classification de référence du CÉÉGL	Classification mise à jour pour le lac Ontario
Longueur totale des rives classées (km)	1772,0	2444,3
1. Protection majeure (%) **(protégé à plus de 70 %)**	10,2	20,0
2. Protection modérée (%) **(protégé à 40-70 %)**	6,3	8,0
3. Protection mineure (%) **(protégé à 15-40 %)**	18,6	5,7
4. Aucune protection (%) **(protégé à moins de 15 %)**	57,2	57,3
5. Protection non structurale (%)	0,0	0,1
6. Non classé (%)	6,2	8,8

Tableau 2. Comparaison entre la classification de référence et la classification mise à jour (2001-2002) du rivage du lac Ontario selon son pourcentage de durcissement.
Sources : Données de référence de la CÉÉGL provenant de la National Oceanic and Atmospheric Administration (1997) et données mises à jour pour le lac Ontario tirées de Stewart (2002) et de Baird (2005).

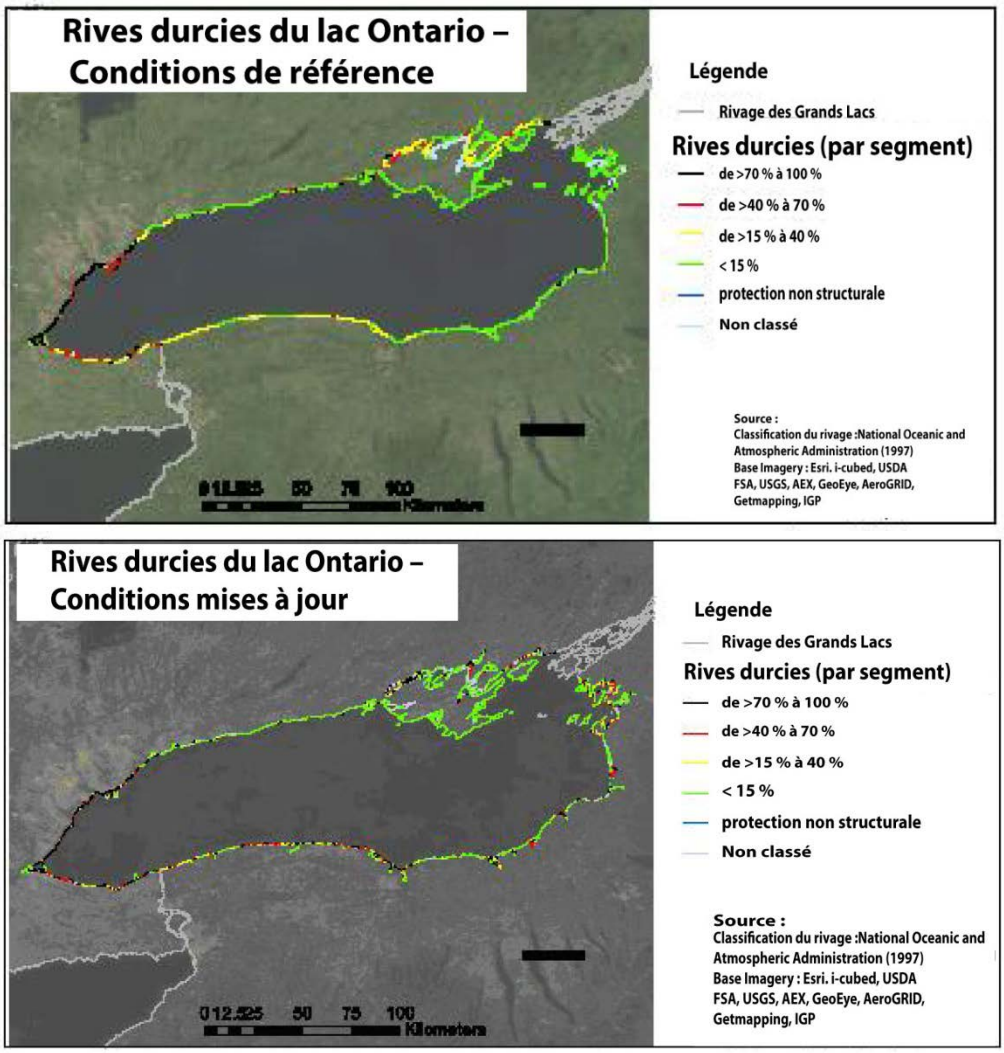


Figure 1. Cartes de la classification de référence du rivage du lac Ontario selon son pourcentage de durcissement et de la classification mise à jour (2001-2002).
Sources : Données de référence de la CÉÉGL provenant de la National Oceanic and Atmospheric Administration (1997) et données mises à jour pour le lac Ontario tirées de Stewart (2002) et de Baird (2005).

Efflorescences algales toxiques

Évaluation globale

État : **De passable à médiocre**

Tendance : **De inchangé à se détériore**

Justification : **Dans l'ensemble, la faible quantité de données dont nous disposons et l'absence de programmes de surveillance systématique nous empêchent de mener une évaluation quantitative rigoureuse des conditions et des tendances qu'affichent les efflorescences algales toxiques dans les Grands Lacs. Toutefois, les données existantes et des observations empiriques donnent à penser que les zones côtières et extracôtières sont distinctes et, ainsi, doivent faire l'objet d'évaluations séparées. L'état du secteur supérieur des Grands Lacs est généralement bon dans les eaux du large plus profondes. Les tendances vont de inchangé à se détériore dans les bassins peu profonds et les zones côtières, notamment pour les lacs du secteur inférieur (Érié et Ontario) qui connaissent de fréquentes poussées d'algues toxiques et nuisibles (algues planctoniques et fixées).**

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon

Tendance : Inchangé ou indéterminé

Justification : On ne dispose que de très peu de données quantitatives à jour sur les efflorescences algales toxiques dans le lac Supérieur. On n'a pas documenté récemment la présence de poussées graves d'algues toxiques dans ce lac et, dans les cas où elle a été évaluée, la biomasse cyanobactérienne est demeurée la plupart du temps à de faibles niveaux. On peut observer localement une dégradation occasionnelle, à proximité des aménagements riverains.

Lac Michigan

État : Passable

Tendance : Inchangé ou se détériore

Justification : De façon générale, les eaux du large sont en bon état, mais des efflorescences de cyanobactéries sont observées dans certaines régions côtières, dans des échancrures eutrophes comme la baie de Green Bay ou la baie de Muskegon et dans bon nombre d'embouchures de cours d'eau le long de la côte est. *Cladophora*, une algue qui prolifère sur le littoral et salit les plages, constitue une source de bactéries qui contaminent les plages et l'eau souterraine. La flore bactérienne piégée durant la croissance de l'algue représente un substrat pour une activité bactérienne subséquente au moment où elle se décompose.

Lac Huron

État : Passable

Tendance : Inchangé (zone extracôtière), se détériore (certaines régions côtières)

Justification : La plus grande partie du lac Huron est oligotrophe, mais l'on observe des efflorescences d'algues potentiellement toxiques dans certaines zones côtières, notamment la baie de Saginaw et la baie Sturgeon où l'on constate des poussées planctoniques estivales toxiques de *Anabaena* et *Microcystis aeruginosa*.

Lac Érié

État : De passable à médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : Le lac Érié est le plus fortement touché par des efflorescences algales toxiques planctoniques, particulièrement au cours des deux dernières années, où des images satellitaires d'efflorescences

de surface étendues de *Microcystis* et d'autres espèces d'algues toxiques ont été affichées sur de nombreux sites Web (p. ex. celui de la National Oceanic and Atmospheric Administration). Les efflorescences algales toxiques et nuisibles (*Microcystis; également Anabaena, Planktothrix et Aphanizomenon*), qui tirent souvent leur origine au sud-ouest (baie de Maumee et baie de Sandusky) suscitent des préoccupations particulières dans le bassin ouest, et on laisse entendre que le mois d'octobre 2011 a vu l'une des proliférations d'algues toxiques planctoniques les plus graves de l'histoire des Grands Lacs, une prolifération qui a recouvert la plus grande partie des bassins ouest et du centre. Certains secteurs du bassin ouest connaissent également des proliférations importantes de cyanobactéries *Lyngbya wollei*, une algue nuisible benthique. Le bassin du centre du lac Érié connaît également de fortes poussées d'algues toxiques planctoniques, notamment près de la ville de Cleveland, où elles peuvent s'étendre sur des distances importantes le long des côtes ou en direction du nord vers les eaux du large. Au cours des dernières années, elles ont été observées le long de la côte nord, entre Pointe-Pelée et Port Stanley ou plus loin vers l'est. Dans le bassin est, les eaux du large sont de très bonne qualité et connaissent très peu de poussées planctoniques. Toutefois, on a observé des poussées planctoniques imprévisibles, mais importantes, dans les zones côtières de ce bassin, notamment près d'Érié et de la pointe Long. Cependant, bon nombre de zones côtières du bassin est affichent des dégradations importantes dues à des lits de *Cladophora* fixée, malgré de faibles teneurs ambiantes en éléments nutritifs.

Lac Ontario

État : Passable

Tendance : Se détériore (certaines zones côtières); s'améliore/inchangé (zones extracôtières)

Justification : Les eaux du large sont, de façon générale, en bon état. Toutefois, des efflorescences de cyanobactéries et des dégradations connexes (présence de toxines, altération du goût et de l'odeur) sont observées chaque année dans certaines zones côtières, notamment la baie de Quinte, la baie Sodus, l'échancrure Rochester, le port de Hamilton et la région du grand Toronto, causant l'émission d'avis publics et la fermeture de plages dans certaines de ces zones. Dans bon nombre de zones côtières, la présence de lits denses de *Cladophora* fixée a causé des fermetures de plages à vaste échelle, des altérations de la propreté des plages et d'autres problèmes.

Objectif

- Évaluer les dommages potentiels causés par les efflorescences algales planctoniques ou benthiques/fixées chez les humains, d'autres organismes ou les écosystèmes.

Objectif pour l'écosystème

Les eaux doivent être potables (plus de 25 millions de personnes reçoivent leur eau potable des Grands Lacs) et pouvoir être utilisées à des fins récréatives. Elles doivent également être pratiquement exemptes de produits toxiques ou de cyanobactéries ou algues nocives en concentrations élevées qui peuvent nuire à la santé humaine, animale ou des écosystèmes ou avoir d'autres effets dommageables. Tandis que les cyanobactéries produisent une grande variété de toxines, les microcystines hépatotoxiques font partie des cyanotoxines les plus communes et les plus persistantes observées dans les Grands Lacs. Elles sont généralement produites par l'une des nombreuses espèces *Microcystis*, *Anabaena* ou *Planktothrix*. D'autres toxines cyanobactériennes, comme l'anatoxine-a, ont été observées dans des échancrures. Toutefois, leur occurrence est rare, de sorte que l'indicateur repose sur une classe unique de toxines, les microcystines hépatotoxiques. Cependant, on se préoccupe aussi de cas de proliférations non toxiques. On a observé récemment des proliférations hivernales de la diatomée *Aulacoseira*, qui pourraient contribuer aux anoxies estivales graves que l'on enregistre dans le bassin du centre. Des cyanobactéries benthiques/du littoral comme *Lyngbya* ou des algues eucaryotes, notamment *Cladophora* et *Spirogyra*, se répartissent sur une vaste zone côtière et représentent un type de menace différent pour l'écosystème. Toutefois, certaines des causes fondamentales des efflorescences algales toxiques benthiques (concentrations élevées d'éléments nutritifs) sont semblables aux causes fondamentales des efflorescences algales toxiques pélagiques. Des mesures métriques combinées nous permettent de surveiller les

changements qui pourraient toucher ces deux grands types d'efflorescences.

État de l'écosystème

Contexte

La prolifération de cyanobactéries ou d'algues* toxiques est un enjeu mondial dans les eaux eutrophes qui subissent d'importants troubles liés à une charge élevée en éléments nutritifs d'origine anthropique ou naturelle (p. ex. Hallegraeff, 1993). Les efflorescences algales toxiques sont différentes des efflorescences algales non toxiques par leur impact qualitatif et les menaces qu'elles font peser sur : i) la qualité de l'eau, le biote ou les caractéristiques physico-chimiques; ii) les risques pour la santé qui découlent de la présence de toxines ou d'une activité microbienne soutenue; iii) les qualités esthétiques et récréatives (Pearl, 1988). Avant que l'on ne prenne des mesures correctives, à la fin des années 1970, les efflorescences algales toxiques étaient un problème majeur dans bon nombre de zones côtières et extracôtières des Grands Lacs (p. ex. Watslon et Boyer, 2008) et suscitaient des préoccupations quant à l'aspect esthétique, le goût et l'odeur, la structure du réseau trophique, l'altération de la propreté des plages, l'encrassement des prises d'eau et les impacts économiques. Des mesures correctives prises à l'échelle du lac, qui ont été lancées dans les années 1980, étaient principalement ciblées sur la réduction de la charge en éléments nutritifs de source ponctuelle. Elles ont réussi à atténuer bon nombre de problèmes liés aux efflorescences algales toxiques, les progrès accomplis étant, pour une bonne part, estimés en fonction des cibles que sont la réduction du phosphore total (TP) et la réduction de la chlorophylle a (chl-a). On a observé récemment des résurgences d'efflorescences algales dans les lacs, qui suscitent de nouvelles préoccupations quant à leur potentiel de production de toxines*. En vertu des pratiques de gestion actuelles, nous continuons de cibler la chlorophylle a planctonique (de subsurface) comme mesure de la biomasse algale totale et de la productivité, une mesure qui est souvent d'une faible utilité pour ces phénomènes.

(Remarques - *Dans le présent contexte, le terme algue peut renvoyer aux taxons des algues eucaryotes et aux cyanobactéries ; **Dans les années 1970, les toxines n'étaient pas reconnues comme une menace pour les Grands Lacs, mais nous disposons de peu de données historiques sur leur occurrence avant leur observation dans le lac Érié au milieu des années 1990 (Brittain *et al*., 2000). Cette perception d'une toxicité plus élevée repose davantage sur des données empiriques, et les rapports peuvent être biaisés du fait d'une sensibilisation accrue du public, des progrès enregistrés dans les techniques d'analyse et du renforcement de la surveillance.

L'effort est principalement concentré sur les efflorescences algales toxiques visibles de cyanobactéries toxiques planctoniques, mais les poussées peuvent également être le fait de *Cladophora* et d'autres macroalgues benthiques/du littoral. Ce matériel biologique benthique, de même que les poussées planctoniques, ont affiché une résurgence apparente, notamment dans les Grands Lacs inférieurs. Comme ces phénomènes sont souvent de nature épisodique et affichent une gravité et une couverture spatiale qui varient d'une saison à l'autre et d'une année à l'autre, il est difficile de mettre en œuvre des programmes de recherche, de surveillance et de gestion appropriés, particulièrement dans des étendues d'eau vastes et complexes comme les Grands Lacs où l'échantillonnage est souvent soumis aux aléas des conditions météorologiques et de l'accès des navires. Les efflorescences peuvent ne pas être limitées aux lacs eux-mêmes. On a déjà observé leur présence dans de grandes échancrures, des tributaires et des chenaux de connexion.

Dans les Grands Lacs, la plupart des efflorescences algales sont observées dans les zones côtières, qui sont les plus sujettes aux enjeux liés aux aménagements riverains, à un plus grand apport d'éléments nutritifs et, dans une certaine mesure, à la vigilance accrue du public. La superficie des zones côtières varie d'environ 1 à 10 % dans le lac Supérieur à 60 à 90 % dans le lac Érié, comme le font l'incidence de facteurs physiques et climatiques (écoulements, érosion, formation d'une barrière thermique, remontées/descentes d'eau, courants circulant le long des côtes, à proximité de celles-ci ou au large, profils de circulation, apports d'eau de surface/souterraine, régulation du niveau des lacs, formation de glace, etc.). En conséquence, les zones côtières sont très dynamiques, et l'on observe une variance spatio-temporelle importante dans les zones qui soutiennent les communautés littorales et planctoniques ainsi que l'échange de matériel entre les zones extracôtières et côtières.

Dans les Grands Lacs, les efflorescences algales toxiques sont causées par diverses espèces. Les troubles les plus importants des services écosystémiques sont les suivants : i) métabolites nocifs/toxiques (odeur, toxines); altération de la propreté des plages et encrassement des prises d'eau et des filets de pêche; iii) impacts sur les aspects esthétiques et économiques, y compris les fermetures de plages; vi) modification du renouvellement des éléments nutritifs et séquestration ou translocation des éléments nutritifs (par l'intermédiaire de la fraction fixée aux cellules); vii) augmentation de l'activité bactérienne; viii) effets négatifs sur l'intégrité du réseau trophique. Fait important, leur apparence varie souvent selon la région côtière, un phénomène que les cibles actuelles des plans d'aménagement panlacustres ne reflètent pas adéquatement - c.-à-d. les teneurs en éléments nutritifs et en chlorophylle a dans les eaux du large.

Principaux aspects des efflorescences algales toxiques

Ces aspects sont résumés de façon détaillée dans Watson et Boyer (2008), mais certains éléments clés sont présentés ci-après.

- Les efflorescences algales toxiques ont un impact économique important. Les estimations annuelles varient, mais atteignent jusqu'à 4,6 milliards de dollars (US) par année si l'on tient compte de la surveillance, des pêches, du tourisme, de la santé publique et de la publication d'avis publics, des pertes de revenus et de la valeur foncière.
- Les efflorescences algales toxiques ne sont pas toutes causées par des cyanobactéries et ne prennent pas toutes un aspect de peinture verte ou de soupe aux pois verts. Elles sont causées par de nombreuses espèces, et leur couleur va du vert au rouge ou au brun.
- Les efflorescences algales ne forment pas toujours d'écume de surface, et peuvent être difficiles à identifier ou à prévoir. Certaines efflorescences sont mélangées dans la colonne d'eau, croissent dans les couches d'eau profonde, sous la glace ou comme matériel biologique benthique/fixé.
- Les cyanobactéries produisent bon nombre de toxines, qui sont classées en trois grandes catégories en fonction de leur activité : les toxines du foie (hépatotoxines), les neurotoxines et les irritants cutanés. Ces toxines affichent des propriétés chimiques, une stabilité et une toxicité très variables. Les microcystines (une hépatotoxine qui est également cancérogène) sont les plus stables et les plus communément observées dans les Grands Lacs. Elles peuvent persister dans la colonne d'eau après que les algues ayant proliféré sont mortes et que l'efflorescence a disparu.
- Il existe ou pas de liens entre les toxines, les problèmes de goût et d'odeur, les efflorescences visibles, les cyanobactéries et la biomasse algale, ainsi que l'abondance de la chlorophylle a. Les toxines sont sans odeur et sans couleur, et la relation entre leur apparition et les composés qui causent les problèmes de goût et d'odeur est souvent très ténue. Les deux classes de composés résultent de mécanismes biochimiques distincts. Ils sont produits par un certain nombre de genres et de cellules différents, et l'on observe communément des variations propres à une espèce donnée.
- Les efflorescences sont difficiles à définir, à mesurer et à prévoir.
- Elles peuvent afficher des changements rapides quant à leur emplacement spatial et leur abondance.
- Dans des conditions calmes (ou durant la nuit), les cyanobactéries qui régulent leur flottabilité peuvent flotter à la surface et être transportées sur de longues distances sous l'action du vent et des vagues. Elles peuvent être rejetées sur la côte, créant des amas à très haute teneur en toxines le long des plages.
- Des variations dans les méthodes d'analyse et d'échantillonnage peuvent se traduire par des incohérences dans les teneurs observées de ces composés.
- Les mesures de la fluorescence, les dénombrements cellulaires et d'autres mesures de l'abondance (p. ex. moléculaires, biochimiques) ne sont souvent que faiblement corrélés entre eux et avec la biomasse cellulaire réelle en raison d'une forte variance du contenu pigmentaire, de la photoacclimatation et de la composition cellulaire. L'identification taxonomique des nombreuses espèces responsables des efflorescences peut se révéler complexe, ce qui entraîne des écarts entre les analystes.

Renseignements supplémentaires

Le terme d'« efflorescence algale » permet de décrire de façon qualitative un accroissement visible de densités d'algues/de cyanobactéries flottantes ou fixées, qui se manifeste souvent par de l'écume, la présence de matériel biologique ou une certaine couleur de l'eau. Les efflorescences algales toxiques se distinguent par leurs effets socioéconomiques ou écologiques néfastes, et peuvent être causées par des espèces d'algues ou de cyanobactéries qui appartiennent à plusieurs groupes taxonomiques d'importance. Les plus préoccupantes sont les proliférations de cyanobactéries, qui causent des efflorescences toxiques et qui sont dues à un sous-ensemble d'espèces de cyanobactéries ayant la capacité de produire une ou plusieurs toxines (neurotoxine, hépatotoxine ou dermatotoxine). Elles constituent à l'heure actuelle la seule source connue de toxines algales dans les eaux intérieures qui affecte directement les humains. Les effets néfastes sur la santé des accumulations d'algues benthiques sur le littoral sont plus difficiles à quantifier, mais peuvent se traduire par des dommages socioéconomiques et écologiques (tableau 1).

Grands Lacs : État de la situation actuelle concernant les efflorescences algales toxiques

Toxines : Les toxines les plus communément observées dans les Grands Lacs et dans d'autres étendues d'eau sont les microcystines qui sont produites par de nombreuses espèces de cyanobactéries, dont certaines, comme. *Microcystis Anabaena* et *Planktothrix* spp.) prolifèrent dans les lacs (p. ex., Boyer, 2007). Dans les lacs Ontario et Érié, on a décelé la présence d'anatoxine-a et de saxitoxines, à des concentrations élevée et faible, respectivement (Boyer, 2007). Tandis que *Cylindrospermopsis* est présente dans les Grands Lacs et dans les bassins hydrographiques voisins, la présence de la toxine cylindrospermopsine, qui était précédemment associée à ce genre, n'a pas été confirmée dans ces étendues d'eau. L'analyse de nombreux échantillons prélevés dans les Grands Lacs n'a pas permis de révéler des niveaux détectables de β-méthylamino-l-alanine (BMAA), une toxine qui commence à susciter des préoccupations dans certaines zones. Le problème de la BMAA et de son lien éventuel avec la maladie d'Alzheimer continue de faire débat. Nous ne disposons d'aucune donnée sur la présence de lipopolysaccharides (LPS), qui sont produites par toutes les cyanobactéries et que l'on soupçonne généralement de causer des gastroentérites, des irritations cutanées/oculaires, le rhume des foins, de l'asthme et la formation de cloques (bien que cela puisse faire débat, p. ex. Stewart *et al*., 2006).

Les problèmes de goût et d'odeur sont répandus dans les Grands Lacs. Ils sont le plus communément causés par des composés organiques volatils (géosmine, 2-méthylisobornéol, cyclocitral et sulfure biogénique) qui sont libérés durant la croissance et la décomposition de cyanobactéries, de bactéries et d'algues planctoniques et benthiques. Ces composés n'ont pas d'incidence connue sur la santé humaine, mais peuvent alarmer les consommateurs, engendrer des coûts pour leur traitement et avoir des répercussions économiques; ils fonctionnent également comme signaux chimiques puissants dans le réseau trophique (p. ex., Watson *et al.*, 2008a, Watson, 2003).

Autres enjeux, comme les efflorescences algales toxiques benthiques (*Cladophora*, *Lyngbya*, *Chara*). Malgré la réduction significative de ces phénomènes dans les années 1980 et 1990, on a observé une résurgence de ce problème qui est maintenant répandu dans les Grands Lacs inférieurs, notamment dans les zones touchées par un apport diffus d'éléments nutritifs sur les côtes ou dans les tributaires et colonisées par les moules zébrées. Le lien entre ces facteurs de croissance et de biomasse est toutefois obscurci par la nature physique dynamique de la zone côtière, l'altération de la propreté et les difficultés rencontrées au moment de l'échantillonnage.

Grands Lacs : État de la situation actuelle concernant les efflorescences algales toxiques dans chaque lac

Comme on l'a mentionné précédemment, nous ne disposons pas de données à long terme ou de programme rigoureux de surveillance pour la plupart des lacs; en conséquence, seule une évaluation qualitative de l'état actuel de chaque lac est possible.

Lac Supérieur - Nous ne disposons que de très peu de données quantitatives à jour sur les efflorescences algales toxiques dans le lac Supérieur. À notre connaissance, aucune prolifération grave d'algues toxiques n'a été récemment documentée pour ce lac. La biomasse algale, particulièrement en ce qui concerne les espèces de cyanobactéries potentiellement toxiques, demeure en grande partie à de faibles niveaux, bien que l'on puisse observer des

dégradations locales à proximité d'aménagements riverains. Des poussées localisées, à faible toxicité, ont été observées dans les chenaux de connexion à travers la péninsule de Keweenaw.

Lac Michigan - Des proliférations de cyanobactéries sont observées dans certaines régions côtières, dans des échancrures eutrophes comme la baie de Green Bay ou la baie de Muskegon ou, encore, dans bon nombre des embouchures de rivières qui se trouvent le long de la rive est du lac Michigan. *Cladophora*, en altérant la propreté des rives et des plages, représente une source de contamination bactérienne des plages et des eaux souterraines, piégeant la flore bactérienne durant sa croissance et offrant un substrat pour une activité bactérienne subséquente durant sa décomposition.

Lac Huron - La plus grande partie du lac Huron est oligotrophe, mais l'on observe des proliférations d'algues potentiellement toxiques dans certaines zones côtières, notamment la baie de Saginaw, où se produisent des poussées toxiques estivales de *Microcystis aeruginosa*. Ces efflorescences semblent être génétiquement distinctes, avec une capacité de production de microcystines supérieure à celle des populations de *M. aeruginosa* qui causent des efflorescences algales toxiques dans l'ouest du lac Érié (Dyble *et al.*, 2008). Les plus hauts taux de toxines sont enregistrés dans les régions où les eaux sont peu profondes et affichent des concentrations en phosphore total élevées. Des efflorescences ont été observées dans la baie Sturgeon en 2006-2007, mais aucune donnée plus récente n'est disponible (Diep *et al*., 2006). Récemment, les plaintes relatives à l'encrassement des filets de pêche par des chlorophytes fixées (*Spirogyra cf circumlineata*, *Stigeoclonium*; Watson et Milne, données non publiées) ont augmenté en nombre. La présence de matériel biologique provenant de la décomposition de macroalgues vertes sur les plages a de plus en plus d'incidence négative sur les qualités esthétiques, récréatives et touristiques de certaines rives, notamment celle de Saginauw et, plus récemment, au sud-est., des détériorations qui sont largement causées par la *Cladophora* et la *Chara*, respectivement. On détecte également des indicateurs de pollution fécale humaine (*E. coli*, *Enterococcus*) et l'on recueille des preuves d'un taux de survie différent de ces indicateurs dans les matières échouées et dans les lits de la macroalgue *in situ* (plan d'action de 2008-2010 du Partenariat binational du lac Huron). La *Cladophora* est plus clairement associée à des rejets soupçonnés d'éléments nutritifs, tandis que la *Chara* semble plus répandue et non clairement liée à des apports locaux (Howell *et al*., 2005).

Lac Sainte-Claire - L'état de la rivière Sainte-Claire/lac Sainte-Claire/rivière Détroit est passable. Les rapports et relevés récents, de même que les niveaux généralement faibles de chlorophylle a (~3-5 ug/L) ne permettent pas de désigner la présence d'efflorescences algales comme problématique dans la plus grande partie du Lac Sainte-Claire (Rapport technique sur le Plan de gestion du bassin canadien du lac Sainte-Claire; Watson, données non publiées). Cependant, des images satellitaires récentes et des données empiriques indiquent la présence d'efflorescences dans le secteur sud-est du lac Sainte-Claire, près de l'embouchure de la rivière Thames. On a également observé la présence de *Lyngbya* dans les zones côtières ouest, où elle est associée à des peuplements de macrophytes, ainsi que dans la rivière Détroit (chenal Trenton) (Watson, données non publiées).

Lac Érié - Le lac Érié est le plus fortement touché par des efflorescences algales toxiques planctoniques, particulièrement au cours des deux dernières années, où des images satellitaires d'efflorescences de surface étendues de *Microcystis* et d'autres espèces d'algues toxiques ont été affichées sur de nombreux sites Web (p. ex. celui de la National Oceanic and Atmospheric Administration). Les efflorescences algales toxiques et leurs causes suscitent des préoccupations particulières et ont été l'objet de plusieurs études récentes (p. ex. MERHAB-LGL; Stumpf *et al.*, 2012).

Tendance générale : Dans l'ensemble, les données indiquent une détérioration apparente et des changements dans les régimes physiques/chimiques/biologiques externes/internes - notamment dans le bassin ouest du lac Érié. Il n'est pas facile d'évaluer ces changements à l'aide des méthodes et mesures de surveillance dont nous disposons actuellement, notamment lorsque l'on prend en considération les moyennes de la chlorophylle a dans l'ensemble du bassin ou la chlorophylle a de surface (l m) (Ghadouani et Smith, 2005). Les études donnent à penser qu'il y aurait une élévation de la gravité des efflorescences dans le bassin ouest et dans certaines zones côtières de la rive nord (Pointe-Pelée, baie Rondeau, pointe Long) et un déclin de la chlorophylle a globale et de la biomasse des espèces totales/dans les

zones eutrophes des régions extracôtières des bassins est et du centre. Les populations de cyanobactéries, avant la prise de mesures d'assainissement, étaient dominées par les espèces fixatrices d'azote (*Aphanizomenon*, *Anabaena*), tandis que bon nombre des efflorescences récentes étaient principalement le fait d'espèces non fixatrices d'azote, notamment *Microcystis* et *Planktothrix* spp., ce qui pourrait indiquer un changement dans l'apport d'éléments nutritifs ou dans l'activité des moules zébrées. Néanmoins, des efflorescences importantes de populations fixatrices d'azote de *Anabaena* (voir *lemmermanni*) sont observées dans les bassins ouest et est (Watson, données non publiées).

Des efflorescences d'une superficie considérable (> 20 km^2) ont été observées dans le bassin ouest du lac Érié, près des rivières Maumee et Sandusky (p. ex. Rinto-Kanto *et al.*, 2005; Stumpf *et al.*, 2012). Les toxines de cyanobactéries les plus communément mesurées dans le lac Érié sont les microcystines. Des données recueillies entre 2000 et 2004 ont permis de mesurer un vaste éventail de concentrations de microcystines, s'échelonnant du seuil de détection (en 2002) à plus de 20 µg/L (en 2003). La toxicité n'était pas limitée au bassin ouest en 2003. Les concentrations de microcystines les plus élevées ont été mesurées entre la rivière Maumee, la baie de la pointe Long et le port de Sandusky. Des neurotoxines (anatoxine-a, néosaxitoxine) à une concentration très près de leur seuil de détection ont été observées dans les eaux libres du lac. Les échantillons prélevés dans le lac entre 2003 et 2008 ont montré que la plus grande proportion des échantillons (72 à 77 %) comportant des niveaux de microcystine détectables étaient collectés dans le bassin ouest (figure 1), bien que seuls 5 % d'entre eux affichaient des niveaux supérieurs à 1µg/L.

Les toxines ne sont pas toujours produites par les mêmes espèces, par les taxons dominants ou de façon régulière. Les proliférations de *Microcystis* dans la rivière Maumee ont affiché une variance de 5 à 100 % du potentiel génétique de production de microcystines. Une étude moléculaire récente a montré que les efflorescences observées en amont dans la rivière Maumee ne sont pas sources de *Microcystis* spp. toxiques dans le bassin ouest du lac Érié, mais les deux populations se développent de façon indépendante (Kutovaya *et al.*, 2010). En réalité, le *Planktothrix* peut être la source la plus importante de microcystines dans la baie de Maumee et le port de Sandusky, où les populations de cyanobactéries sont dominées par des organismes qui ne produisent pas de toxines (p. ex. *Aphanizomenon*, *Anabaena*; Rinto-Kanto *et al.*, 2005; Boyer, 2007). La plupart des dégradations se produisent sur les côtes et les plages, et peuvent se manifester par la mortalité de poissons et d'oiseaux. On n'a pas décelé de lyngbyatoxines (inflammatoire/vésiculaire et agent promoteur de tumeurs) dans le matériel biologique provenant de *Lyngbya wollei* qui prolifère dans les rivières Maumee et Détroit.

La *Cylindrospermopsis raciborskii*, identifiée pour la première fois dans la baie de Sandusky en 2005, pourrait engendrer une biomasse localisée, mais, jusqu'à présent, aucune cylindrospermopsine ou désoxycylindrospermopsine n'a été détectée dans ce secteur. En raison de sa morphologie hautement variable, cette espèce, de même que d'autres, pourrait être identifiée de façon erronée comme *Aphanizomenon issatchenkoi* ou *Rhaphidiopsis curvata*.

Ce sont la géosmine et le 2-méthylisobornéol (MIB) qui, vraisemblablement, causent les problèmes annuels d'odeurs de moisi et de boue de l'eau potable provenant du bassin ouest (p. ex. Toledo). Le matériel en décomposition présent en grande quantité et provenant des algues fixées sur les rives est à l'origine d'odeurs importantes. Les taxons de cyanobactéries planctoniques qui causent actuellement des problèmes dans le lac Érié (*Microcystis** et la souche locale de *Planktothrix*) ne sont pas responsables de ces problèmes de goût et d'odeur qui affectent régulièrement les sources d'approvisionnement en eau potable.

(*Remarque – Le *Microcystis* produit du ß-cyclocitral; toutefois, ce composé est rapidement éliminé par la plupart des méthodes de traitement de l'eau.)

Des dégradations graves causées par du matériel biologique épais provenant de la cyanobactérie *Lyngbya wollei* ont été observées à l'embouchure de la rivière Maumee (bassin ouest) à des sites où les concentrations élevées en phosphore ambiant dans les eaux surjacentes qui ont été enregistrées entre 2006 et 2009 semblent avoir décliné au

cours de l'année passée (Watson *et al.*, 2008b; Western Lake Erie Waterkeeper Association, données non publiées). La présence d'un matériel biologique abondant provenant d'algues vertes fixées, notamment la *Cladophora*, est en forte augmentation le long de certaines rives du nord, bien que l'on ne dispose pas de données récentes (après 2008) sur leur répartition.

Lac Ontario - Des efflorescences de cyanobactéries et des dégradations connexes (libération de toxines, problèmes de goût et d'odeur) sont observées tous les ans dans certaines zones côtières, notamment dans les secteurs préoccupants du lac Ontario. Des poussées sporadiques comportant de hautes teneurs en microcystines et des accumulations de cyanobactéries ont été enregistrées dans le port de Hamilton, la baie de Quinte, le port de Oswego et, plus récemment, dans la baie de Sodus (Watson et Boyer, 2008; Watson *et al.*, 2010a, b; Boyer, données non publiées). Les niveaux spatiaux et temporels de microcystines observés dans la baie de Quinte, le port de Hamilton, le port d'Oswego (maintenant écarté de la liste) et dans l'échancrure de Rochester indiquent l'existence de périodes de dégradation grave des sites côtiers dues aux accumulations de matériel toxique sous l'effet du vent, où les concentrations en microcystines peuvent atteindre plus de 500 µg/L. Les microcystines, ainsi que le *Microcystis* toxigène sont également fréquemment observées dans bon nombre de régions côtières et d'échancrures qui s'étirent jusqu'à la côte nord de l'État de New York (Hotto *et al.*, 2007). Tandis que les microcystines sont certainement les toxines les plus préoccupantes qui soient observées dans le lac Ontario, des relevés récents indiquent la présence étendue de faibles concentrations d'anatoxine-a dans les échancrures du littoral (Boyer, 2007; Yang, 2007; Boyer, données non publiées). L'organisme responsable de la production de l'anatoxine-a n'est pas identifié à l'heure actuelle. D'autres toxines (saxitoxines et cylindrospermopsine) sont rarement observées.

Les études ont permis d'identifier trois mécanismes à l'origine des problèmes de goût et d'odeur qui ont été enregistrés au cours des cinq dernières années et qui sont causés par la géosmine ou le 2-MIB. Récemment, aucune dégradation grave liée à des problèmes de goût et d'odeur dans l'eau potable provenant des prises d'eau du lac Ontario n'a été enregistrée, bien que certaines données empiriques fassent état de problèmes de ce genre dans le fleuve Saint-Laurent (J. Ridal, communication personnelle). Les dégradations causées par les algues benthiques continuent d'être un problème majeur dans bon nombre de secteurs, avec les enjeux connexes des prises d'eau des usines et de l'altération de la propreté des plages (Higgins *et al.*, 2008). L'accumulation de matériel benthique provenant de la cyanobactérie *Lyngbya* (voir *wollei)* et de *Gloeotrichia* épiphyte a récemment été observée dans le fleuve Saint-Laurent, près du confluent de tributaires riches en éléments nutritifs (Vis *et al.*, 2008). Comme pour les populations de la rivière Maumee, ce matériel biologique provenant de *Lyngbya* est non toxique, mais affiche une production élevée de géosmine qui est vraisemblablement à l'origine des dégradations importantes de l'eau potable liées à des problèmes de goût et d'odeur dans la région de Montréal.

Liens

L'augmentation des apports en éléments nutritifs de sources diffuse et ponctuelle, les changements climatiques (orages violents, différences en matière d'isolation/irradiation solaire dangereuse, couvert glaciel et mélange) et la présence d'espèces envahissantes (p. ex. les moules zébrées) dans les Grands Lacs peuvent entraîner une fréquence, une répartition et une gravité accrues des efflorescences algales dans les eaux littorales (algues fixées/benthiques) et du large et favoriser la prédominance des cyanobactéries.

Défis et possibilités de gestion

Un certain nombre d'enjeux sont associés à l'efficacité de la surveillance et à l'application de l'indicateur dont il est question dans le présent document.

Nous avons impérativement besoin d'un programme de surveillance mixte coordonné qui repose sur des méthodes standard. Les différents régimes d'échantillonnage et protocoles analytiques utilisés dans les études individuelles affectent la comparabilité des données et l'interprétation des tendances à long terme.

L'utilisation de moyennes saisonnières à l'échelle du bassin pour évaluer le réseau trophique ne résout pas les différences temporelles et spatiales de la biomasse et des taxons et, en conséquence, ne peut nous aider à identifier les secteurs à problèmes ou les déclencheurs potentiels.

Les populations d'algues littorales/benthiques, épiphytes et méroplanctoniques ne sont pas ciblées dans la plupart des programmes d'échantillonnage, mais peuvent représenter une proportion élevée de la productivité algale ou servir de lits à partir desquels prolifèrent les algues de surface.

Les mesures de rechange de l'abondance et de la productivité des algues affichent souvent une piètre corrélation, tout comme les mesures du taux d'ensoleillement. La chlorophylle a continué d'être une mesure cible dans le cadre des programmes de gestion, mais la corrélation entre la chlorophylle a, la biomasse algale totale et les niveaux de dégradation est souvent faible. Le disque de Secchi permet d'estimer l'atténuation visible de la lumière, qui peut différer de façon significative (selon les variables saisonnières et spatiales) de l'extinction du para-dichlorobenzène.

Les toxines doivent faire l'objet d'études systématiques, notamment dans les eaux de source à haut risque, par une surveillance régulière des zones récréatives et des prises d'eau, la réalisation de relevés spatiaux vers le milieu/la fin de l'été (durant les périodes à haut risque) et l'utilisation de niveaux d'alertes comme ceux qui ont été élaborés par l'Organisation mondiale de la santé (Watzin et *al.*, 2006). La mesure régulière des composés à l'origine des problèmes de goût et d'odeur les plus préoccupants (p. ex. géosmine et MIB) devrait nous permettre d'élaborer des critères plus efficaces d'évaluation de ces problèmes dans les eaux de source et les approvisionnements municipaux, et de comparer les niveaux mesurés avec les niveaux seuils à partir desquels émanent les odeurs.

Les teneurs en éléments nutritifs peuvent ou non nous permettre de prévoir la production de toxines ou l'émanation d'odeurs. À l'origine, les efflorescences sont souvent locales et apparaissent sur le littoral. Elles peuvent ensuite former une écume de surface qui se propage sur une superficie considérable.

Les rapports d'incidents, les communiqués de presse et les sites Web peuvent exacerber les préoccupations ou mal représenter les enjeux réels. La plus grande partie de l'attention est portée sur l'écume de surface, ce qui, inévitablement, introduit des biais d'échantillonnage et engendre une perception erronée de la gravité du phénomène.

Commentaires de l'auteur

Peu de données à long terme sont recueillies sur les efflorescences algales toxiques et, plus particulièrement, sur les toxines dans les Grands Lacs, ce qui rend difficile l'analyse des tendances. Les différences qui résident entre les régimes d'échantillonnage et les protocoles analytiques (p. ex. échantillonnage de surface ou intégré, établissement de listes de taxons, analyses des toxines) utilisés dans les études antérieures affectent notre capacité de comparer des données et de déterminer les tendances à long terme qui touchent l'apparition de toxines et d'efflorescences. On prête le plus souvent attention aux écumes dans les eaux littorales ou aux matières algales visibles à la surface, particulièrement dans les eaux intérieures où bon nombre des efflorescences observées sont causées par une macroalgue fixée (*Cladophora*, *Lyngbya*) ou à une grande cyanobactérie qui régule sa flottabilité. Les taxons qui régulent leur flottabilité peuvent produire des accumulations rapides à la surface à partir de populations qui se trouvent dans la couche de mélange ou de populations benthiques/résidant en profondeur. Les écumes de surface concentrées apparaissent, disparaissent et migrent rapidement avec les changements qui touchent le mélange vertical, les courants et les vents. Elles peuvent s'accompagner de changements rapides des niveaux de toxines le long d'un front d'eau ou couvrir des zones étendues de grands lacs, et sont difficiles à échantillonner, quantifier ou prévoir. Les programmes d'échantillonnage sur les plages et le littoral doivent porter sur plusieurs sous-sites si l'on veut représenter cette enveloppe de variance spatiale/temporelle qui touche le risque et la dégradation, deux variables qui sont mal représentées par les moyennes saisonnières à l'échelle du bassin. Dans les Grands Lacs, les régimes d'échantillonnage sont souvent discontinus (tant à l'échelle temporelle qu'à l'échelle spatiale) et ne rendent vraisemblablement pas compte des pics spatiaux et temporels de l'abondance des cyanobactéries/des algues.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme ou une organisation reconnu.			x			
2. Il est possible de retracer l'origine des données.		x				
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.			x			
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.					x	
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.		x				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.				x		

Notes explicatives :

Voir les notes qui se trouvent sous les rubriques **Défis et possibilités de gestion et Commentaires de l'auteur.** Les sources de données sont variées et, dans nombre de cas, reposent sur des méthodes d'échantillonnage et d'analyse différentes. Dans les Grands Lacs inférieurs, la surveillance est généralement bonne, ce qui n'est pas le cas dans le secteur supérieur, comprenant les lacs Michigan, Huron et Supérieur, où elle est peu fréquente et en grande partie réactive.

Remerciements

Auteurs :

Susan Watson, Environnement Canada, Burlington (Ont.) (sue.watson@ec.gc.ca)

Greg Boyer, State University of New York (glboyer@esf.edu)

Sources de renseignements

Boyer, G.L. 2007. Cyanobacterial toxins in New York and the lower Great Lakes Ecosystems. *Adv. Exp.Med. Biol.* 619:151-163.

Brittain, S.M., Wang, J., Babcock-Jackson, L., Carmichael, W.W., Rinehart, K.L., Culver, D.A. 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.

Diep, N., Benoit, N., Howell, T., Boyd, D. 2006. Spatial and temporal variability in the trophic status of nearshore waters across a spectrum of environments along the Georgian Bay coastline. Présenté au Second International Symposium on the Lake Huron Ecosystem: The State of Lake Huron: Ecosystem Change, Habitat, Contaminants, and Management, Honey Harbour (Ont.)

Dyble, J., Fahnenstiel, G.L., Litaker, R.W., Millie, D.F., Tester, P. 2008. Microcystin concentrations and genetic diversity of *Microcystis* in the lower great lakes. *Environ. Toxicol.* 23:507-516.

Fahnenstiel, G.L., Millie, D.F., Dyble, J., Litaker, R.W., Tester, P.A., McCormick, M.J., Rediske, R., Klarer, D. 2008. Microcystin concentrations and cell quotas in Saginaw Bay, Lake Huron. *AEHM* 11:190-195.

Ghadouani, A., Smith, R.E.H. 2005. Phytoplankton distribution in Lake Erie as assessed by a new *in situ* spectrofluorometric technique. *J. Great Lakes Res.* 31:154-167.

Higgins, S.N., Malkin, S.Y., Howell, E.T., Guildford, S.J., Campbell, L., Hiriart-Baer, V., Hecky, R.E. 2008. An ecological review of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) in the Laurentian Great Lakes. *J. Phycol.*, sous presse.

Hotto, A.M., Satchwell, M.F., Boyer, G.L. 2007. Molecular characterization of potential microcystin-producing cyanobacteria in Lake Ontario embayments and nearshore waters. *Appl. Environ. Microbiol.* 73:4570-4578.

Howell, T., Abernathy, S., Crowe, A.S., Edge, T., House, H., Milne, J., Charlton, M., Scharfe, P., Sweeny, S., Watson, S.B., *et al.* 2005. Sources and mechanisms of delivery of *E. coli* (bacteria) pollution to the Lake Huron

shoreline of Huron County, Ontario. Interim Report: Science Committee to Investigate sources of Bacterial Pollution of the Lake Huron Shoreline of Huron County

Lake Huron Binational Partnership 2008-2010 Action Plan. 2008. Accès : http://www.epa.gov/greatlakes/lamp/lh_2008/lh_2008_7.pdf 66050

Paerl, H.W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters. *Limnol. Oceanogr.* 33:823-847.

Rinta-Kanto, J.M., Wilhelm, S.W. 2006. Diversity of microcystin-producing cyanobacteria in spatially isolated regions of Lake Erie. *Appl. Environ. Microbiol.* 72:5083-5085.

Rinta-Kanto, J.M., Ouellette, A.J.A., Twiss, M.R., Boyer, G.L., Bridgeman, T., Wilhelm, S.W. 2005. Quantification of toxic *Microcystis* spp. during the 2003 and 2004 blooms in western Lake Erie using quantitative real-time PCR. *Environ. Sci. Technol.* 39:4198-4205.

Stumpf, R.P., Wynne, T.T., Baker, D.B., Fahnenstiel, G.L. 2012. Interannual Variability of Cyanobacterial Blooms in Lake Erie. *PLoS ONE* 7(8):e42444.

Vis, C., Cattaneo, A., Hudon, C. 2008. Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion. *J. Phycol.* 44:38-44.

Watson, S.B. 2007. Cyanobacterial Blooms in Hamilton Harbour: Risk, Causes and Consequences. Hamilton Harbour Watershed Monitoring and Research Report, 2006 season.

Watson, S.B., Boyer, G.L. 2008. Harmful Algal Blooms (HABS) in the Great Lakes: current status and concerns. Conférence sur l'état de l'écosystème des Grand Lacs.

Watson, S.B., Boyer, G.L., Ridal, J. 2008a. Taste and odour and cyanobacterial toxins: impairment, prediction and management in the Great Lakes. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 65(8):1779-1796.

Watson, S.B., Hudon, C., Cattaneo, A. 2008b. Cyanobacterial impairments in the Great Lakes-St. Lawrence River: benthic fingerprints of anthropogenic activity. 43e conférence de L'Association canadienne sur la qualité de l'eau, Burlington (Ont.)

Watson, S.B., Howell, T. 2007 Sturgeon Bay: Cyanobacteria Blooms in a Northeast Embayment of Lake Huron/Georgian Bay. 30e Congrès, Association internationale de limnologie théorique et appliquée. Montréal (Qc).

Watson, S.B., Yang, R., Newbold, B. 2011 Algal Bloom Response and risk management: on-site response tools. Rapport interne de l'Institut national de recherche sur les eaux, sous presse.

Watzin, M.C., Brines Miller, E., Shambaugh, A.D., Kreider, M.A. 2006. Application of the WHO alert level framework to cyanobacterial monitoring on Lake Champlain, Vermont. *Environ. Toxicol.* 21(3):278-288.

Wilhelm, S.W., *et al.* 2003. Effect of phosphorus amendments on present day plankton communities in pelagic Lake Erie. *Aquatic Microb. Ecol.* 32:275-285.

Yang, X. 2007. Occurrence of a cyanobacterial neurotoxin, anatoxin-a, in New York State waters. Thèse de doctorat, State University of New York – ESF, Syracuse (NY). 244 p.

Liste des tableaux

Tableau 1. Dégradations liées aux efflorescences algales toxiques - socioéconomiques et écologiques

Liste des figures

Figure 1. Lac Érié : pourcentage de tous les échantillons prélevés entre 2003 et 2009 qui affichent des niveaux détectables de microcystines.
Source : Greg Boyer, State University of New York, non publiée.

Dernière mise à jour :

Rapport sur l'*État des Grands Lacs 2011*

Dégradation	Mécanismes	Agents touchés
Intégrité de l'eau potable/utilisée à des fins récréatives	Problèmes de goût et d'odeur, esthétique altérée	Eau potable/utilisée à des fins récréatives
Qualité et fonction de l'eau de source	Anoxie résultant de la décomposition du matériel biologique Réduction de la transparence de l'eau, etc.	Écosystème multiple (poissons et faune, charge interne en éléments nutritifs, etc.); tourisme/activités récréatives; valeur foncière
Présence de salissures	Prises d'eau industrielles Filets de pêche Plages/littoral	Industries de l'eau, hydroélectrique, autres; aquaculture/tourisme/activités récréatives; front d'eau et valeur foncière
Abondance bactérienne/niveaux pathogènes élevés sur les côtes et les plages	Entraîne/facilite la croissance du microbiote pathogène	Tourisme/activités récréatives; valeur foncière
Bioamplification (toxines, goût)	Poisson/ mollusques contaminés (rapport sur l'État des Grands Lacs 2011/autre	Activités récréatives/alimentation/aquaculture; aspect écologique (transferts au sein du réseau trophique)
Écologie	Effets multiples; incluent les dommages cellulaires/tissulaires, l'inhibition de la croissance, l'effet tératogène, l'effet toxicogène (toxines, irritants, camouflage, interactions allélopathiques, altération de la qualité des aliments, etc.)	Niveaux multiples du réseau trophique

Tableau 1. Dégradations liées aux efflorescences algales toxiques - socioéconomiques et écologiques
Évaluation qualitative seulement; des mesures plus quantitatives devraient être élaborées.

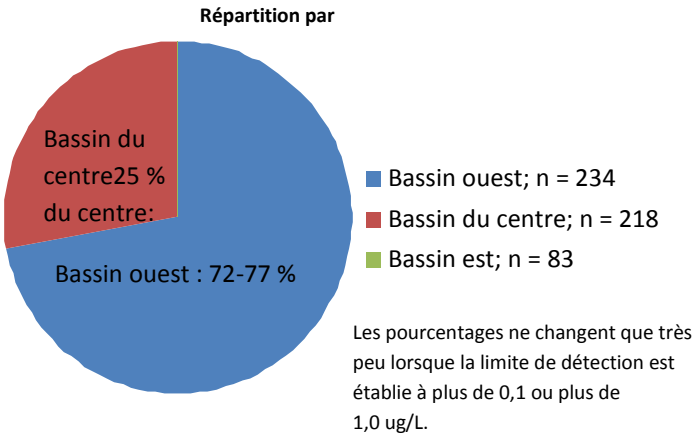


Figure 1. Lac Érié : pourcentage de tous les échantillons prélevés entre 2003 et 2009 qui affichent des niveaux détectables de microcystines.
Source : Greg Boyer, State University of New York, non publiée.

Population humaine

Évaluation globale
Tendance : Croissante
Justification : La tendance à long terme (de 1971 à 2006) de la population totale dans la région des Grands Lacs est à la hausse. Par rapport à 1971, la population a augmenté de 14 % en 2006. La tendance à court terme de 2001 à 2006 indique que la population totale dans la région des Grands Lacs a augmenté de 1,8 %.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Tendance : Décroissante
Justification : La population humaine autour du lac Supérieur a diminué de 5 % à long terme. La tendance à court terme indique un déclin continu; plus particulièrement, de 2001 à 2006, la population du lac Supérieur a diminué de 1,3 %.

Lac Michigan
Tendance : Croissante
Justification : La population humaine autour du lac Michigan a augmenté au fil des ans. La tendance à long terme indique une croissance de 11,3 %, et la tendance à court terme de 2001 à 2006 indique une croissance continue de 0,7 %.

Lac Huron
Tendance : Croissante
Justification : De 1971 à 2006, la population humaine autour du lac Huron a constamment augmenté. Depuis 1971, la tendance à long terme indique une croissance importante de 24,1 %. La tendance à court terme indique aussi une augmentation continue de 2,7 % entre 2001 et 2006.

Lac Érié
Tendance : Croissante
Justification : Les tendances à long terme et à court terme dans le lac Érié indiquent que la population augmente. De 1971 à 2006, la population humaine a augmenté de 3,1 %. De 2001 à 2006, la population humaine a augmenté de 0,4 %.

Lac Ontario
Tendance : Croissante
Justification : La population humaine autour du lac Ontario a constamment augmenté. La tendance à long terme depuis 1971 indique que la population a augmenté de 29,8 %. De la même manière, la tendance à court terme de 2001 à 2006 indique une augmentation continue de 5 %.

But
- Évaluer la tendance actuelle de la population humaine dans la région des Grands Lacs
- L'indicateur de la population humaine est utilisé dans la série des indicateurs des Grands Lacs en tant qu'indicateur d'élément moteur dans la catégorie économique et sociale.

Objectif pour l'écosystème
La population humaine devrait vivre et travailler pour atteindre l'objectif de restauration et de maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique de l'écosystème du bassin des Grands Lacs défini dans l'Accord relatif à la qualité de l’eau dans les Grands Lacs.

État de l'écosystème

Dans ce rapport, le bassin des Grands Lacs est défini comme le bassin versant des Grands Lacs.

Mesures

Il existe différentes approches visant à déterminer la population humaine du bassin des Grands Lacs. Différentes organisations et différents rapports citent souvent un éventail d'estimations démographiques pour le bassin des Grands Lacs (tableau 1). Dans ce rapport, la comparaison des ensembles de données des populations canadiennes et américaines a tout de suite été un défi, car les chiffres de la population des États-Unis dans les Grands Lacs ne sont pas disponibles par bassin versant. Pour régler ce problème, on a adopté une approche potentielle consistant à définir et à inclure chaque comté compris entièrement ou partiellement dans le bassin des Grands Lacs. Toutefois, cette approche posait un problème : la population entière était incluse dans l'estimation, que le comté soit situé à 100 % ou à 1 % dans le bassin des Grands Lacs. Par conséquent, la population américaine de la région des Grands Lacs a été surestimée. Autre défi dans le cadre de cette approche, de nombreux comtés étaient situés dans plus d'un bassin lacustre; auquel cas, l'analyse requise pour définir avec exactitude les estimations lac par lac est difficile à réaliser.

Une approche du ratio utilise des analyses par système d'information géographique pour calculer que si seulement 1 % de la limite d'un comté est située dans le bassin des Grands Lacs, alors seulement 1 % de la population du comté doit être inclus. Cette approche a néanmoins certaines limites. Par exemple, on présume que la population de chaque comté est répartie uniformément. Ce n'est pas toujours le cas et l'approche du ratio peut sous-estimer la population humaine lorsqu'un comté est situé seulement partiellement dans le bassin des Grands Lacs, mais que son centre démographique est situé dans le bassin. Cette approche ne reflète pas exactement la forte population en Illinois qui vit hors du bassin des Grands Lacs, mais qui est alimentée en eau potable du lac Michigan.

L'approche du ratio ajusté utilisée dans ce rapport présente une révision de la population définie pour chaque comté des États-Unis. Chaque comté ayant une population de plus de 100 000 personnes (et 40 000 personnes pour le bassin du lac Supérieur) a été examiné pour s'assurer que la population calculée dans le cadre de l'approche du ratio reflète avec exactitude la répartition de la population du comté. En fin de compte, le ratio de la population de huit comtés a été ajusté afin de refléter avec exactitude les centres de population et, dans la région de Chicago, quatre comtés ont été sélectionnés et ajustés pour représenter la population totale de l'Illinois alimentée par de l'eau potable (tableau 2).

Populations totales dans la région des Grands Lacs (Ontario et huit États des Grands Lacs)

La population totale dans le bassin des Grands Lacs en 2006 a augmenté pour atteindre 38 968 987 personnes (tableau 3). Comme le montre la figure 1, la croissance de la population entre 1971 et 1986 était faible. Cependant, de 1986 à 1991, la région a connu la croissance de population la plus importante de son histoire, soit 5,7 %. Dès lors, les chiffres de la population de la région ont continué d'augmenter de façon constante et, de 1996 à 2001, la région a connu la deuxième croissance de population la plus importante avec une augmentation de 4,3 %. En examinant la tendance à long terme, la population de la région a augmenté de 14,2 % depuis 1971 (figure 2). En ce qui concerne la tendance à court terme, de 2001 à 2006, la région des Grands Lacs a connu une légère augmentation de 1,8 % (figure 3).

En 2006, 33,2 % des Canadiens vivaient dans le bassin des Grands Lacs, et 9,4 % des Américains vivaient dans le bassin des Grands Lacs.

Dans l'ensemble de la région des Grands Lacs, l'Ontario a connu la plus importante augmentation de la population. De 1971 à 2006, la population de l'Ontario a augmenté de 37,4 % (tableau 3). La tendance à court terme de 2001 à 2006 indique que la population de l'Ontario a connu une croissance de 6,5 % (figure 5). Cinq États américains des Grands Lacs ont également connu une croissance de la population, même si leur croissance n'était pas aussi évidente qu'en Ontario. L'Indiana présentait la plus forte croissance de la population parmi les huit États avec 17,4 %, suivi du Wisconsin avec 11,7 %, du Michigan avec 11 %, de la Pennsylvanie avec 4 % et de l'Illinois avec 3,3 %

(figure 5). En revanche, dans le Minnesota, dans l'État de New York et dans l'Ohio, la population a diminué. En particulier, le Minnesota a connu la plus forte diminution, avec une baisse de 8,2 %, suivi par l'Ohio avec une baisse de 4,8 % et par l'État de New York avec une baisse de 4 % (figure 5).

Chacun des Grands Lacs
La population totale autour de chaque Grand Lac et de chaque bassin versant associé entre 1971 et 2006 a fluctué au fil du temps (tableau 4).

Autour du lac Supérieur, la population humaine a diminué de 5 %, de 1971 à 2006 (tableau 4). La population du lac Supérieur a toujours connu un déclin, sauf durant les périodes de 1971 à 1976 et de 1991 à 1996 où la population a légèrement augmenté. De 1981 à 1986, la population du lac Supérieur a connu son plus grand déclin avec une baisse de 5,6 % (tableau 4). La tendance à court terme de 2001 à 2006 indique que la population continue de diminuer; la population a diminué de 1,3 %. À l'échelle de l'ensemble du bassin des Grands Lacs, seulement 1,5 % de la population humaine totale du bassin des Grands Lacs vit autour du bassin du lac Supérieur, et ce pourcentage a diminué de 0,4 % depuis 1971 (figures 7 et 8).

Autour du lac Michigan, la population humaine a augmenté de 11,3 %, de 1971 à 2006 (figure 6). À l'exception de la période 1991 à 1996, la population du lac Michigan a toujours augmenté. La tendance à court terme de 2001 à 2006 indique une augmentation de 0,7 % (figure 8). Par rapport à l'ensemble du bassin des Grands Lacs, 34,7 % de la population totale vivaient autour du lac Michigan en 1971 (figure 7). Depuis 2006, la portion de la population totale vivant autour du lac Michigan a légèrement diminué pour atteindre 33,6 % (figure 8). En 1971 et en 2006, le lac Michigan avait le plus grand pourcentage de population dans le bassin.

Autour du lac Huron, la population humaine a toujours augmenté. La tendance à long terme indique que la population humaine du lac Huron a augmenté de 24,1 % depuis 1971 (figure 6). De 1986 à 1991, la population du lac Huron a connu sa plus importante augmentation, soit 8,5 % (figure 6). La tendance à court terme indique une croissance continue et, de 2001 à 2006, la population a augmenté de 2,7 %. La population humaine du bassin du lac Huron représentait 7,3 % de la population totale du bassin des Grands Lacs en 1971 (figure 7). Depuis 2006, la population du lac Huron représente 8 % de la population totale du bassin (figure 8).

Autour du lac Érié, la population humaine a augmenté de 3,1 % à long terme (figure 6). En 1996, la population a diminué une fois de plus et, depuis, la population a augmenté de nouveau. La tendance à court terme dans le lac Érié indique une augmentation de 0,4 % de 1996 à 2000. Par rapport à l'ensemble de la région des Grands Lacs, le lac Érié représentaient la plus grande part de la population du bassin. En 1971, le lac Érié représentait 35,4 % de l'ensemble de la population du bassin des Grands Lacs (figure 7). Cependant, en 2006, la population a diminué de 4,1 % et représentait 31,4 % de la population du bassin des Grands Lacs (figure 8).

Autour du lac Ontario, la population humaine a augmenté de façon constante. La tendance à long terme indique une augmentation de 29,8 % depuis 1971, la plus importante croissance de la population à long terme parmi les bassins des Grands Lacs. Le lac Ontario a connu la plus importante augmentation de sa population de 1986 à 1991, soit 7,7 % (figure 6). La tendance à court terme de 2001 à 2006 indique une croissance continue de 5 % (figure 6). Par rapport à l'ensemble du bassin des Grands Lacs, depuis 2006, la population du bassin du lac Ontario représentait 25,2 % de la population totale (figure 8).

Liens
Les humains sont un élément moteur essentiel des répercussions globales sur l'environnement. Il faut s'assurer que les humains travaillent, jouent et vivent de façon durable. Des analyses plus approfondies des tendances de la population, du taux de consommation et de la densité de la population sont des domaines qui peuvent nous aider à mieux comprendre et à calculer les différentes répercussions que les humains ont sur l'environnement.

Commentaires de l'auteur

Pour les futurs rapports, il faut utiliser les données sur la population des États-Unis à l'échelle d'un bassin versant en cas de publication de ces dernières, le cas échéant.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.	X					
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine	X					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	X					

Remerciements

Auteurs :

Brenda Yu, stagiaire à la Division des Grands Lacs, Environnement Canada.

Collaborateurs :

Krista Verlis, entrepreneure, Environnement Canada, Waterloo (Ont.)

Rob Hyde, agent du programme des Grands Lacs, Division des Grands Lacs, Environnement Canada.

Susan Holland-Hibbert, Division de l'analyse opérationnelle et de la gestion des données, Direction de la gestion de l'information, Environnement Canada

Erika Washburn, coordonnatrice du plan d'aménagement panlacustre, National Oceanic and Atmospheric Administration

Sources de renseignements

Rapport d'inventaire national. *Le rapport d'inventaire national : 1990-2008, Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada*. Accès : http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=492D914C-2EAB-47AB-A045-C62B2CDACC29

Division de la population, United States Census Bureau. 2009. *Table 1: Annual Estimates of the Resident Population for Counties of Minnesota: April 1, 2000 to July 1, 2008 (CO-EST2008-01-27)* [Excel]. [consulté le 15 février 2011]. Accès : http://quickfacts.census.gov/qfd/states/27000lk.html

Division de la population, United States Census Bureau. 2009. *Table 1: Annual Estimates of the Resident Population for Counties of Wisconsin: April 1, 2000 to July 1, 2008 (CO-EST2008-01-55)* [Excel]. [consulté le 16 février 2011]. Accès : http://quickfacts.census.gov/qfd/states/55000lk.html

Division de la population, United States Census Bureau. 2009. *Table 1: Annual Estimates of the Resident Population for Counties of Illinois: April 1, 2000 to July 1, 2008 (CO-EST2008-01-17)* [Excel]. [consulté le 16 février 2011]. Accès : http://quickfacts.census.gov/qfd/states/17000lk.html

Division de la population, United States Census Bureau. 2009. *Table 1: Annual Estimates of the Resident Population for Counties of Indiana: April 1, 2000 to July 1, 2008 (CO-EST2008-01-18)* [Excel]. [consulté le 16 février 2011]. Accès : http://quickfacts.census.gov/qfd/states/18000lk.html

Division de la population, United States Census Bureau. 2009. *Table 1: Annual Estimates of the Resident Population for Counties of Michigan: April 1, 2000 to July 1, 2008 (CO-EST2008-01-26)* [Excel]. [consulté le 16 février 2011]. Accès : http://quickfacts.census.gov/qfd/states/26000lk.html

Division de la population, United States Census Bureau. 2009. *Table 1: Annual Estimates of the Resident Population for Counties of Ohio: April 1, 2000 to July 1, 2008 (CO-EST2008-01-39)* [Excel]. [consulté le 16 février 2011]. Accès : http://quickfacts.census.gov/qfd/states/39000lk.html

Division de la population, United States Census Bureau. 2009. *Table 1: Annual Estimates of the Resident Population for Counties of Pennsylvania: April 1, 2000 to July 1, 2008 (CO-EST2008-01-42)* [Excel]. [consulté le 16 février 2011]. Accès : http://quickfacts.census.gov/qfd/states/42000lk.html

Division de la population, United States Census Bureau. 2009. *Table 1: Annual Estimates of the Resident Population for Counties of New York: April 1, 2000 to July 1, 2008 (CO-EST2008-01-36)* [Excel]. [consulté le 16 février 2011]. Accès : http://quickfacts.census.gov/qfd/states/36000lk.html

Population Estimates Program, Division de la population, United States Census Bureau. 2000. *County population estimates and demographic components of population change: Annual time series, July 1, 1990 to July 1, 1999.* [consulté le 17 février 2011]. Accès : http://www.census.gov/popest/archives/1990s/CO-99-08.html

Statistique Canada. 2010. *Table 153-0036 – Certaines caractéristiques démographiques, Canada, aires de drainage principales et sous-aires de drainage, aux 5 ans (nombre sauf indication contraire).* [consulté le 14 février 2011]. Accès : http://estat2.statcan.gc.ca/cgi-win/cnsmcgi.pgm?REGTKT=&C2SUB=&ARRAYID=1530036&C2DB=EST&VEC=&LANG=F&SRCHVER=2&CHUNKSIZE=50&SDDSLOC=&ROOTDIR=ESTAT/&RESULTTEMPLATE=ESTAT/CII_PICK&ARRAY_PICK=1&SDDSID=&SDDSDESC

United States Census Bureau, Population Estimates and Population Distribution Branches. 1982. *Preliminary estimates of the intercensal population of counties, 1970-1979.* [consulté le 15 février 2011]. Accès : http://www.census.gov/popest/archives/pre-1980/e7079co.txt

United States Census Bureau, Population Estimates and Population Distribution Branches. 1992. *Intercensal estimates of the resident population of States and counties, 1980-1989.* [consulté le 15 février 2011]. Accès : http://www.census.gov/popest/archives/1980s/e8089co.txt

Liste des tableaux

Tableau 1. Approches d'estimation de la population (année : 2006).
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada
Tableau 2. Ajustement des comtés**.**
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada
Tableau 3. Population totale dans les États des Grands Lacs et en Ontario de 1971 à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada
Tableau 4. Population totale autour de chaque Grand Lac et des bassins versants associés en Ontario et dans les États des Grands Lacs de 1971 à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

Liste des figures

Figure 1. Population totale dans la région des Grands Lacs de 1971 à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada
Figure 2. Comparaison des tendances à long terme de la région des Grands Lacs de 1971 à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada
Figure 3. Comparaison des tendances à court terme de la région des Grands Lacs de 2001 par rapport à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada
Figure 4. Comparaison de la population dans chaque État des Grands Lacs et en Ontario en 1971 par rapport à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada
Figure 5. Comparaison de la population dans les États des Grands Lacs et en Ontario en 2001 et en 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

Figure 6. Population totale autour de chaque Grand Lac et des bassins versants associés en Ontario et dans les États des Grands Lacs de 1971 à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada
Figure 7. Pourcentage de la population humaine vivant autour de chacun des Grands Lacs et du bassin associé dans la région des Grands Lacs en 1971.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada
Figure 8. Pourcentage de la population humaine vivant autour de chacun des Grands Lacs et du bassin associé aux États-Unis en 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis Bureau et Statistique Canada

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2011

Approach	Estimates
Great Lakes and St. Lawrence River Region. (Whole of Ontario, Quebec and Eight Great Lakes States)	Total: 103,359,687
	Ontario: 12,665,330
	Quebec: 7,631,600
	Eight Great Lakes States: 83,062,787
Great Lakes Region (Whole of Ontario and Eight Great Lakes States)	Total: 95,718,087
	Ontario:12,665,330
	Eight Great Lakes States: 83,062,787
Great Lakes Basin (All U.S. counties that are fully or partially located in the basin - overestimate approach)	Total: 42 868 987
	Ontario: 10,879,768
	Eight Great Lakes States: 31,989,219
Great Lakes Basin (Ratio of U.S. county within the basin = ratio of population attributed to the basin - underestimate approach, especially due to Chicago area)	Total: 32 629 828
	Ontario: 10,879,768
	Eight Great Lakes States: 21,750,060
Great Lakes Basin (U.S. county adjusted ratio approach used in this report)	Total: 38,968,987
	Ontario: 10,879,768
	Eight Great Lakes States: 28,089,219

Tableau 1. Approches d'estimation de la population (année : 2006).
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

County	Adjustment Rationale
Cook County, DuPage County, Will County and Lake County, Illinois	These ratios were adjusted to account for the approximate 6.4 million people in Illinois that receive drinking water from Lake Michigan in 2010, according to the Chicago Metropolitan Agency for Planning
La Porte County, Indiana	Accounting for Michigan City
St. Joseph County, Indiana	Accounting for South Bend and surrounding area
Marquette County Michigan	Accounting for Marquette
St. Louis County, Minnesota	Accounting for Duluth, and some iron-range communities (e.g. Hoyt Lakes)
Erie County, Pennsylvania	Accounting for City of Erie, and coastal townships from Springfield to Northeast
Douglas County, Wisconsin	Accounting for City of Superior and surrounding area
Kenosha County, Wisconsin	Accounting for City of Kenosha
Racine County, Wisconsin	Accounting for City of Racine and surrounding area

Tableau 2. Ajustement des comtés.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

	Years							
	1971	1976	1981	1986	1991	1996	2001	2006
Illinois	6,021,260	5,938,855	5,829,213	5,831,514	6,014,380	5,917,302	6,268,708	6,226,965
Indiana	945,833	961,748	975,880	981,281	1,071,477	1,033,124	1,116,641	1,145,015
Michigan	8,988,758	9,135,800	9,228,640	9,146,124	9,844,548	9,547,821	10,019,923	10,100,700
Minnesota	222,844	223,376	223,587	204,558	200,190	203,282	207,846	204,577
New York	3,570,221	3,541,288	3,457,816	3,420,398	3,444,814	3,511,654	3,476,534	3,428,569
Ohio	4,242,702	4,160,853	4,105,531	4,036,441	4,069,454	4,066,331	4,101,553	4,037,445
Pennsylvania	224,262	234,963	234,483	231,536	232,468	233,111	235,324	233,669
Wisconsin	2,396,147	2,408,192	2,410,832	2,418,094	2,562,540	2,529,981	2,658,063	2,712,278
Ontario	6,813,337	7,317,524	7,650,414	8,064,667	8,950,267	9,555,896	10,168,222	10,879,768
Total Population	33,425,364	33,922,599	34,116,395	34,334,613	36,390,138	36,598,502	38,252,815	38,968,987

Tableau 3. Population totale dans les États des Grands Lacs et en Ontario de 1971 à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

	1971	1976	1981	1986	1991	1996	2001	2006
Superior	621,342	636,166	634,723	599,218	597,198	604,314	597,908	590,295
Michigan	11,612,395	11,704,666	11,747,052	11,780,684	12,509,795	12,220,287	12,999,125	13,095,085
Huron	2,454,075	2,616,270	2,711,185	2,721,926	2,973,575	2,998,756	3,147,612	3,233,157
Erie	11,836,856	11,743,266	11,592,423	11,465,682	11,894,835	11,879,720	12,169,921	12,217,235
Ontario	6,900,696	7,222,230	7,431,013	7,767,104	8,414,735	8,895,424	9,338,248	9,833,214
Total for All	33,425,364	33,922,599	34,116,395	34,334,613	36,390,138	36,598,502	38,252,815	38,968,987

Tableau 4. Population totale autour de chaque Grand Lac et des bassins versants associés en Ontario et dans les États des Grands Lacs de 1971 à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

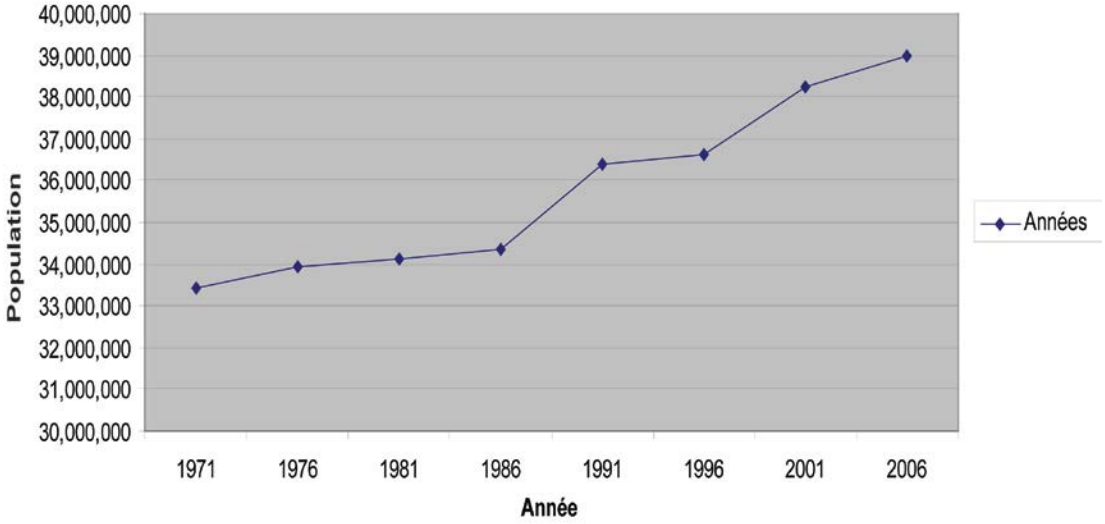


Figure 1. Population totale dans la région des Grands Lacs de 1971 à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

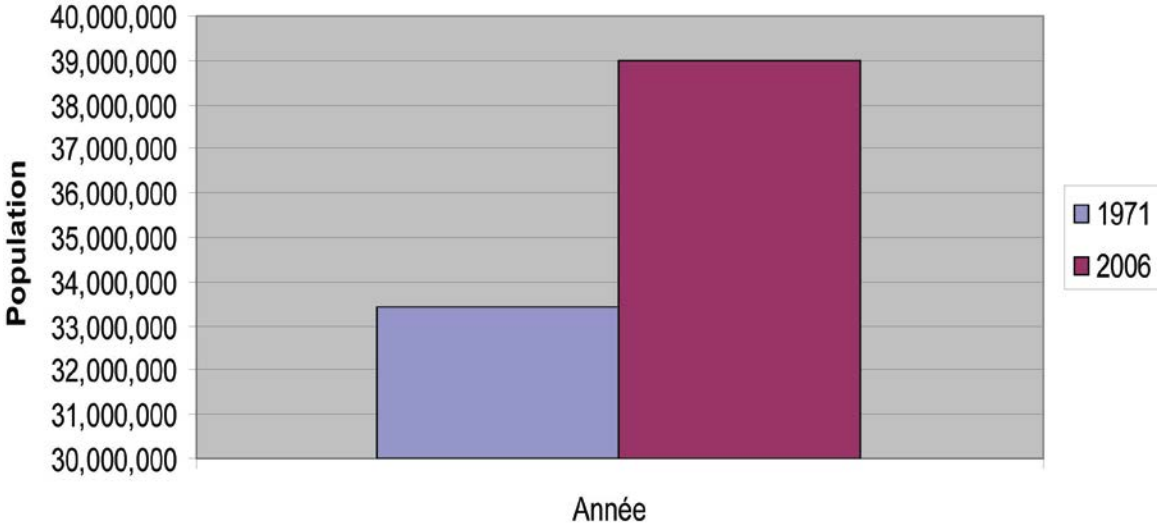


Figure 2. Comparaison des tendances à long terme de la région des Grands Lacs de 1971 à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

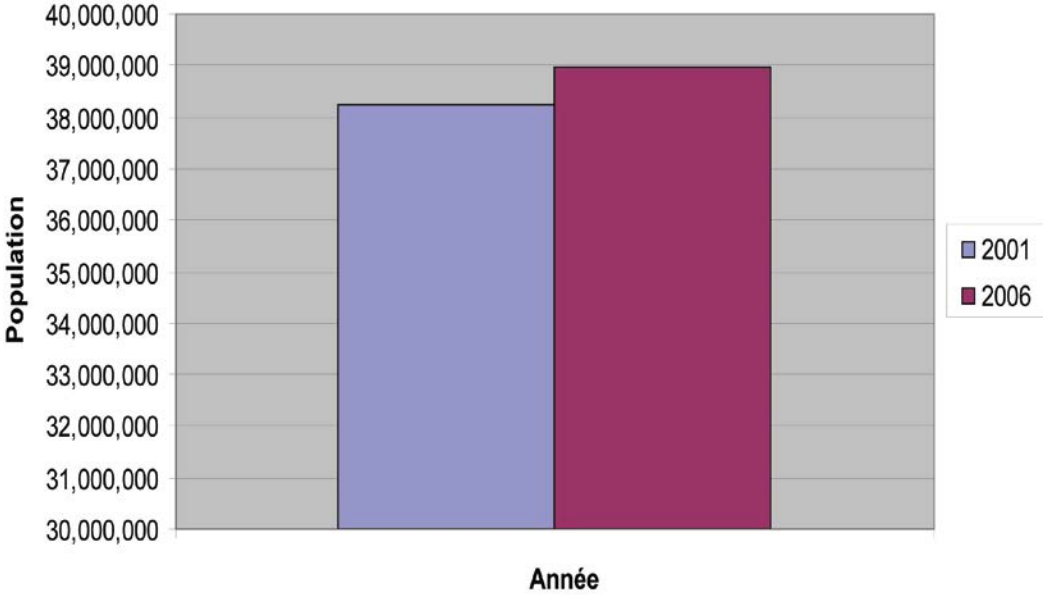


Figure 3. Comparaison des tendances à court terme de la région des Grands Lacs de 2001 par rapport à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

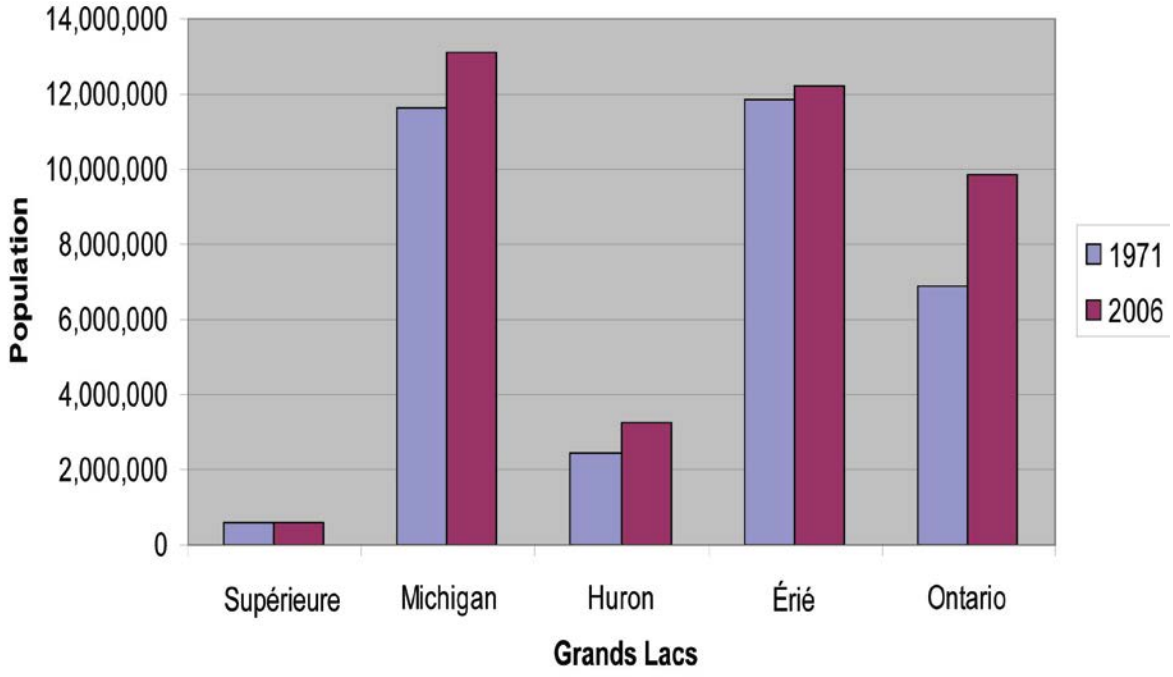


Figure 4. Comparaison de la population dans chaque État des Grands Lacs et en Ontario en 1971 par rapport à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

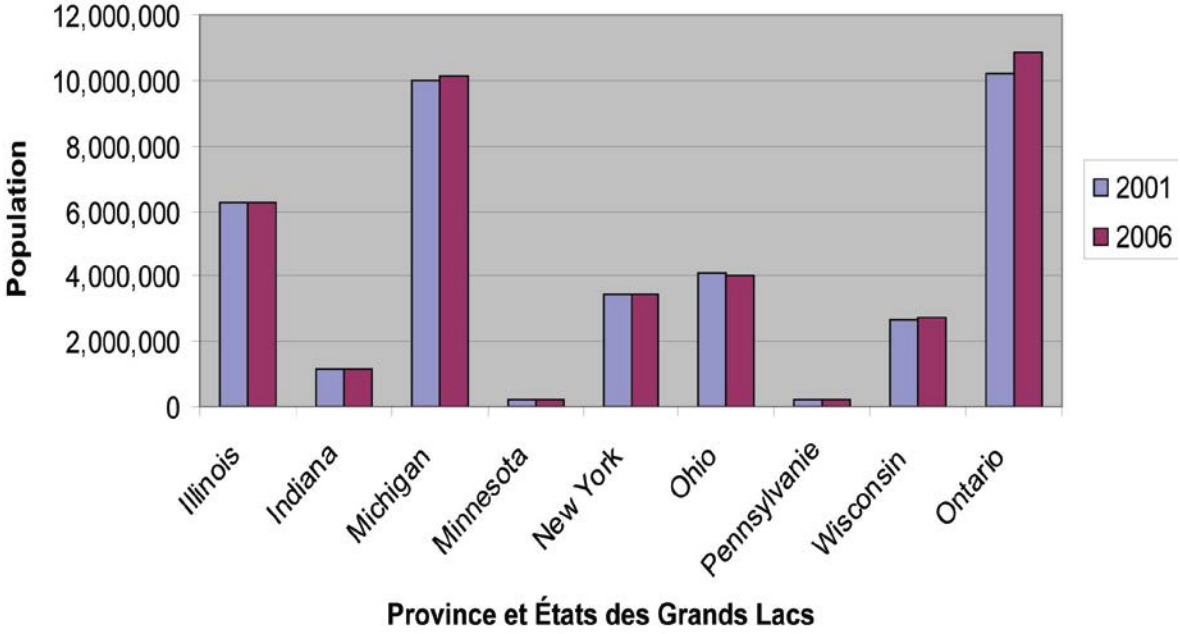


Figure 5. Comparaison de la population dans les États des Grands Lacs et en Ontario en 2001 et en 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

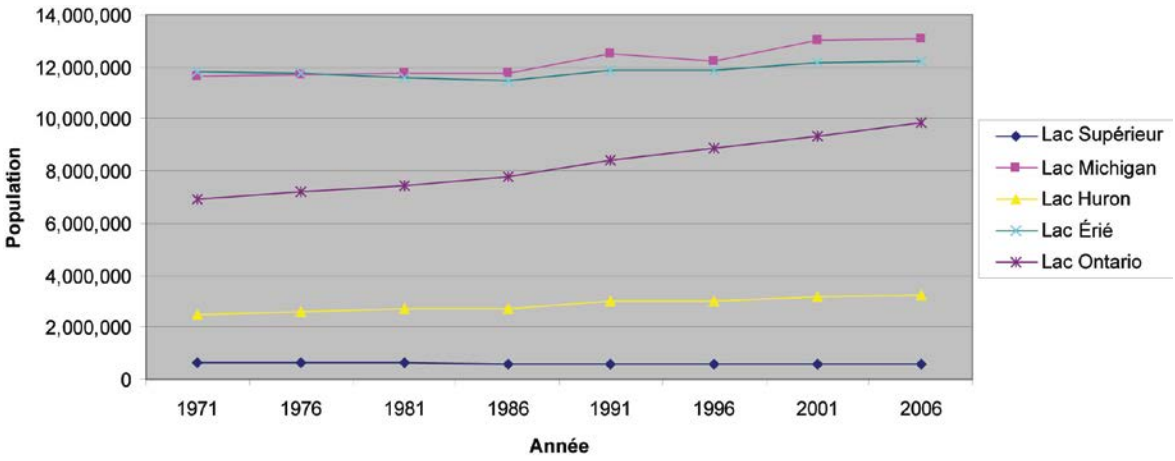


Figure 6. Population totale autour de chaque Grand Lac et des bassins versants associés en Ontario et dans les États des Grands Lacs de 1971 à 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

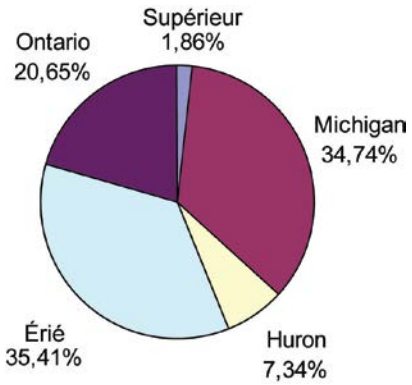


Figure 7. Pourcentage de la population humaine vivant autour de chacun des Grands Lacs et du bassin associé dans la région des Grands Lacs en 1971.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

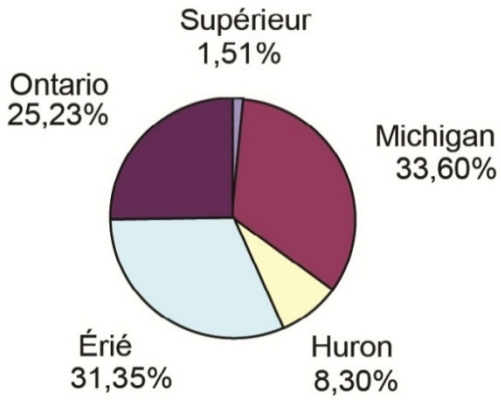


Figure 8. Pourcentage de la population humaine vivant autour de chacun des Grands Lacs et du bassin associé aux États-Unis en 2006.
Source : Census Bureau des États-Unis et Statistique Canada

Changements climatiques : durée de l'englacement des Grands Lacs

Note de la rédaction (2009)
La dernière mise à jour de cet indicateur remonte à 2007. Depuis ce temps, une réévaluation de l'information présentée laisse penser que la tendance serait mieux représentée par Inchangée plutôt que Se détériore. Par ailleurs, ce rapport présente seulement un indicateur qui s'applique à l'analyse des changements climatiques dans le bassin des Grands Lacs, et il ne serait pas justifié d'en extrapoler des conclusions générales au sujet des changements climatiques.

De l'information supplémentaire au sujet des changements climatiques et des liens aux pages Web sur le sujet sont présentés par :

Environnement Canada à : http://www.ec.gc.ca/climat-climate/default.asp?lang=En&n=E584B5CF-1 ou http://www.ec.gc.ca/climat-climate/default.asp?Lang=Fr&n=E584B5CF-1

U.S. Environmental Protection Agency à : http://www.epa.gov/climatechange/

Great Lakes Information Network à : http://www.great-lakes.net/envt/refs/cchange.html

Évaluation globale
Situation : Mitigée
Tendance : Se détériore (relativement aux changements climatiques)

Évaluation lac par lac
Les évaluations lac par lac n'ont pas été préparées pour ce rapport.

But

- Évaluer la durée de l'englacement et, ainsi, les changements de température et les changements physiques de chaque lac avec le temps, afin de prévoir l'impact potentiel des changements climatiques.
- L'indicateur de la durée de l'englacement est utilisé dans la série d'indicateurs des Grands Lacs comme indicateur de l'état dans la catégorie de première importance Paysage et processus naturels.

Objectif pour l'écosystème
Cet indicateur sert à évaluer potentiellement les changements climatiques, en particulier dans le bassin des Grands Lacs. Les changements de température de l'eau et de l'air influenceront la formation de la glace sur les lacs et, en retour, auront des répercussions sur les milieux humides riverains, les milieux aquatiques à proximité des rives et les milieux terrestres.

État de l'écosystème
Historique
La température de l'air au-dessus d'un lac est l'un des facteurs qui contrôlent la formation de la glace à la surface de l'eau. Les températures plus froides en hiver augmentent la quantité de chaleur libérée par le lac, accroissant ainsi le gel de l'eau. Les températures plus douces en hiver ont un effet de contrôle semblable, mais la quantité de chaleur libérée est moins élevée, et la glace se forme plus lentement. Globalement, certains lacs intérieurs semblent geler plus tard et dégeler plus tôt que la moyenne historique, d'après les données d'une étude de 150 ans (Magnuson et al., 2000). Ces tendances s'ajoutent à la preuve que la Terre se trouve dans une période de réchauffement planétaire depuis au moins les 150 dernières années.

Le gel et le dégel des lacs constituent un aspect très important pour de nombreux écosystèmes aquatiques et terrestres. De nombreuses espèces de poissons comptent sur la glace pour protéger leurs œufs contre les prédateurs durant la dernière partie de la saison des glaces. La glace près du littoral présente la capacité de changer le littoral, car elle peut s'accrocher à la terre durant les périodes de gel en hiver. Même les systèmes intérieurs sont touchés par la quantité de glace qui se forme, particulièrement dans le bassin des Grands Lacs. Moins de glace sur les Grands Lacs permet à plus d'eau de s'évaporer et de se répandre dans tout le bassin sous la forme de neige, ce qui peut avoir des répercussions pour les animaux qui doivent creuser dans la neige pour se nourrir en hiver (p. ex., le chevreuil).

Situation de la durée de l'englacement des Grands Lacs

L'étude des données des Grands Lacs n'indique aucune tendance concluante réelle concernant la date du gel ou celle du dégel. Une raison à ceci pourrait être qu'à cause de la grande taille des Grands Lacs, il n'a pas été possible d'observer tout le lac en hiver (du moins avant l'imagerie par satellite), et par conséquent, on ne disposait que des observations régionales (baies intérieures et ports). Toutefois, il y avait assez de données collectées à partir des diagrammes des glaces pour obtenir une estimation de la couverture de glace globale durant la saison. Il semble y avoir une diminution de la couverture de glace maximale par saison au cours des 30 dernières années (figure 1).

Les tendances pour chacun des cinq Grands Lacs montrent que durant cette période, la quantité maximale de glace se formant chaque année a diminué, ce qui correspond à la couverture de glace moyenne par saison observée pour la même durée (tableau 1). Entre les années 1970 et les années 1990, il y a eu une diminution d'au moins 10 % de la couverture de glace maximale sur chaque lac, près de 18 % dans certains cas, la plus importante diminution s'étant produite dans les années 1990. Puisque les Grands Lacs ne gèlent pas tous complètement, une série de lacs intérieurs (connus pour geler chaque hiver) en Ontario ont été examinés pour voir s'il y avait une similitude quant aux résultats des études antérieures. Une courbe a été tracée à partir des données du lac Nipissing et du lac Ramsey (figure 2) en fonction de la date de gel complet (date de gel) et de la date de dégel (date de dégel). La date du gel du lac Nipissing semble présenter la même tendance que pour les autres lacs intérieurs : gel plus tard dans l'année. Toutefois, le lac Ramsey semble geler plus tôt dans la saison. Pour les deux lacs, la date de dégel semble être décalée ou arriver plus tard dans l'année. Ces résultats contredisent ce qui se dit pour d'autres lacs similaires dans l'hémisphère Nord (Magnuson et al., 2000).

Les données satellitaires utilisées pour cette analyse peuvent être complétées par les données collectées par les citoyens sur le terrain. Dans le cadre du programme Veille au gel, administré par le Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques d'Environnement Canada et la Fédération canadienne de la nature, des citoyens bénévoles qui ont des connaissances scientifiques observent les dates de gel et de dégel des lacs dans toute la portion ontarienne du bassin des Grands Lacs. Ces bénévoles appliquent les mêmes critères pour le gel et le dégel que les données satellitaires, bien que les bénévoles ne collectent les données que pour la portion du lac qui est visible d'un seul point d'observation sur la rive. Le programme Veille au gel a commencé en 2000 comme suite d'un programme dirigé par le Service météorologique du Canada. Les données de ce programme remontent aux années 1850. Une analyse des données de cette base de données et de la Canadian Ice Database (Service canadien des glaces, Service météorologique du Canada) a montré que le dégel survient environ un jour plus tôt tous les sept ans entre 1950 et 2004 pour 341 lacs canadiens (Futter et al., 2006). Les données du programme Veille au gel ne sont pas aussi complètes que les données satellitaires, mais elles montrent certaines tendances dans le bassin des Grands Lacs. À partir de deux sites pour lesquels les données ont presque 100 ans, le lac Nipissing semble dégeler plus tard dans la saison (figure 3). Les données du programme Veille au gel près du lac Ramsey indiquent que des lacs ont gelé plus tard au cours des 30 dernières années.

Pressions

D'après les résultats de la figure 1 et du tableau 1, il semble que la formation de glace sur les Grands Lacs devrait continuer de diminuer pour la couverture totale si les prédictions du réchauffement atmosphérique planétaire se concrétisent. Les hivers plus doux auront un effet radical sur la superficie d'englacement des lacs, ce qui en retour aura un effet sur de nombreux écosystèmes aquatiques et terrestres qui comptent sur la glace des lacs pour la protection et l'alimentation.

Incidences sur la gestion

Seulement un petit nombre d'ensembles de données ont été collectés et analysés pour cette étude, de sorte que le présent rapport n'est pas concluant. Il faudrait plus de données sur la formation de la glace des lacs pour atteindre une importance qui pourrait être considérée comme acceptable. Bien que les données sur les Grands Lacs soient obtenues facilement de 1972 à aujourd'hui, les plus petits lacs intérieurs qui peuvent être affectés par les changements climatiques à un rythme plus rapide devraient être examinés. Autant d'information historique que possible devrait être obtenue. Ces données pourraient provenir des observateurs du programme Veille au gel et de sa

base de données pour tout le bassin des Grands Lacs. L'apport de plus de données augmentera l'importance statistique des résultats.

Commentaires de l'auteur

Les températures de l'air plus élevées en hiver et en été semblent exercer la plus grande influence sur la formation de la glace. Des protocoles mondiaux sont actuellement présentés afin de réduire les émissions de gaz à effet de serre.

Il serait opportun que des résultats soient présentés tous les quatre à cinq ans (au moins pour les Grands Lacs), et très probablement à plus court terme pour les nouvelles données sur les lacs intérieurs. Il peut également être possible de subdiviser les Grands Lacs en baies et en canaux, etc. afin de comprendre ce qui se produit dans les milieux littoraux.

Remerciements

Auteur : Gregg Ferris, stagiaire à Environnement Canada, Downsview (Ontario).

Mise à jour : Heather Andrachuk, Environnement Canada, Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques (RÉSÉ); Heather.Andrachuk@ec.gc.ca.

Toutes les données ont été analysées, et les diagrammes, créés par l'auteur.

Sources

Futter, M., B. Buckland, E. Kilvert et H. Andrachuk. 2006. « Earlier break-up dates of lake ice: An indicator of climate change in Canada ». Soumis au *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.

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.

Diagrammes des glaces obtenus de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) et du Service canadien des glaces (SCG).

Données pour le lac Nipissing et le lac Ramsey obtenues de Walter Skinner, Direction générale de la recherche atmosphérique et climatologique, Environnement Canada, région de l'Ontario.

Liste des tableaux

Tableau 1. Couverture moyenne de glace, en pourcentage, durant la décade correspondante.
Source: National Oceanic and Atmospheric Administration.

Liste des figures

Figure 1. Tendances de la couverture maximale de glace et dates correspondantes dans les Grands Lacs entre 1972 et 2000. La ligne rouge représente le pourcentage de couverture maximale de glace et la ligne bleue la date de couverture maximale de glace.
Source: National Oceanic and Atmospheric Administration.

Figure 2. Dates où sont recouverts de glace les lacs Nipissing (ligne rouge) et Ramsey (ligne bleue) et dates sans glace.
Les données ont été pondérées selon une moyenne mouvante de 5 ans.
Source: Recherche climatique et atmosphérique, Environnement Canada.

Figure 3. Dates sans glace et ligne de tendance de 1900 à 2000 du lac Nipissing.
Source: Réseau d'évaluation et de surveillance écologique (RESE).

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2007

Le terme « Mitigé » utilisé à propos de l'état dans le rapport de 2009 a été remplacé par « Passable » conformément aux définitions utilisées dans le cycle de production de rapports de 2011.

Lac	1970-1979	1980-1989	1990-1999	Changements entre les années 1970 et 1990
Érié	94,5	90,8	77,3	-17,2
Huron	71,3	71,7	61,3	-10,0
Michigan	50,2	45,6	32,4	-17,8
Ontario	39,8	29,7	28,1	-11,7
Supérieur	74,5	73,9	62,0	-12,6

Tableau 1. Couverture moyenne de glace, en pourcentage, durant la décade correspondante.
Source: National Oceanic and Atmospheric Administration.

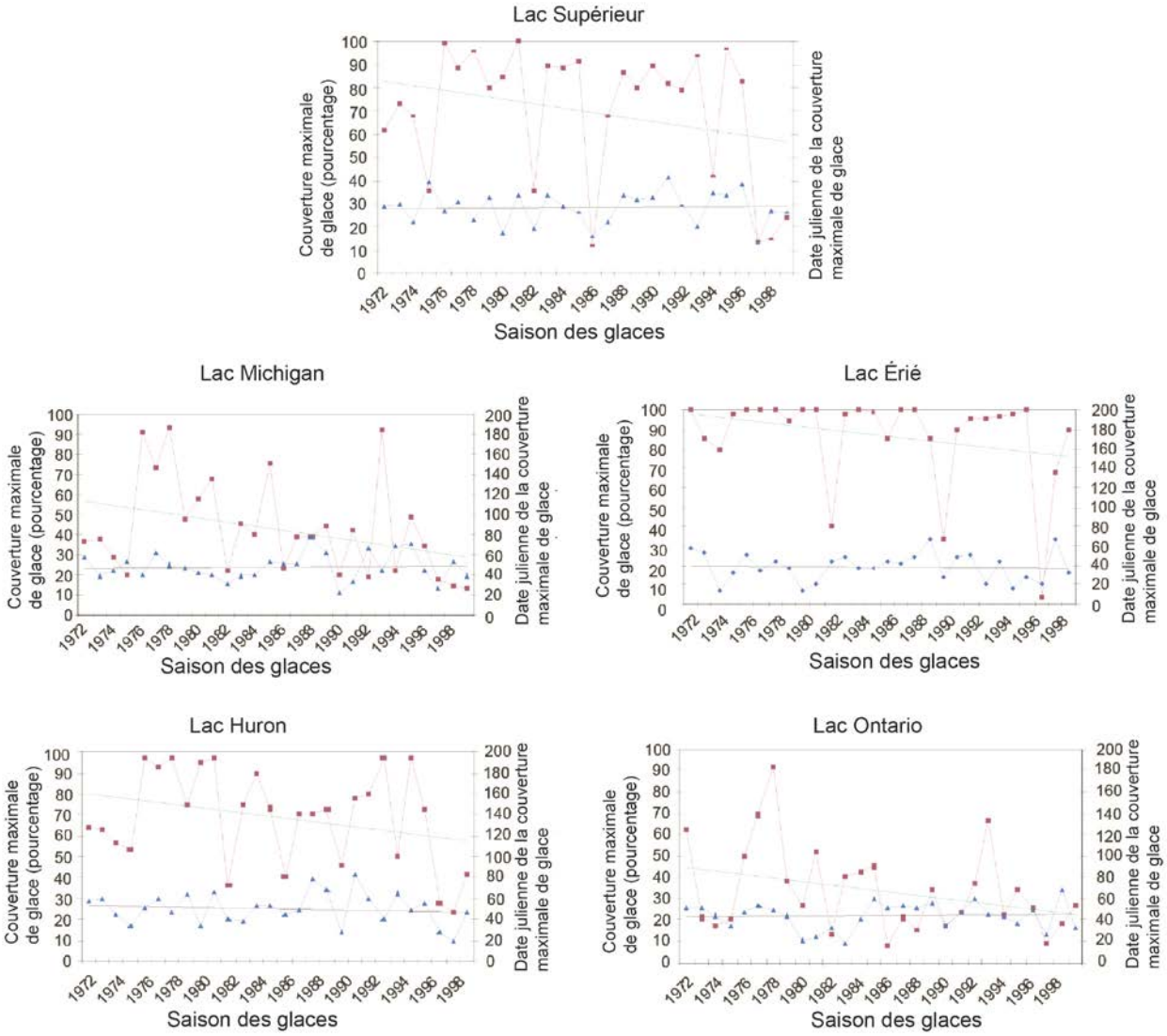


Figure 1. Tendances de la couverture maximale de glace et dates correspondantes dans les Grands Lacs entre 1972 et 2000. La ligne rouge représente le pourcentage de couverture maximale de glace et la ligne bleue la date de couverture maximale de glace.
Source: National Oceanic and Atmospheric Administration.

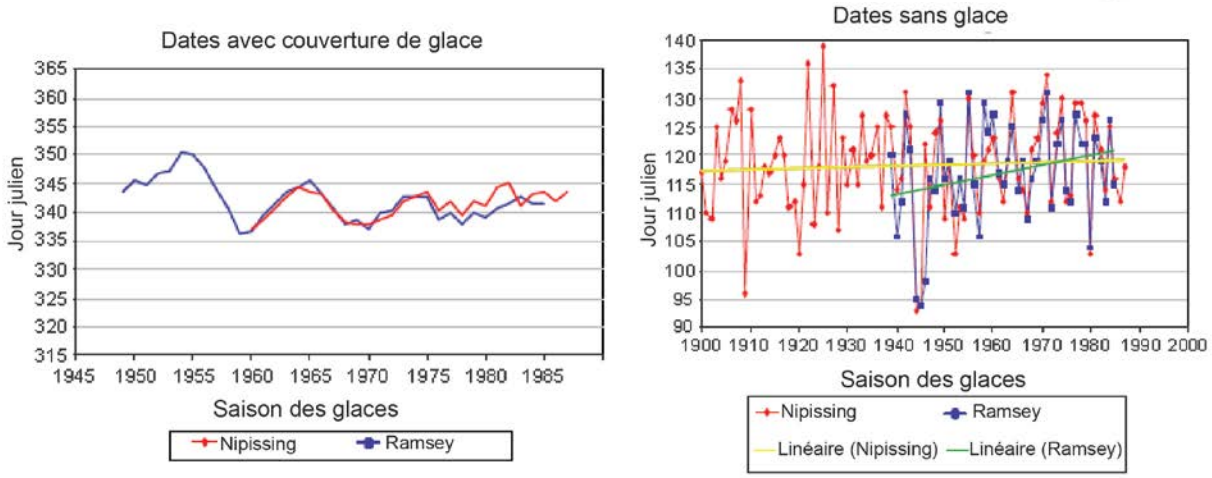


Figure 2. Dates où sont recouverts de glace les lacs Nipissing (ligne rouge) et Ramsey (ligne bleue) et dates sans glace. Les données ont été pondérées selon une moyenne mouvante de 5 ans.
Source: Recherche climatique et atmosphérique, Environnement Canada.

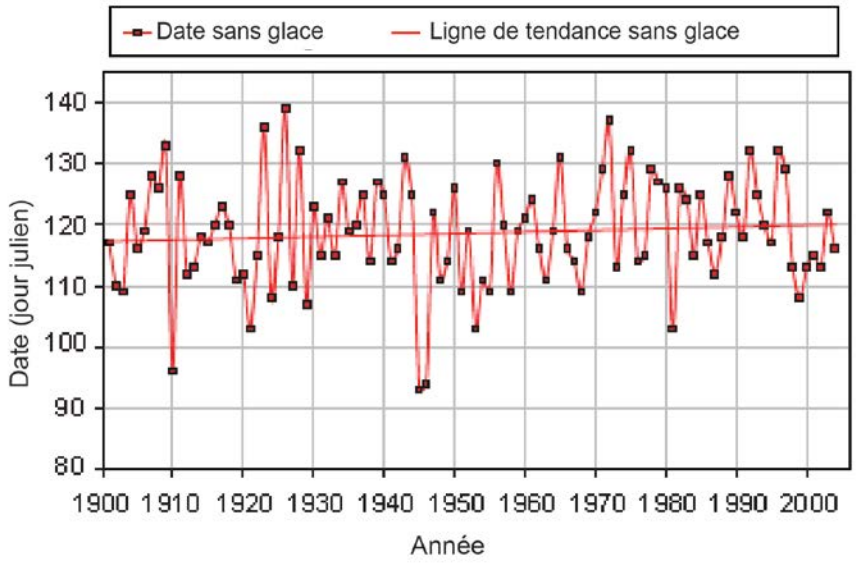


Figure 3. Dates sans glace et ligne de tendance de 1900 à 2000 du lac Nipissing.
Source: Réseau d'évaluation et de surveillance écologique (RESE).

Indice de qualité des eaux continentales

Évaluation globale
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : La valeur moyenne de l'indice de qualité des eaux (IQE) moyen pour 95 affluents canadiens des Grands Lacs était de 70/100.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Situation : Bonne
Tendance : Indéterminée
Justification : La valeur moyenne de l'IQE pour 9 affluents était de 80/100.

Lac Michigan
Statut : Indéterminé
Tendance : Indéterminée

Lac Huron
Situation : Bonne
Tendance : Indéterminée
Justification : La valeur moyenne de l'IQE pour 29 affluents était de 83/100.

Lac Érié
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : La valeur moyenne de l'IQE pour 18 affluents était de 45/100.

Lac Ontario
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : La valeur moyenne de l'IQE pour 33 affluents était de 66/100.

Autres échelles spatiales
Fleuve Saint-Laurent
Situation : Bonne
Tendance : Indéterminée
Justification : La valeur moyenne de l'IQE pour 6 affluents était de 81/100.

But
Communiquer la situation générale de la qualité de l'eau des affluents des Grands Lacs au moyen de l'indice de qualité des eaux (IQE) du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME).
Déduire l'influence des activités liées à l'utilisation des terres sur la qualité des eaux de surface des affluents dans le bassin des Grands Lacs.
Préciser le contexte des effets de la qualité de l'eau des affluents sur les écosystèmes aquatiques des Grands Lacs, en particulier les eaux littorales.
L'indice de qualité des eaux continentales est utilisé dans le cadre de la série des indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de la pression, dans la catégorie portant sur la pollution et les nutriments.

Objectif pour l'écosystème
Cet indicateur appuie l'objectif visant à s'assurer que les eaux de surface du bassin des Grands Lacs sont d'une

qualité apte à préserver la vie aquatique.

Conditions écologiques

Mesure

L'IQE (CCME, 2011*b*) fournit un cadre mathématique pour synthétiser les résultats de surveillance de la qualité des eaux d'après plusieurs échantillons et paramètres, et calculer une valeur unique représentant les conditions générales de la qualité de l'eau à un endroit donné. L'IQE est fondé sur trois mesures (facteurs) de conformité aux critères de qualité de l'eau (recommandations et objectifs) pour la protection de la vie aquatique. Le premier facteur (portée) mesure le pourcentage du nombre de paramètres conformes aux critères de qualité de l'eau. Le deuxième facteur (fréquence) mesure le pourcentage d'analyses individuelles de la qualité de l'eau conformes aux critères. Le troisième facteur (ampleur) mesure l'écart par rapport aux critères. Les trois facteurs sont combinés en une valeur sans unité comprise entre 0 et 100, une valeur plus élevée correspondant à une meilleure qualité. Le calcul de l'IQE est décrit en détail dans le document du CCME (2001*a*,*b*). La sensibilité de l'IQE aux variations induites par l'utilisateur dans la formulation et l'application a été étudiée par Khan *et al.* (2004), Davies (2006), Gartner Lee Limited (2006), Statistique Canada (2007), de Rosemond *et al.* (2009) et Kilgour and Associates Limited (2009).

Pour le présent indicateur CEEGL, les valeurs IQE ont été calculées à l'aide des mesures de la concentration totale de huit paramètres de la qualité de l'eau : l'ammoniac (ionisé), le chlorure, le cuivre, le fer, le nitrate, le nitrite, le phosphore et le zinc (tableau 1). Les données sur la qualité de l'eau (2002 à 2009) ont été fournies par le Réseau provincial de contrôle de la qualité des eaux de l'Ontario (MEO, 2011). Le site de surveillance le plus en aval de chaque cours d'eau se déversant dans les Grands Lacs a été sélectionné, avec les affluents des voies interlacustres des Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent. On a utilisé les résultats de la période de quatre ans la plus récente pour le calcul de l'indice. Pour la plupart des sites (83/95), on a utilisé les données de 2006 à 2009. Pour certains sites (12/95) qui ont fait l'objet d'une surveillance non fréquente (< 10 échantillons) entre 2006 et 2009, on a utilisé les données de 2002 à 2005. Les sources de critères de qualité de l'eau incluent les recommandations pour la qualité de l'eau du CCME (protection de la vie aquatique) (CCME, 2011*a*) et l'objectif provincial de qualité de l'eau de l'Ontario provisoire (phosphore total) (MEO, 1994).

Paramètre

L'IQE calcule une valeur comprise entre 0 et 100 pour chaque site de surveillance. Les développeurs de l'IQE recommandent de classer les valeurs calculées en cinq catégories décrivant les conditions de qualité de l'eau : Excellente (95 à 100), Bonne (80 à 94), Satisfaisante (65 à 79), Douteuse (45 à 64) et Mauvaise (0 à 44). Cette échelle de catégories décrit des sites où l'eau respecte les critères de qualité de l'eau presque toujours (Excellente) ou presque jamais (Mauvaise).

Dans le cas de notre indicateur de la CEEGL, les cinq catégories originales élaborées par le CCME ont été réduites à trois catégories descriptives : Bonne (80 à 100), Passable (45 à 79) et Faible (0 à 44).

Contexte

Le Réseau provincial de contrôle de la qualité des eaux (RPCQE) de l'Ontario recueille les données sur la qualité de l'eau des cours d'eau de centaines de sites ontariens avec la collaboration des offices de protection de la nature en Ontario. La plupart de ces sites se trouvent dans le bassin des Grands Lacs, et nombre d'entre eux se situent à la décharge des affluents des Grands Lacs, ou près de celle-ci. Des échantillons d'eau des cours d'eau de chaque site sont prélevés environ tous les mois et envoyés au laboratoire du ministère de l'Environnement de l'Ontario, où ils sont analysés à l'aide des mêmes méthodes d'analyse, pour que l'ensemble des paramètres de qualité de l'eau soit cohérent. Des paramètres sont sélectionnés pour indiquer l'influence des activités d'utilisation des terres sur la qualité des cours d'eau. Par exemple, le chlorure est mesuré en tant qu'indicateur de l'influence des charges de sel provenant du déglaçage en hiver. Les mesures sur le terrain, incluant la température et le pH de l'eau, sont également prises au moment du prélèvement des échantillons à l'aide d'appareils de mesure de la qualité de l'eau portables. Un ensemble complet de données sur la qualité de l'eau (2002 à 2009) pour tous les sites de surveillance

des cours d'eau est disponible dans le site Web public du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO, 2011).

Situation de la qualité de l'eau dans les affluents des Grands Lacs

On peut décrire la situation générale de la qualité de l'eau dans les affluents des Grands Lacs comme étant Passable (IQE_{moy} = 70, n = 95). Une proportion de 39 %, 48 % et 13 % des affluents se sont vu attribuer la catégorie Bonne, Passable et Faible, respectivement (figures 1 et 2).

On a trouvé que la qualité de l'eau était Bonne dans certains affluents des lac Supérieur, Huron et Ontario, et dans le fleuve Saint-Laurent. On a trouvé que la qualité de l'eau était faible dans certains affluents des lac Érié et Ontario. Les valeurs IQE associées aux sites individuels s'échelonnaient de 7,6 (rivière Sturgeon, lac Érié) à 100 (rivière Montréal, rivière Michipicoten, lac Supérieur, rivière Mississagi, rivière Serpent et lac Huron).

Dans l'évaluation lac par lac (figure 2), les affluents du lac Supérieur (IQE_{moy} = 80, n = 9), du lac Huron (IQE_{moy} = 83, n = 29) et du fleuve Saint-Laurent (IQE_{moy} = 81, n = 6) peuvent être décrits comme ayant une eau dont la qualité est Bonne. Les affluents du lac Érié (IQE_{moy} = 45, n = 18) et du lac Ontario (IQE_{moy} = 66, n = 33) ont une eau de qualité Moyenne.

Liens

Les valeurs IQE calculées montrent un lien négatif statistiquement significatif avec deux mesures du développement du bassin hydrographique : le pourcentage de la superficie du bassin hydrographique occupé par l'utilisation humaine des terres et la densité des routes (figure 3). Cela suggère que la qualité générale de l'eau dans les affluents des Grands Lacs, telle que représentée pas les valeurs IQE, est influencée par l'utilisation humaine des terres là où les bassins hydrographiques minimalement développés ont les valeurs IQE les plus élevées.

Les valeurs IQE indiquent l'effet sur la vie aquatique que peuvent avoir les substances présentes dans l'eau des cours d'eau, d'après la conformité aux critères de qualité de l'eau. Cependant, ces valeurs ne sont pas une mesure directe de l'impact sur les communautés aquatiques, comme les changements dans les communautés de poissons et d'invertébrés benthiques. Les valeurs IQE indiquent également l'effet potentiel des rejets des affluents sur les Grands Lacs, en particulier aux embouchures des affluents et près des eaux littorales.

Gestion – défis et possibilités

L'IQE a été élaboré pour que l'on puisse communiquer l'information sur la qualité de l'eau au grand public. Il n'est pas destiné à remplacer les analyses techniques rigoureuses des données sur la qualité de l'eau pour la gestion des ressources hydriques.

La qualité de l'eau de nombreux affluents des Grands Lacs est surveillée depuis les années 1960. Le calcul d'une valeur IQE pour les données de surveillance historiques est possible et pourrait appuyer une évaluation des tendances de l'IQE dans le temps. Toutefois, on peut anticiper certains défis, comme des méthodes de laboratoires et des limites de détection incohérentes au fil du temps et des ensembles de données incomplets (années ou paramètres manquants).

L'IQE pourrait être appliqué aux résultats d'analyse de la qualité de l'eau des affluents états-uniens des Grands Lacs, selon la disponibilité de ces données. Une difficulté à prévoir est celle que posera le fait que les valeurs IQE ne sont pas directement comparables d'un endroit à un autre, si différents paramètres et critères de qualité de l'eau ont été utilisés. Cette situation s'applique à n'importe quel indice.

Commentaires des auteurs

L'IQE du CCME est largement utilisé au Canada, notamment dans le rapport annuel sur les indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement (Environnement Canada, 2011). L'IQE a aussi été utilisé et adapté par certains offices de protection de la nature en Ontario pour leurs fiches de rendement sur les bassins hydrographiques. Le MEO n'utilise actuellement pas l'IQE dans ses rapports; cependant, étant donné l'utilisation très répandue de cet indice,

l'auteur admet qu'il constitue un point de départ logique pour élaborer un indicateur de la qualité de l'eau des affluents des Grands Lacs pour la CEEGL.

Les forces et les faiblesses de l'IQE ont été, et continuent d'être, discutées. Quelques rapports sur la sensibilité de l'IQE sont publiés dans le site Web du CCME. Le rapport de Gartner Lee Limited (2006) est particulièrement utile pour comprendre les nuances de l'IQE.

La plupart des sites de surveillance du RPCQE de l'Ontario sont intentionnellement situés dans des régions peuplées et dans des régions où les effets sur la qualité de l'eau découlant de diverses utilisations des terres sont connus ou attendus. Les bassins hydrographiques de référence subissant des effets minimaux sont probablement sous-représentés dans cet indicateur CEEGL.

Les sites sélectionnés pour cet indicateur CEEGL sous-représentent probablement les Grands Lacs d'amont, en particulier le lac Supérieur. Une analyse de redondance ou une méthode similaire pourrait être envisagée pour les versions futures de cet indicateur afin d'omettre certains sites de l'affluent d'aval des Grands Lacs et faire en sorte que chacun des Grands Lacs soit représenté de façon plus équitable.

L'influence humaine n'est pas la seule cause de dépassement des critères relatifs à la qualité de l'eau. Les paramètres peuvent dépasser leurs critères respectifs dans des zones contenant naturellement une forte charge d'un nutriment ou d'un métal particulier. On n'a absolument pas pris en compte les concentrations élevées naturelles de certains paramètres dans les calculs de l'IQE.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X					
Les données sont traçables jusqu'à leur source d'origine.	X					
La source des données est connue, fiable et respectée.	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 à celles provenant du Canada.						X
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.	X					

Notes explicatives : Les données sur la qualité de l'eau pour les affluents états-uniens des Grands Lacs n'étaient pas disponibles lors des calculs d'IQE.

Remerciements

Auteur : Aaron Todd, Direction de la surveillance environnementale, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Contributeurs : Shenaz Sunderani, Carline Rocks et Georgina Kaltenecker, Direction de la surveillance environnementale, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Sources d'information

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2001*a*. Indice de qualité des eaux du CCME 1.0, Rapport technique (http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_techrprtfctsht_f.pdf).

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2001*b*. Indice de qualité des eaux du CCME 1.0, Manuel de l'utilisateur (http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_usermanualfctsht_f.pdf).

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2011*a*. Tableau sommaire des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, mis à jour en 2011 (http://st-ts.ccme.ca/?chems=all&chapters=1,5&lang=fr).

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2011*b*. CCME Water Quality Index 1.1 (http://www.ccme.ca/assets/xls/ccmewqi_calculator_1.1_en.xls).

Davies, J.M. 2006. Application and tests of the Canadian Water Quality Index for assessing changes in lakes and rivers of central North America, *Lake and Reservoir Management* 22(4):308-320 (http://dx.doi.org/10.1080/07438140609354365).

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 (http://dx.doi.org/10.1007/s10661-008-0480-6).

Environnement Canada. 2011. Indicateurs sur l'eau, Quantité et disponibilité de l'eau (http://ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=Fr&n=13307B2E-1).

Gartner Lee Limited. 2006. A sensitivity analysis of the Canadian Water Quality Index (http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_sensitivity_analysis_rpt_web.pdf).

Khan, A.A., R. Paterson, et H. Khan. 2004. Modification and application of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for the communication of drinking water quality data in Newfoundland and Labrador, *Water Quality Research Journal of Canada* 39(3):285-293.

Kilgour and Associates Limited. 2009. Reducing the sensitivity of the Water Quality Index to episodic events (http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_sensitivity_1435.pdf).

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). 1994. Water management, policies, guidelines and provincial water quality objectives of the Ministry of the Environment (http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std01_079681.pdf).

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). 2011. Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau, données (2002-2009) (http://www.ene.gov.on.ca/environment/fr/resources/collection/data_downloads/index.htm).

Statistique Canada. 2007. Étude de comportement de l'indice de la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (http://www.statcan.gc.ca/pub/16-001-m/16-001-m2007003-fra.htm).

Information sur le Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (RPCQE) de l'Ontario, incluant une carte des sites de surveillance (http://www.ene.gov.on.ca/environment/fr/monitoring_and_reporting/provincial_water_quality_monitoring_network/index.htm).

Sites de surveillance (ESRI ArcGIS shapefile), résultats 2002-2009 (Microsoft Access et Excel) et métadonnées du RPCQE dans le site Web du ministère de l'Environnement de l'Ontario (http://www.ene.gov.on.ca/environment/fr/resources/collection/data_downloads/index.htm).

Calculateur IQE (Microsoft Excel, v. 1.2, 2011), Manuel de l'utilisateur et Rapport technique à télécharger (http://www.ccme.ca/ourwork/water.fr.html?category_id=102).

Liste des tableaux

Tableau 1. Critères de qualité de l'eau pour les huit indicateurs utilisés dans le calcul des indices de la qualité de l'eau (IQE) du CCME.
Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario

Liste des figures

Figure 1. Valeurs de l'indice de la qualité de l'eau (IQE) pour 95 affluents canadiens des Grands Lacs.

Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario

Figure 2. Valeurs de l'indice de la qualité de l'eau (IQE) pour les affluents canadiens des Grands Lacs par bassin de lac.

Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario

Figure 3. Valeurs de l'indice de la qualité de l'eau (IQE) pour les affluents canadiens des Grands Lacs (n = 95) en fonction (a) du pourcentage du bassin hydrographique occupé par l'utilisation humaine des terres et (b) de la densité routière.

Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

Indicateur	Critère	Source
Ammoniac (non ionisé)	0,0152 mg N/L	CCME
Chlorure	110 mg/L	CCME (ébauche)
Cuivre	2 g/L, dureté de	CCME
	3 g/L, du	
	4 g/L, dureté	
Fer	300 g/L	CCME
Nitrate	2,9 mg N/L	CCME
Nitrite	0,06 mg N/L	CCME
Phosphore	0,03 mg/L	MEO
Zinc	30 g/L	CCME

Sources : CCME = Recommandations pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique (CCME, 2011*a*); MEO = Objectif provincial provisoire de qualité de l'eau (MEO, 1994).

Tableau 1. Critères de qualité de l'eau pour les huit indicateurs utilisés dans les calculs de l'indice de qualité de l'eau (IQE) du CCME

Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario

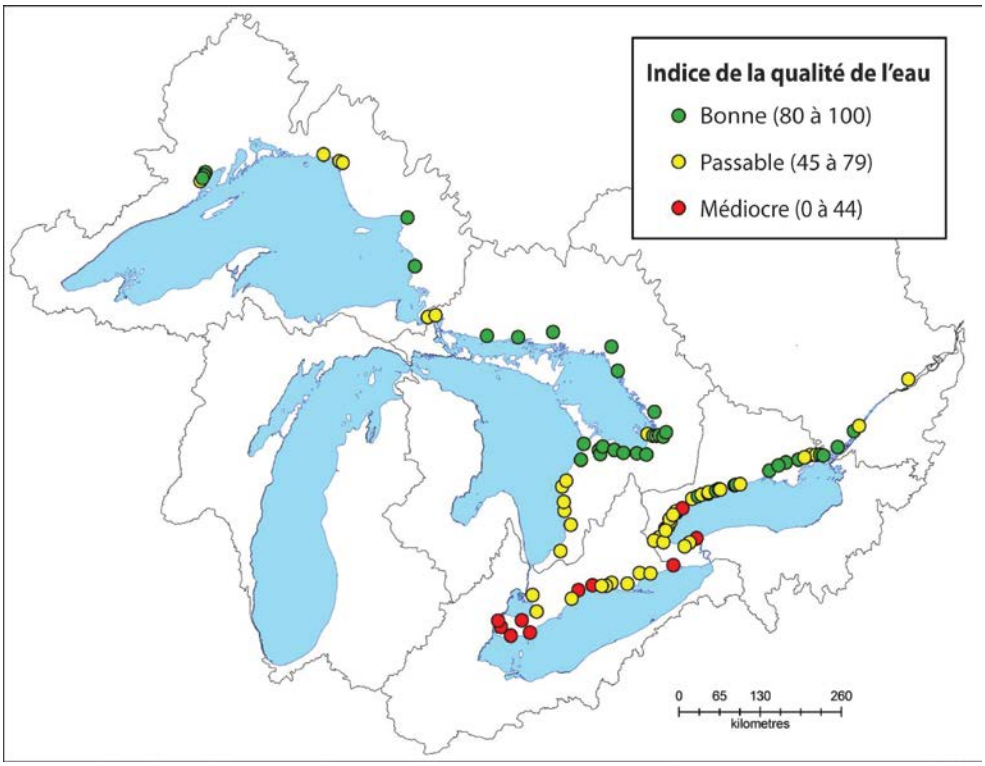


Figure 1. Valeurs de l'indice de la qualité de l'eau (IQE) pour 95 affluents canadiens des Grands Lacs
Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario

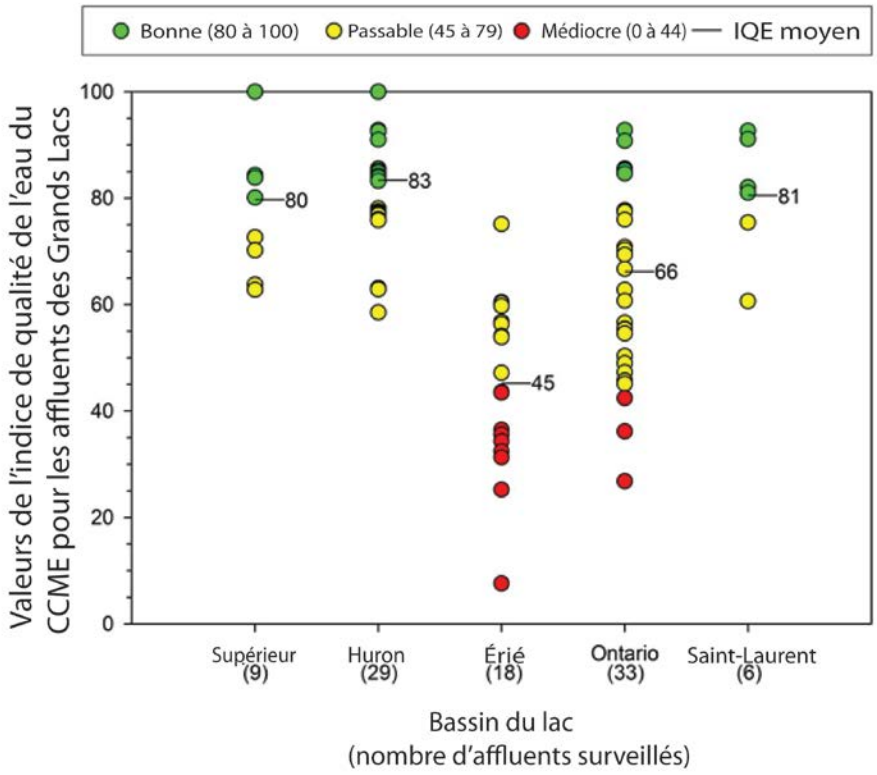


Figure 2. Valeurs de l'indice de la qualité de l'eau (IQE) pour les affluents canadiens des Grands Lacs par bassin de lac

Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario

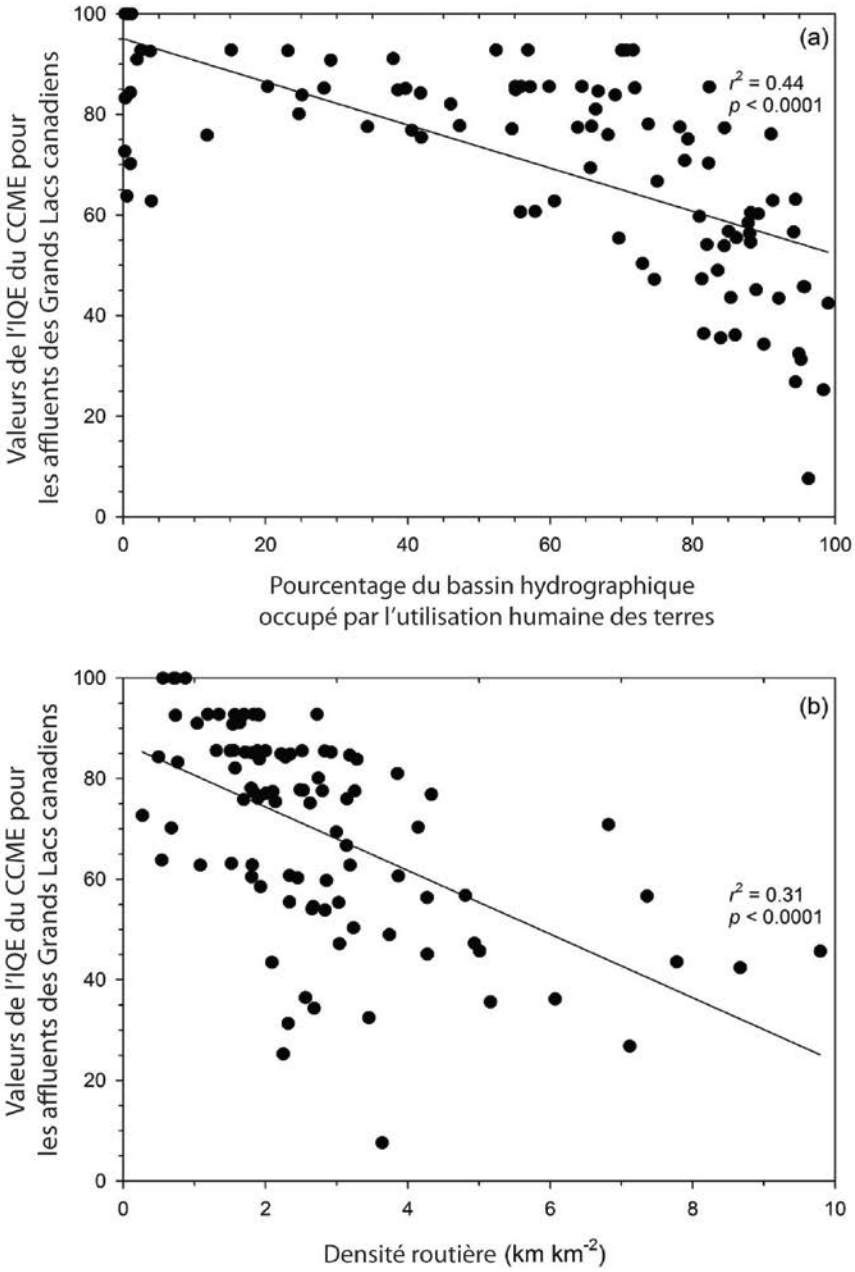


Figure 3. Valeurs de l'indice de la qualité de l'eau (IQE) pour les affluents canadiens des Grands Lacs (n = 95) en fonction (a) du pourcentage du bassin hydrographique occupé par l'utilisation humaine des terres et (b) de la densité routière

Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario

Couverture terrestre

Évaluation globale
Situation : Mitigée
Tendance : Indéterminée
Justification : Entre 1992 et 2001, l'aménagement de faible intensité a gagné 33,5 %, les surfaces de voirie ont augmenté de 7,5 % et les forêts ont rétréci de 2,3 %. Les terres agricoles ont régressé de 210 000 ha (520 000 acres) au profit de terres aménagées. Environ 50 % du déboisement est attribuable à la gestion forestière, et 50 % à l'aménagement des terres.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
Situation : Bonne
Tendance : Indéterminée
Justification : Taux de conversion le plus bas de terres non aménagées en terres aménagées, et taux de conversion le plus élevé de terres non forestières en terres forestières. Dans le bassin américain dont la superficie est de 4,2 millions d'hectares (10,4 millions d'acres), 1676 hectares (4141 acres) de milieux humides, 6,241 hectares (15 422 acres) de terres agricoles et 14 300 hectares (35 336 acres) de terres forestières ont été aménagés entre 1992 et 2001.

Lac Michigan
Situation : Mitigée
Tendance : Indéterminée
Justification : Taux de conversion de l'aménagement des terres variant d'intermédiaire à élevé. Des 1,2 million d'hectares (3 millions d'acres) du bassin versant, 9724 hectares (24 028 acres) de milieux humides, 78 537 hectares (193 624 acres) de terres agricoles et 57 529 hectares (142 157 acres) de terres forestières ont été aménagés entre 1992 et 2001.

Lac Huron
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : Deuxième plus faible taux de conversion en terres aménagées. Des 4,1 millions d'hectares (10,1 millions d'acres) du bassin versant américain, 4314 hectares (10 660 acres) de milieux humides, 17 881 hectares (44 185 acres) de terres agricoles et 17 730 hectares (43 812 acres) de terres forestières ont été aménagés entre 1992 et 2001.

Lac Érié
Situation : Médiocre
Tendance : Indéterminée
Justification : Taux de conversion le plus élevé de terres non aménagées en terres aménagées. Des 5,0 millions d'hectares (12,4 millions d'acres) du bassin versant américain, 3352 hectares (8283 acres) de milieux humides, 52 502 hectares (129 735 acres) de terres agricoles et 27 869 hectares (68 866 acres) de terres forestières ont été aménagés entre 1992 et 2001.

Lac Ontario
Situation : Mitigée
Tendance : Indéterminée
Justification : Taux de conversion variant d'intermédiaire à élevé pour les terres non aménagées en terres aménagées, accompagné du plus faible taux d'aménagement de milieux humides. Des 3,4 millions d'hectares (8,4 millions d'acres) du bassin versant américain, 458 hectares (1132 acres) de milieux

humides, 24 883 hectares (61 487 acres) de terres agricoles et 20 670 hectares (51 076 acres) de terres forestières ont été aménagés entre 1992 et 2001.

Autres échelles spatiales

L'indicateur se rapporte surtout au risque de dégradation des marges riveraines et des eaux littorales. L'importance de la situation de l'utilisation des terres (surtout comme source de nutriments et de contaminants) diminue à mesure que l'écart avec la marge riveraine s'accroît, puisque les substances sont habituellement transportées par l'eau provenant des affluents.

But

- L'indicateur sert à évaluer la situation de l'occupation du sol dans le bassin des Grands Lacs et à déduire l'effet possible (risque de dégradation) de l'occupation du sol et de son évolution sur la santé de l'écosystème des Grands Lacs. L'indicateur Occupation du sol est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de la situation, dans la catégorie portant sur les paysages et les processus naturels.

Objectif pour l'écosystème

Le développement durable est un objectif généralement accepté d'utilisation des terres pour le bassin des Grands Lacs. Cet indicateur appuie l'annexe 13 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 1987.

Conditions écologiques

Nous avons établi une classification commune de l'occupation du sol pour permettre une comparaison intégrée de l'utilisation des terres au Canada et aux États-Unis, entre 1990 et 2001. Pour cela, il a fallu intégrer les classifications détaillées, mais distinctes, du système américain (24 classes d'utilisation des terres, délimitées par Wolter (2006)) avec le système canadien, soit les 27 (en 1990) ou 28 (en 2000) classes de couverture des terres de l'Ontario établies par le ministère des Richesses naturelles de la province. Nous avons pu ensuite faire une évaluation unifiée portant sur 6 classes : terre aménagée, terre agricole, prairie/ arbustaie, forêt, milieu humide et eau (Ciborowski *et al.*, 2011). En nous servant de cette classification commune de l'occupation du sol pour l'année 2000, nous avons calculé la répartition de la superficie en valeur absolue et en pourcentage entre chaque classe d'occupation du sol, pour le bassin de chacun et de l'ensemble des Grands Lacs (tableau 1).

La répartition proportionnelle de chaque type d'occupation variait grandement d'un lac à un autre, le bassin du lac Supérieur étant surtout boisé (figure 1) et celui du lac Érié principalement agricole (figure 2). Les superficies agricoles et forestières étaient réparties plus également dans les bassins des lacs Michigan (figure 3) et Ontario (figure 4). Le pourcentage de terres aménagées allait d'un faible 2,1 % dans le bassin du lac Supérieur à 13,4 % dans celui du lac Érié. Les écarts importants du mode d'occupation du sol entre les lacs témoignent des gradients climatiques et pédologiques dans le bassin des Grands Lacs qui, par le passé, ont restreint la conversion de la végétation indigène (forêt ou prairie) à l'agriculture.

Entre deux périodes nominales (1992 et 2001), la portion américaine du bassin versant des Grands Lacs a connu un important changement dans les principales catégories d'utilisation des terres et d'occupation du sol (UT/OS). Sur l'ensemble des changements survenus (798 755 hectares, soit 2,5 % du bassin versant), les catégories de transition saillantes comprenaient une augmentation de 33,5 % de la zone d'aménagement à faible densité, une augmentation de 7,5 % pour les routes, et une diminution du secteur forestier de plus de 2,3 %, soit la plus importante catégorie d'UT/OS et le plus important changement dans le bassin versant. Plus de la moitié de la régression des forêts mettait en cause des transitions vers l'établissement de végétation de début de succession (VDS) et, ainsi, ce territoire demeurera probablement d'une certaine façon dans la production forestière. Toutefois, presque autant de terres forestières ont effectivement été converties de façon permanente en territoire aménagé. De même, les terres agricoles ont perdu au profit de terres aménagées plus de 50 000 hectares (125 000 acres) de plus que le territoire

forestier, ce qui inclut en majeure partie des transitions vers l'étalement urbain et suburbain. Environ 210 068 hectares de terres agricoles (81 %) ont été convertis en terres aménagées, et 16,3 % de ces terres converties se situent à moins de 10 kilomètres de la rive des Grands Lacs.

Entre 1992 et 2001, les transitions d'UT/OS dans les zones à proximité des rives des Grands Lacs (de 0 à 1 km, de 1 à 5 km et de 5 à 10 km) correspondent en grande partie à celles de l'ensemble du bassin versant. Bien que les mêmes catégories de transition aient dominé, leurs proportions ont varié selon la distance tampon des lacs. Dans la zone de 0 à 1 km de la rive des Grands Lacs, les conversions de forêts en VDS (9 087 hectares, soit 5,0 % de l'ensemble des changements de catégories [ECC]), et en terres aménagées (8 657 hectares, soit 5,6 % de l'ECC) ont été les transitions les plus importantes, suivies de la conversion de 3 935 hectares (soit 1,9 % de l'ECC) de terres agricoles en terres aménagées. Pour la zone se situant de 1 à 5 km à l'intérieur du rivage, la conversion des forêts en terres aménagées a été la plus importante des trois transitions (17 049 hectares, soit 11 % de l'ECC), suivie des terres agricoles en terres aménagées (14 279 hectares, soit 6,8 % de l'ECC) et des forêts en VDS (13 116 hectares, soit 7,3 % de l'ECC). Dans la zone de 5 à 10 km de la rive, la catégorie de transition dominante a été, en majeure partie, semblable à la tendance pour l'ensemble du bassin versant, avec 16 113 hectares (soit 7,7 % de l'ECC) de terres agricoles converties en terres aménagées, 14 516 hectares (soit 8,0 % de l'ECC) de terres forestières converties en VDS, et 14 390 hectares (soit 9,3 % de l'ECC) de terres forestières converties en terres aménagées, en 2001. Lorsqu'on combine toutes les zones tampons de la rive jusqu'à 10 km, c'est la catégorie de transition des terres forestières en terres aménagées qui a été la plus importante (40 099 hectares, soit 25,9 % de l'ECC), suivie des terres forestières en VDS (36 726 hectares, soit 20,3 % de l'ECC), et des terres agricoles en terres aménagées (34 328 hectares, soit 16,3 % de l'ECC).

Les estimations de la décennie précédente indiquaient une tendance à la hausse pour le secteur forestier du début des années 1980 au début des années 1990. Toutefois, contrairement à ces estimations, il y a eu une diminution globale (~ 2,3 %) des terres forestières entre 1992 et 2001 en raison de l'abandon de terres agricoles ainsi que de transitions de terres forestières vers des zones échappant à une gestion active. L'explication de cette tendance est entièrement nébuleuse. Cependant, les pratiques d'exploitation forestière accrues dans certaines parties de la région accompagnées du déboisement au profit de nouveaux aménagements peuvent avoir relégué au second plan les gains du secteur agricole observés pendant les décennies précédentes.

La répartition des 6 types d'utilisation des terres est illustrée pour chacun des Grands Lacs aux figures 1 à 5. Puisque le bassin versant du lac Michigan se situe entièrement aux États-Unis et qu'il fait l'objet d'un plus grand nombre d'analyses, une étude menée pour chacun des lacs montre que ce bassin a naturellement enregistré, entre 1992 et 2001, la plus importante zone ayant subi un changement (286 587 hectares, ~ 2,5 %). Le bassin versant du lac Michigan arrive en tête dans toutes les catégories de transition de l'UT/OS, sauf pour deux d'entre elles : 1) transition de végétation diverse à zone inondée 2) transition de VDS à forêt (figure 3). Toutefois, lorsque les données sont normalisées par secteur, la proportion de changement de l'UT/OS du lac Michigan est intermédiaire comparativement aux autres bassins versants des Grands Lacs du côté américain de la frontière. Bien que le lac Sainte-Claire ne soit pas un Grand Lac, et que la partie américaine de son bassin versant soit en grande partie métropolitaine (figure 2), le bassin versant de ce lac présente les plus hauts taux de changement en terres aménagées à partir de milieux humides, de VDS et de terres agricoles et forestières.

Dans l'ensemble des Grands Lacs, le bassin versant du lac Érié montre la plus grande proportion de conversion des terres en terres aménagées (87 077 hectares, soit 1,74 %), alors que le bassin versant du lac Supérieur présente la proportion la plus faible (20 351 hectares, soit 0,48 %). Par exemple, le bassin versant du lac Érié a subi la proportion la plus élevée de conversion des terres agricoles en terres aménagées. Toutefois, le bassin versant du lac Ontario montre la plus grande proportion de conversion des terres forestières en terres aménagées (figure 4). Le bassin versant du lac Supérieur reflète une proportion élevée de terres en aménagement forestier en ce qu'il présente à la fois la proportion la plus élevée de conversion des forêts en VDS et vice versa. Enfin, le bassin versant du lac Huron présente la proportion la plus élevée de milieux humides convertis en terres aménagées, suivi de près par les

bassins versants du lac Michigan et du lac Érié (figure 5).

Liens

L'importance de la situation de l'utilisation des terres (surtout comme source de nutriments et de contaminants) est la plus grande aux rives et dans les marges riveraines, et elle diminue à mesure que s'accroît l'écart avec ces zones, puisque les substances sont habituellement transportées par l'eau provenant des affluents. Un couvert du sol naturel indique un bon état, parce qu'il intègre les nutriments dans sa biomasse et ralentit le ruissellement de l'eau vers les lacs, et donct le transport des matières (sédiments, polluants) que l'eau contient.

Gestion – défis et possibilités

Les taux de changement d'affectation des terres offrent un indicateur intégré important du degré et du lieu des pertes et des gains de milieux naturels, et donc des augmentations et des diminutions des risques de dégradation.

Commentaires des auteurs

Les modifications de l'utilisation des terres estimées d'après l'ensemble combiné de données canadiennes et américaines entre 1990 et 2000 sont beaucoup plus prononcées du côté canadien que du côté américain, certaines catégories montrant jusqu'à 10 % de changement. Ces modifications sont bien plus grandes que celles signalées dans la documentation et nous poussent à évaluer les explications possibles des écarts. Il y a deux sources d'erreur. La première en est une d'enregistrement – les cartes sont mal alignées dans un système de coordonnées commun (ce type d'erreur est analysé en détail par Ciborowski *et al.*, 2011). Il peut s'en suivre un déplacement des images dans les deux cartes. Par exemple, dans le cas d'une route traversant une forêt dont l'emplacement apparent est décalé d'une image à l'autre, ce décalage est interprété comme la conversion de surface de voirie à forêt dans une partie de la carte et comme la conversion inverse dans une autre partie. Comme de nombreux pavés sont utilisés pour créer la carte composite du Canada, et que l'erreur d'un pavé de carte à l'autre ne semble pas uniforme, il faudra revoir et corriger chaque image source pour supprimer le biais global. La seconde source d'erreur, probablement la plus grande, est le résultat d'une modification des critères employés pour classifier l'utilisation des terres/occupation des sols entre 1990 et 2000. Ciborowski *et al.* (2011) documentent des exemples où de vastes superficies cartographiées comme étant des « zones habitées et terres en exploitation » en 1990 apparaissent dans la carte de 2000 comme des secteurs de déforestation. Dans d'autres cas, des routes indiquées comme surfaces « en exploitation » en 1990 sont redéfinies comme « espaces ouverts » en 2000. Enfin, un dernier exemple, celui d'une grande superficie près de Sudbury signalé comme étant « en exploitation » en 1990, qui a été cartographiée comme « végétation de début de succession » en 2001. Les erreurs imputables aux divergences des critères de classification et aux différences d'enregistrement entre images empêchent d'évaluer convenablement le changement d'affectation des terres. Pour faire cette évaluation, nous recommandons de reclasser les images sources de 1990, en appliquant les mêmes critères que pour l'évaluation de 2000 (et d'établir des critères communs à appliquer à toutes les interprétations successives des données satellite). Le reclassement, conjugué à une géorectification des images de 1990, permettrait d'effectuer une évaluation du changement d'affectation des terres compatible avec celle menée du côté américain par Wolter, afin d'aboutir à une représentation intégrée de tout le bassin des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité		X				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée	X					
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs	X					

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport	X					

Remerciements

Auteurs

Jan J.H. Ciborowski, Département des sciences biologiques de l'Université de Windsor, 401, av. Sunset, Windsor (Ontario), Canada, N9B 3P4.

Terry A. Brown, George E. Host, Paul Meysembourg et Lucinda B. Johnson, Institut de recherche en ressources naturelles, Université du Minnesota à Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth (Minnesota), 55811.

Peter Wolter, Département de gestion et d'écologie des forêts, Université du Wisconsin à Madison.

Collaborateurs

Les participants du Great Lakes Environmental Indicators Project – Gerald L. Niemi (chercheur principal; Institut de recherche en ressources naturelles, Université du Minnesota à Duluth), Nicholas P. Danz (Université du Wisconsin à Superior) et Thomas Hollenhorst (USEPA, Mid-Continent Ecology Division National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Duluth, MN 55804) – ont collaboré à la mise sur pied du groupe de recherche qui a reconnu le besoin de la base de données. Scudder D. Mackey (Habitat Solutions NA) et Li Wang (Université de Windsor) ont collaboré à la mise en concordance et à la fusion des données canadiennes et américaines dans un ensemble commun. Sandra E. George (Environnement Canada, Burlington, Ontario) et Mike Robertson (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough) ont apporté une aide particulièrement utile en facilitant l'octroi de permis et l'acquisition des données cartographiques canadiennes. Les coordonnateurs de la CEEGL, Rob Hyde, Nancy Stadler-Salt, Stacey Cherwaty-Pergentile (Environnement Canada, Burlington, Ontario) et Paul Horvatin et Karen Rodriguez (Bureau du programme national des Grands Lacs de l'USEPA, Chicago, Illinois), ont donné l'impulsion à l'établissement du document de réflexion sur l'occupation du sol qui nous a permis d'évaluer l'état de celle-ci dans le bassin des Grands Lacs, pour déduire l'effet possible (risque de dégradation) de l'occupation du sol et de son évolution sur la santé de l'écosystème.

Le projet sur lequel s'appuyaient les données avait été financé à l'origine par les programmes de recherche Estuarine and Great Lakes (EaGLe) du programme Science to Achieve Results (STAR) de l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA), par l'intermédiaire du Great Lakes Environmental Indicators (GLEI) Project et des projets sur les conditions de référence (ententes de l'USEPA EPA/R-8286750 et EPA/R-82877701, respectivement), et par la National Space and Aeronautics Administration (NAG5-11262). Nous reconnaissons en outre le financement fourni par Environnement Canada (ententes KW405-09-1987-O et KW405-10-1831R-O) afin d'actualiser et d'augmenter les données sur le stress dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.

Sources d'information

Les renseignements sur l'UT/OS au Canada sont issus des ensembles de données sur la couverture des terres de l'Ontario http://www.geobase.ca/geobase/en/data/landcover/index.html de 1990 et 2000; pour 2000, la couverture de la partie est du bassin qui se trouve au sud du Bouclier canadien a été réalisée au moyen des données du Service national d'information sur les terres et les eaux (SNITE) : http://www4.agr.gc.ca/AAFC-AAC/display-afficher.do?id=1226330737632&lang=eng.

Les renseignements sur l'UT/OS aux États-Unis s'appuient sur les travaux de Wolter et de ses collègues dans le contexte du Great Lakes Environmental Indicator Project (Wolter *et al.*, 2006), qui se fondaient eux-mêmes sur

le National Land Cover Dataset (NLCD).

Les classes d'occupation du sol et les procédures pour établir la concordance nécessaire à l'intégration des bases de données canadiennes et américaines dans un système commun de classification sont documentées dans Ciborowsi *et al.* (2011).

Ciborowski, J.J.H., G.E. Host, T.A. Brown, P. Meysembourg et L.B. Johnson. 2011. *Linking Land to the Lakes: the linkages between land-based stresses and conditions of the Great Lakes*. Document de travail technique établi pour Environnement Canada à l'appui de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CEEGL) 2011, Erie (Pennsylvanie). 47 p. + annexes.

Wolter, P., C.A. Johnston et G.J. Niemi. 2006. « Land use land cover change in the Great Lakes basin 1992–2001 ». *Journal of Great Lakes Research*, 32 : 607–628.

Liste des tableaux

Tableau 1. Superficies en valeur absolue et en pourcentage dans les bassins de chacun et de l'ensemble des Grands Lacs, pour chacune des six classes d'occupation du sol en 2000 (Canada) et en 2001 (États-Unis). Source : Ciborowski *et al*. (2011).

Liste des figures

Figure 1. Répartition de l'utilisation des terres dans le bassin du lac Supérieur en 2000 (Canada) et en 2001 (États-Unis) chromocodée selon six classes d'utilisation. Source : Ciborowski *et al.* (2011).

Figure 2. Répartition de l'utilisation des terres dans le bassin du lac Érié en 2000 (Canada) et en 2001 (États Unis) chromocodée selon six classes d'utilisation. Source : Ciborowski et al. (2011).

Figure 3. Répartition de l'utilisation des terres dans le bassin du lac Michigan en 2000 (Canada) et en 2001 (États Unis) chromocodée selon six classes d'utilisation. Source : Ciborowski et al. (2011).

Figure 4. Répartition de l'utilisation des terres dans le bassin du lac Ontario en 2000 (Canada) et en 2001 (États Unis) chromocodée selon six classes d'utilisation. Source : Ciborowski et al. (2011).

Figure 5. Répartition de l'utilisation des terres dans le bassin du lac Huron en 2000 (Canada) et en 2001 (États Unis) chromocodée selon six classes d'utilisation. Source : Ciborowski et al. (2011).

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

Permissions et liens

Permission de mettre des graphiques en ligne : oui.

Permission d'établir des liens dans le site Web de la CEEGL vers les sites d'autres organismes : s/o.

Classe d'utilisation des terres	Bassin											
	Ontario		Érié		Huron		Michigan		Supérieur		Grands Lacs	
	Superficie		Superficie		Superficie		Superficie		Superficie		Superficie	
	km^2	%	km^2	%	km^2	%	km^2	%	km^2	%	km^2	%
Aménagée	5 828	9,3	10 732	13,4	6 926	4,9	11 799	10,1	2 660	2,1	37 948	7,2
Agriculture	22 099	35,3	52 844	65,9	33 702	23,9	42 364	36,2	1 733	1,4	15 274	29,0
Prairie/arbustaie	2 023	3,2	696	0,9	2 452	1,7	3 193	2,7	1 242	1,0	9 608	1,8
Forêt	27 280	43,5	13 032	16,2	76 640	54,4	38 516	32,9	95 818	76,7	251 285	47,8
Milieu humide	2 317	3,7	1 974	2,5	10 163	7,2	17 423	14,9	10 483	8,4	42 360	8,1
Eau	3 116	5,0	965	1,2	11 107	7,9	3 627	3,1	13 060	10,4	31 874	6,1
Total	62 663	100	80 242	100	140 994	100	116 922	100	124 996	100	525 817	100

Tableau 1. Superficies en valeur absolue et en pourcentage dans les bassins de chacun et de l'ensemble des Grands Lacs, pour chacune des six classes d'occupation du sol en 2000 (Canada) et en 2001 (États-Unis).
Source : Ciborowski *et al.* (2011).

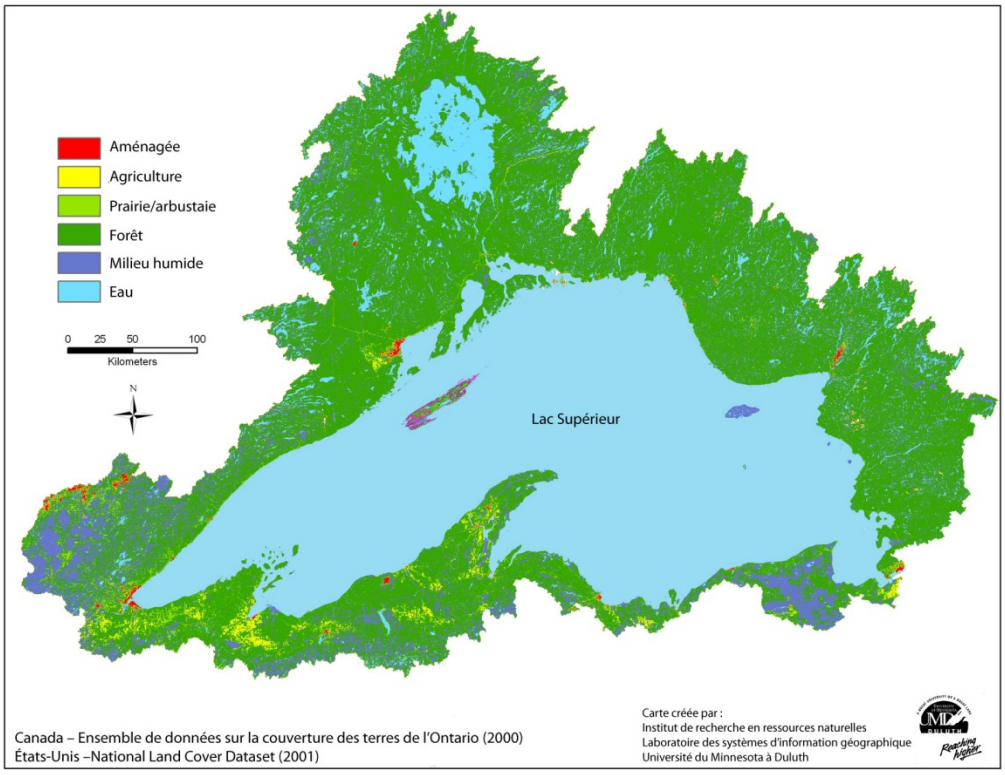


Figure 1. Répartition de l'utilisation des terres dans le bassin du lac Supérieur en 2000 (Canada) et en 2001 (États-Unis) chromocodée selon six classes d'utilisation.
Source : Ciborowski *et al.* (2011).

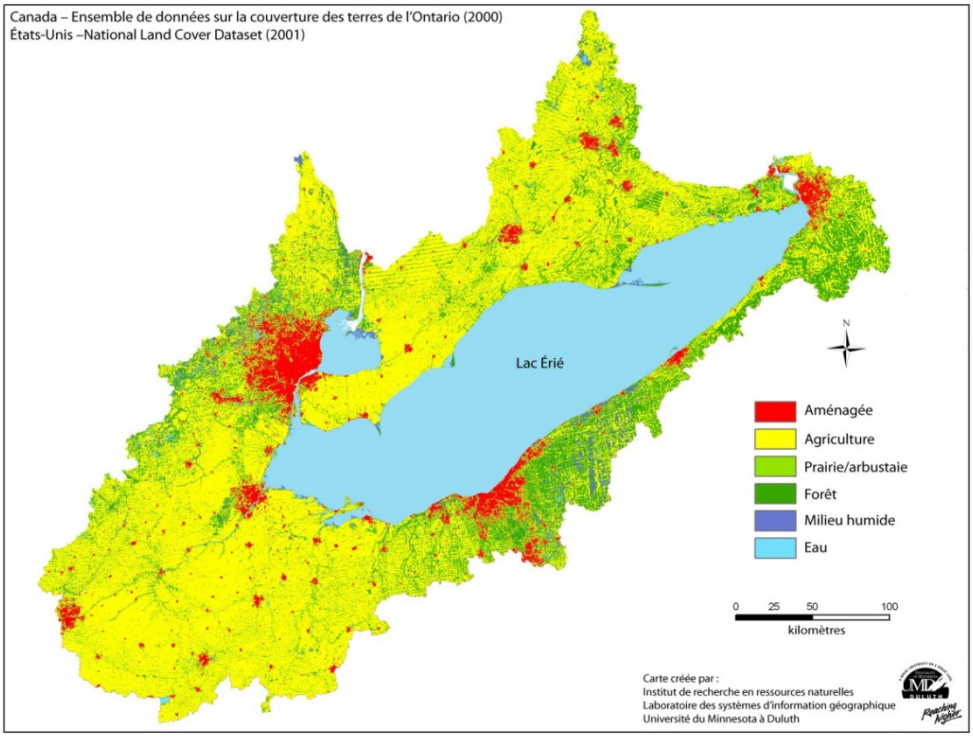


Figure 2. Répartition de l'utilisation des terres dans le bassin du lac Érié en 2000 (Canada) et en 2001 (États Unis) chromocodée selon six classes d'utilisation.
Source : Ciborowski et al. (2011).

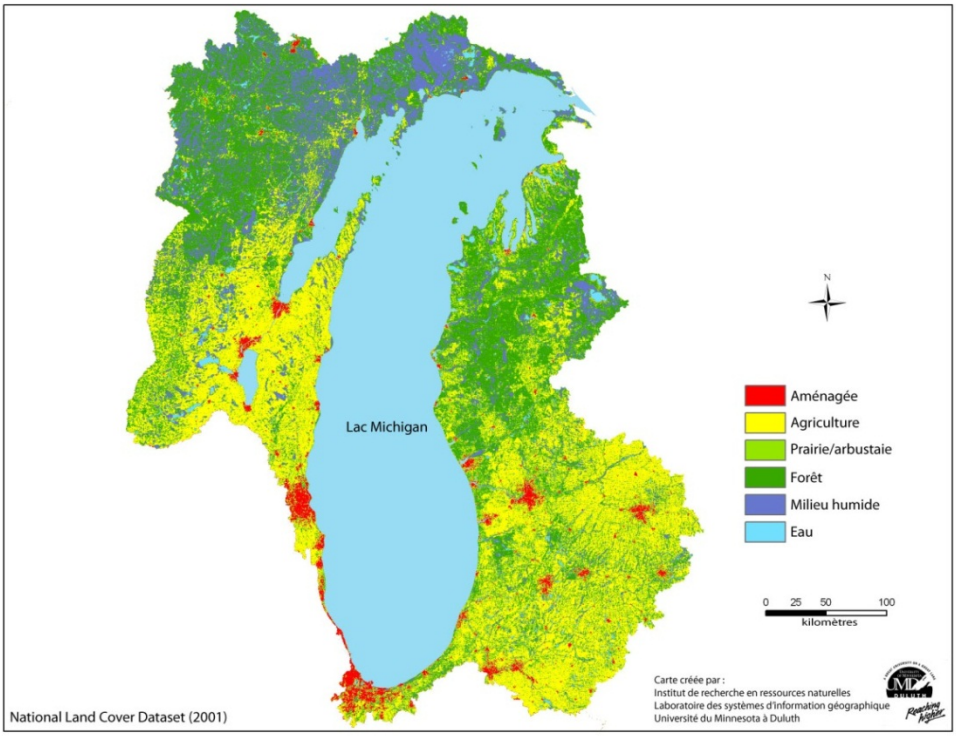


Figure 3. Répartition de l'utilisation des terres dans le bassin du lac Michigan en 2000 (Canada) et en 2001 (États Unis) chromocodée selon six classes d'utilisation.
Source : Ciborowski et al. (2011).

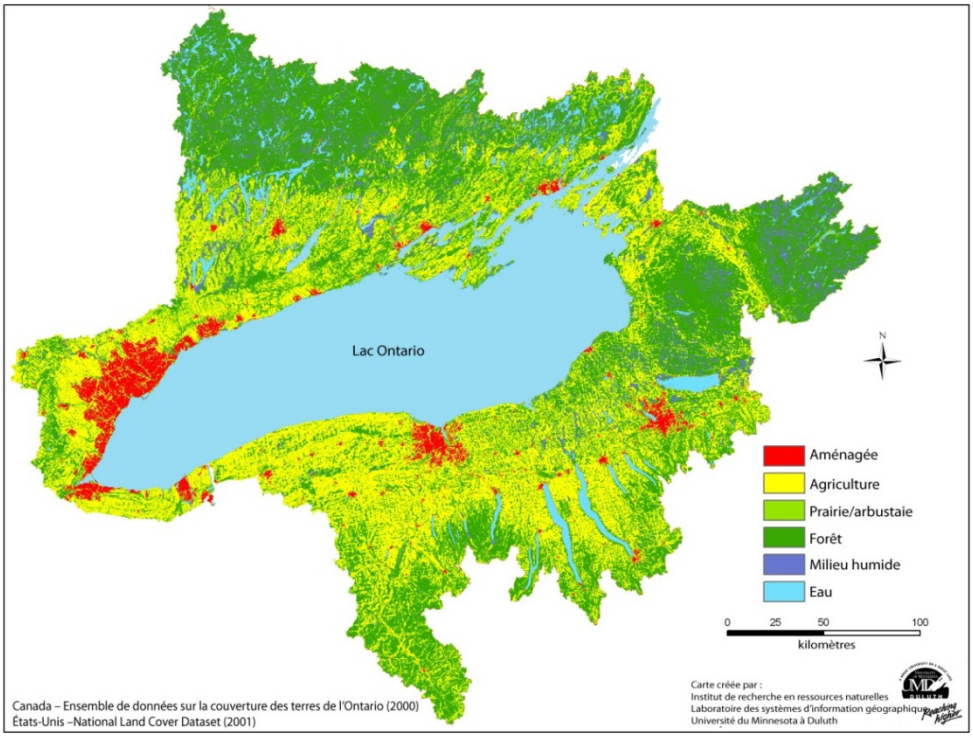


Figure 4. Répartition de l'utilisation des terres dans le bassin du lac Ontario en 2000 (Canada) et en 2001 (États Unis) chromocodée selon six classes d'utilisation.
Source : Ciborowski et al. (2011).

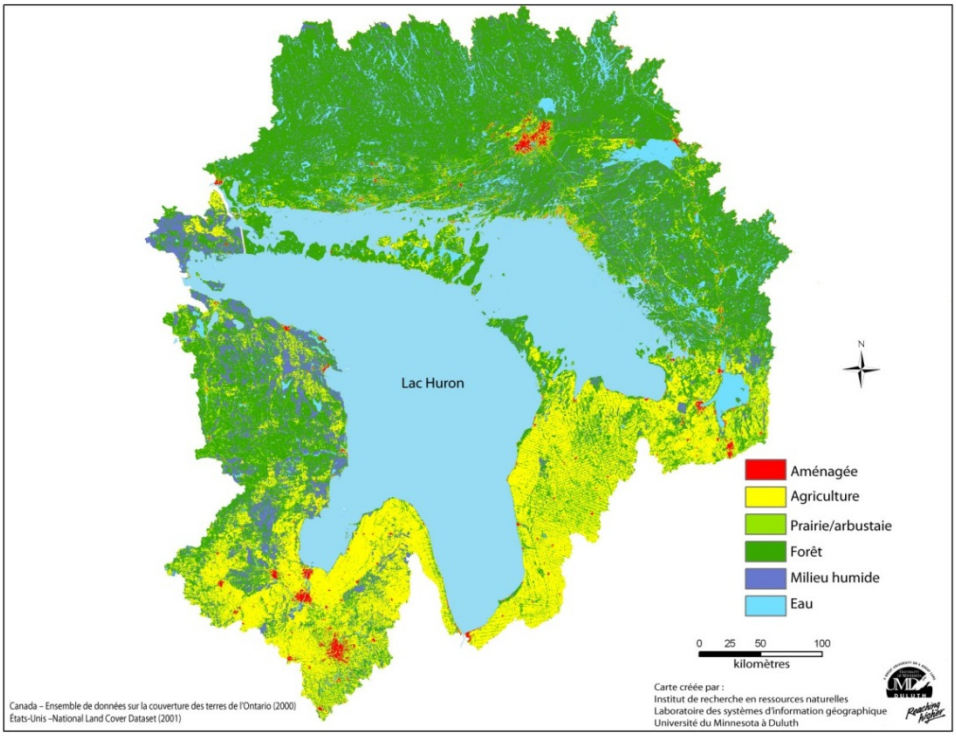


Figure 5. Répartition de l'utilisation des terres dans le bassin du lac Huron en 2000 (Canada) et en 2001 (États Unis) chromocodée selon six classes d'utilisation.
Source : Ciborowski et al. (2011).

Esturgeon jaune

Évaluation globale
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : Il existe des populations reliques dans tous les Grands Lacs, mais peu de ces populations sont nombreuses. Les progrès continuent à mesure que les organismes en apprennent davantage sur la situation des populations dans de nombreux affluents des Grands Lacs et dans les Grands Lacs à proprement parler. Les observations confirmées et les prises d'esturgeons jaunes continuent d'augmenter dans tous les lacs. L'ensemencement contribue à accroître l'abondance dans certains secteurs. Plus de renseignements sont toutefois nécessaires sur certaines populations reliques reproductrices. Les scientifiques en apprennent de plus en plus sur les juvéniles. Dans de nombreux secteurs, la restauration de l'habitat est nécessaire, car les aires de reproduction et de grossissement ont été détruites ou modifiées, ou encore l'accès y a été bloqué.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : L'abondance de l'esturgeon jaune montre une tendance à la hausse dans quelques populations reliques et dans deux rivières ayant fait l'objet d'ensemencement. Vingt et un affluents du lac Supérieur abritaient dans le passé des populations d'esturgeons jaunes. Le succès de la reproduction a récemment été documenté dans dix affluents.

Lac Michigan
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : Des populations reliques subsistent dans au moins neuf affluents dont la communication avec le lac Michigan n'est pas entravée. Le succès de la reproduction a été confirmé dans huit de ces cours d'eau, et l'abondance de l'espèce a connu une hausse dans quelques-uns d'entre eux au cours des dernières années. Le rétablissement actif de l'espèce a été mis en œuvre pour deux populations reliques grâce à l'élevage et à la réintroduction de l'espèce dans quatre cours d'eau.

Lac Huron
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : L'activité de reproduction actuelle de l'esturgeon jaune se limite à cinq affluents, dont quatre se jettent dans la baie Georgienne et dans le chenal du Nord; l'autre se jette dans la baie de Saginaw. Des stocks abondants de tailles mixtes sont capturés régulièrement dans le chenal du Nord, dans la baie Georgienne, dans le sud du lac Huron et dans la baie de Saginaw.

Lac Érié
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : Les prises accidentelles depuis 1992 dans l'ensemble du lac indiquent une possible amélioration de la situation de l'esturgeon jaune dans le lac Érié. Quatre aires de reproduction sont connues dans le bassin, toutes situées dans les eaux qui relient les lacs Huron et Érié. Le corridor Huron-Érié abrite une population robuste comportant toutes les classes d'âge. Le bassin ouest du lac Érié, la rivière Détroit, à l'est de l'île Fighting, le chenal nord de la rivière Sainte-Claire et la

baie Anchor, dans le lac Sainte-Claire, semblent servir d'aires de croissance pour les juvéniles et d'aires d'alimentation pour les adultes.

Lac Ontario/fleuve Saint-Laurent
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : Depuis 1995, les prises accessoires dans l'ensemble du lac indiquent une amélioration possible de la situation de l'espèce. La fraye a lieu dans les rivières Niagara et Trent, et possiblement dans la rivière Black. Des populations assez importantes vivent dans les bassins hydrographiques de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent. L'ensemencement en vue du rétablissement de l'espèce a commencé en 1995, dans l'État de New York.

But
- Évaluer la présence et l'abondance de l'esturgeon jaune dans les Grands Lacs et dans leurs affluents, et dans les voies interlacustres.
- Déterminer l'état de santé et la situation de la communauté de poissons benthivores littoraux qui inclut, pourrait ou devrait inclure l'esturgeon jaune.

Objectif pour l'écosystème
Conserver, améliorer ou rétablir des populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes, là où l'espèce était autrefois présente, à un degré qui permettra de la radier de toutes les classifications étatiques, provinciales et fédérales qui sont fondées sur des populations dégradées ou perturbées (p. ex., espèces menacées, en voie de disparition ou en péril). L'esturgeon jaune est désigné comme espèce importante dans les objectifs pour les communautés de poissons (OCP) pour chacun des Grands Lacs. Un plan de rétablissement de l'esturgeon jaune existe pour le lac Supérieur, et plusieurs États des Grands Lacs ont mis en place des plans de rétablissement ou de restauration de l'esturgeon qui visent l'atteinte d'une abondance croissante d'esturgeons jaunes, au-delà des niveaux actuels.

Conditions écologiques
Contexte
L'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) était autrefois abondant dans les Grands Lacs, et comptait des populations reproductrices dans un grand nombre d'affluents, de voies interlacustres et de hauts-fonds importants de l'ensemble du bassin. Avant la colonisation européenne de la région, l'esturgeon jaune était une espèce dominante de la communauté benthivore riveraine, et on estime que les populations de chacun des Grands Lacs comptaient des millions d'individus (Baldwin *et al*., 1979). 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 dans les prises commerciales (Baldwin *et al*., 1979; figure 1).

Le déclin des populations d'esturgeons jaunes 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 humain et au développement de 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 50 ans, son abondance a diminué radicalement, et, depuis 1900, l'esturgeon jaune demeure une espèce largement en déclin et de peu d'incidence pour la pêche commerciale. L'esturgeon jaune est maintenant disparu de nombreux affluents et d'eaux où il se reproduisait et prospérait autrefois (figures 2 et 3). L'espèce est considérée comme rare, en voie de disparition, menacée, ou à surveiller ou préoccupante par les divers organismes de gestion des pêches des Grands Lacs. La pêche à l'esturgeon jaune est actuellement interdite ou très réglementée dans la plupart des eaux des Grands Lacs.

Situation de l'esturgeon jaune
De nombreuses agences et organisations maintiennent leurs efforts afin de réunir de l'information sur les

populations reproductrices reliques des Grands Lacs. La plupart des populations d'esturgeons jaunes sont toujours autosuffisantes, mais leur abondance actuelle ne représente qu'une petite fraction de leur abondance historique. Dans de nombreux réseaux, l'accès à l'habitat de reproduction est bloqué, et les autres milieux ont été modifiés. Toutefois, des populations reliques vivent dans tous les bassins des Grands Lacs, et certaines de ces populations sont abondantes (de l'ordre de dizaines de milliers de poissons, figures 3 à 7). Des analyses génétiques ont montré que les populations des Grands Lacs sont structurées par région et qu'elles présentent une importante diversité dans chaque lac, et d'un lac à l'autre (DeHaan *et al*., 2006; Welsh *et al*., 2008).

Lac Supérieur

La communauté de poissons du lac Supérieur demeure relativement intacte, comparativement à celles des autres Grands Lacs (Bronte *et al*., 2003). Les renseignements historiques et actuels indiquent qu'au moins 21 affluents du lac Supérieur abritaient des populations d'esturgeons jaunes reproducteurs (Harkness et Dymond, 1961; Auer, 2003; Quinlan, 2007). Le succès de la reproduction a été confirmé dans la rivière St. Louis, au printemps 2011, grâce à la capture de poissons au stade larvaire. L'esturgeon jaune se reproduit actuellement dans 10 affluents du lac Supérieur. Un plan de rétablissement de l'esturgeon jaune existe pour le lac Supérieur (Auer, 2003), et sert de document d'orientation pour les activités des organismes. Les populations des rivières Sturgeon (Michigan) et Bad (Wisconsin) correspondent aux critères des plans de rétablissement pour les populations autosuffisantes (Auer, 2003; Auer et Baker, 2007; Great Lakes Indian Fish and Wildlife Commission [GLIFWC], données inédites; Quinlan, 2007; Quinlan, *et al*., 2010). L'amélioration des méthodes d'évaluation et d'ensemencement a permis de mieux estimer l'abondance de l'espèce dans l'ensemble du lac (Auer et Baker, 2007; Schram, 2007; GLIFWC, données inédites). On estime que l'effectif combiné des populations qui remontaient les rivières Bad et White, au Wisconsin, était de 844 individus, soit de 666 dans la rivière Bad et de 178 dans la rivière White (Schloesser et Quinlan, 2011). Le nombre estimé d'esturgeons jaunes lors de la montaison annuelle dans la rivière Sturgeon, au Michigan, était de 350 à 400 adultes (Auer et Baker, 2007). L'ensemencement des rivières St. Louis, au Minnesota, et Ontonagon, au Michigan, a entraîné une augmentation de l'abondance à certains endroits localisés. Des analyses génétiques ont montré que les populations d'esturgeons jaunes du lac Supérieur sont distinctes les unes des autres et qu'elles sont significativement différentes de celles des autres Grands Lacs (Welsh *et al*., 2008).

Des études et des évaluations ont toujours lieu dans les affluents, les baies et les eaux côtières clés, notamment dans la rivière Kaministiquia, en Ontario, dans la baie Chequamegon, au Wisconsin, dans les baies Batchawana et Goulais, en Ontario, dans la baie Pigeon, au Minnesota et en Ontario, dans la baie Keweenaw et dans les eaux côtières de la rivière Ontonagon, au Michigan (Quinlan *et al*., 2010). Une importante étude réalisée de 2002 à 2009 dans la rivière Kaministiquia, en Ontario, s'est penchée sur les effets de la régularisation des débits, à Kakabeka Falls, sur le comportement migratoire et sur la réponse reproductive de l'esturgeon jaune (Friday, 2009). L'habitat (type de substrat et profondeur de l'eau) des adultes et des juvéniles a été géoréférencé et quantifié à l'aide de techniques hydroacoustiques dans la rivière Kaministiquia, en Ontario (Biberhofer et Prokopec, 2005), et dans la rivière Bad (Cholwek *et al*., 2005). Les préférences en matière d'habitat des esturgeons jaunes ensemencés sont présentement étudiées dans les rivières Ontonagon et St. Louis au moyen de techniques de télémesure (Fillmore, 2003; 1854 Authority, données inédites). En raison de la surexploitation possible, la réglementation de la pêche récréative dans les eaux ontariennes a été modifiée afin d'interdire la capture d'esturgeons jaunes. La pêche commerciale à l'esturgeon jaune est toujours interdite dans le lac Supérieur. La réglementation concernant la pêche récréative et de subsistance dans ce lac varie selon les organismes.

En 2011, des organismes s'intéressant aux pêches ont réalisé un relevé à l'échelle du lac des esturgeons jaunes juvéniles. Ce relevé constituera l'ensemble de données le plus exhaustif à ce jour sur les esturgeons jaunes du lac Supérieur. Il ciblait 18 sites associés à toutes les populations connues (actuelles et historiques) d'esturgeons jaunes. Malgré un certain progrès, des problèmes subsistent. On n'observe plus de montaison dans 11 des 21 affluents de reproduction historiques, et seulement 2 populations atteignent les objectifs définis dans le plan de rétablissement de 2003. Dans l'ensemble, l'abondance de l'esturgeon jaune ne représente qu'une petite fraction de son abondance historique, estimée à 870 000 individus (Hay-Chmielewski et Whelan, 1997), et il n'existe pas de données de base

sur l'abondance et la biologie de l'espèce pour quelques stocks.

Lac Michigan

Les populations d'esturgeons jaunes du lac Michigan continuent d'être autosuffisantes, mais leur effectif ne représente 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, soit bien en deçà de 1 % des estimations les plus conservatrices de leur abondance historique (Hay-Chmielewski et Whelan, 1997). On sait que des populations reliques se reproduisent dans les eaux d'au moins 9 affluents dont la communication avec le lac Michigan n'est pas entravée (Schneeberger *et al*., 2005; Elliott, 2008; Clapp *et al*., 2012). Deux rivières, la Menominee et la Peshtigo, semblent abriter les montaisons annuelles de 200 adultes ou plus, et 6 rivières (la Manistee, la Muskegon, la Grand, la Kalamazoo, la Fox et l'Oconto) sont vraisemblablement le lieu de montaisons annuelles de 20 à 100 adultes, et de plus petits nombres d'esturgeons reproducteurs ont été capturés ou observés dans le cours inférieur des rivières Mansitique et St. Joseph (Baker, 2006; Elliott et Gunderman, 2008; K. Smith, données inédites). Le succès de la reproduction a été confirmé dans 8 de ces rivières, et des juvéniles d'âge 0 peuvent être capturés régulièrement dans beaucoup d'entre elles. Des estimations récentes du recrutement ont été faites dans le cadre d'activités de recherche dans la rivière Peshtigo, et celles-ci indiquent que, durant certaines années, plusieurs centaines d'individus sont recrutés à l'automne dans ce réseau (Caroffino *et al*., 2007). Des activités de recherche et d'évaluation réalisées dans les rivières Manistee et Muskegon indiquent également un important recrutement (Smith, département des Ressources naturelles du Michigan, comm. pers.). De plus, l'abondance des poissons reproducteurs dans certaines rivières semble avoir augmenté au cours de la dernière décennie, ce qui indiquerait que la hausse du taux de recrutement pourrait avoir commencé il y a plusieurs années dans certaines rivières. Des esturgeons jaunes ont été observés durant la période de reproduction dans quelques autres affluents du lac Michigan, notamment dans les rivières Cedar, Millecoquins et Boardman, et près de certains hauts-fonds qui seraient d'anciennes frayères de l'esturgeon jaune, mais on ignore si la fraye a lieu dans ces bassins. Une importante population autosuffisante vit dans le réseau du lac Winnebago, en amont du cours inférieur de la rivière Fox. Cette population se reproduit dans la rivière Wolf et dans le cours supérieur de la rivière Fox, et supporte, l'hiver, une pêche récréative au harpon intensive. Le cours supérieur de la rivière Menominee abrite aussi deux populations autosuffisantes qui sont séparées l'une de l'autre et de la population du cours inférieur de la Menominee par plusieurs barrages. Ces populations font aussi l'objet d'une pêche très limitée à la ligne et hameçon chaque année à l'automne.

Des pratiques de gestion active visant à appuyer la réintroduction, l'ensemencement et l'élevage ont été mises en place dans 7 affluents du bassin du lac Michigan. Depuis 2005, des esturgeons jaunes sont élevés à partir d'œufs dans des installations d'élevage en bordure des cours d'eau et sont relâchés au stade de juvéniles de moins d'un an dans les rivières Milwaukee, Kewaunee, Cedar et Whitefish, d'où l'esturgeon jaune était considéré comme disparu depuis un certain temps. Au cours des 20 prochaines années, ces réintroductions viseront à rétablir des populations autosuffisantes qui utilisent ces rivières pour frayer. Des installations d'élevage en bordure de l'eau sont aussi utilisées dans la rivière Manistee (depuis 2003, Holtgren *et al*., 2007) et dans la rivière Kalamazoo (depuis 2011) afin de favoriser la survie des œufs et des larves issus de la reproduction naturelle. Des ensemencements sont également effectués depuis de nombreuses années dans le cours supérieur de la rivière Menominee et dans certaines portions du réseau du lac Winnebago. Une pêche récréative limitée est permise dans le cours supérieur de la rivière Menominee et dans le réseau du lac Winnebago, mais elle est interdite dans les autres affluents du lac Michigan et dans le lac à proprement parler. Des évaluations de l'habitat ont été effectuées dans de nombreux affluents du bassin du lac Michigan où vit l'esturgeon jaune (Daugherty *et al*., 2008), et l'amélioration des débits et de la planification du passage des poissons par l'enlèvement de barrages ou par l'installation de passes à poissons se poursuit.

Lac Huron

L'abondance des populations d'esturgeons jaunes demeure bien inférieure aux valeurs historiques. Des esturgeons jaunes ont été signalés frayant dans les rivières Garden, Mississaugi et Spanish (chenal du Nord), dans la rivière Nottawasaga (baie Georgienne) et dans la rivière Rifle (baie de Saginaw). On estime les populations d'adultes reproducteurs pour chacun de ces systèmes fluviaux à des dizaines d'individus, soit bien en deçà des objectifs de

rétablissement (Hay-Chmielewski et Whelan, 1997; Holey *et al.*, 2000). Les recherches menées dans le bassin versant de la rivière Saginaw, de 2005 à 2007, indiquent que l'esturgeon jaune ne s'y reproduit plus, malgré la quantité suffisante de frayères en aval du barrage Dow (Midland, Michigan), dans la rivière Tittabawassee, et en aval du barrage Hamilton (Flint, Michigan), dans la rivière Flint. De plus, la création d'une passe à poissons en enrochement au barrage Chesaning (Chesaning, Michigan) dans la rivière Cass, en 2010, permet maintenant aux esturgeons jaunes de passer et leur donne accès à environ 65 km d'habitat de reproduction en pente prononcée en amont de l'ancien site du barrage. Les recherches depuis 2007 dans le réseau de la rivière St. Mary's n'ont pas encore permis de trouver un stock d'esturgeons jaunes reproducteurs. Les barrières situées dans les affluents du lac Huron qui se trouvent au Michigan constituent toujours une entrave majeure au succès du rétablissement dans le lac Huron.

Les stocks d'esturgeons jaunes du lac Huron sont surveillés principalement grâce au travail bénévole des pêcheurs commerciaux, qui collaborent avec les divers organismes de gestion des ressources. À ce jour, les efforts conjoints des chercheurs dans les eaux américaines et canadiennes ont permis le marquage de plus de 7 000 esturgeons dans la baie de Saginaw, dans le sud du lac Huron, dans la baie Georgienne et dans le chenal du Nord, des stocks relativement importants de tailles mixtes étant capturés à 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, ce qui met en évidence la nécessité d'une gestion plus collaborative entre les États ainsi qu'entre les États-Unis et le Canada. En octobre 2009, l'Ontario a fermé les pêches commerciale et récréative à l'esturgeon jaune. La réglementation concernant les pêches récréative et de subsistance dans le lac Huron varie selon les organismes et est très mal connue.

Lac Érié

La taille des populations d'esturgeons jaunes continue d'être bien en deçà des valeurs historiques, à l'exception des stocks du corridor Huron-Érié, qui se situent près des valeurs historiques. On a observé que la fraye a lieu à quatre endroits dans les eaux reliant les lacs Huron et Érié (Manny et Kennedy, 2002; Roseman *et al.*, 2011) et qu'elle a probablement lieu dans le cours supérieur de la rivière Niagara (B. Trometer, USFWS, comm. pers.). Les données de marquage et de télémesure indiquent qu'un stock robuste d'esturgeons jaunes d'environ 15 000 individus vit dans le chenal nord de la rivière Sainte-Claire et dans le lac Sainte-Claire (Thomas et Hass, 2002, 2008). Le chenal nord de la rivière Sainte-Claire, la baie Anchor, dans le lac Sainte-Claire, la rivière Détroit, à l'est de l'île Fighting, et le bassin ouest du lac Érié ont été désignés comme aires de croissance, vu les prises régulières dans les engins de pêche commerciale et de recherche. Dans les portions du centre et de l'est du lac Érié, l'esturgeon jaune est plus rare, seuls des subadultes ou des adultes ayant été capturées occasionnellement dans les filets de pêche commerciale et dans les filets des chercheurs. Les relevés réalisés en 2005 et en 2006 indiquent que l'esturgeon jaune ne se reproduit pas dans la rivière Maumee (Ohio), même si on y trouve des frayères et des aires de croissance qui seraient propices à une population réintroduite. La densité des esturgeons observée au printemps 2009, et la capture de deux mâles en juin 2011 en dehors du port de Buffalo donnent à penser que l'espèce se reproduit dans ce secteur.

Les études continueront de mettre l'accent sur la recherche de nouvelles frayères, sur l'établissement de différences génétiques d'un stock à l'autre, sur les besoins en matière d'habitat ainsi que sur les habitudes migratoires de l'espèce. En octobre 2009, l'Ontario a fermé les pêches commerciale et récréative à l'esturgeon jaune. La réglementation relative aux pêches récréative et de subsistance dans le lac Huron varie selon les organismes et est très mal connue.

Lac Ontario/fleuve Saint-Laurent

On a documenté la reproduction de l'esturgeon jaune dans trois affluents du lac Ontario, soit dans les rivières Niagara, Trent et Black. Aucune évaluation ciblée de l'esturgeon jaune n'a été effectuée dans le lac Ontario, mais des prises accessoires dans les filets des chercheurs ont eu lieu depuis 1997 (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2004) et 1995 (Eckert, 2004), ce qui indique une amélioration possible de la situation de la population. Une analyse des classes d'âge des esturgeons jaunes capturés dans le cours inférieur de la rivière Niagara révèle que

la reproduction a été fructueuse au milieu des années 1990. Le département de la Conservation de l'environnement de l'État de New York (New York State Department of Environmental Conservation) a entrepris un programme d'ensemencement en 1995 en vue de rétablir des populations d'esturgeons jaunes. L'esturgeon jaune a aussi été ensemencé dans le fleuve Saint-Laurent et dans certains de ses affluents, dans des plans d'eau intérieurs de l'État de New York et dans la rivière Genesee. Des populations assez importantes vivent dans le réseau du fleuve Saint-Laurent, principalement dans le lac Saint-Pierre, dans la rivière des Prairies et dans la rivière Saint-Maurice. Toutefois, l'accès à de nombreuses frayères historiques dans les affluents est entravé par de petits barrages et, dans le fleuve Saint-Laurent, par le barrage Moses-Saunders.

Le faible nombre ou l'absence de poissons (là où l'espèce est disparue) constitue en soi une importante entrave au rétablissement dans de nombreuses frayères. Les obstacles qui empêchent l'esturgeon jaune de passer dans les affluents pour frayer représentent un problème majeur. La prédation des œufs et des esturgeons jaunes nouvellement éclos par des prédateurs non indigènes peut également poser un problème. Des chercheurs universitaires et des gestionnaires des pêches ont étudié la structure génétique des populations qui subsistent, et les résultats serviront à orienter les futures décisions en matière de gestion. Avec l'effondrement des populations d'esturgeons de la mer Caspienne, la demande du marché noir pour le caviar d'esturgeon pourrait exercer une immense pression sur les populations d'esturgeons jaunes des Grands Lacs. Les changements dans l'écosystème attribuables aux fortes densités des espèces envahissantes, notamment des moules de la famille des Dreissénidés et du gobie à taches noires, de même qu'à l'épidémie de botulisme de type E, qu'on présume liée à la présence de ces espèces et qui a causé des épisodes de mortalité massive d'esturgeons jaunes la plupart des années depuis 2001, représentent une préoccupation additionnelle dans la plupart des Grands Lacs (Elliott et Gunderman, 2008; Clapp *et al*., 2012).

Gestion – défis et possibilités

L'esturgeon jaune est une importante espèce indigène désignée dans les OCP pour chacun des Grands Lacs. De nombreux États et provinces des Grands Lacs ont élaboré ou élaborent des plans de gestion de l'esturgeon jaune qui mettent en évidence la nécessité de recenser, de protéger et de rétablir l'espèce pour que celle-ci soit plus abondante.

Tandis que la surexploitation a fait disparaître des millions de poissons adultes, la détérioration et la modification de l'habitat ont éliminé les frayères traditionnelles. Des travaux sont présentement menés par des groupes étatiques, fédéraux, tribaux, provinciaux et privés afin de recenser les frayères actives, d'évaluer les conditions de l'habitat et la disponibilité des milieux de qualité, et de déterminer la génétique des populations reliques d'esturgeons jaunes des Grands Lacs.

Plusieurs conférences et ateliers ont été tenus en vue d'établir les besoins en matière de recherche et d'évaluation en vue de poursuivre le rétablissement de l'esturgeon jaune dans les Grands Lacs (Holey *et al*., 2000; Zollweg *et al*., 2003; Quinlan *et al*., 2005; Boase *et al*., 2008), et de nombreuses recherches et évaluations ont été réalisées à ce sujet au cours des dix dernières années. Parmi celles-ci, mentionnons une recherche visant à mieux définir la structure génétique des populations d'esturgeons jaunes des Grands Lacs. Des plans de rétablissement fondés sur la génétique sont élaborés pour orienter les activités de réintroduction et de rétablissement mises en œuvre dans tous les Grands Lacs. La recherche sur les nouvelles technologies en matière passes migratoires, qui permettront le passage sécuritaire des poissons vers l'amont et vers l'aval, autour des obstacles à la migration, est également en cours depuis plusieurs années. De nombreux groupes continuent de travailler au repérage de frayères d'esturgeon jaune dans les Grands Lacs, et des études ont été entreprises afin de déterminer les préférences en matière d'habitat et les taux de recrutement des juvéniles (0 à 2 ans). Plusieurs organismes collaborent également à la mise en place de programmes de réintroduction et d'élevage visant à renforcer les populations d'esturgeons jaunes là où les déclins risquent de s'aggraver, et à réintroduire l'espèce dans divers plans d'eau où les populations sont absentes. Cette approche a récemment été renforcée par l'élaboration de lignes directrices sur l'ensemencement génétique en vue de l'ensemencement d'esturgeons jaunes dans les Grands Lacs (Welsh *et al*., 2010).

Commentaires des auteurs

La recherche et le développement sont nécessaires pour trouver des moyens qui permettront à l'esturgeon jaune de traverser les obstacles aménagés par l'humain dans les rivières. En outre, des difficultés considérables d'ordre juridique, logistique et financier doivent être surmontées afin de restaurer les frayères détériorées 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 celle des individus au stade juvénile. Des efforts coopératifs entre les organismes responsables de l'application de la loi et les gestionnaires des pêches sont nécessaires, car la pression mondiale sur les stocks d'esturgeons entraînera la nécessité de protéger les esturgeons jaunes adultes de grande taille dans les Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.		x				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.	x					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	x					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	x					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		x				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.		x				

Remerciements

Auteurs

Robert Elliott, U.S. Fish and Wildlife Service, Green Bay Fish and Wildlife Conservation Office, New Franken (Wisconsin) 54229

Henry Quinlan, U.S. Fish and Wildlife Service, Ashland Fish and Wildlife Conservation Office, Ashland (Wisconsin) 54806

James Boase, U.S. Fish and Wildlife Service, Alpena Fish and Wildlife Conservation Office, Alpena (Michigan) 49707

Betsy Trometer, U.S. Fish and Wildlife Service, Lower Great Lakes Fish and Wildlife Conservation Office, Amherst (New York) 14228

Lloyd Mohr, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Unité de la gestion du secteur supérieur des Grands Lacs, Owen Sound (Ontario) N4K 2Z1

Sources d'information

Auer, N.A. (éd.). 2003. A lake sturgeon rehabilitation plan for Lake Superior, Commission des pêcheries des Grands Lacs, publications diverses 2003-02.

Auer, N.A., et E.A. Baker. 2007. Assessment of lake sturgeon spawning stocks using fixed-location, split-beam sonar technology, *J. Applied Ichth*, vol. 23:113-121.

Baldwin, N.S., Saalfeld, R.W., Ross, M.A. et Buettner, H.J. 1979. Commercial fish production in the Great Lakes 1867-1977, Commission des pêcheries des Grands Lacs, rapport technique 3.

Biberhofer, J., et C.M. Prokopec, 2005. Description and quantification of the submerged aquatic substrates in the

lower Kaministiquia River, ébauche de rapport, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada.

Boase, J., Elliott, R., Quinlan, H. et Trometer, B. 2008. Proceedings of the third Great Lakes lake sturgeon coordination meeting, 29-30 novembre 2006, Sault Ste. Marie (Michigan).

Bronte, C.R., Ebener, M.P., Schreiner, D.R., DeVault, D.S., Petzold, M.M., Jensen, D.A., Richards, C. et Lozano, S.J. 2003. Fish community changes in Lake Superior, 1970-2000, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60:1552-1574.

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 Wildlfie Conference, Madison (Wisconsin), 9 au 12 décembre 2007.

Cholwek, G., D. Yule, M. Eitrem, H. Quinlan, et T. Doolittle. 2005. Mapping potential lake sturgeon habitat in the lower Bad River complex, U.S.G.S. Lake Superior Biol. Station report, 21 p.

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, D.B. Bunnell (éd.), publication spéciale de la Commission des pêcheries des Grands Lacs 12-01.

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.

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 rehabilitationm *Restoration Ecology*, doi: 10.1111/j.1526-100X.2008.00368.

Eckert, T.H. 2004. Summary of 1976-2003 Warm Water Assessment, *in* New York State Department of Environmental Conservation. Lake Ontario Annual Report 2003, Bureau of Fisheries, Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit, Cape Vincent and Watertown (New York).

Elliott, R.F. 2008. Status and trends in lake sturgeon, *in* The state of Lake Michigan in 2005, D.F. Clapp et W. Horns (éd.) [en ligne], disponible à l'adresse : http://www.glfc.org/pubs/SpecialPubs/Sp08_2.pdf [consulté le 29 novembre 2012].

Elliott R.F., et Gunderman, B.J. 2008. Assessment of remnant lake sturgeon populations in the Green Bay basin, 2002-2006, rapport final présenté au Great Lakes Fishery Trust, proj. no 2001-113. U.S. Fish and Wild. Service, Green Bay Fish. Res. Off, New Franken (Wisconsin).

Friday, M.J. 2009. The migratory and reproductive response of spawning lake sturgeon to controlled flows over Kakabeka Falls on the Kaministiquia River, 2009, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, unité de la gestion du secteur supérieur des Grands Lacs, rapport technique, 21 p.

Harkness, W.J., et Dymond, J.R. 1961. *The lake sturgeon: The history of its fishery and problems of conservation*, ministère des Terres et des Forêts de l'Ontario, Division du poisson et de la faune, 120 p.

Hay-Chmielewski, E.M., et Whelan, G.E. 1997. *Lake sturgeon rehabilitation strategy*, Division des pêches du département des Ressources naturelles du Michigan : rapport spécial no 18, Ann Arbor (Michigan).

Holey, M.E., Baker, E.A., Thuemler, T.F. et Elliott, R.F. 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 (Michigan).

Holtgren, J. M., A.J. Paquet et S. Fajfer. 2007. Design of a portable streamside rearing facility for lake sturgeon, *North American Journal of Aquaculture* 69:317–323, 2007

Manny, B.A., et Kennedy, G.W. 2002. Known lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) spawning habitat in the channel between Lakes Huron and Erie in the Laurentian Great Lakes, *J. Applied Ichthyology* 18:486-490.

Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 2004. *Lake* Ontario Fish Communities and Fisheries: 2003 Annual Report of the Lake Ontario Management Unit, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Picton (Ontario).

Quinlan, H. 2007. Lake sturgeon, *in* Mark P. Ebener (éd.), *The state of Lake Superior in 2000*, publication spéciale de la Commission des pêcheries des Grands Lacs 07-02, pages 29 à 32.

Quinlan, H., Elliott, R., Zollweg, E., Bryson, D. Boase, J. et Weisser, J. 2005. Proceedings of the second Great Lakes lake sturgeon coordination meeting, 9 et 10 novembre 2004, Sault Ste. Marie (Michigan),

Quinlan, H.R., Pratt, T.C., Friday, M.J., Schram, S.T., Seider, M.J. et Mattes, W.P. 2010. Inshore fish community: lake sturgeon, *in* O.T. Gorman, M.P. Ebener et M.R. Vinson (éd.), *State of Lake Superior 2005*, publication spéciale de la Commission des pêcheries des Grands Lacs 10-01.

Schram, S.T. 2007. Dispersal of stocked lake sturgeon in Wisconsin waters of Lake Superior, Wis. Dept. of Nat. Res. Fish Manage, rapport n° 152, octobre 2007.

Schneeberger, P.J. Elliott, R.F., Jonas, J.L. et Hart, S. 2005. Benthivores, in M.E. Holey et T.N. Trudeau (éd.), *The state of Lake Michigan in 2000*, publication spéciale de la Commission des pêcheries des Grands Lacs, 05-01, pages 25 à 32.

Schloesser, J., et Quinlan, H. 2011. Status of the 2010 lake sturgeon spawning population in the Bad and White Rivers, Wisconsin, USFWS Ashland Fish and Wildlife Conservation Office, rapport technique n° 01, 26 p.

Thomas, M.V., et Haas, R.C. 2002. Abundance, age structure, and spatial distribution of lake sturgeon, *Acipenser fulvescens*, in the St. Clair system, J. *Applied Ichthyology* 18:495-501

Welsh, A., T. Hill, H. Quinlan, C. Robinson et B. May. 2008. Genetic assessment of lake sturgeon population structure in the Laurentian Great Lakes, *North Amer. J. of Fish. Manage*. 28: 572-591.

Welsh, A.B., Elliott, R.F., Scribner, K.T., Quinlan, H.R., Baker, E.A., Eggold, B.T., Holtgren, J.M., Krueger, C.C., et May, B. Genetic guidelines for the stocking of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the Great Lakes basin, Commission des pêcheries des Grands Lacs, publications diverses 2010-01

Zollweg, E.C., Elliott, R.F., Hill, T.D., Quinlan, H.R., Trometer, E. et Weisser, J.W. (éd.). 2003. Great Lakes Lake Sturgeon Coordination Meeting, *in* Proceedings of the December 11-12, 2002 Workshop, Sault Ste. Marie (Michigan).

Liste des figures

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
Source : Zollweg *et al*., 2003.

Figure 3. Situation de la population d'esturgeons jaunes du lac Supérieur en 2011.
Source : Groupe de travail sur les esturgeons jaunes du lac Supérieur (Lake Superior Lake Sturgeon Work Group)

Figure 4. Situation de la population d'esturgeons jaunes du lac Michigan.
Source : Groupe de travail sur les esturgeons jaunes du lac Michigan (Lake Superior Lake Sturgeon Task Group)

Figure 5. Situation de la population d'esturgeons jaunes du lac Huron
Source : Groupe de travail sur les esturgeons jaunes du lac Huron (Lake Huron Lake Sturgeon Task Group)

Figure 6. Situation de population d'esturgeons jaunes du lac Érié
Source : James Boase et Betsy Trometer, USFWS

Figure 7. Situation des populations d'esturgeons jaunes du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent
Source : New York Lake Sturgeon Working Group et Tim Haxton, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

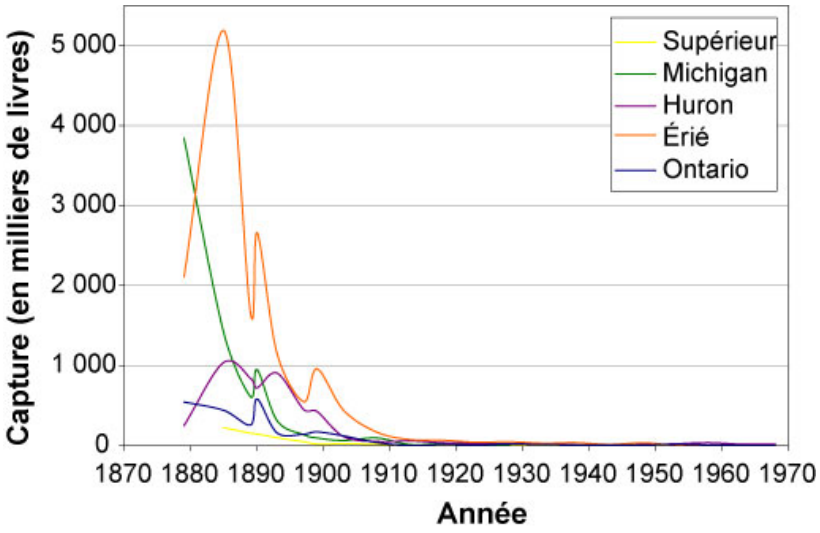


Figure 1. Captures historiques d'esturgeons jaunes dans chacun des Grands Lacs
Source : Baldwin *et al.*, 1979.

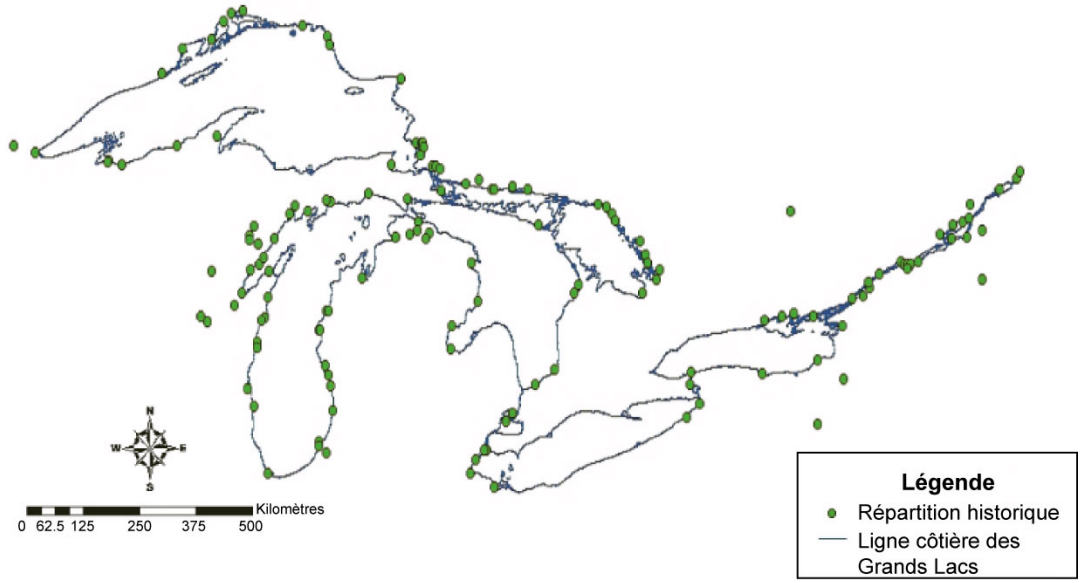


Figure 2. Répartition historique de l'esturgeon jaune
Source : Zollweg *et al.*, 2003.

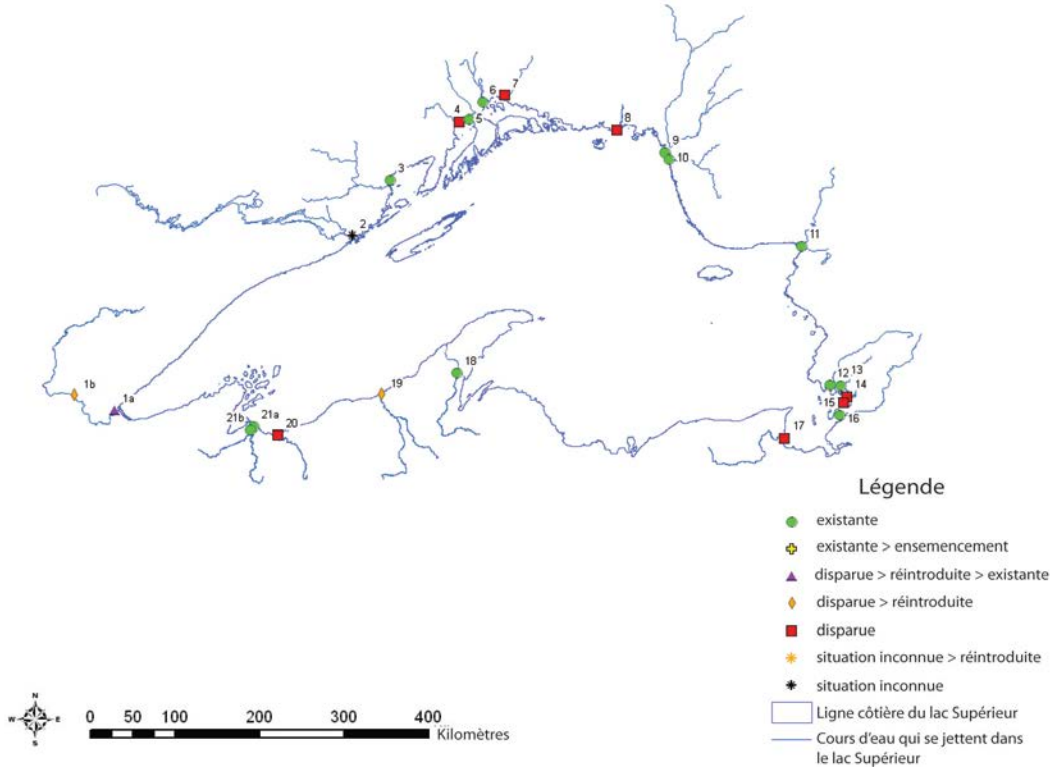


Figure 3. Situation de la population d'esturgeons jaunes du lac Supérieur en 2011.
Source : Groupe de travail sur les esturgeons jaunes du lac Supérieur (Lake Superior Lake Sturgeon Work Group)

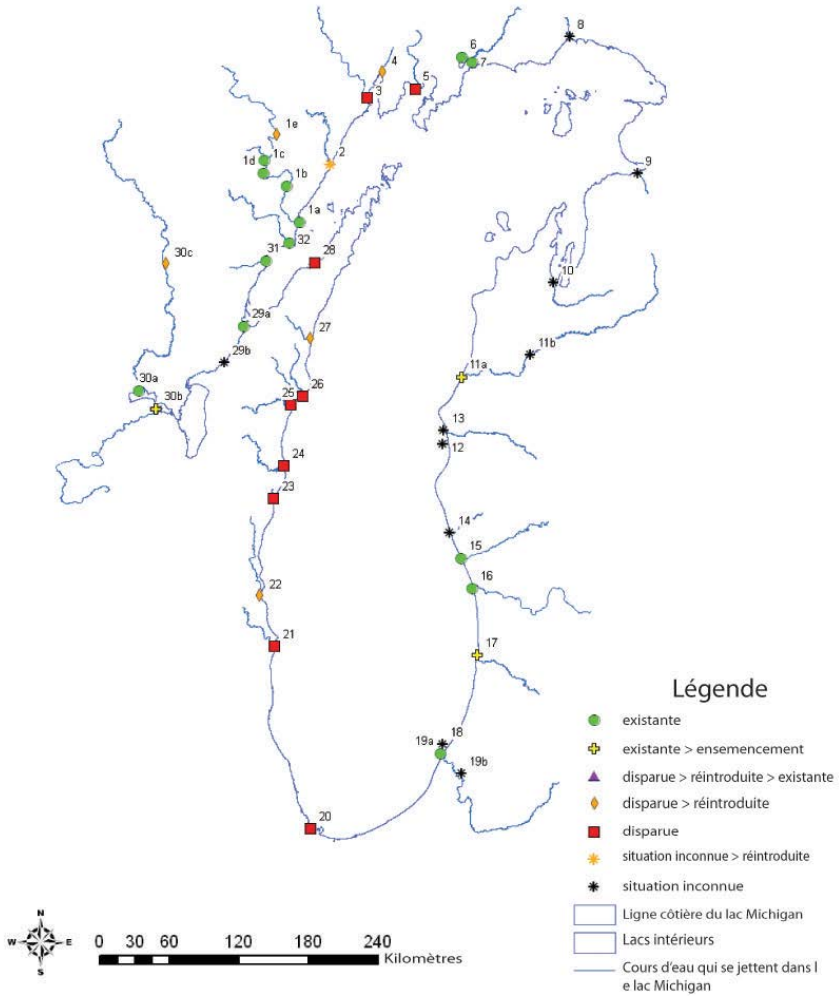


Figure 4. Situation de la population d'esturgeons jaunes du lac Michigan
Source : Groupe de travail sur les esturgeons jaunes du lac Michigan (Lake Superior Lake Sturgeon Task Group)

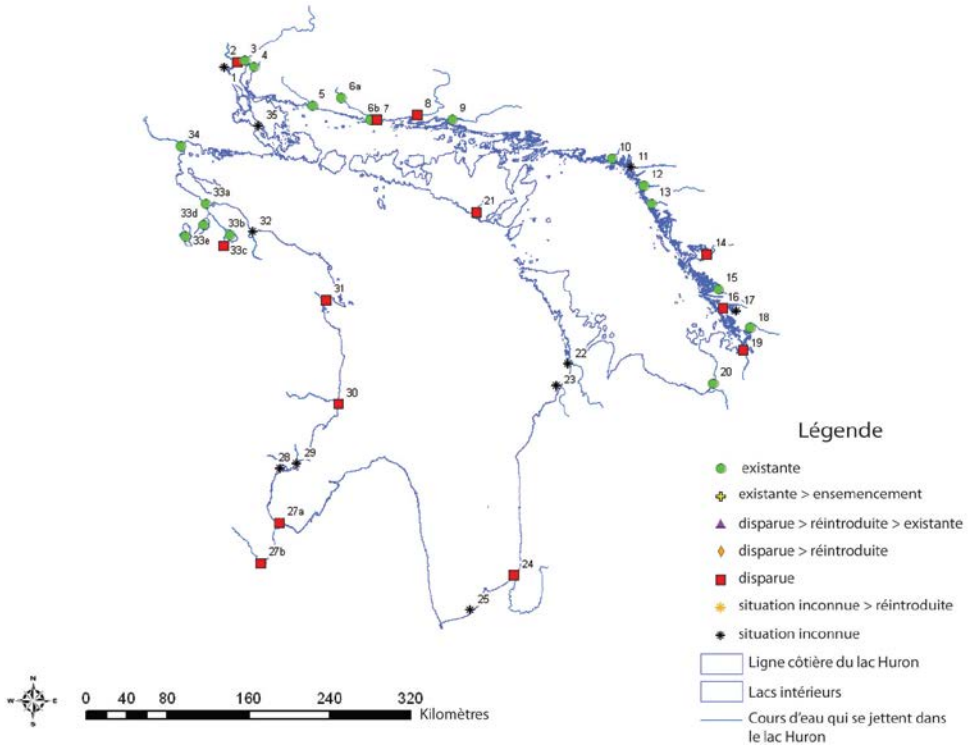


Figure 5. Situation de la population d'esturgeons jaunes du lac Huron
Source : Groupe de travail sur les esturgeons jaunes du lac Huron (Lake Huron Lake Sturgeon Task Group)

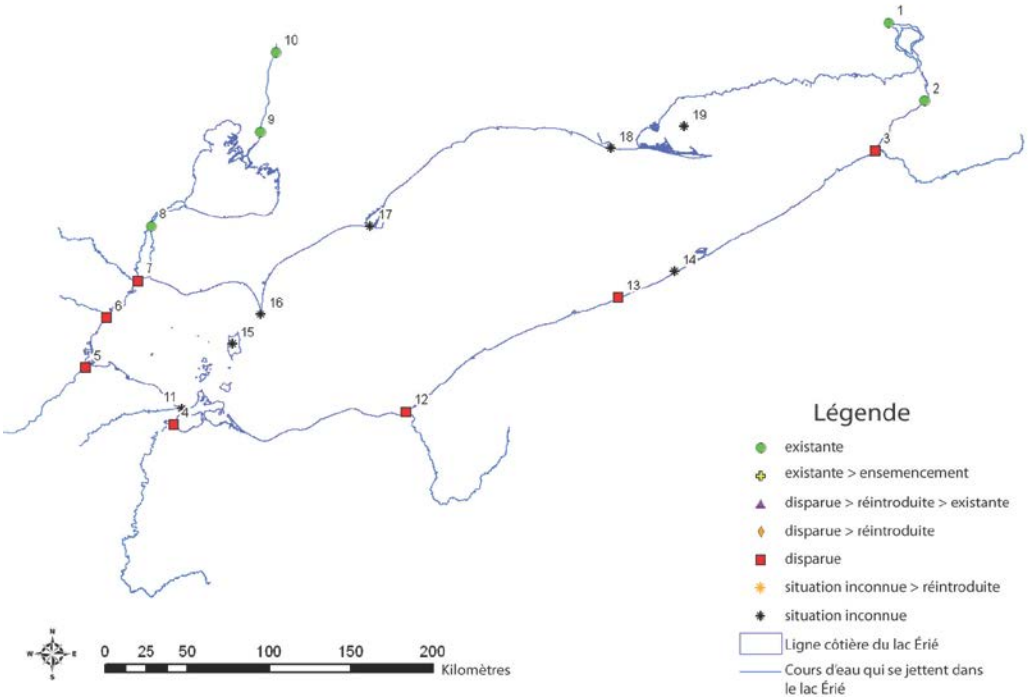


Figure 6. Situation de la population d'esturgeons jaunes du lac Érié
Source : James Boase et Betsy Trometer, USFWS

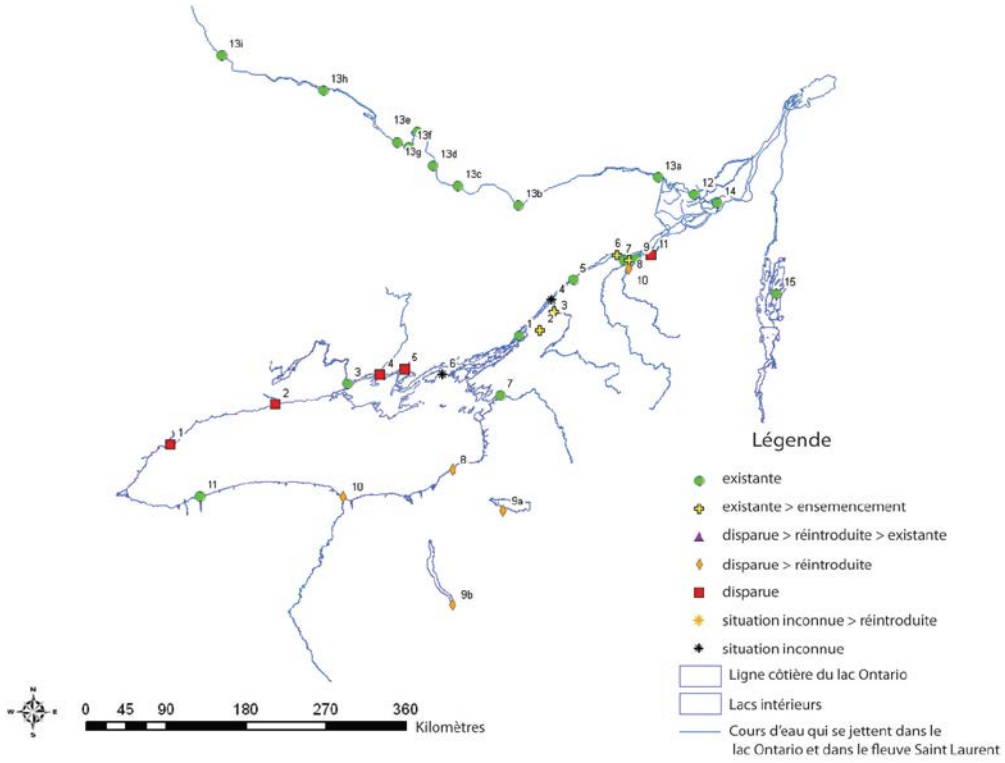


Figure 7. Situation des populations d'esturgeons jaunes du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent
Source : New York Lake Sturgeon Working Group et Tim Haxton, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario

Touladi

Évaluation globale
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : Des populations qui se reproduisent d'elles-mêmes ne sont présentes que dans le lac Supérieur, et il y a de nombreuses populations plus petites dans le lac Huron. Dans les lacs Michigan, Érié et Ontario, la plupart des populations n'atteignent pas les niveaux cibles d'abondance relative fixés par les comités des lacs de la Commission des pêcheries des Grands Lacs, et leur reproduction naturelle est faible. Certains effectifs augmentent, avec l'aide de l'empoissonnement et d'autres mesures de rétablissement.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Situation : Bonne
Tendance : S'améliore
Justification : La reproduction naturelle des populations du littoral (touladi maigre) et du large (touladi gras ou siscowet) est répandue et soutient toutes les populations. La plupart des empoissonnements ont été interrompus, et les pêches sont bien gérées. La mortalité attribuable à la lamproie marine augmente. Tous les organismes s'engagent à poursuivre le rétablissement et la conservation.

Lac Michigan
Situation : Médiocre
Tendance : Inchangée
Justification : On a observé peu de reproduction naturelle partout; le recrutement de poissons sauvages est faible. Dans la partie nord du lac Michigan, les poissons mis à l'eau survivent peu, dévorés par la lamproie marine ou pêchés, ce qui se solde par des stocks parentaux insuffisants. Les organismes sont partagés quant à leur engagement en faveur du rétablissement.

Lac Huron
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : Des touladis sauvages de classes d'âge de plus de dix ans ont été observés dans l'ensemble du lac et représentent 20 % des captures des relevés de recherche et 33-60 % de la pêche des années récentes. Des touladis sauvages dans des classes d'âge abondantes deviennent maintenant adultes, et leur présence dans les frayères devrait stimuler la reproduction naturelle. Tous les organismes s'engagent à poursuivre le rétablissement et la conservation.

Lac Érié
Situation : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : La prédation par la lamproie marine continue de décimer les stocks adultes, malgré l'augmentation du nombre de touladis mis à l'eau et le meilleur recrutement des jeunes issus des empoissonnements des dernières années. La plupart des organismes s'engagent à poursuivre le rétablissement et la conservation.

Lac Ontario
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : La prédation par la lamproie marine a été fortement associée à l'effondrement des stocks adultes

en 2004-2005; toutefois, l'abondance a augmenté chaque année depuis 2007. Le taux de survie des poissons mis à l'eau et la reproduction naturelle demeurent faibles depuis le début des années 1990. Tous les organismes s'engagent à poursuivre le rétablissement et la conservation.

But

- Estimer l'abondance relative du touladi, sauvage et de repeuplement.
- Mesurer la réussite du rétablissement, par les taux de capture des poissons sauvages.
- Inférer les mesures de limitation de la pêche et de la prédation par la lamproie marine d'après la structure par âge et l'abondance des poissons adultes.
- Inférer la structure de base de la communauté des prédateurs en eau froide et la santé générale de l'écosystème.
- L'indicateur Touladi est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de la situation, dans la catégorie portant sur les organismes dépendant des milieux aquatiques.

Objectif pour l'écosystème

Le programme de rétablissement du touladi a pour objectif des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement et qui soutiennent les rendements visés de pêche. Les rendements visés sont proches des niveaux historiques de récolte du touladi ou des niveaux rajustés pour tenir compte des prédateurs d'empoissonnement naturalisés qui ont été introduits, comme le saumon du Pacifique. Les cibles, la plupart centrées sur les rendements souhaités de pêche, sont fixées par les comités des lacs de la Commission des pêcheries des Grands Lacs dans le contexte des objectifs établis pour la communauté de poissons (Horns *et al.*, 2003, Eshenroder *et al.*, 1999, DesJardine *et al.*, 1995, Ryan *et al.*, 2003, Stewart *et al.*, 1999), et elles sont révisées périodiquement. Les valeurs cibles sont de 1,8 million de kg (4 millions de livres) dans le lac Supérieur, 1,1 million de kg (2,5 millions de livres) dans le lac Michigan, 0,9 million de kg (2,0 millions de livres) dans le lac Huron et 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 un objectif de population de 0,5 à 1,0 million de poissons adultes produisant 100 000 jeunes par an par la reproduction naturelle. La situation souhaitée est que le touladi soit le principal prédateur au sommet de la chaîne alimentaire dans le lac Supérieur et qu'il partage cette place avec d'autres prédateurs indigènes ou prédateurs exotiques établis dans les lacs Michigan, Huron, Érié et Ontario.

Conditions écologiques

Mesure

Les tendances de l'abondance relative du touladi maigre de repeuplement dans les lacs Huron, Michigan, Érié et Ontario et du touladi maigre sauvage dans le lac Supérieur sont présentées à la figure 1. Des objectifs sont établis pour la plupart des populations du touladi maigre, car elles sont considérées comme importantes sur le plan biologique pour augmenter la probabilité de reproduction naturelle dans les lacs Huron, Michigan, Érié et Ontario et pour maintenir les populations sauvages dans le lac Supérieur. Les valeurs cibles sont mesurées et exprimées par l'abondance relative de la population, en entier ou en partie, évaluée par des relevés au filet maillant qui sont normalisés dans chaque lac. Ces mesures sont supérieures aux objectifs de récolte, qui sont plus difficiles à évaluer et qui représentent des situations souhaitées qui se prêtent mal au test de durabilité. L'abondance du touladi a augmenté radicalement dans tous les Grands Lacs après le lancement de la lutte contre la lamproie marine, de l'empoissonnement et de la réglementation des prises. On a plus ou moins réussi, selon le lac , à atteindre les cibles de population et, en définitive, à obtenir des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement.

Résultat de référence

La situation visée est celle de populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement sans nécessité d'alevinage ou presque, qui soutiennent une récolte durable et qui font du touladi un prédateur supérieur. Par rapport à ce qu'ils étaient dans le passé, la taille de la population et le rendement durable seront vraisemblablement inférieurs dans la plupart des lacs, car le sommet de la chaîne alimentaire est maintenant partagé par des prédateurs non indigènes naturalisés qui soutiennent une pêche de plusieurs milliards de dollars.

Contexte

Dans le passé, le touladi était le prédateur clé chez les salmoninés dans la plupart des Grands Lacs. La surpêche et la prédation par la lamproie marine non indigène, ainsi que d'autres facteurs, dans une moindre mesure, ont détruit les populations de touladi maigre sur le littoral et les populations de siscowet dans les eaux profondes, mais beaucoup survivent dans le lac Supérieur et et quelques populations de touladi maigre restent encore dans le lac Huron (Lawrie et Rahrer, 1972, Berst et Spangler, 1972, Wells et McLain, 1972, Hartman, 1972, Christie, 1972). Les efforts de rétablissement par l'empoissonnement, la restriction de la pêche et la lutte contre la lamproie se poursuivent 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).

Situation du touladi

Lac Supérieur

Après s'être effondrées dans les années 1950, les populations sauvages de touladi maigre ont récupéré, grâce à un programme énergique de rétablissement conjuguant la suppression de la lamproie marine, l'alevinage et des restrictions de pêche (Hansen *et al.*, 1995, Bronte *et al.*, 2003). Le rétablissement a commencé par la constitution de grosses populations de touladi d'alevinage, qui ont été remplacées par des populations naturelles. La dominance du touladi sauvage a commencé dans les années 1980 dans les eaux du Michigan, puis dans celles du Wisconsin et, plus récemment, du Minnesota. Dans les eaux du Michigan, l'abondance et le recrutement de la plupart des populations de touladi s'approchent des hauts niveaux historiques, mais il y a certaines indications d'une diminution de la croissance qui dépendrait de la densité de la population (Wilberg *et al.*, 2003, Richards *et al.*, 2004, Sitar *et al.*, 2010). Le progrès le plus récent du rétablissement a été marqué par la cessation de l'essentiel des empoissonnements dans les eaux du Minnesota.

Le siscowet est la forme la plus abondante du touladi dans le lac Supérieur. Il occupe les zones d'eau profonde et ses effectifs ont récupéré après les reculs des années 1950 (Bronte et Sitar, 2008, Ebener *et al.*, 2010). On l'a peu pêché récemment, mais l'intérêt naissant de l'industrie pour l'extraction des acides gras oméga-3 de ce touladi pourrait créer une demande. Le taux de siscowets blessés par la lamproie est élevé, bien que la mortalité imputable à ce prédateur puisse ne pas être importante que pour le touladi maigre (Moody *et al.*, 2010). Comme le touladi maigre, le siscowet a des effectifs élevés, qui subissent des effets dépendant de la densité.

Actuellement, l'abondance du touladi sauvage demeure généralement élevée. La réglementation a limité la mortalité par la pêche dans la plupart des secteurs du lac Supérieur. Malgré la gestion soutenue de la lamproie, le taux de touladis blessés dans certains secteurs a augmenté, dépassant depuis 1995 le taux visé (Sitar *et al.*, 2010). À court terme, le touladi devrait devenir moins abondant en raison des effets dépendant de la densité.

Lac Huron

Les blessures infligées par la lamproie marine ont diminué depuis 2000, passant de 20 blessures à moins de 10 par 100 poissons. Les prises de poissons d'âge 7 par 1000 pieds de filet maillant par million de poissons de repeuplement sont stables, entre 0,45 et 1,4 depuis 1991, sauf pour les classes d'âge mises à l'eau en 2003 et 2004, alors que les niveaux trophiques inférieurs ont été bouleversés par l'oligotrophisation dans le lac Huron qui a entraîné une diminution considérable de l'abondance du gaspareau. Le gaspareau, qui était une source importante de nourriture du touladi avant 2004, ne l'est plus, car ses effectifs ont été décimés par la trop grande prédation et le faible recrutement. La diminution de la croissance au cours des dix dernières années a fait repousser l'âge du recrutement à la pêche commerciale et aux relevés indépendants de la pêche, de 5 ans avant 2006 à 7 ans en 2009. Ces deux changements sont probablement imputables à la modification du réseau trophique (effondrement des effectifs de gaspareau), conjuguée à la modification de la répartition spatiale et saisonnière des jeunes touladis.

Les classes d'âge de touladi sauvage produites de 2003 à 2006 ont coïncidé avec l'augmentation de stocks parentaux plus vieux et la réduction de la consommation du gaspareau par les touladis adultes, ce qui laisse supposer que le syndrome de la carence en thiamine constituait un obstacle important au rétablissement du touladi dans le lac Huron.

La réduction du syndrome combinée à des augmentations préalables de l'abondance des touladis adultes et la réduction de la mortalité occasionnée par la lamproie ont créé une communauté propice à la survie du touladi au stade larvaire et au progrès du rétablissement de ce poisson dans le lac Huron.

Lac Michigan

La densité des touladis mesurée par des relevés printaniers demeure sous les valeurs cibles dans toutes les unités de gestion et dans l'ensemble du lac. Ces relevés d'évaluation ont recensé peu de poissons sauvages (sans morceau de nageoire prélevé) (Bronte *et al.*, 2007, Lake Trout Task Group, 2010), ce qui indique que la reproduction naturelle demeure faible même si des alevins issus de la reproduction par des touladis de repeuplement ont été recensés (Janssen *et al.*, 2006). Les éléments récents qui devraient accroître la probabilité de réaliser les objectifs de rétablissement du touladi sont : 1) une stratégie révisée de mise en œuvre du rétablissement du touladi dans le lac Michigan qui concentre l'empoissonnement et les autres mesures de gestion dans les meilleures zones d'habitat, 2) les concentrations de thiamine dans les œufs, considérées comme insuffisantes au succès de l'éclosion et à la survie des alevins, ont récemment augmenté à l'échelle du lac et 3) le nombre de lamproies marines, supérieur au nombre visé durant des années, a reculé.

Le taux élevé de mortalité imputable à la lamproie, la petite taille des stocks adultes et le manque de reproduction durable (Bronte *et al.*, 2003, 2007) continuent de limiter le rétablissement du touladi. Pour que le rétablissement progresse, il est notamment recommandé de réduire au minimum la mortalité imputable à la pêche et à la prédation par la lamproie, de concentrer l'alevinage dans des aires de refuge, de restaurer des sources de nourriture naturelles et de réorienter les objectifs pour les communautés de poissons en fonction des caractéristiques de population plutôt que des niveaux de capture.

Lac Érié

Les efforts dirigés pour rétablir le touladi dans le lac Érié ont commencé en 1982. Le recrutement des poissons de repeuplement était bon, mais ces poissons survivaient mal jusqu'à l'âge adulte en raison de la trop grande prédation opérée par la lamproie marine. En 1985, l'adoption du plan de rétablissement d'origine (Lake Trout Task Group, 1985) a augmenté les cibles annuelles d'empoissonnement, établi la lutte contre la lamproie et implanté des programmes d'évaluation normalisée pour surveiller la population. Le touladi a réagi rapidement à la lutte contre la lamproie et à l'augmentation de l'empoissonnement, et ses effectifs étaient nombreux en 1990. Toutefois, ces réalisations ont été éphémères, parce que les empoissonnements ont été réduits en 1996, car on craignait une pénurie de poissons-proies (Einhouse *et al.*, 1999), et parce que la lutte contre la lamproie s'est relâchée en même temps (Sullivan *et al.*, 2003). L'abondance des touladis adultes a vite diminué pour devenir faible en 2000 et le demeurer depuis.

L'abondance globale du touladi dans le lac Érié a augmenté ces dernières années en raison de l'adoption d'un plan révisé de rétablissement (Markham *et al.*, 2008) qui a augmenté les empoissonnements pour les ramener à leurs niveaux d'origine. Le recrutement des poissons de repeuplement, y compris le touladi de la souche du récif Klondike, est élevé. Toutefois, les effectifs de la lamproie demeurent abondants et dépassent les plafonds fixés, malgré l'augmentation des traitements lampricides, et ils continuent de décimer les touladis adultes. Le rétablissement du salmoniné continuera d'être entravé si l'abondance de la lamproie et le taux de blessure qu'elle inflige demeurent élevés et dépassent les niveaux cibles.

Lac Ontario

L'abondance des touladis adultes élevés en alevinier a été assez forte dans le lac Ontario de 1986 à 1998, mais elle a diminué de plus de 30 % en 1999 à cause de l'empoissonnement réduit et de la faible survie des jeunes saumons mis à l'eau depuis le début des années 1990 (Elrod *et al.*, 1995, Lantry et Lantry, 2011). L'abondance des adultes est demeurée assez stable entre 1999 et 2004, mais a diminué de nouveau pour perdre 54 % en 2005, probablement en raison du faible recrutement et de la mortalité attribuable à la prédation par la lamproie marine. La lutte intensifiée contre la lamproie et la baisse subséquente du taux de blessure du touladi entre 2008 et 2010 ont été suivies d'une

nette remontée des touladis adultes dont l'abondance, en 2010, avait retrouvé les niveaux de 1999 à 2004.

L'abondance des adultes a atteint un sommet en 1986, mais l'apparition de touladis issus de la reproduction naturelle dans les relevés d'évaluation a tardé, pour ne survenir qu'une fois que l'abondance des grandes femelles adultes a dépassé les valeurs cibles, en 1992 (Lantry et Lantry, 2011). Malgré des captures généralisées de petits nombres de recrues naturelles presque chaque année entre 1993 et 2010, il a été impossible d'obtenir des stocks autosuffisants, ce qui a été imputé aux denses populations de gaspareau dans le lac Ontario, qui auraient fait du gaspareau un aliment privilégié des touladis et favorisé chez ceux-ci un syndrome de mortalité précoce, à l'absence d'autres poissons-proies de profondeur convenables et à la colonisation des récifs de frai par l'envahissant gobie à taches noires (Fitzsimons *et al.*, 2003, Lantry *et al.*, 2003, Schneider *et al.*, 1997, Walsh *et al.*, 2011). Les maigres espoirs récents de rétablissement se sont améliorés devant la réapparition du chabot de profondeur dans les relevés d'évaluation (l'abondance du chabot a augmenté de façon constante de 2002 à 2010) (Lantry *et al.*, 2007, Weidel *et al.*, 2011) et vu les efforts canado-américains en cours pour rétablir le cisco de profondeur. Dans le passé, ces deux poissons étaient des proies importantes pour le touladi.

Liens

Le rétablissement des populations du touladi dans les Grands Lacs a des liens avec la lamproie marine, les poissons-proies et les espèces non indigènes. Le repeuplement et la constitution de stocks parentaux seraient impossibles sans des mesures soutenues de lutte contre la lamproie et de restriction de la pêche. Le gaspareau non indigène, dont les effectifs sont faibles actuellement, nuit néanmoins au recrutement dans le milieu naturel, parce qu'il s'attaque aux alevins du touladi et parce qu'il contient beaucoup de thiaminase qui réduit la viabilité des œufs et la survie des alevins des touladis qui consomment surtout cette espèce. L'absence de corégoninés pélagiques et benthopélagiques, qui ont été décimés par la surpêche, la dégradation de l'habitat et les invasions d'espèces exotiques, entrave aussi le rétablissement, car ces espèces disparues servaient d'intermédiaires pour transmettre la production benthique et pélagique du large au milieu littoral et au touladi, dont elles étaient les proies.

Gestion – défis et possibilités

Il faut une lutte permanente et accrue contre la lamproie marine dans tout le bassin pour accroître la survie du touladi jusqu'à l'âge adulte. Les nouvelles options de lutte, comprenant les systèmes phéromones qui augmentent l'efficacité des pièges et perturbent la reproduction, font l'objet de recherches et sont mises en oeuvre, et elles promettent des améliorations. Le contrôle permanent et accru de l'exploitation est amélioré par la modélisation des populations dans la plupart des lacs. Les densités d'empoissonnement doivent être augmentées à certains endroits, particulièrement dans le lac Michigan et peut-être dans le lac Ontario. Tous les touladis dans les eaux américaines reçoivent maintenant des micromarques codées qui aideront beaucoup, quand les poissons seront recapturés, à augmenter les connaissances et donc à définir de meilleures mesures de rétablissement. D'autres souches de touladi du lac Supérieur pourraient être employées pour l'empoissonnement de secteurs d'eaux profondes au large qui n'ont pas été colonisés par les souches utilisées dans le passé pour le rétablissement. L'introduction de ces autres souches a été entreprise au lac Érié. Elle commencera bientôt au lac Ontario et elle est envisagée pour le lac Michigan. Les lâchers d'œufs, d'alevins ou de jeunes d'un an dans les frayères traditionnelles ou à proximité devraient être employés si possible pour rehausser la colonisation. Le besoin s'affirme de rétablir des poissons-proies indigènes comme le cisco de lac et le cisco de profondeur, et ce rétablissement est vu comme une exigence importante pour restaurer l'autosuffisance du touladi. Il demandera de prendre soigneusement en considération la propagation de maladies d'un lac à l'autre ainsi que d'élaborer des stratégies d'alevinage et d'empoissonnement.

Commentaires des auteurs

La fréquence des rapports devrait être quinquennale. Les systèmes de surveillance sont en place, mais dans la plupart des lacs, les mesures n'ont pas trait directement aux objectifs de pêche énoncés. Les objectifs relatifs aux populations de touladi pourraient devoir être redéfinis comme résultats, en unités mesurées par les activités de surveillance. On intègre ces objectifs aux guides et aux plans de rétablissement. Les séries chronologiques que nous présentons sont fondées sur des cibles de populations importantes qui peuvent être mesurées à l'aide des activités

d'évaluation en cours.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité		x				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine		x				
3. La source des données est connue, fiable et respectée		x				
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs		x				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada				x		
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport		x				

Remerciements

Auteurs

Charles R. Bronte, U.S. Fish and Wildlife Service, New Franken (Wisconsin).

Mark P. Ebener, Chippewa/Ottawa Authority, Sault Ste. Marie (Michigan).

Ji X. He, ministère des Ressources naturelles du Michigan, Alpena (Michigan).

Brian F. Lantry, U.S. Geological Survey, Oswego (New York).

James L. Markham, ministère de la Conservation de l'environnement de l'État de New York, Dunkirk (NY).

Shawn P. Sitar, ministère des Ressources naturelles du Michigan, 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 of the Fisheries Research Board of 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 / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60 : 1552–1574.

Bronte, C.R., Jonas, J., Holey, M.E., Eshenroder, R.L., Toneys, M.L., McKee, P., Breidert, B., Claramunt, R.M., Ebener, M.P., Krueger, C.C, Wright, G., Hess, R. 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., Holey, M.E., Madenjian, C.P., Jonas, J.L., Claramunt, R.M., McKee, P.C., Toneys, M.L., Ebener, M.P., Breidert, B., Fleischer, G.W., Hess, R., Martell Jr., A.W., et Olsen, E.J. 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., Krueger, C.C., Holey, M.E., Toneys, M.L., Eshenroder, R.L., et Jonas, J.L. 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.

Brown, S.B., Honeyfield, D.C., Knath, J.G., Wolgamood, M., Marcquenski, S.V., Fitzsimons, J.D., et Tillitt, D.E. 2005. « Thiamine status in Adult Salmonines in the Great Lakes ». *Journal of Aquatic Animal Health*, 17 :59–64.

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.

Christie, W.J. 1972. « Lake Ontario : effects of exploitation, introductions, and eutrophication on the salmonid community ». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29 :913-929.

Czesny, S., Dettmers, J.M., Rinchard, J., et Dabrowski, K. 2009. « Linking egg thiamine and fatty acid concentrations of Lake Michigan lake trout with early life stage mortality ». *Journal of Aquatic Animal Health*, 21 : 262-271.

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., S.P. Sitar, W.P. Mattes, T.R. Hrabik et M.T. Mata. 2010. « Offshore fish community : siscowet ». Pages 97-100 dans O.T. Gorman, M.P. Ebener et M.R. Vinson (dir.). *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 ». Dans M. Munawar, T. Edsall et I. F. Munawar (dir.), *State of Lake Erie : past, present, and future*. Ecovision World Monograph Series. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. pp. 291-303.

Elrod, J.H., O'Gorman, R., Schneider, C.P., Eckert, T.H., Schaner, T., Bowlby, J.N., et Schleen, L.P. 1995. « Lake trout rehabilitation in Lake Ontario ». *Journal of Great Lakes Research*, 21(1) :83-107.

Eshenroder, R.L., Holey, M.E., Gorenflo, T.K., et Clark, R.D. 1999. *Fish-community objectives for Lake Michigan*. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 99-1, 56 p.

Eshenroder, R.L., Payne, R.N., Johnson, J.E., Bowen II, C., et Ebener, M.P. 1995. « Progress toward 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 dans M. Munawar (dir.), *State of Lake Ontario (SOLO)—past, present, and future*. Ecovision World Monograph Series, Goodword Books, New Delhi.

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.

Hartman, W.L. 1972. « Lake Erie : effects of exploitation, environmental changes, and new species on the fishery ressources ». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29 :899-912.

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 2011. « 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* (en révision).

Holey, M.E., Rybicki, R.W., Eck, G.W., Brown, E.H., Jr., Marsden, J.E., Lavis, D.S., Toneys, M.L., Trudeau, T.N., et Horrall, R.M.. 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., Jude, D.J., Edsall, T.A., Paddock, R.W., Wattrus, N., Toneys, M., et McKee, P. 2006. « Evidence of lake trout reproduction at Lake Michigan's mid-lake reef complex ». *Journal of Great Lakes Research*, 32(4) : 749-763.

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 dans B. J. Morrison et S. R. LaPan (dir.), *The state of Lake Ontario in 2003*. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 07-01, Ann Arbor, Michigan.

Lantry, B.F., et Lantry, J. R. 2011. « Lake trout rehabilitation in Lake Ontario », 2010. Dans *NYSDEC Annual Report to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee*, March, 2011.

Lawrie, A.H., et Rahrer, J.F. 1972. « Lake Superior : effects of exploitation and introduction on the salmonid community ». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29 : 765-776.

Markham, J.L., Cook,A., MacDougall, T., Witzel, L., Kayle, K., Murray, M., Fodale, M., Trometer, E., Neave, F., Fitzsimons, J., Francis, J., et Stapanian, M. 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.

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.

Schneider, C.P., Schaner, T., Orsatti, S., Lary, S., et Busch, D. 1997. *A Management Strategy for Lake Ontario Lake Trout*. Report to the Lake Ontario Committee, Great Lakes Fishery Commission.

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 dans O.T. Gorman, M.P. Ebener et M.R. Vinson (dir.), *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 et M.E. Daniels. *Fish community objectives for Lake Ontario*. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 09-01.

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. 2011. « Status of alewife in the U.S. waters of Lake Ontario, 2010 ». Dans *NYSDEC Annual Report to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee*, March, 2011.

Weidel, B. C., M. G. Walsh et M. J. Connerton. 2011. « Status of sculpins and round goby in the U.S. waters of Lake Ontario, 2010 ». In *NYSDEC Annual Report to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee*, March, 2011.

Wells, L., et A.L. McLain. 1972. « Lake Michigan : effects of exploitation, introductions, and eutrophication on the salmonid community ». *Journal of the Fisheries Research Board of 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 du touladi de repeuplement (touladi sauvage dans le cas du lac Supérieur) dans les Grands Lacs de 1983 à 2010. Les mesures signalées varient de lac en lac, comme le montre l'échelle verticale, et les comparaisons entre lacs peuvent être trompeuses. Les tendances globales dans le temps renseignent sur l'abondance relative de la population dans son entier ou d'une partie.
Source : Les données proviennent d'évaluations biologiques menées en collaboration avec des organismes fédéraux, étatiques, provinciaux et tribaux et sont principalement contenues dans des rapports non évalués par des pairs présentés à la Commission des pêcheries des Grands Lacs et à ses comités des lacs, au ministère de la Conservation de l'environnement de l'État de New York (NYSDEC), au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, au U.S. Fish and Wildlife Service et à la U.S. Geological Survey.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

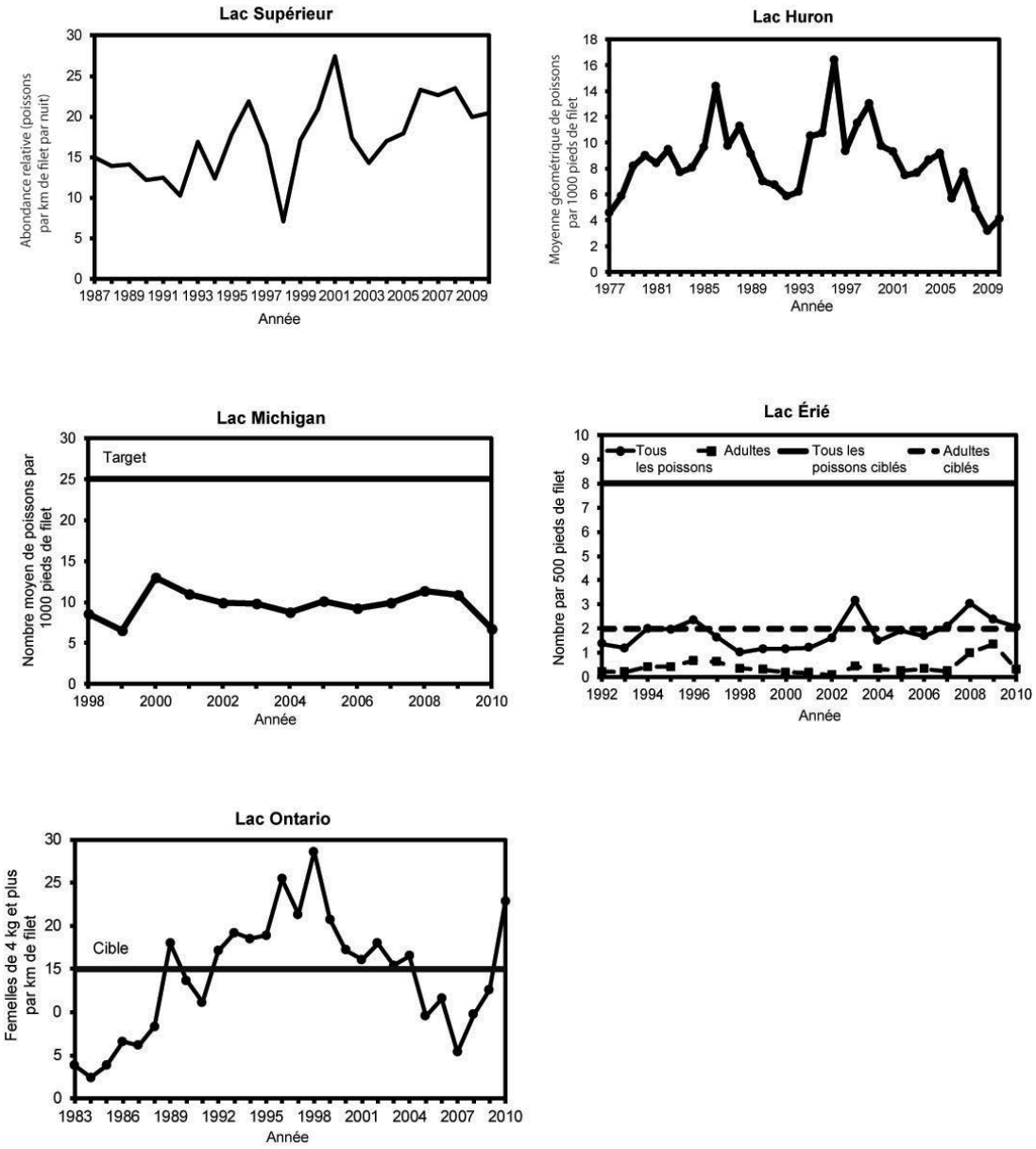


Figure 1. Abondance relative du touladi de repeuplement (touladi sauvage dans le cas du lac Supérieur) dans les Grands Lacs de 1983 à 2010. Les mesures signalées varient de lac en lac, comme le montre l'échelle verticale, et les comparaisons entre lacs peuvent être trompeuses. Les tendances globales dans le temps renseignent sur l'abondance relative de la population dans son entier ou d'une partie.

Source : Les données proviennent d'évaluations biologiques menées en collaboration avec des organismes fédéraux, étatiques, provinciaux et tribaux et sont principalement contenues dans des rapports non évalués par des pairs présentés à la Commission des pêcheries des Grands Lacs et à ses comités des lacs, au ministère de la Conservation de l'environnement de l'État de New York (NYSDEC), au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, au U.S. Fish and Wildlife Service et à la U.S. Geological Survey.

Éléments nutritifs dans les lacs

Évaluation globale
Statut : Passable
Tendance : Détérioration
Justification : Dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, les concentrations totales de phosphore au large des côtes sont actuellement inférieures aux cibles, mais peut être trop basses, ce qui a des répercussions négatives sur la productivité du lac. Les symptômes de l'enrichissement en éléments nutritifs persistent sur les zones côtières. Dans le lac Érié, les cibles sont souvent dépassées et les conditions se détériorent. Le lac Supérieur est le seul endroit où les cibles au large des côtes sont respectées et où les conditions sont acceptables.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Statut : Bon
Tendance : Inchangée
Justification : Les cibles ont été constamment atteintes, et les concentrations totales de phosphore au large des côtes sont semblables aux valeurs historiques, ce qui indique des conditions acceptables. Il n'y a pas de tendance définie au fil du temps.

Lac Michigan
Statut : Passable (en dessous de la cible)
Tendance : Détérioration (bien en dessous de la cible)
Justification : Les concentrations de phosphore au large des côtes continuent de diminuer et atteignent les cibles. Cependant, les concentrations ont chuté est sont à des niveaux faibles. Elles peuvent avoir des effets négatifs sur la productivité du lac (phytoplancton, zooplancton et production de poissons). Dans certaines zones côtières, des concentrations élevées de phosphore ou des espèces envahissantes soutiennent la croissance d'algues nuisibles.

Lac Huron
Statut : Passable (bien en dessous de la cible)
Tendance : Détérioration (bien en dessous de la cible)
Justification : Les concentrations de phosphore au large des côtes continuent de diminuer et, bien que les concentrations atteignent les cibles, elles peuvent être trop faibles et avoir une incidence négative sur la productivité du lac. Dans certaines parties de la zone côtière, le nombre d'algues nuisibles dans les eaux augmente.

Lac Érié
Statut : Faible (supérieur à la cible)
Tendance : Détérioration
Justification : Les cibles pour le phosphore total continuent d'être dépassées et les tendances indiquent des concentrations à la hausse. La croissance excessive des algues est évidente, particulièrement dans le bassin ouest, mais dans les autres bassins également.

Lac Ontario
Statut : Passable (en dessous de la cible)
Tendance : Détérioration (bien en dessous de la cible)
Justification : Les concentrations de phosphore au large des côtes continuent de diminuer et sont maintenant à des niveaux trop bas pour soutenir la productivité saine du lac au large des côtes. De nombreuses eaux littorales contiennent des algues nuisibles, probablement alimentées par les rejets de

phosphores dont les concentrations locales sont élevées, mais également par les moules envahissantes qui facilitent la disponibilité de phosphore pour les algues.

Autres échelles spatiales – Eutrophisation littorale
Cet indicateur indique principalement les concentrations totales de phosphore au large des côtes. Ces eaux du large sont celles qui indiquent le mieux les tendances à long terme, car, contrairement aux eaux côtières moins profondes, elles sont moins influencées par les rejets locaux de polluants. Comme on peut le voir ici, les concentrations d'éléments nutritifs au large des côtes dans la plupart des lacs ont diminué au fil des années et atteignent les cibles fixées au cours des années 1980, mais elles peuvent être trop faibles maintenant pour soutenir des niveaux sains de productivité des lacs.

Parallèlement au fait que les concentrations totales de phosphore atteignent des niveaux faibles sans précédent, les grandes régions des Grands Lacs font face à des problèmes d'algues nuisibles. L'ampleur de ce problème semble être d'une magnitude semblable à celui des années 1970 (Great Lakes WATER Institute, 2005), malgré des charges en phosphore nettement inférieures depuis cette période (Dolan, 2010). Dans le lac Michigan, la croissance de l'algue benthique *Cladophora* demeure un problème et rend toute baignade impossible à certaines plages (Bootsma *et al.*, 2004). La prolifération de l'algue *Cladophora* semble être plus importante dans l'est du lac Érié, tandis que le bassin ouest du lac Érié subit également la prolifération de l'algue *Microcystis* plus toxique (Ouellette *et al.*, 2006). Dans le lac Huron, l'algue benthique *Chara* se multiplie sur le côté est; sur le côté ouest, l'algue *Cladophora* réapparaît (E.T. Howell, communication personnelle).

Les causes de la résurgence des algues ne sont pas claires et peuvent ne pas être directement liées aux rejets de phosphore. Les charges totales de phosphore ont diminué au fil du temps et atteignent actuellement les cibles de la Commission mixte internationale dans la plupart des régions des Grands Lacs (Dolan, 2010). Il existe cependant une exception à cette règle dans le bassin ouest du lac Érié, où l'on a observé une augmentation des charges totales de phosphore, et de phosphore soluble en particulier, au cours des dix dernières années (Richards et Baker, 2006).

But

- Évaluer les concentrations d'éléments nutritifs dans les Grands Lacs.
- Appuyer l'évaluation des charges en éléments nutritifs dans les Grands Lacs.
- Soutenir l'évaluation de l'état trophique et la dynamique du réseau alimentaire dans le bassin des Grands Lacs.
- On utilise l'indicateur de Éléments nutritifs dans les lacs dans la série des indicateurs des Grands Lacs en tant qu'indicateur d'élément moteur dans la catégorie la qualité de l'eau.

Objectif pour l'écosystème
Les objectifs en matière de contrôle du phosphore consistent à maintenir un état oligotrophe et la biomasse relative des algues des lacs Supérieur, Huron et Michigan, afin de maintenir la biomasse algale en deçà du seuil de nuisance dans les lacs Érié et Ontario, et afin d'éliminer les algues nuisibles dans les baies et dans d'autres régions, quel que soit l'endroit où elles apparaissent (Commission mixte internationale, 1978). La Commission mixte internationale a élaboré la ligne directrice de radiation de la liste suivante pour l'eutrophisation ou les algues indésirables : pas de problèmes de qualité de l'eau persistants (p. ex. oxygène dissous, épuisement des eaux de fond, proliférations ou accumulations d'algues nuisibles et baisse de la clarté de l'eau) attribuables à l'eutrophisation due aux cultures.

État de l'écosystème
Mesure
Évaluer les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux libres des Grands Lacs; les valeurs totales de phosphore au large des côtes au printemps seront comparées aux cibles définies dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (voir les paramètres ultimes).

Paramètres ultimes

Lorsque les objectifs en matière de charge totale de phosphore seront atteints, la concentration totale de phosphore dans les eaux libres de chaque lac devrait être la suivante : lac Supérieur – 5 µg/L, lac Huron – 5 µg/L, lac Michigan – 7 µg/L, bassin ouest du lac Érié – 15 µg/L, bassin central du lac Érié – 10 µg/L, bassin est du lac Érié – 10 µg/L, lac Ontario – 10 µg/L. Cependant, les auteurs notent que ces paramètres ultimes ne prennent pas en compte les effets des moules envahissantes sur le cycle du phosphore dans les lacs.

État

L'état des concentrations totales de phosphore dans les Grands Lacs est surveillé par les gouvernements fédéraux du Canada et des États-Unis. Environnement Canada et l'Environmental Protection Agency des États-Unis effectuent des croisières en navires pour recueillir des échantillons de la qualité de l'eau sur les lacs. Les méthodes employées dans le cadre du programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada sont décrites dans Dove *et al.* (2009). Les procédures d'échantillonnage et d'analyse pour les relevés de la qualité des eaux lacustres libres du Great Lakes National Program Office (Bureau du programme national des Grands Lacs) sont fournies par le Great Lakes National Program Office (2010). En bref, Environnement Canada effectue des activités de surveillance dans chacun des Grands Lacs, à l'exception du lac Michigan, situé entièrement aux États-Unis. En général, on surveille chaque lac tous les deux ans, et l'on effectue plusieurs croisières au cours de l'année de surveillance. Toutes les régions (côtières, au large des côtes et dans les baies principales) sont surveillées dans le cadre du programme d'Environnement Canada. L'Environmental Protection Agency des États-Unis effectue une croisière au printemps et en été sur toutes les eaux, à l'exception de la baie Georgienne, grâce à des stations situées davantage le long du long axe central de chaque lac. Ici, nous fournissons une mise à jour sur les tendances à long terme des concentrations totales de phosphore dans chacun des Grands Lacs et nous établissons un lien entre ces tendances et l'état des éléments nutritifs et les objectifs en matière d'écosystème.

Afin de présenter les tendances à long terme, les données sont limitées aux eaux de surface (de 3 m maximum) au large des côtes (profondeur supérieure ou égale à 50 mètres pour les lacs Huron, Michigan et la baie Georgienne, profondeur supérieure ou égale à 100 m pour le lac Ontario et profondeur supérieure ou égale à 150 mètres pour le lac Supérieur), à l'exception du lac Érié, qui est relativement peu profond et est, par conséquent, divisé en trois bassins. Généralement, les concentrations au printemps représentent les valeurs maximales annuelles, et sont donc présentées.

Les résultats des concentrations totales de phosphore relevées au large des côtes sont présentés à la figure 1 pour la partie supérieure des Grands Lacs (lacs Supérieur, Huron, Michigan et baie Georgienne) et à la figure 2 pour la partie inférieure des Grands Lacs (lacs Érié et Ontario). Les mesures individuelles sont représentées dans ces diagrammes en boîtes. La ligne continue de chaque diagramme est la valeur médiane; les limites inférieures et supérieures des diagrammes correspondent aux 25e et 75e percentiles, respectivement, et les lignes verticales (filiformes) sont les valeurs minimales et maximales.

Dans les années 1970, les symptômes de l'eutrophisation étaient évidents dans de nombreuses régions des Grands Lacs et l'Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs énonce les cibles en matière de charges de phosphore et de concentrations de phosphore au large des côtes afin de respecter les objectifs liés à l'écosystème. Des efforts concertés visant à réduire les déversements de phosphore dans le bassin des Grands Lacs ont commencé dans les années 1970 et ont permis de réduire les concentrations de phosphore et les symptômes de l'eutrophisation dans les lacs (Stevens et Neilson, 1987). Le meilleur exemple concerne le lac Ontario, où les concentrations totales de phosphore au printemps ont diminué. Elles sont passées à 21 µg/L en 1975 et ont atteint la cible de 10 µg/L au début des années 1990. La mise en œuvre de mesures de contrôle des usines de traitement des eaux usées a permis de réduire les symptômes de l'eutrophisation, de sorte que les niveaux de nuisance de la prolifération de *Cladophora*, plus évidente dans les années 1960 et 1970, ont pu être contrôlés et n'étaient plus problématiques dans la plupart des régions des Grands Lacs dans les années 1980 (Great Lakes WATER Institute, 2005).

Malgré le succès de ces mesures de contrôle, les problèmes d'algues nuisibles ont resurgi dans les régions côtières, en particulier dans les lacs Ontario, Érié et Michigan, et dans certaines zones du lac Huron (Higgins *et al.*, 2005; Auer *et al.*, 2010). À la suite de cela, les médias ont déclaré que les concentrations et apports en phosphore dans les Grands Lacs devaient augmenter une fois de plus (CBC, 2011). Toutefois, dans les régions situées au large des côtes des lacs Ontario, Huron et Michigan, les concentrations de phosphore ont continué de diminuer, et le taux de déclin s'est accéléré à partir des années 1990. Dans le lac Ontario, par exemple, les concentrations totales de phosphore au large des côtes ont diminué par rapport aux niveaux cibles atteints au début des années 1990 pour atteindre des niveaux bien en deçà de la cible (figure 2).

Le poids de la preuve scientifique indique que les moules dreissenidés (moules zébrées *Dreissena polymorpha* et moules quagga *Dreissena bugensis*), qui ont colonisé tous les Grands Lacs, à l'exception du lac Supérieur, ont considérablement modifié le cycle du phosphore (Hecky *et al.*, 2004). Les moules dreissenidés sont des filtres de particules efficaces, avec deux résultats : 1) les moules absorbent des éléments nutritifs particulaires et excrètent des formes d'éléments nutritifs solubles, ce qui augmente la disponibilité de phosphore pour l'absorption par les algues dans les zones littorales des Grands Lacs, et 2) les éléments nutritifs sont liés dans les fèces des moules déposés dans les sédiments du littoral, empêchant ainsi l'exportation de phosphore dans les zones au large des côtes. De cette façon, les algues nuisibles peuvent s'épanouir près du littoral, et les zones au large des côtes sont privées d'éléments nutritifs. Les moules envahissantes sont à l'origine de changements considérables de l'écosystème, y compris de la réduction du benthos, du plancton et des populations de poissons dans les zones au large, et pourtant, elles facilitent la croissance d'algues benthiques à des niveaux nuisibles dans la zone littorale (Evans *et al.*, 2011).

Lac Supérieur

Le record de concentration totale de phosphore dans le lac Supérieur remonte à 1970 (Environnement Canada) et 1992 (Environmental Protection Agency des États-Unis). Les concentrations totales moyennes de phosphore au large des côtes sont demeurées en deηũ de la cible de 5 µg/L pour maintenir un ıtat oligotrophe. Sur les plus de 400 mesures individuelles, moins de 4 % ont dépassé la cible. L'objectif de l'écosystème visant à maintenir un état oligotrophe et à conserver une biomasse algale relativement faible est atteint. Il existe peu de moules envahissantes dans le lac Supérieur (Grigorovich, 2008); celui-ci n'a donc pas subi les répercussions écologiques observées dans la plupart des autres Grands Lacs.

Il n'y a pas de tendance apparente au fil du temps dans les ensembles de données des États-Unis ou les ensembles de données du Canada, ce qui indique que le statut est bon et inchangé. Toutefois, l'absence de tendance n'indique pas nécessairement que les eaux du lac Supérieur n'ont pas été touchées. En raison de son temps de séjour prolongé et de son grand volume, il se pourrait que l'on ne détecte pas de tendance avant un certain temps. D'après les démonstrations de Chapra *et al.* (2009) à l'aide de chlorure, on ne pourrait pas détecter les augmentations importantes de charges avant au moins une décennie. Pour une substance moins conservatrice comme le phosphore, l'assimilation du lac pourrait masquer davantage ces répercussions. La prudence est de mise dans le cadre de la gestion des apports en phosphore, car les très longs temps de séjour et la faible productivité du lac sous-entendent que le rétablissement à la suite des répercussions, une fois observées, pourrait prendre de nombreuses décennies.

Lac Michigan

Les données sur le lac Michigan sont uniquement recueillies par le Great Lakes National Program Office, étant donné que ce lac est situé entièrement aux États-Unis. Les valeurs moyennes des concentrations totales de phosphore au large des côtes ont varié de 6 µg/L en 1976 (durant la première année de surveillance) à 3,1 µg/L en 2009, ce qui indique une baisse importante ($p < 0,001$) de 0,072 µg/L par an au cours de la période de relevé. Les valeurs moyennes au large des côtes ont été conformes à la concentration cible de 7 µg/L chaque année de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, et seulement 14 des 391 mesures individuelles ont dépassé la concentration cible de 1983 à 2007. Aucune mesure individuelle n'a dépassé la concentration cible depuis 1996. Ces données indiquent que le statut relatif aux paramètres ultimes des indicateurs existants est bon et s'améliore. Cependant, autant que nous sachions, le paramètre ultime a été dépassé au détriment de la productivité biologique au

large des côtes. Les apports en éléments nutritifs dans les zones littorales et les effets des moules envahissantes semblent être à l'origine de la réapparition des algues benthiques nuisibles. Dans les zones au large, les preuves indiquent que les invasions de moules ont donné lieu à une prédation accrue du plancton et à une baisse des éléments nutritifs qui se traduisent par une diminution de la productivité des pêches (Mida *et al.*, 2010; Evans *et al.*, 2011).

Lac Huron

Dans le lac Huron, les concentrations totales moyennes de phosphore au large des côtes étaient comprises entre 5,6 et 1,7 µg/L (données provenant des deux programmes). Les données du Great Lakes National Program Office et d'Environnement Canada indiquent d'importantes baisses des concentrations totales de phosphore à long terme. Le Great Lakes National Program Office a mesuré une baisse de 0,079 µg/L par an entre 1983 et 2009 ($p < 0,001$). Environnement Canada a mesuré une baisse à long terme de 0,056 µg/L par an entre 1970 et 2009 ($p < 0,05$). Les tendances semblent être plus accentuées depuis 1990, avec des baisses de 0,13 et 0,10 µg/L par an selon les données du Great Lakes National Program Office et d'Environnement Canada, respectivement. Les valeurs récentes (2009) sont extrêmement faibles (1,8 et 2,7 µg/L pour l'Environmental Protection Agency des États-Unis et Environnement Canada, respectivement), ce qui signifie que les niveaux ont chuté bien en deçà de la concentration cible et sont insuffisants pour soutenir une communauté biologique saine au large des côtes. On a observé une baisse de la production de phytoplancton, une perte du benthos indigène et de graves diminutions du gaspareau et du grand corégone depuis l'introduction des moules dreissenidés (Evans *et al.*, 2011).

Dans la baie Georgienne (mesurée seulement par Environnement Canada), la tendance à long terme des concentrations totales de phosphore a suivi de très près celle du lac Huron. Les valeurs moyennes des concentrations totales de phosphore au large étaient comprises entre 1,9 et 5,5 µg/L et étaient généralement conformes à la valeur cible de 5 µg/L. Les moyennes des croisières dépassaient la cible en 1987 (5,5 µg/L) et en 1993 (5,1 µg/L). Les données de la baie Georgienne indiquent un déclin important ($p < 0,001$) des concentrations totales de phosphore de 0,08 µg/L par an entre 1970 et 2009. Le taux de diminution a été plus marqué depuis 1990 (pente = -0,14 µg/L par an, $p = 0,002$), ce qui indique une baisse accélérée des concentrations totales de phosphore. La valeur moyenne de concentration totale de phosphore (2,55 µg/L) la plus récente (2009) est extrêmement faible, ce qui indique des conditions oligotrophes avec une quantité insuffisante d'éléments nutritifs pour soutenir une communauté biologique en bonne santé.

Lac Érié

Les concentrations totales de phosphore dans le bassin ouest du lac Érié ont été les plus élevées et les plus variables observées dans l'ensemble de données. Les moyennes des croisières printanières étaient comprises entre 10,8 et 82,6 µg/L. Les concentrations étaient plus élevées au cours des années 1970 et ont nettement diminué au fil du temps, bien qu'elles continuent à être très variables et que les valeurs les plus récentes dans le bassin ouest comptent parmi les plus élevées observées au Canada (figure 2). Les données d'Environnement Canada indiquent que les concentrations totales de phosphore dans le bassin de l'ouest ont diminué de 0,8 µg/L par an ($p = 0,01$); le taux est de 1,04 µg/L par an ($p < 0,001$) si l'on exclut la valeur exceptionnellement élevée de 2009. Les données du Great Lakes National Program Office indiquent un déclin plus lent de 0,442 µg/L par an de 1974 à 2008, mais la tendance n'est pas statistiquement significative ($p = 0,12$). Les concentrations moyennes totales de phosphore dépassent souvent la cible de 15 µg/L, et des mesures individuelles ont dépassé cette valeur dans environ deux tiers des cas dans chacun des ensembles de données des États-Unis et du Canada. Les valeurs les plus récentes pour le bassin ouest sont très élevées, et sont plus semblables aux valeurs observées dans les années 1970 (figure 2).

Les concentrations totales de phosphore dans le bassin central du lac Érié sont plus faibles que celles observées dans le bassin de l'ouest, mais sont élevées par rapport aux valeurs cibles, et n'ont pas beaucoup diminué au cours de la période de relevé. La régression linéaire des données d'Environnement Canada indique un déclin des concentrations totales de phosphore de 0,174 µg/L par an, mais la tendance n'est pas statistiquement significative ($p = 0,068$). Les données du Great Lakes National Program Office indiquent un déclin initial des concentrations totales de phosphore

de 0,6 µg/L par an de 1974 à 1990 (p = 0,01), suivi d'une augmentation de 0,25 µg/L par an de 1990 à 2009, mais cette augmentation était marginale (p = 0,1). Les données du bassin central sont très variables, et les concentrations moyennes totales de phosphore durant la croisière printanière depuis 1970 étaient comprises entre 7,5 et 31 µg/L. Les concentrations sont souvent plus élevées que la cible de 10 µg/L. À l'instar du bassin de l'ouest, les mesures individuelles du bassin central ont dépassé la cible dans environ deux tiers des cas dans chacun des ensembles de données des États-Unis et du Canada.

Les concentrations dans les eaux plus profondes du bassin de l'est ont tendance à être les plus faibles et les moins variables dans le lac Érié. Les concentrations moyennes des croisières printanières étaient comprises entre 4,9 et 37 µg/L et ont dépassé la concentration cible de 10 µg/L dans environ 60 % des cas depuis 1983. Les données d'Environnement Canada indiquent un déclin entre 1970 et 2009 (pente = -0,31 µg/L par an) qui est modérément important (p = 0,02). Les données du Great Lakes National Program Office indiquent un taux de déclin plus lent de la concentration totale de phosphore de 0,082 µg/L par an (p < 0,05).
Il semblerait y avoir une augmentation plus récente, mais la tendance n'est pas statistiquement significative.

Lac Ontario
La tendance pour le lac Ontario illustre de la manière la plus crédible la diminution à long terme des concentrations totales de phosphore dans les Grands Lacs. Les concentrations moyennes au large des côtes dans les années 1970 dépassaient 20 µg/L; les données récentes sont bien en deçà de la cible de 10 µg/L. Les données d'Environnement Canada indiquent un déclin très important (p < 0,001) de 0,433 µg/L par an entre 1970 et 2010. Le taux de déclin de 1986 à 2009 mesuré par le Great Lakes National Program Office est plus modeste, soit 0,16 µg/L par an (p < 0,0001), et est similaire au taux de 1990 à 2010 mesuré par Environnement Canada (-0,15 µg/L par an, p < 0,0001).

Les données de la dernière décennie, en particulier, indiquent que les concentrations totales de phosphore au large des côtes ne sont pas suffisantes pour soutenir un réseau trophique en bonne santé. À l'instar des lacs Michigan et Huron, les cibles au large des côtes ont été dépassées; cependant, les objectifs liés à l'écosystème visant à maintenir la biomasse algale en deçà des niveaux de nuisance n'ont pas été respectés pour la zone côtière. On a trouvé de la *Cladophora* en grande quantité répartie dans les zones côtières avec des substrats solides (Wilson *et al.*, 2006). Les concentrations totales actuelles de phosphore (Environmental Protection Agency des États-Unis = 5,18 µg/L en 2009; Environnement Canada = 6,41 µg/L en 2010) ont dépassé de beaucoup la cible au large des côtes de 10 µg/L. Parallèlement à cela, les niveaux de silice sont devenus rapidement plus élevés, ce qui indique que les populations de diatomées ont fortement chuté au large des côtes (Dove, 2010). Mills *et al.* (2006) ont découvert que le phytoplancton a été épuisé et que le zooplancton épilimnique a diminué pour atteindre des niveaux historiques. À leur tour, ces changements peuvent limiter la productivité des poissons au large des côtes, étant donné que l'on a aussi observé des baisses du nombre de poissons-proies (Gorman, 2009).

Liens
Les éléments nutritifs, en particulier le phosphore, contrôlent la productivité des écosystèmes des Grands Lacs. En quantité suffisante, les éléments nutritifs soutiennent des pêches et un réseau trophique productifs; en trop grande quantité, les éléments nutritifs stimulent la croissance d'algues nocives et nuisibles et des symptômes d'eutrophisation, tels que la prolifération d'algues nocives, un appauvrissement en oxygène et une mortalité plus élevée des poissons, peuvent alors apparaître.

Les éléments nutritifs sont alimentés par les déversements des affluents, la remise en suspension des sédiments, les dépôts atmosphériques, les eaux de ruissellement urbaines et agricoles et les installations de traitement des eaux usées municipales. Il existe des liens importants entre les sources, les voies d'exposition et l'environnement récepteur des côtes qui, à leur tour, apportent des éléments nutritifs dans les zones au large des côtes. L'augmentation prévue des populations humaines vivant sur les rives des Grands Lacs dans les dix prochaines années devrait entraîner une augmentation des pressions exercées sur les charges des eaux usées municipales, les éléments nutritifs dans les

affluents et même les dépôts atmosphériques.

Défis et possibilités de gestion

La prolifération des moules dreissenidés dans les eaux côtières et l'expansion subséquente des populations de moules à un grand nombre de régions au large des côtes ont eu d'importantes répercussions sur l'environnement du lac. La filtration de l'eau du lac par les moules a modifié l'environnement qui laisse pénétrer la lumière à tel point que la lumière pénètre jusqu'à de plus grandes profondeurs et permet aux algues de pousser dans des zones précédemment inhabitables. La présence de coquilles de moules fournit aux algues un substrat dur sur lequel elles peuvent pousser. Enfin, les moules ont modifié le cycle des éléments nutritifs, de sorte que les éléments nutritifs destinés à aller au large des côtes sont en fait pris au piège dans les zones côtières où ils sont à l'origine d'altération et privent les eaux du large de suffisamment d'éléments nutritifs pour maintenir un réseau trophique sain.

Il faut mieux comprendre la façon dont la filtration de l'eau par les moules dreissenidés contrôle la disponibilité de phosphore pour les algues. Une meilleure connaissance de l'accumulation des charges d'éléments nutritifs, dans leurs diverses formes, et des répercussions de ces charges sur les altérations du lac pourrait également aider à déterminer si des réductions de charge précises pourraient être utiles.

Un contrôle plus poussé des charges de phosphore à l'échelle du lac serait encore plus coûteux, et la réduction des éléments nutritifs dans les zones au large pourrait être encore plus grande. La gestion des moules envahissantes, déjà établie dans l'écosystème, est un défi de taille sans solution immédiate apparente.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.	×					
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine	×					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	×					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.	×					
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.		×				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	×					

Remerciements

Auteurs

Alice Dove, scientifique spécialiste de l'environnement, Surveillance de la qualité de l'eau, Environnement Canada.
Glenn Warren, chef d'équipe des indicateurs environnementaux et de la surveillance de l'environnement,
Great Lakes National Program Office, Environmental Protection Agency des États-Unis.

Sources de renseignements

Données des États-Unis fournies par le Great Lakes National Program Office, Environmental Protection Agency des États-Unis, Chicago (IL).

Données du lac Érié (1970-1976) fournies par le CLEAR (Center for Lake Erie Area Research) aux termes d'un contrat de l'Environmental Protection Agency des États-Unis.

Données canadiennes du Programme de surveillance des Grands Lacs, Division de la surveillance de la qualité de l'eau, Environnement Canada, Burlington (Ont.)

Information sur les zones côtières fournie par E.T. Howell, ministère de l'Environnement de l'Ontario.Auer, M.T., Tomlinson, L.M., Higgins, S.N., Malkin, S.Y., Howell, E.T., Bootsma, H.A. 2010. Great Lakes *Cladophora* in the 21st century: same algae–different ecosystem. *J. Great Lakes Res.* 36:248-255.

Barbiero, R.P., Tuchman, M.L. 2004. Long-term Dreissenid Impacts on Water Clarity in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 30(4):557-565.

Bootsma, H.A., Young, E.B., Berges, J.A. 2004. Temporal and spatial patterns of *Cladophora* biomass and nutrient stoichiometry in Lake Michigan. *In*: Bootsma, H.A., Jenson, E.T., Young, E.B., Berges, J.A. (éd.) *Cladophora* Research and Management in the Great Lakes, Proceedings of a workshop held at the Great Lakes WATER Institute, University of Wisconsin-Milwaukee, December 8, 2004. p. 81-88.

Dolan, D.M. 2010. Nutrient Loading Trends for Lakes Michigan, Superior and Huron. Présentation à la 53rd Annual Conference on Great Lakes Research, Association internationale de recherche sur les Grands Lacs, 18 mai 2010, Toronto (Ont.)

CBC. 2011. Great Lakes phosphorus levels rising, report warns. Écrit par Sharon Oosthoek, Canadian Broadcasting Corporation News, Affiché le 9 mars 2011 à 8 h 20 (HNE). Accès : http://www.cbc.ca/news/technology/story/2011/03/09/tech-ijc-great-lakes.html

Chapra, S.C., Dove, A., Rockwell, D. 2009. Great Lakes chloride trends: long-term mass balance and loading analysis. *J. Great Lakes Res.* 35(2):272-284.

Dove, A. 2009. Long-term trends in major ions and nutrients in Lake Ontario. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 12(3):281-295.

Dove, A., L'Italien, S., Gilroy, D. 2009. Great Lakes surveillance program field methods manual. Burlington (Ont.), Canada : Surveillance de la qualité de l'eau, Environnement Canada. Rapport no WQMS09-001.

Evans, M.A., Fahnenstiel, G., Scavia, D. 2011. Incidental Oligotrophication of North American Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 45(8):3297-3303. DOI: 10.1021/es103892w.

Grigorovich, I.A., Kelly, J.R., Darling, J.A., West, C.W. 2008. The quagga mussel invades the Lake Superior basin. *J. Great Lakes Res.* 34:342-350.

[GLNPO] Great Lakes National Program Office. 2010. Sampling and Analytical Procedures for GLNPO's Open Lake Water Quality Survey of the Great Lakes. Préparé par l'Environmental Protection Agency des États-Unis, Great Lakes National Program Office, Chicago (IL). EPA 905-R-05-001. Mars 2010.

[GLWI] Great Lakes WATER Institute. 2005. *Cladophora* Research and Management in the Great Lakes, Proceedings of a workshop held at the Great Lakes WATER Institute, University of Wisconsin-Milwaukee, December 8, 2004. GLWI Special Report No. 2005-01. Accès : http://www.glwi.uwm.edu/research/aquaticecology/cladophora/Cladophora_Proceedings_HighQuality.pdf

Harris, V. 2005. *Cladophora* Confounds Coastal Communities – Public Perceptions and Management Dilemmas. *In*: Bootsma, H.A., Jenson, E.T., Young, E.B., Berges, J.A. (éd.) *Cladophora* Research and Management in the Great Lakes, Proceedings of a workshop held at the Great Lakes WATER Institute, University of Wisconsin-Milwaukee, December 8, 2004. p. 5-14.

Hecky, R.E., Smith, R.E.H., Barton, D.R., Guildford, S.J., Taylor, W.D., Charlton, M.N., Howell, T. 2004. The nearshore phosphorus shunt: a consequence of ecosystem engineering by dreissenids in the Laurentian Great Lakes. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 61:1285-1293.

Higgins, S.N., Howell, E.T., Hecky, R.E., Guildford, S.J., Smith, R.E. 2005. 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.

[CMI] Commission mixte internationale. 1978. Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, Accord, avec les annexes et le mandat, entre les États-Unis et le Canada signé à Ottawa le 22 novembre 1978. Commission mixte internationale. Windsor (Ont.) Accès : http://www.ijc.org/en/activities/consultations/glwqa/agreement.php

Malkin, S.Y. 2007. The Ecology of the Nuisance Macroalga, *Cladophora glomerata*, and its Resurgence in Lake Ontario. Thèse de doctorat, Université de Waterloo, Waterloo (Ont.), Canada. Accès :

http://hdl.handle.net/10012/3592

Malkin, S.Y., Dove, A., Smith, R.E., Guildford, S., Hecky, R.E. 2010. Spatio-temporal patterns of water quality in Lake Ontario and their implications for nuisance growth of *Cladophora*. *J. Great Lakes Res.* 36:477-489, doi:10.1016/j.jglr.2010.06.007.

Mida, J.L., Scavia, D., Fahnenstiel, G.L., Pothoven, S.A., Vanderploeg, H.A., Dolan, D.M. 2010. Long-term and recent changes in southern Lake Michigan water quality with implications for present trophic status. *J. Great Lakes Res.* 36(Suppl. 3):42-49.

Mills, E.L., Dermott, R., Munawar, M., Millard, E.S., Johannsson, O., Rudstam, L. 2006. Status of the Lake Ontario Food Web in a Changing Ecosystem: the 2003 Lake Ontario Lower Aquatic Food Web Assessment (LOLA). Rapport final pour : Developing the Next Generation of Great Lakes Lower Food Web Assessment Tools, Grant ID CR-83209001-0. Accès : http://epa.gov/greatlakes/lakeont/lola/index.html

Ouellette, A.J.A., Handy, S.M., Wilhelm, S.W. 2006. Toxic Microcystis is Widespread in Lake Erie: PCR Detection of Toxin Genes and Molecular Characterization of Associated Cyanobacterial Communities. *Microbial Ecology* 51:154-165. DOI: 10.1007/s00248-004-0146-z.

Richards, R.P., Baker, D.B. 2006. Reversal of Declining Nutrient Trends in Lake Erie Tributaries. Tiffin (OH) : National Center for Water Quality Research, Heidelberg College. Présentation à la Lake Erie Millennium Network Conference, Windsor (Ont.), 28 février 2006.

Stevens, R.J.J., Neilson, M.A. 1987. Response of Lake Ontario to reductions in phosphorus load, 1967-82. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 44:2059-2068.

Tomlinson, L.M., Higgins, S.N., Malkin, S.Y., Howell, E.T., Bootsma, H.A., Auer, M.T. 2006. Great Lakes Water Quality Agreement Annex III Technical Sub-Group: Report of the *Cladophora* Modeling Team.

Wilson, K.A., Howell, E.T., Jackson, D.A. 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. *J. Great Lakes Res.* 32:11-28.

Liste des figures

Figure 1. Tendance à long terme du phosphore total dans la partie supérieure des Grands Lacs
Source : Environnement Canada et USEPA GLNPO

Figure 2. Tendance à long terme du phosphore total dans la partie inférieure des Grands Lacs
Source : Environnement Canada, USEPA GLMPO, CLEAR et GLNPO

Dernière mise à jour

Rapport sur l'*État des Grands Lacs 2011*

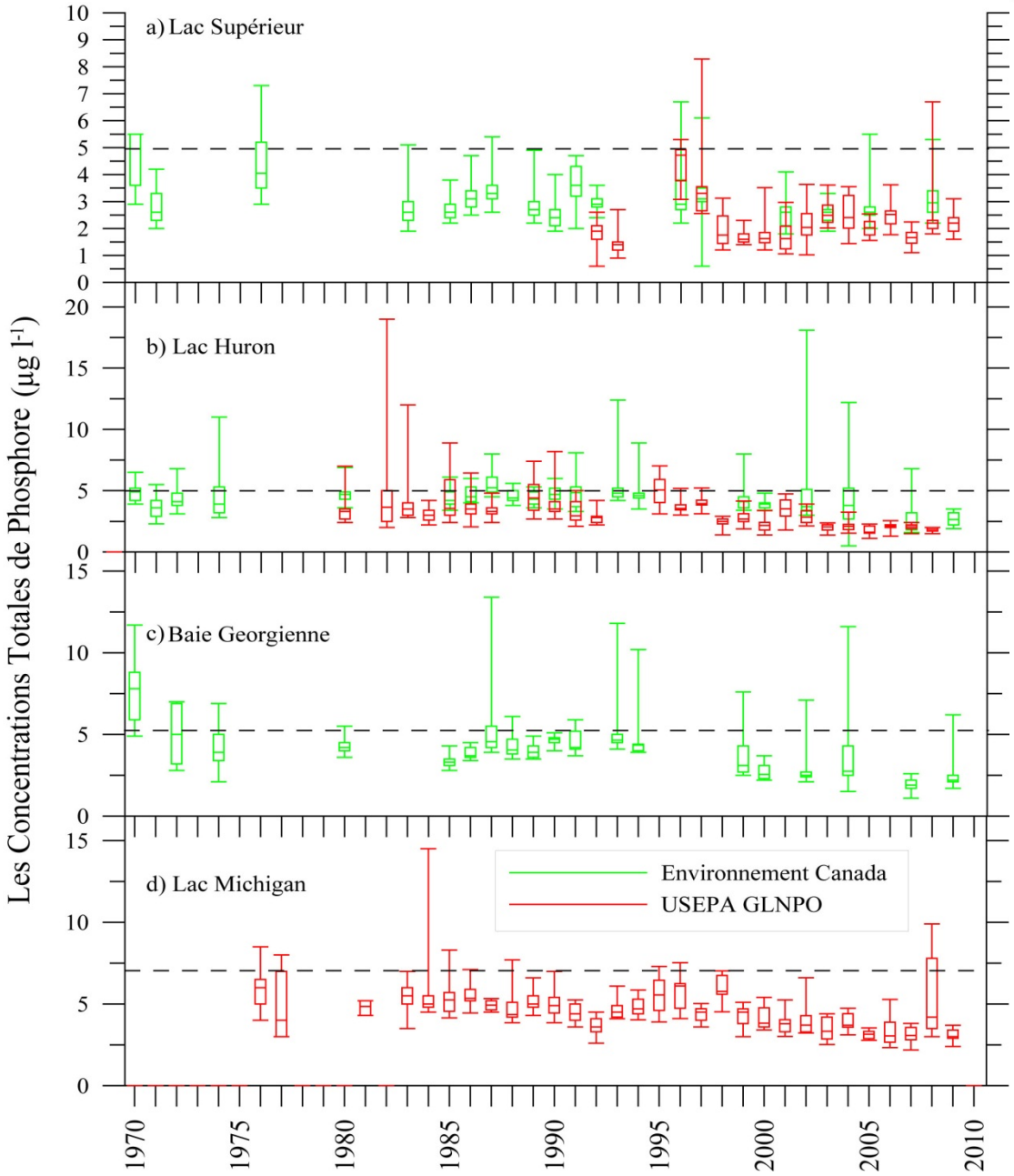


Figure 1. Tendance à long terme du phosphore total dans la partie supérieure des Grands Lacs
Source : Environnement Canada et USEPA GLNPO

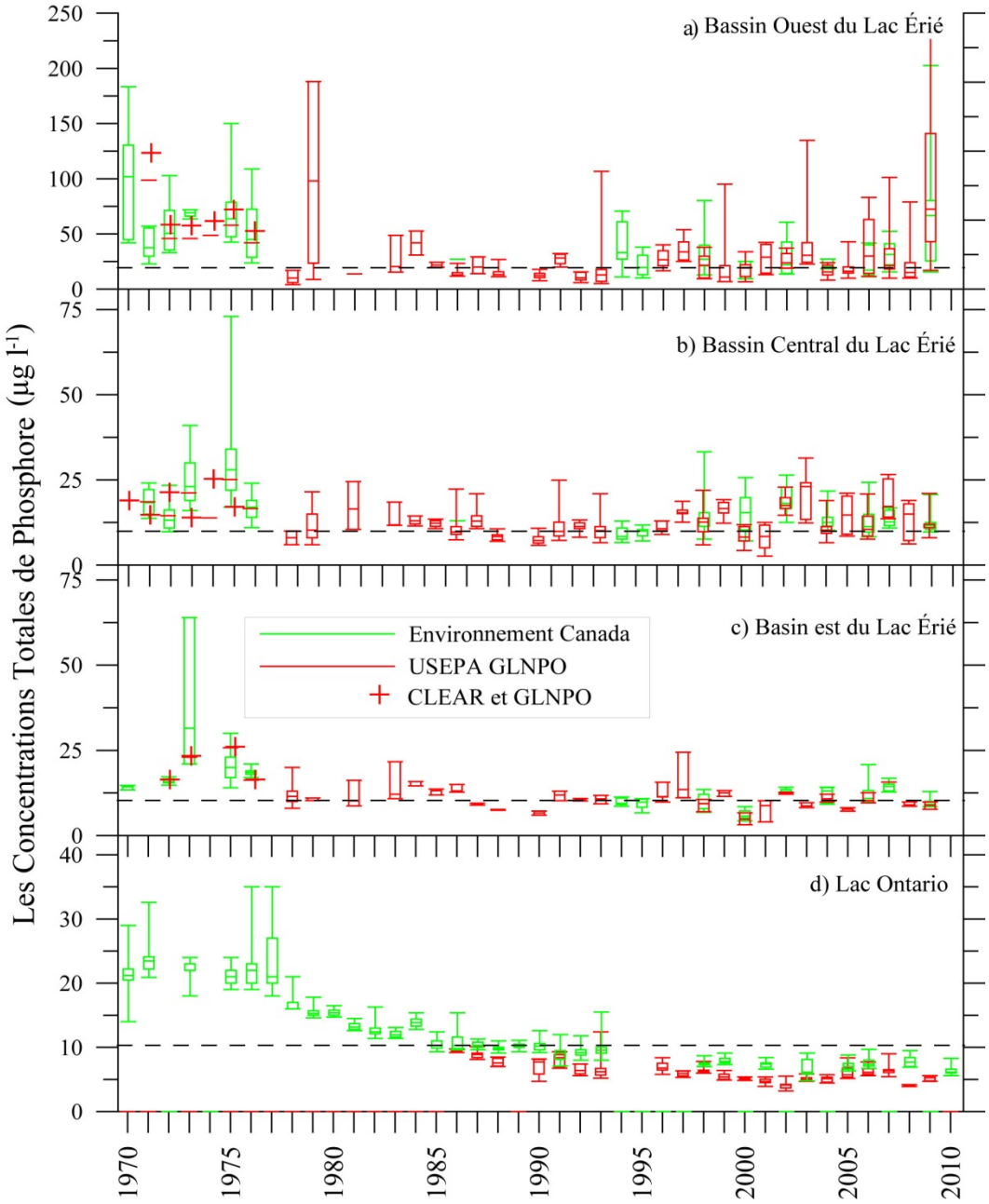


Figure 2. Tendance à long terme du phosphore total dans la partie inférieure des Grands Lacs
Source : Environnement Canada, USEPA GLMPO, CLEAR et GLNPO

Populations de phytoplancton

Évaluation globale
Situation : Indéterminée
Tendance : Indéterminée (changeante)
Justification : Des réductions de la prolifération printanière de phytoplancton se produisent dans les lacs Michigan et Huron et, dans une moindre mesure, dans le lac Ontario, ce qui est conforme aux conséquences de l'oligotrophisation et de la présence des espèces envahissantes. Les proliférations de cyanobactéries surviennent plus fréquemment dans le bassin ouest du lac Érié.
*** Ce rapport se fonde sur les conditions historiques et les opinions d'experts. Des objectifs ou critères précis n'ont pas été déterminés.**

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Situation : Bonne
Tendance : Inchangée
Justification : Aucun changement dans la taille ou les cycles saisonniers des communautés de phytoplancton, tel que mesuré par la teneur en chlorophylle A estimée par satellite, n'a été détecté dans le lac Supérieur. Les communautés de phytoplancton actuelles indiquent un système oligotrophe.

Lac Michigan
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée (évolue)
Justification : Une baisse remarquable de la prolifération printanière de phytoplancton et une diminution conséquente des cycles saisonniers ont été observées dans le lac Michigan. La faible production primaire pourrait entraîner une réduction de la disponibilité des ressources pour les niveaux trophiques supérieurs.

Lac Huron
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée (évolue)
Justification : La prolifération printanière de phytoplancton a disparu dans une large mesure en 2003; des réductions de la teneur en chlorophylle ont été observées en toutes saisons depuis 2005. Les déclins simultanés de zooplancton et de benthos laissent croire à des répercussions sur les niveaux trophiques supérieurs.

Lac Érié
Situation : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : Bien que la teneur en chlorophylle soit très variable, aucune tendance n'a été décelée dans le lac Érié depuis le dernier rapport (2003). Cependant, la fréquence des proliférations de cyanobactéries, qui sont toxiques dans certains cas, semble avoir augmenté dans le bassin ouest au cours des dernières années.

Lac Ontario
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée (évolue)
Justification : Certaines indications laissent croire à des déclins de la teneur en chlorophylle au printemps au cours des dix dernières années.

But

- Évaluer directement la composition, la biomasse et la productivité primaire des espèces de phytoplancton des Grands Lacs.
- Évaluer indirectement les répercussions de l'enrichissement en nutriants et en contaminants ainsi que des prédateurs non indigènes envahissants sur le réseau trophique microbien des Grands Lacs.
- L'indicateur Populations de phytoplancton est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de la situation, dans la catégorie portant sur les organismes dépendant des milieux aquatiques.

Objectif pour l'écosystème

Les objectifs visés sont la taille et la structure de la biomasse de phytoplancton indiquant des conditions oligotrophes (c.-à-d. une situation de faible productivité biologique, qui se retrouve généralement dans les eaux libres et froides des lacs de grande taille) dans les lacs Supérieur, Huron et Michigan; et des conditions mésotrophes dans les lacs Érié et Ontario. De plus, la biomasse des algues doit être réduite au point où ces dernières ne constituent pas une nuisance dans les lacs Érié et Ontario, ainsi que dans les baies et autres secteurs où elles peuvent être présentes. Il n'existe actuellement aucune ligne directrice définissant quels critères devraient être utilisés pour évaluer si oui ou non la situation visée a été atteinte.

Conditions écologiques

Cet indicateur présume que les populations de phytoplancton réagissent de manière quantifiable aux introductions humaines de nutriants et de contaminants, ce qui permet d'inférer les perturbations du système à partir de l'évaluation de la taille, de la structure et de la productivité des communautés de phytoplancton. Depuis 2000, aucune donnée chronologique cohérente en soi portant sur la taille et la composition des communautés de phytoplancton n'a été rendue disponible. En absence de données chronologiques, les évaluations effectuées dans le présent rapport sont fondées sur des estimations de la teneur en chlorophylle obtenues au moyen d'images du satellite de télédétection SeaWiFS (Sea-viewing Wide Field-of view Sensor) ainsi que sur des sources documentaires.

Des changements majeurs se sont produits dans les communautés de phytoplancton de plusieurs des Grands Lacs depuis la CÉÉGL de 2003. La prolifération printanière de phytoplancton dans le lac Huron, qui correspond au principal épisode de production primaire dans le lac, a presque disparu en 2003 (Barbiero *et al.*, 2011). Des baisses marquées des populations de cladocères ont été observées au cours de l'été 2003 ainsi que des baisses générales de la biomasse des crustacés (Barbiero *et al.*, 2009). Des déclins dans la prolifération printanière ont été observés aussi dans le lac Michigan (Fahnenstiel *et al.*, 2010; Barbiero *et al.*, 2012), et des changements semblables ont été notés dans les communautés de zooplancton. Les liens causaux, le cas échéant, entre la réduction de la prolifération printanière et la réduction simultanée de la biomasse des cladocères n'ont pas été complètement établis pour le moment. Les changements représentent une tendance à l'oligotrophisation dans les lacs Huron et Michigan, les eaux du large des deux lacs étant très semblables à celles du lac Supérieur à maints égards (Barbiero *et al.*, 2012). Bien que la tendance puisse être perçue positivement sur le plan de la conservation, elle représente probablement aussi une réduction générale de la capacité de charge des deux lacs.

Dans le bassin ouest du lac Érié, plusieurs grandes proliférations de la cyanobactérie nuisible *Microcystis* se sont produites depuis la publication du rapport précédent (Vincent *et al.*, 2004), et il semble que de telles proliférations se répètent bon an mal an (Chaffin *et al.*, 2011).

Selon certaines indications, les déclins de chlorophylle observés dans le lac Ontario dans les années 1980 (Johengen *et al.*, 1996) ont continué au cours des dix dernières années (GLNPO, données inédites), mais de manière moins prononcée.

Il est impossible d'évaluer actuellement la « santé de l'écosystème » à partir des données sur le phytoplancton, étant

donné que les critères et les résultats de référence n'ont pas encore été définis.

Gestion – défis et possibilités

Les deux plus importantes futures pressions possibles sur les communautés de phytoplancton sont les changements dans les charges de nutriants ainsi que les introductions et les expansions continues d'espèces non indigènes. On peut s'attendre à ce que l'augmentation de l'importance ou de la fraction biodisponible de la charge de phosphore entraîne des augmentations de la taille des communautés de phytoplancton ainsi que la modification de la composition des communautés de phytoplancton par une réduction des diatomées et une augmentation d'autres taxons, qui pourraient constituer une nuisance. Par contre, on peut s'attendre aussi à ce que des réductions des charges de phosphore aient l'effet opposé. L'expansion continue des populations de Dreissénidés entraînera probablement des réductions des concentrations de nutriants dans les eaux du large et contribuera à l'oligotrophisation déjà en cours dans certains des lacs.

Commentaires de l'auteur

Un dossier très détaillé sur la biomasse et la structure des communautés de phytoplancton a été monté et continue d'être alimenté par des activités de surveillance régulière. Toutefois, il existe des problèmes de comparabilité interne des données. Bien que ces problèmes soient présentement en voie d'être réglés, aucune donnée à long terme fiable après 2000 n'est actuellement disponible.

Même si l'idée d'utiliser des données sur le phytoplancton afin d'évaluer la « santé de l'écosystème » est attrayante, il n'existe actuellement aucun mécanisme quantitatif objectif pour y parvenir. Il n'est pas recommandé de se fier aux valeurs fournies dans la documentation au sujet de la tolérance aux nutriants ou de la situation d'indicateurs d'espèces particulières, étant donné le régime physique inhabituel des Grands Lacs qui fait en sorte que les réactions d'espèces individuelles à leur environnement chimique dans les Grands Lacs seront fondamentalement différentes de leurs réactions dans d'autres lacs. L'utilisation des données sur des espèces de phytoplancton afin d'évaluer la « santé de l'écosystème » nécessitera l'établissement d'un indice quantifiable objectif propre aux Grands Lacs.

Étant donné le manque de données à long terme comparables, les difficultés liées à l'interprétation de données aussi complexes que celles qui sont susmentionnées et la fenêtre temporelle limitée associée au programme de surveillance aux deux ans, il est important d'identifier d'autres sources de données appropriées pour faciliter la surveillance des tendances dans le phytoplancton. Dans ce contexte, l'utilisation des technologies de télédétection offre d'excellentes possibilités en ce qui concerne notre capacité à détecter les tendances dans les concentrations de chlorophylle dans les Grands Lacs. Même s'il n'existe actuellement aucune unanimité sur l'applicabilité d'algorithmes normalisés de la teneur en chlorophylle aux Grands Lacs, notamment dans les cas où des concentrations absolues présentent de l'intérêt, l'imagerie satellitaire est prometteuse comme moyen de détecter les tendances de la teneur en chlorophylle dans les Grands Lacs (voir par exemple Kerfoot *et al*. [2010]; Barbiero *et al*. [2011]).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité		X	X			
2. Les données sont traçables à leur source d'origine		X				
3. La source des données est connue, fiable et respectée			X			
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs		X				

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada						X
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport				X		

Notes explicatives : L'information provient de plusieurs sources, y compris les publications scientifiques évaluées par des pairs et des données inédites provenant du satellite de télédétection SeaWiFS. La validité de l'imagerie SeaWiFS pour quantifier la teneur en chlorophylle dans les Grands Lacs n'ayant pas encore été pleinement établie, toute conclusion fondée sur ces données devrait être interprétée avec prudence. Les publications scientifiques ne traitent généralement pas de la quantification de la qualité des données.

Remerciements

Auteur

Richard P. Barbiero, CSC, Chicago (Illinois), gloeotri@sbcglobal.net

Sources d'information

Barbiero, R.P., Balcer, M.D., Rockwell, D.C. et M.L. Tuchman. 2009. Recent shifts in the crustacean zooplankton community of Lake Huron, *J. can. sci. hal. aquat.* 66:816-828.

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, *J. Great Lakes Res.* 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, *J. of Great Lakes Res.* 38:368-380.

Chaffin, J.D., Bridgeman, T.B., Heckathorn, S.A. et S. Mishra. 2011. Assessment of *Microcystis* growth rate potential and nutrient status across a trophic gradient in western Lake Erie, *J. Great Lakes Res.* 37:92-100.

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, *J. Great Lakes Res.* 36(Suppl. 3):20-29.

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, *J. can. sci. hal. aquat.* 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, *J. Great Lakes Research* 36:30–41.

Vincent, R.K., Qin, X., McKay, R. M.L., Miner, J., Czajkowski, K., Savino J. et T. Bridgeman. 2004. Phycocyanin Detection from LANDSAT TM Data for Mapping Cyanobacterial Blooms in Lake Erie, *Remote Sensing of Environment* 89(3):381-392.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

Populations de poissons-proies

Évaluation globale
Statut : Indéterminé
Tendance : Se détériore
Justification : Dans les cinq Grands Lacs laurentiens, la biomasse de poissons-proies a diminué depuis 1988. Si cette diminution peut être en partie attribuable à la prédation de la part des populations de poissons piscivores, d'autres facteurs y ont vraisemblablement contribué, notamment une variation et des lacunes dans le recrutement des ciscos, un déplacement des populations de poissons vers des eaux plus profondes que celles échantillonnées par les relevés au chalut de fond, un déclin de la productivité primaire au large et des concentrations de phosphore, et des effets négatifs induits par les invasions de moules de la famille des Dreissenidés et d'organismes du genre *Bythotrephes*. La progression des gobies non indigènes dans les milieux benthiques des lacs inférieurs est symptomatique d'un changement du réseau trophique. L'évaluation et la quantification des effets de bas en haut sur la biomasse des poissons-proies exigeront encore des années de surveillance, de comparaisons entre les lacs et d'analyse du réseau trophique. Parce que les moules de la famille des Dreissenidés n'ont pas réussi à envahir le lac Supérieur, ce dernier peut servir de lac témoin lorsqu'on essaie d'évaluer les effets de ces moules sur les réseaux trophiques et les populations de poissons-proies.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
Statut : Indéterminé
Tendance : S'améliore
Justification : L'abondance des populations de poissons-proies, dominées par les corégonidés indigènes, continue de fluctuer, avec une tendance à la baisse qui s'est nettement accentuée en 2009. Le déclin des populations de poissons-proies depuis le début des années 1990 est attribué aux variations de recrutement et à la prédation par les populations de truites des lacs. L'éperlan non indigène reste l'élément principal de l'assemblage des poissons-proies. Les gobies à taches noires sont présents, bien que rares, dans la partie ouest du lac Supérieur et la grémille d'Eurasie, bien que peu commune, continue de coloniser les eaux côtières et les échancrures. La communauté de poissons-proies du lac Supérieur est considérée comme s'améliorant, à cause de l'augmentation dans la proportion d'espèces indigènes contenant l'assemblage et la capacité de la base de proies à appuyer le rétablissement de la population de touladis sauvages.

Lac Michigan
Statut : Indéterminé
Tendance : Se détériore
Justification : Plusieurs populations de poissons-proies (gaspareau, cisco de fumage, éperlan, chabot de profondeur) connaissent une baisse d'effectifs presque historique, tandis que les densités de gobies à taches noires non indigènes sont à la hausse. Le déclin du *Diporeia* et la progression des Dreissenidés, en particulier la moule quagga, vers les eaux plus profondes signale un changement du réseau trophique vers une plus grande biomasse dans le réseau benthique, par rapport au réseau pélagique; il faut s'attendre à d'autres changements dans la communauté.

Lac Huron
Statut : Indéterminé
Tendance : Se détériore
Justification : Les populations non indigènes de poissons-proies connaissent une baisse historique et le cisco de

fumage indigène est devenu l'espèce-proie dominante. Le déclin du *Diporeia* et la colonisation des Dreissenidés signale une évolution du réseau trophique vers une organisation benthique et d'autres changements de la communauté.

Lac Érié

Statut : Indéterminé

Tendance : Se détériore

Justification : Les populations de poissons-proies (poissons à rayons épineux et poissons à nageoires molles) augmentent depuis le début des années 1990, mais elles ont connu des fluctuations considérables. La biomasse de clupéidés est en déclin depuis 2001. Les populations de gobies à taches noires non indigènes ont connu une expansion rapide après 1994, un sommet en 2007, et un déclin de 90 % par la suite. La colonisation par des moules de la famille des Dreissenidés a occasionné des changements majeurs du réseau trophique.

Lac Ontario

Statut : Indéterminé

Tendance : Se détériore

Justification : Les populations non indigènes de poissons-proies ont fluctué au-dessus des minimums historiques et le gaspareau non indigène reste l'espèce de proie dominante. Les effectifs de gobies à taches noires non indigènes ont nettement décliné depuis 2008. La colonisation des eaux du large par les Dreissenidés a augmenté le flux d'énergie des milieux pélagiques au fond du lac. Les prises de chabot de profondeur indigène, une population qu'on croyait disparue du lac Ontario, ont augmenté de façon constante parmi les prises à des profondeurs supérieures à 70 m depuis 2005. Aucun cisco de profondeur indigène n'a été signalé dans le lac depuis 1983; toutefois, les travaux de restauration initiaux ont commencé. Un nouvel invertébré envahissant, *Hemimysis anomala*, a été découvert en 2006 et s'est largement établi dans les eaux côtières. Pour l'instant, ses effets sur l'écosystème du lac semblent être minimes.

But

- Évaluer l'abondance et la diversité des populations de poissons-proies
- Déterminer la stabilité des espèces prédatrices nécessaires au maintien de l'intégrité biologique de chaque lac
- L'indicateur sur les populations de poissons-proies est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur dans la catégorie portant sur la vie dépendant des milieux aquatiques.

Objectif pour l'écosystème

L'importance des populations de poissons-proies pour soutenir des populations saines et productives de poissons prédateurs est reconnue dans les buts et objectifs des communautés de poissons pour chaque lac. Par exemple, les objectifs pour le lac Michigan précisent qu'afin de rétablir une communauté de poissons équilibrée au plan écologique, on doit maintenir une diversité d'espèces-proies à des niveaux de population correspondant aux demandes primaires de production et de prédation. Cet indicateur se rapporte également à l'énoncé des objectifs communs du plan de gestion stratégique des pêches des Grands Lacs de 1997 pour les organismes de pêche des Grands Lacs.

Conditions écologiques

Contexte

L'assemblage de poissons-proies crée d'importants liens trophiques dans l'écosystème aquatique et représente la majorité de la production de poissons dans les Grands Lacs. Les populations de poissons-proies dans chacun des lacs sont actuellement surveillées annuellement pour que l'on puisse quantifier la dynamique des populations de ces importants stocks de poisson et avoir une meilleure compréhension des processus définissant la communauté des

poissons. Les populations de truites grises, de saumons du Pacifique et d'autres salmonidés ont été établies dans le cadre de programmes d'empoissonnement intensif conçus pour restaurer ou développer des nouvelles populations de poissons pour le sport et la pêche commerciale. Ces espèces de prédateurs entretiennent des pêches de plus en plus exigeantes et très prisées, et l'information sur leur statut est cruciale. Ces prédateurs supérieurs sont à leur tour soutenus par les populations de poissons-proies. De plus, certains poissons-proies, comme le cisco de fumage et le cisco, qui sont des espèces indigènes, et l'éperlan, qui ne l'est pas, ont une importance directe pour l'industrie de la pêche commerciale. Il est donc très important de bien comprendre le statut actuel et la capacité biotique estimée des populations de poissons-proies pour bien traiter (1) les objectifs de rétablissement de la truite grise, (2) les projections d'empoissonnement, (3) l'abondance actuelle des salmonidés et (4) les intérêts de la pêche commerciale.

La partie des communautés de poissons des Grands Lacs que nous classifions dans les poissons-proies inclut les espèces – pélagiques, benthopélagiquees et benthiques – prédatrices des invertébrés de tout âge. Adultes, la plupart des poissons-proies dépendent pour leur alimentation du zooplancton de crustacés et des macroinvertébrés *Diporeia* et *Mysis*. Le gobie à taches noires, qui a été une espèce envahissante au cours des quinze dernières années, ou à peu près, consomme principalement des moules de la famille des Dreissenidés. Cette convention appuie aussi la reconnaissance de la théorie de la répartition par taille et des processus écologiques dépendant de la taille. Selon la théorie de la répartition par taille, la taille corporelle est un indicateur du niveau trophique, et les poissons plus petits et dont la vie est de courte durée constituant l'assemblage de poissons planctivores abordé ici constituent un groupe identifiable du réseau trophique. Actuellement, le cisco de fumage (*Coregonus hoyi*), le cisco (*Coregonus artedi*), l'éperlan (*Osmerus mordax*), le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) et le chabot de profondeur (*Myoxocephalus thompsonii*) constituent la plus grande partie des communautés de poissons-proies dans les cinq lacs (figure 1). Dans le lac Supérieur, les jeunes grands corégones (*Coregonus clupeaformis*) sont la principale espèce proie. D'autres espèces contribuant dans une moindre mesure aux assemblages de poissons-proies sont le ménomini pygmée (*Prosopium coulteri*), l'épinoche à neuf épines (*Pungitius pungitius*), le gobie à taches noires (*Apollonia melanostoma*), l'omesco (*Percopsis omiscomaycus*) et le chabot visqueux (*Cottus cognatus*). Dans le lac Érié, la communauté des poissons-proie est unique parmi les Grands Lacs, en ce sens qu'elle est caractérisée par une diversité d'espèces relativement élevée. La communauté des poissons-proies comprend principalement l'alose noyer (*Dorosoma cepedianum*) et le gaspareau (faisant partie des clupéidés); le méné émeraude (*Notropis atherinoides*) et la queue à tache noire (*N. hudsonius*); le méné à grandes écailles (*Hybopsis storeriana*); l'omesco (*Percopsis omiscomaycus*); le gobie à taches noires et l'éperlan (faisant partie des poissons à rayons mous); la perchaude (*Perca flavescens*) et le baret (*Morone americana*) d'âge 0, et le bar blanc (*M. chrysops*) (faisant partie des poissons à rayons épineux).

La colonisation réussie des lacs Michigan, Huron, Érié et Ontario par la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) au début des années 1990, et plus récemment par la moule quagga (*Dreissena bugensis*), a eu un effet significatif sur la structure trophique de ces lacs en séquestrant l'énergie et les nutriments dans le benthos et en augmentant la limpidité de l'eau dans les eaux libres. Seule une poignée d'espèces de poissons (gobie à taches noires, grand corégone, malachigan, esturgeon jaune) consomme les moules de la famille des Dreissenidés. Le développement des Dreissenidés, qui pourrait réduire la production d'espèces de poissons-proies pélagiques importants, parce qu'il peut réduire le transfert d'énergie des régions benthiques aux régions pélagiques, inquiète les gestionnaires. Les profonds changements de la structure trophique en cours dans les Grands Lacs d'aval font en sorte que leurs écosystèmes continueront de subir des changements, vraisemblablement imprévisibles.

Statut des populations de poissons-proies

Lac Supérieur : Indéterminé, s'améliore

Depuis 1994, la biomasse des poissons-proies dans le lac Supérieur a connu un déclin par rapport aux années 1986, 1990 et 1994, où elle a atteint des sommets, alors que le cisco était l'espèce de poisson-proie dominante et que les populations de touladis sauvages commençaient à se rétablir (Gorman *et al.,* 2011a). Depuis le début des années 1980, la dynamique de la biomasse de poissons-proies a été largement commandée par la variation dans le recrutement de ciscos d'âge 1. Des classes d'élevage abondantes en 1984, en 1988-1990, en 1998 et, plus

récemment, en 2003, étaient en grande partie responsables des sommets atteints par la biomasse de cisco en 1986, en 1990-1994, en 1999 et en 2004-2006. Avant 1984, l'éperlan non indigène était le poisson-proie dominant, mais des niveaux de population fluctuants et le rétablissement des corégonidés indigènes après 1984 ont provoqué une réduction de la biomasse d'éperlan. La biomasse de ciscos de fumage et de grands corégones a augmenté depuis le début des années 1980, et a subi moins de variations que la biomasse de ciscos. Depuis 2006, l'abondance du cisco et du cisco de fumage a connu une baisse très marquée. De 2002 à 2004 et en 2009-2010, la biomasse d'éperlan est descendue au plus bas dans les séries chronologiques. Il y a de solides indications que les déclins subis par la biomasse de cisco, de cisco de fumage et d'éperlan soient liés à une augmentation de la prédation de la part des populations rétablies de truites grises. Les autres espèces de poissons-proies, notamment le chabot, la lotte et l'épinoche à neuf épines ont connu un déclin d'abondance depuis le rétablissement des populations de touladis sauvages au milieu des années 1980. Ainsi, le statut actuel de la communauté des poissons-proies du lac Supérieur semble résulter largement de la variation de recrutement des espèces de proies, de l'augmentation de la prédation par les stocks de touladis sauvages rétablis et, dans une moindre mesure, de la reprise de la récolte de truite grise, de cisco et de grand corégone par les humains.

Lac Huron : Indéterminé, se détériore

Du milieu des années 1970 au milieu des années 1980, la communauté des poissons-proies du lac Huron était dominée par le gaspareau et l'éperlan exotiques. Après cette période, un recrutement important de stocks de cisco de fumage indigène a contribué à autant que 47 % de la biomasse de poissons-proies. Après 1994, la biomasse de poissons-proies a connu une tendance à la diminution, qui s'est accélérée après 2002 lorsque les stocks de gaspareau se sont abruptement effondrés. Cet effondrement semble avoir été causé par une forte prédation des salmonidés, l'abondance du saumon royal ayant augmenté avec la reproduction sauvage. Un déclin accru de l'éperlan et le recrutement du cisco de fumage ont donné une communauté des poissons-proies dominée par le cisco de fumage. De 2004 à 2010, les relevés de l'U.S. Geological Survey (USGS) ont révélé un nombre croissant de jeunes truites grises sauvages, ce qui signale une reproduction naturelle au sein des stocks de truite grise rétablis. En même temps, les prises de saumon par les pêcheurs à la ligne ont diminué, tout comme la taille moyenne et la condition de ce poisson. Un déclin de la productivité des niveaux trophiques inférieurs a accompagné le déclin de la biomasse de poissons et un glissement vers les poissons indigènes. L'amphipode de profondeur du genre *Diporeia* a connu un déclin dans tout le bassin principal du lac Huron, et la communauté de zooplancton a changé pour se rapprocher de l'assemblage que l'on trouve dans le lac Supérieur. On ne sait pas ce qui rend le milieu oligotrophique, mais selon une hypothèse largement acceptée, la moule zébrée et la moule quagga font dériver dans une voie benthique l'énergie et les nutriments, qui ne sont alors plus disponibles pour le *Diporeia*, le zooplancton pélagique et le poisson.

Lake Michigan : Indéterminé, se détériore

L'abondance du cisco de fumage dans le lac Michigan a varié grandement entre 1973 et 2010; elle a connu une forte expansion au cours des années 1980, et un rapide déclin à la fin des années 1990 (Madenjian *et al.*, 2010). L'importance de la classe d'âge des populations de cisco de fumage semble présenter un modèle cyclique dont la période est d'environ 30 ans. Le déclin substantiel de l'abondance du gaspareau au cours des années 1970 et au début des années 1980 a été attribué à une prédation accrue de la part du saumon et de la truite. La population de chabots de profondeur du lac Michigan a connu un fort rétablissement depuis les années 1970 et le début des années 1980, et ce rétablissement a été attribué au déclin de l'abondance du gaspareau. On a suspecté l'éperlan d'interférer avec la reproduction du chabot de profondeur en se nourrissant d'alevins de chabot de profondeur. L'abondance du chabot visqueux semble être surtout régulée par la prédation des truites grises juvéniles, dont il constitue la proie favorite. Les tendances temporelles de l'abondance de l'éperlan sont difficiles à interpréter. La perchaude peut montrer des signes précoces de rétablissement dans le bassin principal du lac Michigan. La première prise de gobie à taches noires lors du relevé panlacustre annuel a eu lieu en 2003, et l'abondance de cette espèce dans le bassin principal du lac a augmenté au cours de la période de 2003 à 2010. La biomasse totale de poissons-proies dans le lac Michigan durant la période 2007-2010 a atteint un bas niveau record. Bien que cette faible abondance ait été liée aux invasions de moules de la famille des Dreissenidés, d'autres explications (incluant la prédation accrue par le saumon royal subie par les éperlans, le déplacement du chabot de profondeur vers des eaux plus profondes, et une tendance

cyclique à long terme de l'importance de la classe d'âge du cisco de fumage) seraient plus plausibles. L'évaluation et la quantification des effets ascendants sur la biomasse de poissons-proies exigeront probablement d'autres années de surveillance, de comparaison entre les lacs et d'analyse du réseau trophique.

Lac Érié : Indéterminé, se détériore
La composition et l'abondance de la communauté des poissons-proies du lac Érié ont présenté des tendances variées depuis 1987. Au milieu des années 1990, les poissons-proies à rayons épineux et ont vu leur abondance diminuer, tandis que celle des poissons-proies à nageoires molles augmentait. L'abondance des poissons-proies à rayons épineux a augmenté après 1998, tandis que l'abondance des clupéidés déclinait après 2000. L'abondance des poissons-proies à nageoires molles est restée relativement stable de 1997 à 2010. Ces tendances n'ont pas été cohérentes dans les trois bassins du lac Érié. Dans le bassin est, l'abondance de l'éperlan (faisant partie du groupe de poissons à rayons mous) a décliné depuis la fin des années 1980, mais cette tendance peut s'être inversée après 2000, car l'abondance de l'éperlan a augmenté, bien qu'avec une forte variation interannuelle. L'abondance des poissons-proies dans les bassins du centre et de l'ouest a également décliné depuis la fin des années 1980, à cause du déclin de l'abondance du baret et de l'éperlan d'âge 0, quoique l'abondance du baret et de l'éperlan ait augmenté après 2006. En 2004, en 2008 et en 2010, les poissons-proies clupéidés des bassins du centre et de l'ouest a connu son niveau le plus bas dans les séries chronologiques. Les tendances surjacentes chez les principaux poissons-proies étaient la prolifération d'espèces envahissantes non indigènes. En 1989, les Dreissenidés avaient colonisé avec succès les trois bassins (Barbiero et Tuchman, 2004). Après l'invasion par le gobie à taches noires en 1994 et la prolifération de cette espèce dans tout le lac à la fin des années 1990, son abondance a fortement décliné après 2007 (Gorman et Bunnell, 2011). L'établissement des Dreissenidés dans le lac Érié a eu un effet sur le cycle des nutriments et de l'énergie (Culver et Conroy, 2007) et les changements subis par la communauté des poissons-proies après 1989 peuvent être au moins en partie attribuables à leur prolifération.

Lac Ontario : Indéterminé, se détériore
Le gaspareau non indigène continue de dominer la communauté des poissons-proies, mais ses populations restent à des niveaux bien au-dessous de ceux du début des années 1980. La population d'éperlan continue à décroître et a une structure par taille discontinue, ce qui suggère une lourde pression de la part des prédateurs. L'abondance du gobie à taches noires non indigène semble s'être stabilisée à un niveau de biomasse semblable à celui de l'éperlan. De fréquentes observations du gobie à taches noires dans l'alimentation du poisson de sport suggèrent qu'il constitue un lien important dans le transfert de l'énergie des Dreissenidés à de plus gros prédateurs. Les prises de chabot de profondeur, qu'on pensait disparu du lac, n'ont cessé d'augmenter à des profondeurs supérieures à 70 mètres depuis 2005. Les prises actuelles de chabot de profondeur lors de la pêche au chalut de fond incluent un mélange de classes d'âge, ce qui suggère des conditions favorables au rétablissement. Le cisco de profondeur, toutefois, n'a pas été signalé dans le lac depuis 1983 et la grande section du lac qu'il occupait autrefois peut être dépourvue de poissons durant une grande partie de l'année. De plus, la colonisation par les Dreissenidés en eau plus profonde augmente le flux d'énergie des eaux libres vers le fond du lac. La densité du zooplancton dans les eaux de surface reste faible, probablement à cause de la prédation du zooplancton non indigène du genre *Bythotrephes* ou *Cercopagis*. Les changements dynamiques de la densité du zooplancton avec la profondeur de l'eau laissent croire que la production d'algues et de zooplancton aux alentours de la thermocline peut être nécessaire au *Mysis diluviana* et aux poissons-proies indigènes. La crevette envahissante *Hemimysis anomala* des eaux littorales, découverte dans le lac en 2006, s'est déployée dans tout le lac et elle est souvent associée aux fonds rocheux. Les études portant sur le régime et l'énergie suggèrent que cette crevette consomme un mélange de zooplancton et d'algues des eaux littorales.

Pressions
L'influence de la prédation par le saumon et la truite grise sur les populations de poissons-proies semble être commune dans tous les lacs. Des pressions additionnelles de la part des moules de la famille des Dreissenidés, liées à l'effondrement du *Diporeia*, sont fortes dans tous les Grands Lacs, à l'exception du lac Supérieur. Les déclins récents de l'abondance des poissons-proies observés dans les lacs Ontario, Huron et Michigan suggèrent que la

dynamique des populations de poissons-proies dans ces lacs peut être entraînée par la combinaison des pressions de prédation (pression descendante) et de benthification issues de la prolifération des moules de la famille des Dreissenidés (pression ascendante). On ne sait pas laquelle de ces pressions sera dominante au cours des prochaines années. De plus, le zooplancton non indigène des genres *Bythotrephes* et *Cercopagis* pourrait avoir une influence négative sur les populations de poissons-proies en entrant en compétition avec le zooplancton cladocères et copépodes, s'il est effectivement limitatif. Un nouvel invertébré envahissant, l'espèce *Hemimysis anomala*, maintenant présent dans le lac Ontario, peut perturber encore davantage les réseaux trophiques des Grands Lacs.

Gestion – défis et possibilités

La reconnaissance des effets significatifs de la prédation sur les populations de poissons-proies, en particulier le gaspareau, a eu comme résultat les récentes réductions de l'empoissonnement en saumons dans les lacs Michigan et Huron, et des augmentations qui n'étaient que mineures dans le lac Ontario. Toutefois, le gaspareau a démontré sa capacité à produire des classes d'élevage abondantes à partir de petits stocks d'adultes lorsque les conditions climatiques étaient favorables, de sorte qu'une utilisation judicieuse de prédateurs propagés artificiellement peut s'avérer nécessaire pour éviter la domination par le gaspareau. Par exemple, la classe d'élevage 2010 du gaspareau dans le lac Michigan était parmi les plus abondantes jamais enregistrées au cours des 15 ans de relevé acoustique. D'un autre côté, la faible abondance continue du gaspareau dans le lac Huron depuis son effondrement en 2003 suggère que la capacité de produire des classes d'élevage abondantes à partir de petits stocks n'est pas inévitable, mais on ne sait pas si de mauvaises conditions biotiques et abiotiques pour les larves de gaspareau ou une forte pression de la part des prédateurs sur le gaspareau d'âge 0 sont responsables de l'absence de rétablissement de cette espèce dans le lac Huron. Une forte pression de prédation continue sur le gaspareau du lac Huron peut empêcher les adultes d'atteindre la taille de population seuil nécessaire pour qu'une abondante classe d'élevage soit produite. Ainsi, les stocks de gaspareau du lac Huron peuvent être coincés dans une « fosse à prédateurs » (J. Bence, comm. pers.). L'empoissonnement de prédateurs n'est pas une option dans le lac Supérieur, où la truite grise et le saumon se reproduisent presque entièrement dans le lac. Ce scénario renforce le besoin d'éviter d'autres introductions d'espèces non indigènes dans les écosystèmes des Grands Lacs.

Commentaires des auteurs

Pour restaurer une communauté de poissons équilibrée au plan écologique, il faut maintenir une diversité d'espèces-proies dont les populations correspondent à la production primaire et à la demande des prédateurs. Toutefois, le mélange actuel d'espèces-proies et d'espèces prédatrices indigènes et naturalisées, et les apports d'espèces prédatrices propagées artificiellement dans l'écosystème semblent loin de créer un équilibre dans les lacs autres que le lac Supérieur. La meilleure façon de mesurer le paramètre de l'équilibre écologique comme conséquence de la structure des communautés de poissons est de la faire au moyen des interactions des réseaux trophiques. C'est en comprenant les échanges de l'offre et de la demande trophiques qu'on peut décrire quantitativement la communauté de poissons, mieux définir des attributs écologiques comme l'équilibre et comprendre les limites inhérentes à l'écosystème.

Actuellement, on s'affaire à élaborer de nouveaux modèles de réseaux trophiques. On a créé des modèles d'écosystème (Ecopath avec Ecosim) dans tous les Grands Lacs au cours des dernières années, et cette synthèse de données à travers les niveaux trophiques donnera un nouvel aperçu des moteurs écologiques importants dans chaque lac, ainsi que des principales différences entre les lacs. Parce que l'achèvement de ces modèles est empêché par le manque de données, l'USGS prévoit procéder à un échantillonnage intensif de plusieurs niveaux trophiques dans chacun des Grands Lacs entre 2010 et 2014. Ce travail sera mené de concert avec une surveillance intensive des communautés des niveaux trophiques inférieurs de chaque lac par l'USEPA et Environnement Canada. Il dépasse largement la surveillance annuelle à long terme des communautés de poissons. De plus, au cours de la dernière décennie ou à peu près, les spécialistes des sciences halieutiques ont commencé à reconnaître les limites d'échantillonnage des techniques de capture traditionnelles (traits de chalut de fond durant le jour), et ils ont ajouté des traits de chalut de fond durant la nuit, du chalutage pélagique et des techniques acoustiques pour estimer de façon plus précise l'abondance des poissons-proies dans les Grands Lacs (Stockwell *et al.*, 2006, 2007; Yule *et al.*,

2007, 2008). Bien qu'elles ne règlent pas tous les problèmes, les techniques hydroacoustiques donnent un aperçu additionnel et ont démontré qu'elles donnaient des estimations plus précises de la biomasse de poissons-proies.

Les données d'évaluation à long terme sur les poissons-proies dans le lac Supérieur sont présentement restreintes aux eaux littorales (15 à 80 m de profondeur), qui ne correspondent qu'à environ 16 % de la surface du lac. Les eaux du large (> 80 m de profondeur) correspondent à environ 77 % de la surface du lac et restent peu étudiées. Des relevés dans les eaux du large effectués durant la période de 2001 à 2010 on révélé un assemblage de poissons-proies dominé par le cisco adulte, le kiyi (*C. kiyi*) et le chabot de profondeur, le prédateur dominant étant la truite grise du large (Gorman *et al.*, 2011a). Étant donnée la grande superficie de l'habitat du large dans le lac Supérieur, il faut prendre en compte les tendances dans l'assemblage de poissons au large pour que l'on puisse évaluer l'état de la communauté de poissons à l'échelle du lac. La recherche sur la communauté de poissons au large depuis 2005 a montré que le réseau trophique au large était distinct de celui du littoral (Stockwell *et al.*, 2010a,b; Gamble *et al.*, 2011a,b). Les études sur le déplacement nycthéméral des poissons du lac Supérieur démontrent qu'environ 80 % de la biomasse de la communauté des poissons entreprend une migration verticale nycthémérale, reliant dans les faits les zones benthiques et pélagiques du lac (Gorman *et al.*, 2011b). Les transferts trophiques entre les eaux littorales et les eaux du large peuvent être facilités par le déplacement saisonnier des poissons, principalement du cisco. Ces résultats ont favorisé l'élaboration d'un nouveau programme d'évaluation annuel qui intègrera le prélèvement d'échantillons dans les eaux littorales et du large.

La communauté de poissons-proies de fond indigènes en eaux profondes du lac Huron a été historiquement dominée par le cisco de profondeur, le chabot et le cisco, dont l'épinoche à neuf épines et l'omesco font également partie. Au début des années 1950, la communauté indigène a été perturbée par l'introduction du gaspareau et de l'éperlan, et a alors été dominée par des espèces envahissantes non indigènes. Plus récemment, l'introduction de moules de la famille des Dreissenidés, un zooplancton prédateur (*Bythotrephes* sp. et *Cercopagis* sp.), et le gobie à taches noires ont aussi eu un effet sur cette communauté, qui était près de l'effondrement en 2006 (Riley *et al.*, 2008). La biomasse de poissons-proies de fond estimée dans les eaux du large, pour tout le lac Huron (d'après le chalutage de fond) a continué à décliner, et était la deuxième plus faible enregistrée en 2010 (29,1 Kt) (Roseman *et al.*, 2011), représentant alors environ 12 % de l'estimation la plus élevée (242,5 Kt) enregistrée en 1987. Les populations envahissantes de gaspareau se sont effondrées en 2003 et la biomasse estimée de cette espèce est restée très basse, mais il y a des indications que l'abondance de l'éperlan et du cisco de fumage commence à se rétablir. En particulier, l'abondance du cisco de fumage semble s'approcher des niveaux observés dans les années 1980 et 1990, mais la biomasse reste plus faible à cause d'un manque relatif de poissons plus gros. Ces dernières années, les estimations de la biomasse de chabots, d'épinoches et d'omescos étaient proches des niveaux observés les plus bas dans les séries chronologiques, ce qui indique que les conditions benthiques au large du lac Huron peuvent avoir changé d'une façon défavorable pour les niveaux de population antérieurs (Roseman *et al.*, 2011). L'abondance du gobie à taches noires a décliné pour atteindre des niveaux relativement bas (Roseman *et al.*, 2011). Les changements dans l'utilisation de l'habitat et la formation des bancs de poissons suggèrent que des changements à grande échelle peuvent survenir dans l'environnement benthique (Dunlop *et al.*, 2009; Riley et Adams, 2010). L'abondance du *Diporeia* a connu une baisse marquée et atteint de faibles densités dans tout le lac (Nalepa *et al.*, 2007), et des travaux récents suggèrent que l'espèce envahissante *Bythotrephes* peut consommer de grandes quantités de zooplancton (Bunnell *et al.*, 2011). Les changements récents dans les populations de poissons peuvent émaner de la restructuration des réseaux trophiques, qui peuvent pour leur part être liés aux effets sur les espèces envahissantes. Des niveaux continuellement bas dans l'abondance des poissons-proies peuvent avoir de sérieuses répercussions sur la croissance, la condition et la survie des poissons prédateurs dans le lac.

Protéger ou rétablir les membres rares ou disparus des communautés de poissons-proies indigènes autrefois importantes, tout particulièrement les divers membres de la famille des corégones (*Coregonus* spp.), devrait être une priorité dans tous les Grands Lacs, mais surtout dans le lac Ontario, où de vastes zones du lac autrefois occupées par le cisco de profondeur, une espèce disparue, sont dépourvues de poissons la majeure partie de l'année. Le lac Supérieur, dont l'assemblage de poissons-proies est dominé par des espèces indigènes et qui conserve un effectif

complet de ciscos, devrait être examiné de plus près pour mieux comprendre l'écologie trophique de son système plus naturel.

Vu les changements continuels qui semblent caractériser les populations de poissons-proies des Grands Lacs et les niveaux trophiques inférieurs dont elles dépendent, il serait indiqué d'examiner cet indicateur tous les trois ans.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X					
2. Les données sont traçables jusqu'à leur source d'origine.		X				
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.				X		
5. Les données provenant des États-Unis sont comparables à celles provenant du Canada.			X			
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.	X					

Remerciements

Auteur principal :

Owen T. Gorman, U.S. Geological Survey (USGS), Great Lakes Science Center, Lake Superior Biological Station, Ashland (Wisconsin).

Contributeurs :

Brian C. Weidel et Maureen G. Walsh, U.S. Geological Survey (USGS), Great Lakes Science Center, Lake Ontario Biological Station, Oswego (New York).

David B. Bunnell, Charles P. Madenjian et Edward F. Roseman, U.S. Geological Survey (USGS), Great Lakes Science Center, Ann Arbor (Michigan).

Eric J. Weimer, Ohio Division of Wildlife, Sandusky Fish Research Unit, Sandusky (Ohio).

Andy Cook, ministère des Ressources naturelles de l'Ontario, Lake Erie Fisheries Station, Wheatley (Ontario).

Collaborateurs

U.S. Geological Survey

Ministère des Ressources naturelles de l'Ontario

Department of Natural Ressources de l'Ohio, Division of Wildlife

Department of Environmental Conservation de l'État de New York

Lake Erie Forage Task Group of the Lake Erie Committee

Sources d'information

Barbiero, R. P., et M. L. Tuchman. 2004. Long-term dreissenid impacts on water clarity in Lake Erie, *Journal of Great Lakes Research* 30:557-565.

Bunnell, D. B., C. P. Madenjian, J. D. Holuszko, T. J. Desorcie, et J. V. Adams. 2010. Status and Trends of Prey Fish Populations in Lake Michigan, U. S. Geological Survey, Great Lakes Science Center, Ann Arbor (Michigan) (http://www.glsc.usgs.gov/_files/reports/2010LakeMichiganPreyfish.pdf**).**

Bunnell, D. B., B. M. Davis, D. M. Warner, M. A. Chrisinske, et E. F. Roseman. 2011. Planktivory in the changing

Lake Huron zooplankton community : Bythotrephes consumption exceeds that of Mysis and fish, *Freshwater Biology* 56: 1281-1296.

Culver, D. A., et J. D. Conroy. 2007. Impact of dreissenid mussel population changes on Lake Erie nutrient dynamics. Final Report to the Ohio Lake Erie Commission, Ohio Lake Erie Protection Fund, Project SG 233-04 (http://www.lakeerie.ohio.gov/Portals/0/Closed%20Grants/small%20grants/sg233-04.pdf).

Dunlop, E. S., S. W. Milne, et M. S. Ridgway. 2010. Temporal trends in the numbers and characteristics of Lake Huron fish schools between 2000 and 2004, *Journal of Great Lakes Research* 36: 74–85.

Gamble, A. E., T.R. Hrabik, J.D. Stockwell, et D. L. Yule. 2011a. Trophic connections in Lake Superior, Part I : the offshore fish community, *Journal of Great Lakes Research* 37:541-549.

Gamble, A. E., T.R. Hrabik, J.D. Stockwell, et D. L. Yule. 2011b. Trophic connections in Lake Superior Part II : the nearshore fish community, *Journal of Great Lakes Research* 37:550-560.

Gorman, O. T., et D. B. Bunnell. 2011. Great Lakes Preyfish Populations : A Cross-Basin Overview of Status and Trends from Bottom Trawl Surveys, 1978-2010, U.S. Geological Survey, Great Lakes Science Center, Deepwater Science Group, 1451 Green Rd, Ann Arbor (Michigan 48105) (http://www.glsc.usgs.gov/_files/reports/2010xbasinpreyfish.pdf).

Gorman, O.T, L.M. Evrard, G.M. Cholwek, D.L. Yule et M.R. Vinson. 2011a. Status and Trends of Preyfish Populations in Lake Superior, 2010, U.S. Geological Survey, Great Lakes Science Center, Lake Superior Biological Station, 2800 Lake Shore Dr. E., Ashland (Wisconsin 54806) (http://www.glsc.usgs.gov/_files/reports/2010LakeSuperiorPreyfish.pdf et http://www.glsc.usgs.gov/_files/reports/2009LakeSuperiorPreyfish.pdf).

Gorman, O.T., D.L. Yule, et J.D. Stockwell. 2011b. Diel patterns of nearshore and offshore habitat use by fishes of the Apostle Islands region of Lake Superior, *Aquatic Ecosystem Health and Management* 14: (sous presse).

Kocovsky, P.M., M.A. Stapanian, W.H. Edwards, et A.T. Stoneman. 2010. Fisheries Research and Monitoring Activities of the Lake Erie Biological Station, 2009. U.S. Geological Survey, Great Lakes Science Center, Lake Erie Biological Station, 6100 Columbus Avenue, Sandusky (Ohio 44870) (http://www.glsc.usgs.gov/_files/reports/2009LakeErieMonitoring.pdf).

Madenjian, C.P., D.B. Bunnell, J.D. Holuszko, T.J. Desorcie, et J.V. Adams. 2010. Status of Pelagic Preyfishes and Pelagic Macroinvertebrates in Lake Michigan, 2009, U. S. Geological Survey, Great Lakes Science Center, Ann Arbor (Michigan) (http://www.glsc.usgs.gov/_files/reports/2009LakeMichiganAcoustic.pdf).

Nalepa, T. F., D. L. Fanslow, S. A. Pothoven, A. J. Foley III, et G. A. Lang. 2007. Long-term trends in benthic macroinvertebrate populations in Lake Huron over the past four decades, *Journal of Great Lakes Research* 33: 421-436.

Ohio Division of Wildlife (ODW). 2011. Ohio's Lake Erie Fisheries, 2010, Annual status report, Federal Aid in Fish Restoration Project F-69-P, Department of Natural Resources de l'Ohio, Division of Wildlife, Lake Erie Fisheries Units, Fairport and Sandusky, 140 p. (http://www.dnr.state.oh.us/Portals/9/pdf/eStatus2010.pdf).

Riley, S.C., E.F. Roseman, S.J. Nichols, T.P. O'Brien, C.S. Kiley, et J.S. Schaeffer. 2008. Deepwater demersal fish community collapse in Lake Huron, *Transactions of the American Fisheries Society* 137:1879-1890.

Riley, S.C., E.F. Roseman, J.V. Adams, T.P. O'Brien, et S.A. Farha. 2010. Status and Trends of the Lake Huron Offshore Demersal Fish Community, 1976-2009, U. S. Geological Survey, Great Lakes Science Center, Ann Arbor (Michigan) (http://www.glsc.usgs.gov/_files/reports/2009LakeHuronDemersal.pdf).

Riley, S.C., et J.V. Adams. 2010. Long-term trends in habitat use of offshore demersal fishes in western Lake Huron suggest large-scale ecosystem change, *Transactions of the American Fisheries Society* 139: 1322-1334.

Roseman, E. F., S. C. Riley, J. V. Adams, S. A. Farha, et H. K. Avis. 2011. Status and Trends of the Lake Huron Offshore Demersal Fish Community, 1976-2010. Report submitted to the 2011 GLFC Lake Committee Meetings, Ypsilanti, MI, 22 March 2011.

Stockwell, J. D., D.L. Yule, O.T. Gorman, E.J. Isaac, et S.A. Moore. 2006. Evaluation of bottom trawls as compared to acoustics to assess adult lake herring (*Coregonus artedi*) abundance in Lake Superior, *Journal of Great*

Lakes Research 32, 280-292.

Stockwell, J. D., D.L. Yule, T.R. Hrabik, J.V. Adams, O.T. Gorman, et B. Holbrook. 2007. Vertical distribution of fish biomass in Lake Superior : Implications for day bottom trawl surveys, *North American Journal of Fisheries Management* 27:735-749.

Stockwell, J. D., D.L. Yule, O.T. Gorman, T.R. Hrabik, et M. Balge. 2010a. Offshore fish community : preyfishes, *in* Gorman, O. T., M.P. Ebener, et M.R. Vinson. (éd.), The State of Lake Superior in 2005, p. 89-94. *Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub.* 10-01.

Stockwell, J. D., T.R. Hrabik, O.P. Jensen, D.L. Yule, et M. Balge. 2010b. Empirical evaluation of predator-driven diel vertical migration in Lake Superior, *Canadian Journal Of Fisheries and Aquatic Sciences* 67:473-485.

Walsh, M. G., T. Strang, et M.J. Connerton. 2010. Status of Important Preyfishes in the U.S. waters of Lake Ontario, 2009, Annual Report Bureau of Fisheries Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee (http://www.glsc.usgs.gov/_files/reports/2005LakeOntarioPreyfishReport.pdf).

Warner, D.M., R.M. Claramunt, et J.D. Holuszko. 2010. Status and trends of preyfish populations in Lake Michigan, 2009, U. S. Geological Survey, Great Lakes Science Center, Ann Arbor (Michigan) (http://www.glsc.usgs.gov/_files/reports/2009LakeMichiganPreyfish.pdf).

Yule, D. L., J.V. Adams, J.D. Stockwell, et O.T. Gorman. 2007. Using multiple gears to assess acoustic detectability and biomass of fish species in Lake Superior, *North American Journal of Fisheries Management* 27:106-126.

Yule, D. L., J.V. Adams, J.D. Stockwell, et O.T. Gorman. 2008. Factors Affecting Bottom Trawl Catches : Implications for Monitoring the Fishes of Lake Superior, *North American Journal of Fisheries Management* 28:109-122.

Liste des figures

Figure 1. Tendances chez les poissons-proies, selon le relevé annuel au chalut de fond.
Tous les relevés au chalut de fond de jour ont été effectués par l'USGS – Great Lakes Science Center, sauf ceux du lac Ontario, qui ont été effectués conjointement par l'USGS et le Department of Environmental Conservation de l'État de New York, et ceux du lac Érié, qui ont été effectués dans le bassin ouest par l'USGS, la Division of Wildlife de l'Ohio, et le ministère des Ressources naturelles de l'Ontario (Groupe de travail sur les proies du lac Érié). Les tendances présentées pour le lac Érié concernent le bassin ouest.
Sources des données : U.S. Geological Survey – Great Lakes Science Center, Division of Wildlife de l'Ohio, ministère des Ressources naturelles de l'Ontario et Department of Environmental Conservation de l'État de New York.

Dernière mise à jour

Rapport de 2011 sur l'état des Grands Lacs

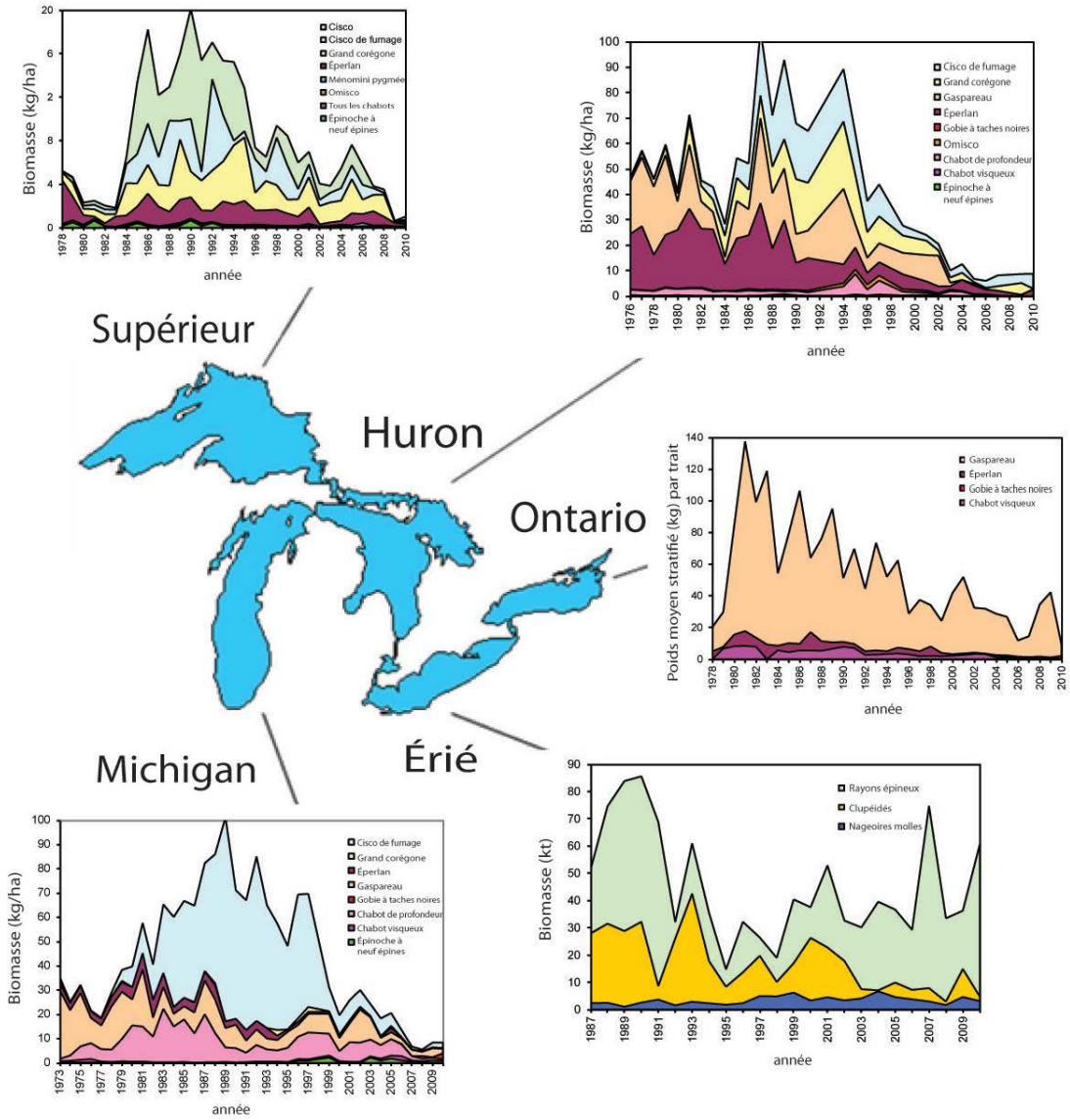


Figure 1. Tendances chez les poissons-proies, selon le relevé annuel au chalut de fond.
Tous les relevés au chalut de fond de jour ont été effectués par l'USGS – Great Lakes Science Center, sauf ceux du lac Ontario, qui ont été effectués conjointement par l'USGS et le Department of Environmental Conservation de l'État de New York, et ceux du lac Érié, qui ont été effectués dans le bassin ouest par l'USGS, la Division of Wildlife de l'Ohio, et le ministère des Ressources naturelles de l'Ontario (Groupe de travail sur les proies du lac Érié). Les tendances présentées pour le lac Érié concernent le bassin ouest.
Sources : U.S. Geological Survey – Great Lakes Science Center, Division of Wildlife de l'Ohio, ministère des Ressources naturelles de l'Ontario et Department of Environmental Conservation de l'État de New York.

Assainissement des sédiments contaminés

Évaluation globale
Tendance : S'améliore
Justification : Entre 1997 et 2010, l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA) et ses partenaires ont procédé à l'assainissement d'environ 7 millions de verges cubes de sédiments contaminés dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs. En 2010, plus de 200 000 mètres cubes de sédiments contaminés avaient été traités dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs canadiens.

But

- Mesurer le volume (en verges cubes aux États-Unis et en mètres cubes au Canada) ou la superficie (en verges carrées aux États-Unis et en mètres carrés au Canada) de sédiments contaminés traités dans les secteurs préoccupants (SP).
- L'indicateur d'assainissement des sédiments contaminés dans les SP est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de réponse dans la catégorie portant sur le rétablissement et la protection.

Objectif pour l'écosystème
L'objectif pour l'écosystème est de gérer les sédiments contaminés dans les SP afin de réduire les risques pour l'environnement et de restaurer les utilisations bénéfiques altérées en raison des sédiments contaminés.

Conditions écologiques
Les SP des Grands Lacs sont des zones géographiques fortement dégradées ou encore des « points pollués névralgiques » dans le bassin des Grands Lacs. Ils ont été désignés dans le cadre de l'Accord Canada–États-Unis relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (annexe 2 du protocole de 1987), comme « un secteur géographique qui ne répond pas aux objectifs généraux ou spécifiques de l'Accord, ce qui fait que son utilisation ou que sa capacité de servir d'habitat aux organismes aquatiques est diminuée ou est susceptible de l'être ». Les gouvernements des États-Unis et du Canada ont désigné 43 secteurs préoccupants : 26 aux États-Unis, 12 dans les eaux canadiennes et cinq qui se trouvent de part et d'autre de la frontière dans des réseaux hydrographiques reliés. Depuis, quatre de ces SP ont été retirés de la liste (Collingwood, le bras Severn et le port de Wheatley, en Ontario et Oswego dans l'État de New York) et deux sont considérés comme étant en « phase de rétablissement » (le port de Spanish en Ontario et la baie Presque Isle en Pennsylvanie). Les sédiments contaminés sont la principale cause de la dégradation des utilisations bénéfiques dans la plupart des SP.

- Les PCB, les HAP, les pesticides, les métaux ainsi que les hydrocarbures et les graisses sont au nombre des contaminants préoccupants.
- Les copeaux de bois, les déchets de pâte de bois et les sédiments organiques enrichis sont aussi mentionnés.
- Quelle masse de contaminants a-t-on gérée?

Des travaux en vue de rétablir les conditions des SP des Grands Lacs qui se sont dégradés, notamment l'assainissement des quelque 40 millions de verges cubes de sédiments contaminés restants, sont en cours grâce à diverses sources de financement.

<u>États-Unis</u>
Le GLNPO recueille des données sur l'assainissement des sédiments auprès des gestionnaires de projets des États et du gouvernement fédéral dans toute la région des Grands Lacs. Chaque année, divers projets sont mis en œuvre dans le bassin des Grands Lacs en vue d'assainir les sédiments contaminés. Des mesures ont été prises dans vingt des trente SP restant situés aux États-Unis ou binationaux. Bien que le volume annuel varie grandement d'une année à l'autre, le volume cumulatif a constamment augmenté depuis 1997, année où les États-Unis ont commencé à assurer un suivi sur l'information relative à l'assainissement. Depuis 2010, environ 7 millions de verges cubes de sédiments

contaminés ont été traités dans les SP américains.

Canada

Grâce au ministère de l'Environnement de l'Ontario et aux intervenants locaux, le programme d'assainissement des sédiments des Grands Lacs élabore et met en œuvre des plans d'assainissement des sédiments pour les secteurs préoccupants des Grands Lacs. Des mesures ont été mises en place dans 9 des 17 SP canadiens. Depuis 2010, on a procédé à la gestion de plus de 200 000 mètres cubes de sédiments contaminés dans les SP des Grands Lacs, et on prévoit en gérer plus de un million de mètres cubes au cours des dix prochaines années dans les SP situés au Canada.

En Ontario, le *Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs* présente, étape par étape, les lignes directrices, fondées sur des données scientifiques, pour évaluer les risques que présentent les sédiments contaminés. Le cadre de travail est principalement axé sur les risques pour l'environnement; cependant, il prend aussi en considération les préoccupations pour la santé humaine associées à la bioamplification des contaminants. Ainsi, il est possible de procéder à une évaluation détaillée des risques ou à une évaluation des risques pour la santé humaine, selon les besoins. En outre, en vertu de ce cadre, on évalue les sédiments profonds, la possibilité qu'ils soient mis à découvert et en contact avec le biote ainsi que les risques associés de manière à déterminer la nécessité d'une intervention. Au cours de cette évaluation, on examine la stabilité des sédiments de même que leur taux de dépôt. Le cadre définit quels sont les résultats possibles des évaluations d'après quatre sources de données (chimie des sédiments, toxicité, structure des communautés benthiques et potentiel de bioamplification) et fournit des directives précises sur les étapes à suivre pour décider des mesures de gestion à adopter.

Liens

On s'attend à ce que la gestion des sédiments contaminés dans les SP permette d'encadrer les principales sources de contamination des sédiments dans les Grands Lacs, d'améliorer la qualité de l'eau mesurable par la teneur en contaminants dans les poissons entiers et les oiseaux aquatiques, et de réduire les restrictions à la consommation de poissons.

Gestion – défis et possibilités

Les utilisateurs secondaires de l'information présentée ici doivent savoir qu'il y a de nombreuses sources possibles d'erreurs dans les estimations. Ainsi, les entrepreneurs et les gestionnaires de projet peuvent s'en remettre à différentes méthodes pour déterminer le nombre de verges cubes ou de mètres cubes traités. L'USEPA et Environnement Canada s'appuient sur le meilleur jugement professionnel pour la surveillance et l'examen des données secondaires. Pour éviter d'introduire un biais, les données sont présentées comme elles ont été fournies par chacun des gestionnaires de projet sur place. Or, même si l'information fournie est quantitative, la présentation d'une estimation de l'erreur sur les volumes totaux de sédiments contaminés assainis dépasse le cadre de la présente analyse. Par conséquent, il ne faut pas considérer que les nombres présentés correspondent à des valeurs totales précises. Nous recommandons aux utilisateurs des données de prendre cet aspect en considération et de concéder que la marge d'erreur dans ces estimations n'est pas connue. L'application quantitative de ces données à des questions d'ordre scientifiques et politiques doit se faire de manière réaliste.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.		X				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.			X			

Notes explicatives : Il n'a pas été possible de quantifier l'incertitude et la variabilité des données. – Voir la section intitulée « Gestion – défis et possibilités » pour des précisions.

Remerciements

Auteurs :

Mary Beth Giancarlo, U.S. Environmental Protection Agency GLNPO, Chicago, Illinois

Roger Santiago, Environnement Canada, Toronto, Ontario

Sources d'information

Pelletier, J-P. et R. Santiago (2002). *Contaminated Sediment Management and the Canadian Experience*. Protection de l'environnement, Environnement Canada, Toronto, Ontario, Canada.

Giancarlo Ross, M.B. et C. McConaghy (2008). Quality Assurance Project Plan for "Great Lakes Sediment Remediation Project Summary Support". Révision 1.0. U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois, É.-U..

USEPA et Environnement Canada. *Sediments Challenge*. Great Lakes Binational Toxic Strategy Annual Progress Report (1998-2009).

Liste des tableaux

Tableau 1. Volume cumulatif de sédiments traités aux États-Unis, 1997-2010

Source : USEPA

Tableau 2. Volume de sédiments traités au Canada, 1992-2011

Source : Environnement Canada

Liste des figures

Figure 1. Volume cumulatif de sédiments traités dans les SP du bassin des Grands Lacs aux États-Unis, 1997-2010.

Source : USEPA

Figure 2. Volume annuel de sédiments traités dans les SP du bassin des Grands Lacs aux États-Unis, 1997-2010.

Source : USEPA

Figure 3. Volume cumulatif de sédiments traités dans les SP des Grands Lacs au Canada, 1992-2010.

Source : Environnement Canada

Figure 4. Volume cumulatif de sédiments traités dans les SP des Grands Lacs au Canada, 1992-2010.

Source : Environnement Canada

Figure 5. Volume annuel de sédiments traités dans les SP des Grands Lacs au Canada, 1992-2010.

Source : Environnement Canada

Dernière mise à jour

Rapport sur l'État des Grands Lacs 2011

Secteurs préoccupants	Volume cumulatif de sédiments traités de 1997 à 2010 (en verges cubes)	Mode d'élimination final
	Sites aux États-Unis	
Rivière Ashtabula, OH - Great Lakes Legacy Act - Dragage aux fins de la navigation	**629 490** 496 586 132 904	 Site d'enfouissement TSCA sur place
Rivière Buffalo, NY - Buffalo Color – zone D - Dragage aux fins de la navigation	**206 421** 45 000 161 421	Encapsulés sur place Site de mise en dépôt contrôlé
Rivière Detroit, MI - Ruisseau Monguagon - Lagune Black - BASF, Riverview	**166 500** 25 000 115 000 26 500	 Enfouissement Site de mise en dépôt contrôlé Encapsulés sur place
Rivière Fox, Green Bay, WI - Dépôts 56/57 - Dépôt N - Dépôt O - Unité utilisable OU1 - Phase 1 - Unités utilisables OU2, OU3, OU4	**2 227 600** 81 662 7 149 1 026 695 972 132 000 1 309 791	Enfouissement Enfouissement Enfouissement Enfouissement /recouvrement Enfouissement Enfouissement / recouvrement
Grand Calumet, IN - U.S. Steel/Gary Works - U.S.S. Lead - Bras ouest de la rivière Grand Calumet, phase 1	**945 197** 840 200 25 370 79 627	 CAMU sur place Installation CAMU et TSCA Enfouissement
Rivière Kalamazoo, MI - Étang Bryant Mill - Allied Paper/ruisseau Portage	**274 000** 150 000 124 000	 Enfouissement TSCA hors site/ Enfouissement
Rivière Manistique, MI	161 162	Enfouissement
Rivière Maumee, OH - Ruisseau Fraleigh (affluent anonyme) - Rivière Ottawa/ruisseau Sibley	**259 471** 8 000 251 471	Enfouissement
Rivière Menominee, MI/WI - Ansul, darse de la Eighth Street	 13 000	Enfouissement /en attente de mesure supplémentaire
Port de Milwaukee, WI - Barrage de North Avenue - Moss-American - Rivière Kinnickinnic	**196 960** 8 000 21 960 167 000	 Enfouissement Enfouissement Site de mise en dépôt contrôlé
Lac Muskegon, MI - Ruisseau Ruddiman	90 000	 Enfouissement
Rivière Niagara, NY - Ruisseau Scajaquada - Ruisseau Gill - Site Cherry Farm/River Road - Niagara Transformer	**77 850** 17 500 6 850 42 000 11 500	 Enfouissement
Rivière Raisin, MI - Effluent Ford Monroe - Csld. Packaging Corp.	**57 000** 27 000 30 000	 Installation TSCA sur place Site d'enfouissement

Secteurs préoccupants	Volume cumulatif de sédiments traités	Mode d'élimination
		TSCA / Enfouissement
Rivière Rouge, MI - Evan's Product Ditch - Lac Newburgh	**406 900** 6 900 400 000	 Installation TSCA hors site et Enfouissement
Rivière et baie Saginaw, MI - NRDA - Lac Linton - Parc Wickes - Dragage aux fins de la navigation	**510 213** 342 433 17 000 780 150 000	 Site de mise en dépôt contrôlé au large Enfouissement Enfouissement Site de mise en dépôt contrôlé
Rivière et port Sheboygan, WI	20 727	Installation TSCA hors site et Enfouissement
Fleuve Saint-Laurent, NY - Reynolds Metals/Alcoa E. - Étude pilote sur les options d'assainissement (ROPS) de la rivière Grasse/Alcoa	**112 000** 86 000 26 000	 Enfouissement / recouvrement Enfouissement
Rivière et baie St. Louis, MN/WI - Ruisseau Newton/affluent Hog Island - Site Interlake/Duluth Tar	**505 743** 52 143 453 600	 Enfouissement Encapsulés/ Confinement en milieu aquatique sur place
Rivière St. Mary's, MI - Cannelton - Baie Tannery - Site de production de gaz manufactures	**49 412** 3 000 39 912 6 500	 Enfouissement
White Lake, MI - Baie Tannery - Occidental Chemical Corp.	**105 500** 95 000 10 500	 Enfouissement
TOTAL	**7 015 146**	

Tableau 1. Volume cumulatif de sédiments traités aux États-Unis, 1997-2010.
Abréviations : CAMU = unité de gestion des mesures correctives (corrective action management unit); TSCA = Toxic Substances Control Act. Remarque : Les renseignements contenus dans ce tableau sont les estimations quantitatives rapportées par les gestionnaires de projets. Les travaux de collecte de données et de production de rapports sont décrits dans le document intitulé *Great Lakes Sediment Remediation Project Summary Support, Quality Assurance Project Plan* (GLNPO, juin 2008). Il est possible d'obtenir des renseignements détaillés concernant les projets auprès des gestionnaires.
Source : USEPA.

Année	Secteur préoccupant	Volume (mètres cubes)			Technologie d'élimination	Lieu de dépôt
		Dragage	Cap	RNS		
1992/94	Collingwood	4 800			Hydraulique	Site de mise en dépôt contrôlé
1994	Bras Severn	375			Mécanique	Site d'enfouissement
1995	Rivière Niagara – Rivière Welland	11 000			Hybride	Site d'enfouissement /réutilisation
1997/98	Thunder Bay – NOWPARC	11 000			Mécanique	Traitement thermique
1998	Thunder Bay – NOWPARC		21 000			Confinement
1998	Thunder Bay – NOWPARC			28 000		Surveillance
2004	Rivière Sainte-Claire, zone n° 1	13 690			Mécanique	Site d'enfouissement /Biorestauration
2005	Fleuve Saint-Laurent			130 000		Surveillance
2006	Rivière St. Marys – darse Algoma	2 630			Mécanique	Site d'enfouissement
2007	Rivière Niagara – ruisseau Lyons est	300			Mécanique	Site d'enfouissement
2008	Rivière Detroit – ruisseau Turkey	975			Mécanique	Site d'enfouissement
	Sous-total :	44 770	21 000	158 000		
	TOTAL :			**223 770**		

Tableau 2. Volume de sédiments traités au Canada, 1992-2011. Hybride – combinaison de méthodes mécaniques et hydrauliques; RNS – rétablissement naturel surveillé
Source : Environnement Canada.

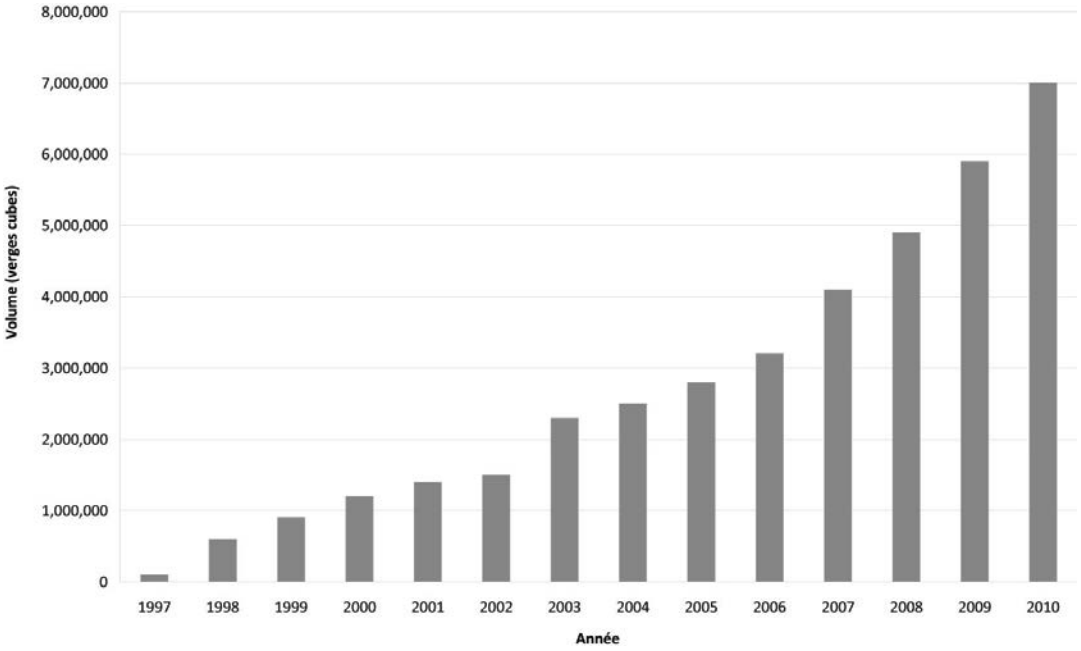


Figure 1. Volume cumulatif de sédiments traités dans les SP du bassin des Grands Lacs aux États-Unis, 1997-2010.
Source : USEPA.

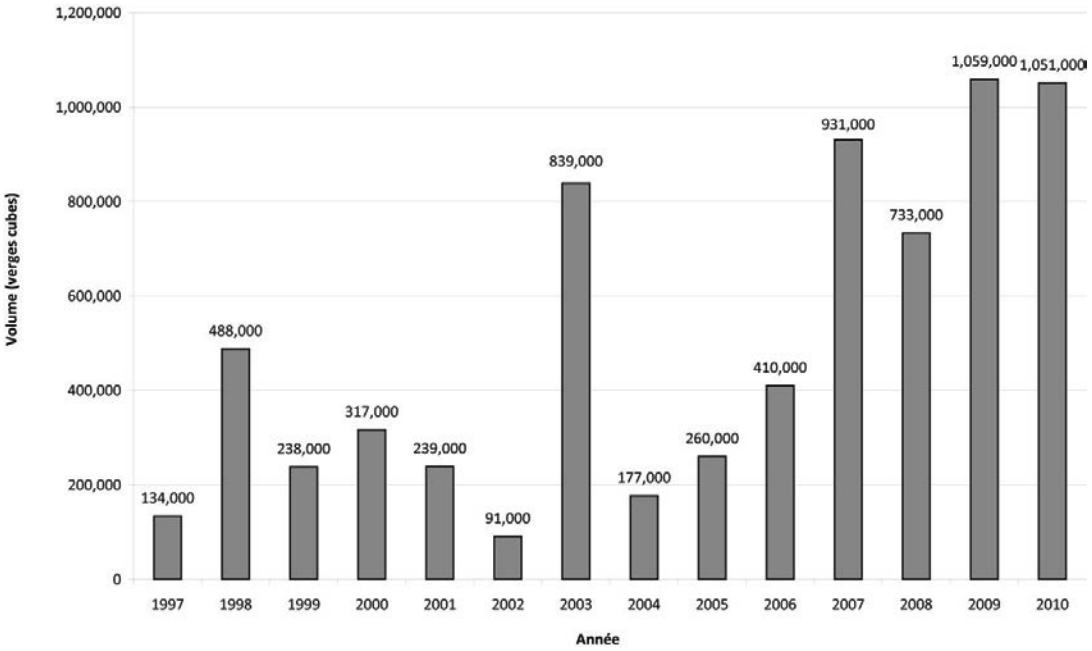


Figure 2. Volume annuel de sédiments traités dans les SP du bassin des Grands Lacs aux États-Unis, 1997-2010.
Source : USEPA

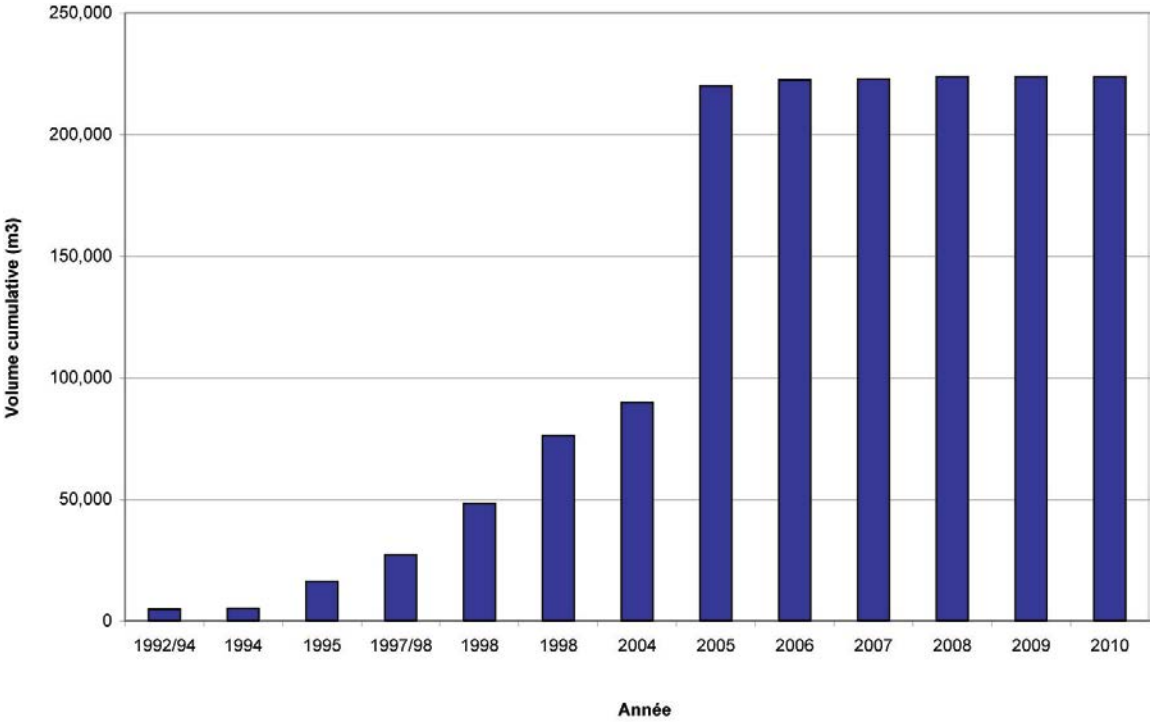


Figure 3. Volume cumulatif de sédiments traités dans les SP des Grands Lacs au Canada, 1992-2010.
Source : Environnement Canada

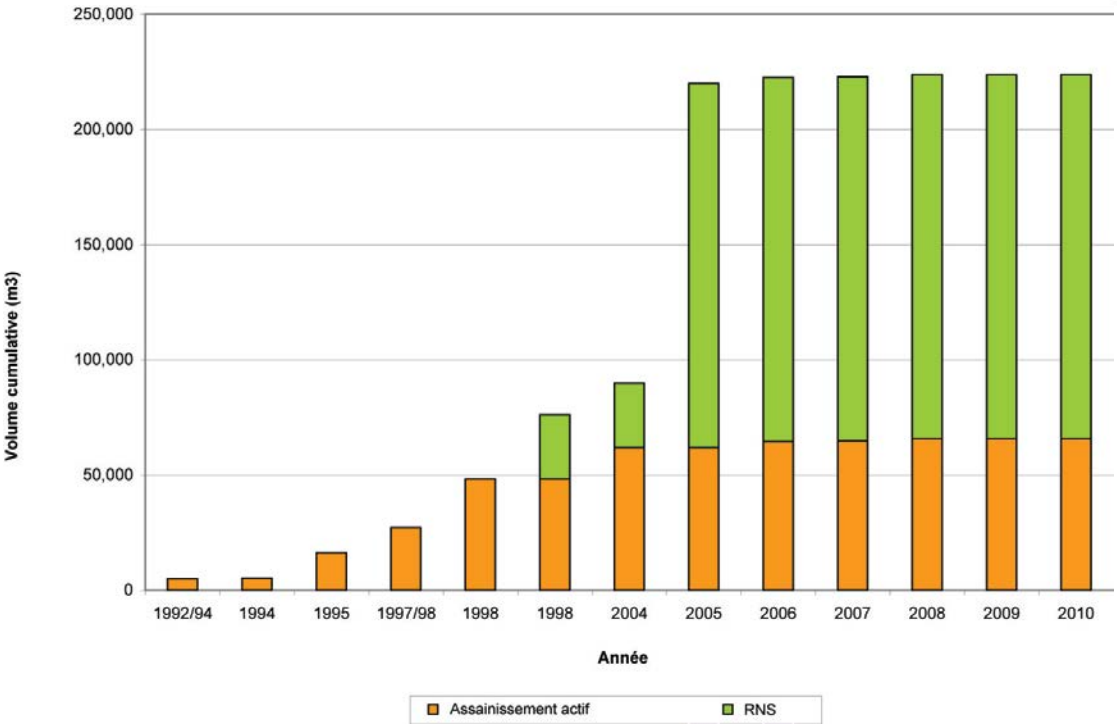


Figure 4. Volume cumulatif de sédiments traités dans les SP des Grands Lacs au Canada, 1992-2010.
RNS – rétablissement naturel surveillé.
Source : Environnement Canada

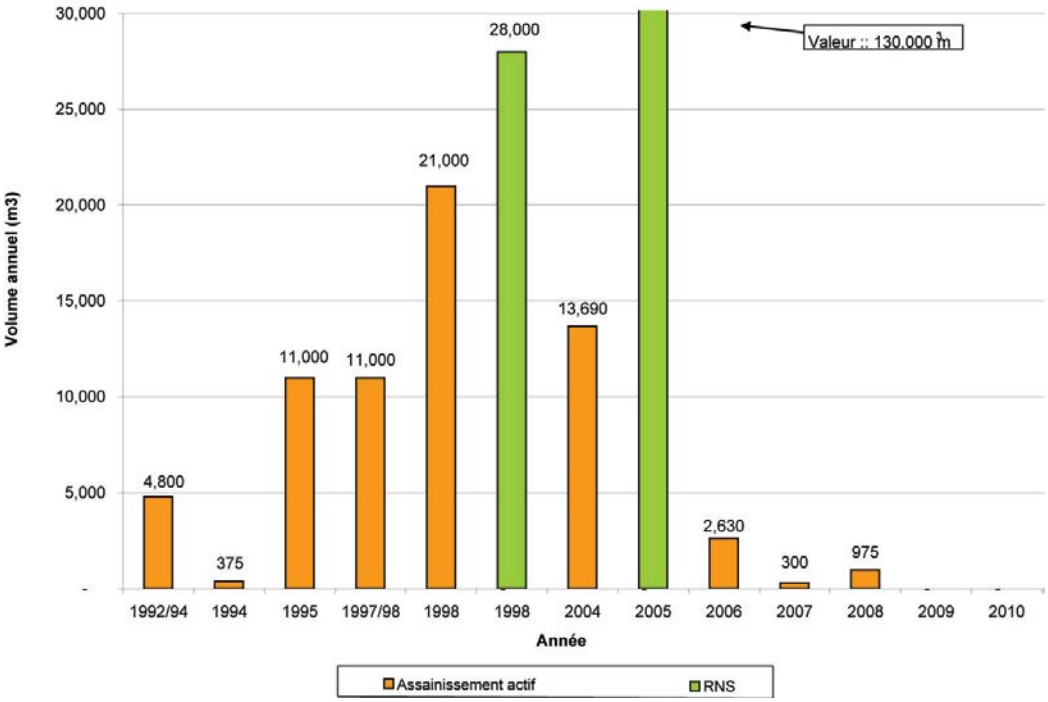


Figure 5. Volume annuel de sédiments traités dans les SP des Grands Lacs au Canada, 1992-2010.
Source : Environnement Canada

Lamproie marine

Évaluation globale
Situation : Passable
Tendance : Inchangée
Justification : L'abondance de la lamproie marine au stade de frai dépasse les valeurs cibles dans tous les lacs sauf les lacs Supérieur et Ontario. Le taux de touladis blessés par la lamproie dépasse les valeurs cibles dans tous les lacs sauf le lac Ontario. Les abondances relative des touladis sont variables.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Situation : Passable
Tendance : S'améliore
Justification : L'abondance de la lamproie marine a diminué depuis 2005 et se maintient aux valeurs cibles depuis 2009. En hausse depuis 1999, le taux de touladis blessés dépasse la valeur cible. L'abondance relative du touladi augmente depuis 2003.

Lac Michigan
Situation : Médiocre
Tendance : Inchangée
Justification : L'abondance de la lamproie marine dépasse les valeurs cibles après deux ans de baisse jusqu'aux valeurs cibles. En hausse depuis 1995, le taux de touladis blessés dépasse la valeur cible. L'abondance relative du touladi est variable, mais reste inchangée.

Lac Huron
Situation : Médiocre
Tendance : Inchangée
Justification : L'abondance de la lamproie marine dépasse les valeurs cibles qu'elle n'a pas atteintes depuis 1980. Le taux de touladis blessés dépasse la valeur cible et reste inchangé depuis 2002. L'abondance relative du touladi augmente depuis 1995.

Lac Érié
Situation : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : L'abondance de la lamproie marine est presque cinq fois plus élevée que les valeurs cibles et reste à son niveau d'avant la lutte contre cette espèce. Le taux de touladis blessés dépasse la valeur cible et est variable depuis 1997. L'abondance relative du touladi est variable.

Lac Ontario
Situation : Bonne
Tendance : Inchangée
Justification : L'abondance de la lamproie marine se situe dans les valeurs cibles; elle a été dans la plage des valeurs cibles ou à proximité depuis plus de 25 ans. Le taux de touladis blessés reste inférieur à la cible depuis deux ans. L'abondance relative du touladi diminue depuis 1995.

Buts

- Estimer l'abondance de la lamproie marine au stade de frai dans chacun des lacs.
- Estimer les dommages causés par la lamproie marine aux communautés de poissons et à l'écosystème des Grands Lacs en calculant le taux de touladis blessés par la lamproie dans chaque lac.

- Mesurer le succès de la lutte contre la lamproie marine.
- L'indicateur Lamproie marine est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de pression dans la catégorie portant sur les espèces envahissantes.

Objectif pour l'écosystème

La lutte contre la lamproie marine favorise l'atteinte des objectifs établis pour la communauté de poissons par la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL) et d'autres organismes de gestion des pêches dans le cadre du *Joint Strategic Plan for the Management of Great Lakes Fisheries* (le plan conjoint stratégique pour la gestion de la pêche dans les Grands Lacs). Ces objectifs consistent à réduire les populations de lamproies marines à des niveaux ne causant qu'une mortalité négligeable de poissons afin d'atteindre les objectifs concernant le touladi et d'autres poissons (Horns *et al.*, 2003; Eshenroder *et al.*, 1995; DesJardine *et al.*, 1995; Ryan *et al.*, 2003; Stewart *et al.*, 1999). En 2004, la CPGL et les organismes de gestion des pêches ont convenu de cibles d'abondance de la lamproie marine au stade de frai (tableau 1) qui aideront à atteindre les objectifs pour les communautés de poissons dans chacun des lacs. La réduction de l'abondance des lamproies aux valeurs cibles et des dommages causés par la lamproie au touladi à cinq blessures ou moins par 100 touladis dans chaque lac (deux blessures par 100 touladis dans le lac Ontario) devrait se traduire par une mortalité acceptable du touladi et d'autres espèces de poissons et permettre le rétablissement de ces populations. La lutte contre la lamproie marine et l'indicateur Lamproie marine soutiennent l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs.

Conditions écologiques

Espèce non indigène, la lamproie marine est un parasite mortel de nombreuses espèces de poissons dans les Grands Lacs (Bergstedt et Schneider, 1988; Kitchell, 1990) qui a causé une tragédie écologique et économique par ses impacts sur les communautés de poissons et l'écosystème des Grands Lacs (Smith et Tibbles, 1980). La première ronde de traitements des cours d'eau au lampricide TFM (dès 1960 dans le lac Supérieur) a permis de réduire les populations de lamproies marines à moins de 10 % de leur abondance antérieure dans tous les Grands Lacs, et les traitements au lampricide effectués régulièrement depuis ont permis de maintenir les population de lamproies à ce niveau dans tous les lacs sauf le lac Érié. La lamproie marine demeure néanmoins une importante cause de mortalité pour de nombreuses espèces de poissons (Bergstedt et Schneider, 1988; Kitchell, 1990), et il est toujours nécessaire de la combattre afin de restaurer et de conserver les communautés de poissons et l'écosystème des Grands Lacs.

L'abondance de la lamproie marine par rapport aux valeurs cibles pour chaque lac constitue la principale mesure de l'efficacité du programme de lutte contre l'espèce. L'abondance de la lamproie marine dans chaque lac est estimée en faisant la somme des effectifs de ses populations dans les affluents du lac, tels qu'estimés par les méthodes suivantes : marquage-recapture, extrapolation à partir des données de piégeage et modèle géniteurs-débit (Mullett *et al*., 2003). Dans tous les lacs sauf le lac Huron, les valeurs cibles correspondent à l'abondance moyenne (+/- l'intervalle de confiance à 95 %) de la lamproie marine les années où le taux de touladis blessés par la lamproie était tolérable, c.-à-d. qu'il causait une mortalité annuelle des touladis inférieure à 5 % (ou qu'il était inférieur ou égal à cinq blessures par 100 touladis). Pour le lac Huron, la valeur cible est fixée à 25 % de l'abondance moyenne de la lamproie à la fin des années 1980. Les estimations de l'abondance et les valeurs cibles pour chaque lac sont mises à jour chaque année à l'automne lorsque de nouvelles données sont intégrées au modèle de population.

Le taux de touladis blessés par la lamproie marine est utilisée comme une autre mesure de l'abondance de la lamproie par rapport à celle de leurs proies et constitue un indicateur des dommages qu'elle cause à la communauté de poissons dans chaque lac. Il faut cependant interpréter avec prudence les taux de touladis blessés parce que ces taux dépendent également de l'abondance du touladi (p. ex. si l'abondance du touladi diminue, le taux de touladis blessés peut augmenter alors que l'abondance de la lamproie reste inchangée). C'est pourquoi l'abondance relative du touladi est également estimée et présentée avec l'abondance de la lamproie et le taux de touladis blessés. Les données sur l'abondance et le taux de touladis blessés sont recueillies durant les relevés de population du touladi effectués au printemps dans les lacs Supérieur et Michigan, à la fin de l'été dans le lac Érié et à l'automne dans les lacs Michigan et Ontario. Pour tous les lacs sauf le lac Ontario, les données sur l'abondance des touladis mesurant

plus de 533 mm et sur les blessures aux stades de cicatrisation 1 à 3 (de 4) que leur ont causées la lamproie servent à estimer l'abondance relative du touladi et le taux de touladis blessés. Les gestionnaires des pêches du lac Ontario ont décidé qu'il était préférable d'utiliser les données sur l'abondance des touladis mesurant plus de 433 mm et sur les blessures au stade de cicatrisation 1 seulement causées à ces touladis par la lamproie pour estimer l'abondance relative du touladi et le taux de touladis blessés dans ce lac.

Situation de la lamproie marine

La figure 1 présente, pour chaque lac, l'abondance annuelle de la lamproie marine au stade de frai, avec intervalles de confiance à 95 %, et les valeurs cibles correpondantes. La figure 2 présente, pour chaque lac, le taux annuel de touladis blessés par la lamproie et les valeurs cibles correpondantes. La figure 3 présente, pour chaque lac, les estimations de l'abondance relative annuelle du touladi.

Lac Supérieur

Depuis plus de 20 ans, l'abondance de la lamproie marine fluctue, mais reste inférieure à 10 % de son abondance maximale (Heinrich *et al*., 2003). L'abondance de la lamproie se situait dans la plage des valeurs cibles à la fin des années 1980 et au milieu des années 1990. Elle a atteint sa plus faible valeur de la série chronologique en 1994, puis a généralement augmenté jusqu'en 2001, mais diminue depuis. Elle se situe dans la plage des valeurs cibles depuis 2008.

Le taux de touladis blessés augmente depuis 1997, mais il ne présente de baisse correspondant à la baisse récente de l'abondance de la lamproie marine, même si l'abondance relative du touladi augmente. On ignore la cause de cette anomalie, mais elle résulte probablement de l'incertitude dans l'estimation de l'abondance du touladi ou du taux de touladis blessés. Le taux de touladis blessés est supérieur à la cible et augmente, surtout dans la partie ouest du lac, bien qu'il ait baissé récemment dans les eaux du Minnesota. Selon les estimations faites dans les eaux du Michigan, la mortalité de touladis attribuable à la lamproie marine dépasse la mortalité attribuable à la pêche (commerciale et récréative), mais cette dernière est faible dans ces eaux. Les objectifs de pêche continuent d'être atteints en ce qui concerne le touladi, mais les populations de touladis sont toujours menacées par la lamproie, comme en fait foi le taux de touladis blessés qui dépasse la cible.

On a réagi au dépassement des cibles d'abondance de la lamproie marine et du taux de touladis blessés en augmentant les traitements au lampricide depuis 2001. En outre, le traitement régulier de grandes populations lentiques qui était effectué jusqu'à la fin des années 1980 le long de la rive nord du lac a repris en 2005 après avoir été interrompu plus d'une décennie en raison de compressions dans le programme. De plus, en 2006 les équipes effectuant les traitements au lampricide se sont coordonnées à l'échelle du bassin, adoptant des tactiques pour accroître l'efficacité des traitements en réduisant le nombre de larves de lamproie qui y survivent. Il s'agissait d'accroître les concentrations de lampricide et la durée des traitements, d'appliquer du lampricide dans les bras morts, ruisseaux, sources et zones de suintement qui n'étaient pas visés par le traitement principal et qui auraient offert un refuge aux larves et d'effectuer les traitements à des moments de l'année où les larves y sont le plus vulnérables (Scholefield *et al.*, 2008) et où les conditions de débit sont optimales. On a également mieux évalué l'efficacité des traitements à l'échelle du bassin, de sorte qu'on a pu s'attaquer rapidement aux principales populations résiduelles. Les traitements accrus et la coordination des traitements à l'échelle du bassin pour en accroître l'efficacité ont sans doute contribué à faire baisser l'abondance de la lamproie marine jusqu'à ses valeurs cibles. Les traitements accrus se poursuivront, et on en observera les effets sur les estimations de l'abondance de la lamproie marine et du taux de touladis blessés.

Lac Michigan

L'abondance de la lamproie marine se situe à environ 10 % de son niveau maximal, mais elle n'a pas toujours été dans la plage des valeurs cibles depuis le milieu des années 1990 et elle est très variable depuis 2003. Après une tendance à la hausse depuis 1980 (Lavis *et al.*, 2003), elle a chuté jusque dans la plage des valeurs cibles en 2009, mais a remonté au-dessus des valeurs cibles en 2010.

Le taux de touladis blessés affiche également une tendance à la hausse et il dépasse la cible depuis 1995. Cette tendance à la hausse s'expliquerait en partie par la diminution de l'abondance des touladis de grande taille dans la partie nord du lac (l'abondance relative du touladi dans l'ensemble du lac a été variable mais s'est maintenue) et par les hausses récentes de la population de lamproies. Dans la partie nord du lac, la hausse de la mortalité du touladi attribuable à la lamproie a fait reculer le rétablissement du touladi d'au moins une décennie en éliminant une bonne partie de la population de géniteurs. En outre, cette mortalité accrue a un tel effet sur les quotas de pêche commerciale que certains aspects du régime de gestion du touladi, qui fait l'objet d'une entente entre les tribus, l'État et le gouvernement fédéral, sont actuellement suspendus. Si l'abondance de la lamproie marine et le taux de touladis qu'elle blesse restent supérieurs aux cibles, ils continueront de nuire au rétablissement du touladi et à l'atteinte d'autres objectifs de pêche.

Les hausses de l'abondance de la lamproie marine et du taux de touladis blessés durant les années 1990 ont été attribuées à la production de lamproies dans la rivière St. Marys, le grand chenal qui relie les lacs Supérieur et Huron. On a donc réalisé dans cette rivière un programme de lutte intégrée, combinant l'utilisation de lampricides, le lâcher de mâles stériles et le piégeage au stade de frai (Schleen *et al.*, 2003); ce programme a permis de réduire d'environ 90 % le potentiel de reproduction de l'espèce dans la rivière. La tendance persistante à la hausse de l'abondance de la lamproie et du taux de touladis qu'elle blesse à la fin des années 1990 et au début des années 2000 indiquait qu'il y avait d'autres sources importantes de lamproies marines. Les traitements au lampricide ont augmenté en 2001, visant notamment de nouvelles populations découvertes dans des zones lentiques côtières du lac et la rivière Manistique, où la détérioration d'un barrage près de l'embouchure a permi à la lamproie d'accéder à des centaines de kilomètres d'habitat. Les estimations de l'abondance de la lamproie et du taux de touladis blessés en 2003 n'ont montré aucune baisse en réponse aux traitements accrus de 2001. Par contre, la baisse marquée de l'abondance de la lamproie observée en 2005 était sans doute associée aux traitements de 2003 dans la rivière Manistique. Les traitements au lampricide accrus ces dernières années, y compris la coordination des traitements à l'échelle du bassin en 2006 pour en accroître l'efficacité (voir la brève description à la section *Lac Supérieur* plus haut) n'ont pas systématiquement réduit l'abondance de la lamproie, ni le taux de touladis blessés. On évalue actuellement d'autres sources possibles de lamproies; les traitements accrus se poursuivront, et on en observera les effets sur les futures estimations de l'abondance de la lamproie et du taux de touladis blessés.

Lac Huron

Depuis plus de 20 ans, l'abondance de la lamproie marine fluctue, mais reste inférieure à 10 % de son abondance maximale (Morse *et al.*, 2003). Au début des années 1980, l'abondance de la lamproie a augmenté au-delà des valeurs cibles, particulièrement dans la partie nord du lac, atteignant un maximum en 1993. Elle a diminué graduellement depuis, mais elle dépasse toujours les valeurs cibles, comme c'est le cas depuis 1981.

Durant les années 1990, le lac Huron comptait plus de lamproies que tous les autres Grands Lacs réunis, et les objectifs de pêche n'y étaient pas atteints. La mortalité causée par la lamproie était si forte qu'en 1995, on a suspendu les activités de rétablissement du touladi dans la partie nord du lac. Le taux de touladis blessés par la lamproie dans l'ensemble du lac a significativement diminué depuis l'application des mesures de lutte intégrée dans la rivière St. Marys (voir la brève description à la section *Lac Michigan* plus haut; Schleen *et al*., 2003), mais il dépasse toujours la cible. On a repris les mesures de rétablissement du touladi, dont les populations augmentent et se reproduisent naturellement. Néanmoins, si l'abondance de la lamproie et le taux de touladis qu'elle blesse restent supérieurs aux cibles, ils continueront de nuire au rétablissement du touladi et à d'autres objectifs de pêche.

Durant les années 1990, la rivière St. Marys constituait la principale source de lamproies marines dans le lac Huron, mais la taille de ce cours d'eau empêchait d'y appliquer le traditionnel traitement au lampricide TFM. En 1999, dans le cadre de la lutte intégrée (voir la brève description à la section *Lac Michigan* plus haut; Schleen *et al*., 2003), on a traité environ 800 ha d'habitat de lamproies larvaires dans la rivière St. Marys à l'aide d'une nouvelle préparation de lampricide libérée au fond de l'eau (granulés de Bayluscide). Comme prévu, la lutte intégrée a considérablement réduit la population larvaire de la lamproie dans la rivière, de 5,2 millions à 1,4 million de larves. Il y a ensuite eu de

fortes baisses de l'abondance des lamproies au stade de frai et du taux de touladis blessés à l'échelle du lac. Néanmoins, l'abondance de la Lamproie marine est variable depuis 2001, soit la première année où l'on a observé les effets des mesures de lutte intégrée de 1999. Dans la rivière St. Marys, des traitements ponctuels aux granulés de Bayluscide ont continué dans des secteurs de forte densité de larves jusqu'en 2009 (environ 100 ha traités par année en moyenne). En 2009, la population larvaire a cependant augmenté à 3,3 millions, soit la plus forte valeur depuis l'application de la lutte intégrée, laquelle ne diffère pas significativement de l'estimation de 5,2 millions d'avant 1999. En 2010, on a donc traité 876 ha de la rivière dans le cadre d'une vaste stratégie comprenant le traitement de 40 affluents infestés du chenal du Nord et du nord du lac Huron. Ces traitements seront répétés en 2011, et on devrait commencer à en voir les effets en 2012. En plus de la lutte intégrée dans la rivière St. Mary, on a coordonné les traitements à l'échelle du bassin en 2006 pour en accroître l'efficacité (voir la brève description à la section *Lac Supérieur* plus haut), mais cela n'a pas fait baisser l'abondance de la lamproie et le taux de touladis blessés à leurs cibles.

Lac Érié

Après la première ronde de traitements des cours d'eau en 1987, l'abondance de la lamproie marine a chuté (Sullivan *et al.*, 2003) et est restée dans les valeurs cibles de 1989 à 1997. L'abondance de la lamproie a brièvement augmenté de 1998 à 2000 avant de revenir dans les valeurs cibles de 2001 à 2004 à la suite de l'intensification de la lutte contre l'espèce. Depuis, l'abondance de la lamproie marine a remonté de façon inattendue, et elle dépasse les valeurs cibles depuis 2005, atteignant un maximum historique en 2009.

À compter de 1989, après les premiers traitements de cours d'eau et la répétition des traitements de la plupart des principaux affluents produisant des lamproies, le taux de touladis blessés a diminué, et la survie du touladi a augmenté suffisamment pour atteindre les objectifs de rétablissement dans le bassin est du lac. De 1997 à 2002, le taux de touladis blessés a augmenté et s'est maintenu à un niveau qui menaçait le rétablissement du touladi. Le taux de touladis blessés est descendu sous la cible en 2003, mais il est variable et présente une tendance à hausse depuis; il dépasse actuellement la cible. Les réductions de l'ensemencement de touladis à la fin des années 1990 et au début des années 2000 ont peut-être eu un effet sur l'abondance de ce poisson, et donc sur le taux de touladis blessés. Le taux de poissons blessés a aussi augmenté chez d'autres espèces. Si l'abondance de la lamproie et les taux de touladis qu'elle blesse ne sont pas considérablement réduits, il sera impossible de rétablir le touladi et d'atteindre d'autres objectifs de pêche.

On a réagi aux hausses de l'abondance de la lamproie marine en coordonnant les traitements à l'échelle du bassin en 2006, mais cela n'a pas fait baisser l'abondance de la lamproie et le taux de touladis blessés à leurs cibles. De plus, on a appliqué de 2008 à 2010 une stratégie expérimentale agressive consistant à traiter durant au moins deux années consécutives tous les affluents du lac qui produisent des lamproies. Les résultats de cette stratégie panlacustre ne seront pas entièrement connus avant 2011, mais la grande abondance de la lamproie en 2010 et le fort taux de touladis blessés en 2009 et en 2010 ne semblent pas prometteurs.

Lac Ontario

L'abondance de la lamproie marine a beaucoup diminué après d'importants traitements au lampricide dans les années 1980 (visant notamment les réseaux fluviaux des rivières Black et Oswego); la baisse était constante à partir du milieu des années 1980 jusqu'en 2003 (Larson *et al.*, 2003). Depuis le milieu des années 1980, l'abondance de la lamproie est dans la plage des valeurs cibles ou légèrement au-dessus; elle actuellement dans les valeurs cibles.

Le taux de touladis blessés se maintient également près ou en dessous de la cible depuis le milieu des années 1980, mais on a observé de forts taux localisés de touladis blessés dans les secteurs côtiers à proximité des rivières Oswego et Niagara ces dernières années, et le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario a signalé un taux accru de truites arc-en-ciel (steelhead) blessées par la lamproie à la passe à poissons de la rivière Ganaraska. Les changements dans l'importance relative des différentes souches de touladis présentes et l'abondance réduite de l'espèce pourraient influer sur les taux de poissons blessés et le choix des hôtes par la lamproie.

Les traitements au lampricide se poursuivent, de façon coordonnée à l'échelle du bassin pour en accroître l'efficacité (voir la brève description à la section *Lac Supérieur* plus haut), et on s'attend à ce que l'abondance de la lamproie et le taux de touladis blessés restent près de leurs cibles. Malgré le succès relatif des mesures de lutte contre la lamproie dans le lac Ontario, cette espèce continuera de nuire au rétablissement du touladi et à l'atteinte d'autres objectifs de pêche.

Liens

Touladi; doré jaune; esturgeon jaune; espèces menacées; poisson prédateur de niveau supérieur; autres espèces de poissons. La lamproie marine demeure une importante cause de mortalité de nombreuses espèces de poissons des Grands Lacs, notamment les saumons atlantique, quinnat et coho, la lotte, des ciscos, l'esturgeon jaune (espèce menacée dans certaines parties du bassin des Grands Lacs), le touladi, la truite arc-en-ciel (steelhead), le doré jaune, le corégone, etc. De courtes interruptions des de la lutte contre la lamproie peuvent mener à de rapides hausses de son abondance et des dommages qu'elle cause à d'autres poissons. Il faut poursuivre les traitements lampricides dans des cours d'eau et des milieux lentiques pour vaincre le potentiel de reproduction de la lamproie, permettre l'atteinte des objectifs de pêche pour de nombreuses espèces de poissons et assurer le bon fonctionnement des écosystèmes.

Connectivité des habitats aquatiques; qualité de l'eau. L'amélioration de la qualité de l'eau et la hausse de la connectivité des habitats aquatiques par le démantèlement de barrages accroissent le potentiel de colonisation de nouveaux milieux par la lamproie. L'incapacité du barrage sur la rivière Manistique de bloquer le passage aux lamproies et la production de lamproies qui en résulte dans cette rivière constituent un exemple des liens entre cette espèce et la connectivité des habitats aquatiques. En outre, à mesure que la qualité de l'eau augmente, des cours d'eau et des milieux lentiques qui étaient auparavant inhospitaliers à la lamproie pourraient lui fournir de nouvelles frayères et aires d'alevinage. Par exemple, au milieu des années 2000, une importante population larvaire nécessitant des traitements réguliers au lampricide s'est établie pour la première fois dans l'estuaire de la rivière Kaministiquia (lac Supérieur) à la suite de la mise en place du traitement tertiaire des effluents d'une usine de pâtes et papiers établie sur sa rive. Des populations larvaires de la lamproie se sont établies dans les rivières St. Marys et St. Clair et la basse Niagara à la suite des efforts concertés pour y améliorer la qualité de l'eau. Comme on a observé que l'esturgeon jaune, le corégone et le chat-fou tacheté réussissent maintenant à se reproduire dans la rivière Détroit, ce n'est sans doute qu'une question de temps avant que la lamproie s'y reproduise aussi, ce qui pourrait avoir de graves conséquences pour les mesures de lutte contre la lamproie et le rétablissement des espèces indigènes d'eau froide dans le lac Érié.

Changement climatique : L'accroissement de la taille des lamproies adultes serait liée à la hausse de température des Grands Lacs (Jim Kitchell, communication personelle). Ainsi, avec le rechauffement, les lamproies pourraient croître à une plus grande taille et accroître leur métabolisme et leur fécondité, ce qui augmenterait leurs populations et les dommages qu'elles causent à leurs poissons hôtes.

Gestion – défis et possibilités

La lutte contre la lamproie marine dans les Grands Lacs a permis de réduire l'abondance des lamproies au stade de frai d'environ 90 % par rapport à ses valeurs maximales. La lamproie reste quand même une cause importante de mortalité de nombreuses espèces de poissons des Grands Lacs et un obstacle à l'atteinte d'objectifs de pêche cruciaux. La CPGL et ses agents ont accru le nombre de traitements au lampricide en milieux lotiques et lentiques et ont apporté des modifications pour améliorer l'efficacité de ces traitements en réponse à la hausse de l'abondance de la lamproie et du taux de touladis qu'elle blesse ces dernières années. On se sert de modèles informatiques appliqués à des données empiriques pour optimiser la répartition des traitements au lampricide à l'échelle du bassin et on mène des recherches pour mieux comprendre et gérer la variabilité des populations de lamproies et évaluer l'efficacité des traitements. Il faut accroître le financement de la lutte contre la lamproie marine pour maintenir, augmenter et améliorer les traitements au lampricide et trouver d'éventuelles nouvelles sources de lamproies.
La CPGL cherche à mieux intégrer d'autres méthodes de lutte contre la lamproie, comme le lâcher de mâles stériles,

le piégeage de lamproies au stade de frai et l'installation de barrières à la migration vers l'amont des lamproies prêtes à frayer. L'expansion des lâchers de mâles stériles est limitée par le nombre de mâles disponibles pour la stérilisation, mais de la recherche actuellement menée sur le comportement de la lamproie pourrait aider à accroître l'efficacité de piégeage (et donc fournir plus de mâles à stériliser). Le piégeage est une méthode de lutte qui n'est actuellement utile qu'associée au lâcher de mâles stériles, mais la recherche comportementale pourrait permettre d'accroître suffisamment l'efficacité de piégeage pour réduire le recrutement dans un cours d'eau. Les problèmes environnementaux liés aux barrières à lamproies et au passage des poissons, ainsi que la détérioration de barrages qui bloquent le passage de la lamproie même s'ils ont été construits à d'autres fins, continueront de nuire au programme de lutte contre la lamproie, car si l'on n'assumait pas les coûts de remise en état ou de construction de barrages, la production de lamproie au stade parasitaire et les coûts de la lutte contre la lamproie augmenteraient. La CPGL continue de se concentrer sur la recherche et la mise au point de nouvelles stratégies de lutte. En particulier, on a découvert des phéromones influant sur la migration et l'accouplement qui pourraient offrir de nouveaux moyens de lutte. Par ailleurs, le séquençage du génome de la lamproie marine a fait rapidement progressé la recherche fondamentale sur l'espèce et pourrait déboucher sur de nouveaux moyens insoupçonnés de la combattre.

Il semble qu'à mesure que les communautés de poissons se rétablissent des effets de la prédation par la lamproie marine, les populations de lamproies profitent de l'abondance accrue de leurs proies. Ce mécanisme de compensation permettrait à un plus grand nombre de lamproies d'atteindre la maturité et accroîtrait ainsi leur potentiel de reproduction et leur recrutement (augmentant d'autant leur nombre et leur pression de prédation sur les poissons). Pour combattre d'éventuels phénomènes de compensation et réduire l'abondance de la lamproie marine et le taux de touladis qu'elle blesse aux valeurs cibles, il faudra intensifier les efforts pour la combattre, en étendant les mesures comme l'approche intégrée dans la rivière St. Marys, la stratégie de traitement panlacustre du lac Érié et celle appliquée dans le nord du lac Huron et en mettant d'autres stratégies au point.

Commentaires de l'auteur

L'augmentation des traitements au lampricide a permis de réduire l'abondance de la lamproie au stade de frai jusqu'à ses valeurs cibles dans deux des cinq Grands Lacs. Les effets d'une année de traitements accrus au lampricide s'observent sur l'abondance de la lamproie au bout de deux ans et sur le taux de touladis blessés dans l'année qui suit les traitements. Il faut résoudre les incohérences entre les estimations de l'abondance de la lamproie et du taux de touladis blessésss, incohérences qui persistent même en tenant compte de l'abondance du touladi dans un lac. Il aussi poursuivre la recherche pour trouver d'éventuelles nouvelles sources de lamproies marines. De plus, pour ramener et maintenir l'abondance de la lamproie et le taux de touladis blessés à leur niveau voulu, il faudra effectuer des recherches afin de mieux comprendre les interactions entre les lamproies et leurs proies, ainsi que la dynamique des populations qui survivent aux traitements, et mettre au point ou perfectionner d'autres méthodes de lutte.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X					
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X					

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.	X					

Remerciements

Auteur :

Michael J. Siefkes, Commission des pêcheries des Grands Lacs, 2100 Commonwealth Blvd., Suite 100, Ann Arbor (Michigan) 48105. Téléphone : (734) 662-3209. Courriel : msiefkes@glfc.org

Contributeurs :

Jessica M. Barber, U.S. Fish and Wildlife Service, Marquette Biological Station, 3090 Wright Street, Marquette (Michigan) 49855. Téléphone : (906) 226-1241. Courriel : jessica_barber@fws.gov

Gavin C. Christie, Pêches et Océans Canada, Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, 867 Lakeshore Rd., Burlington (Ontario) L7R 4A6. Téléphone : (905) 336-4876. Courriel : gavin.christie@dfo-mpo.gc.ca

W. Paul Sullivan, Pêches et Océans Canada, Centre de lutte contre la lamproie marine, 1219 Queen St. E., Sault Ste. Marie (Ontario) P6A 2E5. Téléphone : (705) 941-3010. Courriel : paul.sullivan@dfo-mpo.gc.ca

Theodore J. Treska, U.S. Fish and Wildlife Service, 2661 Scott Tower Dr., New Franken (Wisconsin) 54229. Téléphone : (920) 866-1764. Courriel : ted_treska@fws.gov

Sources d'information

Bergstedt, R.A., et Schneider, C.P. 1988. Assessment of sea lamprey (*Petromyzon marinus*) predation by recovery of dead lake trout (*Salvelinus namaycush*) from Lake Ontario, 1982-85. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45:1406-1410.

DesJardine, R.L., Gorenflo, T.K., Payne, R.N., et Schrouder, J.D. 1995. *Fish-community objectives for Lake Huron*. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ. 95-1.

Eshenroder, R.L., Holey, M.E., Gorenflo, T.K., et Clark, R.D., Jr. 1995. *Fish-community objectives for Lake Michigan*. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ. 95-3.

Heinrich, J.W., Mullett, K.M, Hansen, M.J., Adams, J.V., Klar, G.T., Johnson, D.A., Christie, G.C., et Young, R.J. 2003. Sea lamprey abundance and management in Lake Superior, 1957-1999. *J. Great Lakes Res.* 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*. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ. 03-01.

Kitchell, J.F. 1990. The scope for mortality caused by sea lamprey. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 119:642-648.

Kitchell, J.F. Communication personnelle. University of Wisconsin - Madison

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. *J. Great Lakes Res.* 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. *J. Great Lakes Res.* 29 (1):584-598.

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. *J. Great Lakes Res.* 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. *J. Great Lakes Res.* 29 (1):240-253.

Ryan, P.S., Knight, R., MacGregor, R., Towns, G., Hoopes, R., et Culligan, W. 2003. *Fish-community goals and objectives for Lake Erie.* Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ. 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., et Ebener, M.P. 2003. *In press.* Development and implementation of an integrated program for control of sea lampreys in the St. Marys River. *J. Great Lakes Res.* 29 (1):677-693.

Scholefield, R.J., Slaght, K.S., et Stephens, B.E. 2008. Seasonal variation in sensitivity of larval sea lampreys to the lampricide 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol. *North Am. J. Fish. Manage*. 28: 1609-1617.

Smith, B.R., et Tibbles, J.J. 1980. Sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in lakes Huron, Michigan and Superior: history of invasion and control, 1936-78. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:1780-1801.

Stewart, T.J., Lange, R.E., Orsatti, S.D., Schneider, C.P., Mathers, A., et Daniels M.E. 1999. *Fish-community objectives for Lake Ontario*. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ. 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., et Ryan, P.A. 2003. The sea lamprey in Lake Erie: a case history. *J. Great Lakes Res.* 29 (1):615-637.

Liste des tableaux

Tableau 1. Cibles d'abondance de la lamproie marine et leurs intervalles de confiance à 95 %.
Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

Liste des figures

Figure 1. Abondance annuelle des lamproies marines adultes (losanges bleus) dans chaque lac, avec intervalle de confiance à 95 %, en fonction de leur année de reproduction. Les lignes horizontales vertes pleine et tiretées représentent respectivement l'abondance cible et son intervalle de confiance à 95 % pour chaque lac.
*Remarque : L'échelle est plus petite pour le lac Érié.
Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

Figure 2. Taux annuel de touladis blessés par la lamproie marine (cercles rouges) dans chaque lac en fonction de l'année de reproduction des lamproies. La ligne horizontale verte représente la valeur cible du taux de touladis blessés par la lamproie pour chaque lac.
* Remarque : Pour les lacs Supérieur, Michigan et Huron, le taux de touladis blessés porte sur les touladis de plus de 533 mm de longueur ayant des blessures A1, A2 ou A3, et le taux cible est de cinq blessures par 100 touladis. Pour la lac Érié, le taux de touladis blessés porte sur les touladis de cinq ans ou plus ayant des blessures A1, A2 ou A3 dans le bassin est du lac, et le taux cible est de cinq blessures par 100 touladis. Pour le lac Ontario, le taux de touladis blessés porte sur les touladis de plus de 433 mm de longueur ayant des blessures A1 seulement (remarquez l'échelle différente), et le taux cible est de deux blessures par 100 touladis.
Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

Figure 3. Abondance relative annuelle du touladi (carrés gris) avec intervalle de confiance à 95 % dans chaque lac.
* Remarque : Pour les lacs Supérieur, Michigan et Huron, CPUE (captures par unité d'effort) = nombre de touladis maigres de plus de 533 mm de longueur totale capturés par km de filet mouillé durant une nuit; pour le lac Érié, CPUE = abondance relative du touladi de cinq ans ou plus capturé au moyen de filets maillants dans le bassin est du lac; pour le lac Ontario, CPUE = moyenne arithmétique du nombre de touladis maigres de plus de 433 mm de longueur totale capturés par 0,1476 km de filet mouillé durant une nuit.
Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

Lac	Cible d'abondance	Intervalle de confiance à 95 %
Supérieur	37 000	19 000
Michigan	57 000	13 000
Huron	73 000	20 000
Érié	3 000	1 000
Ontario	31 000	4 000

Table 1. Cibles d'abondance de la lamproie marine et leurs intervalles de confiance à 95 %.
Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

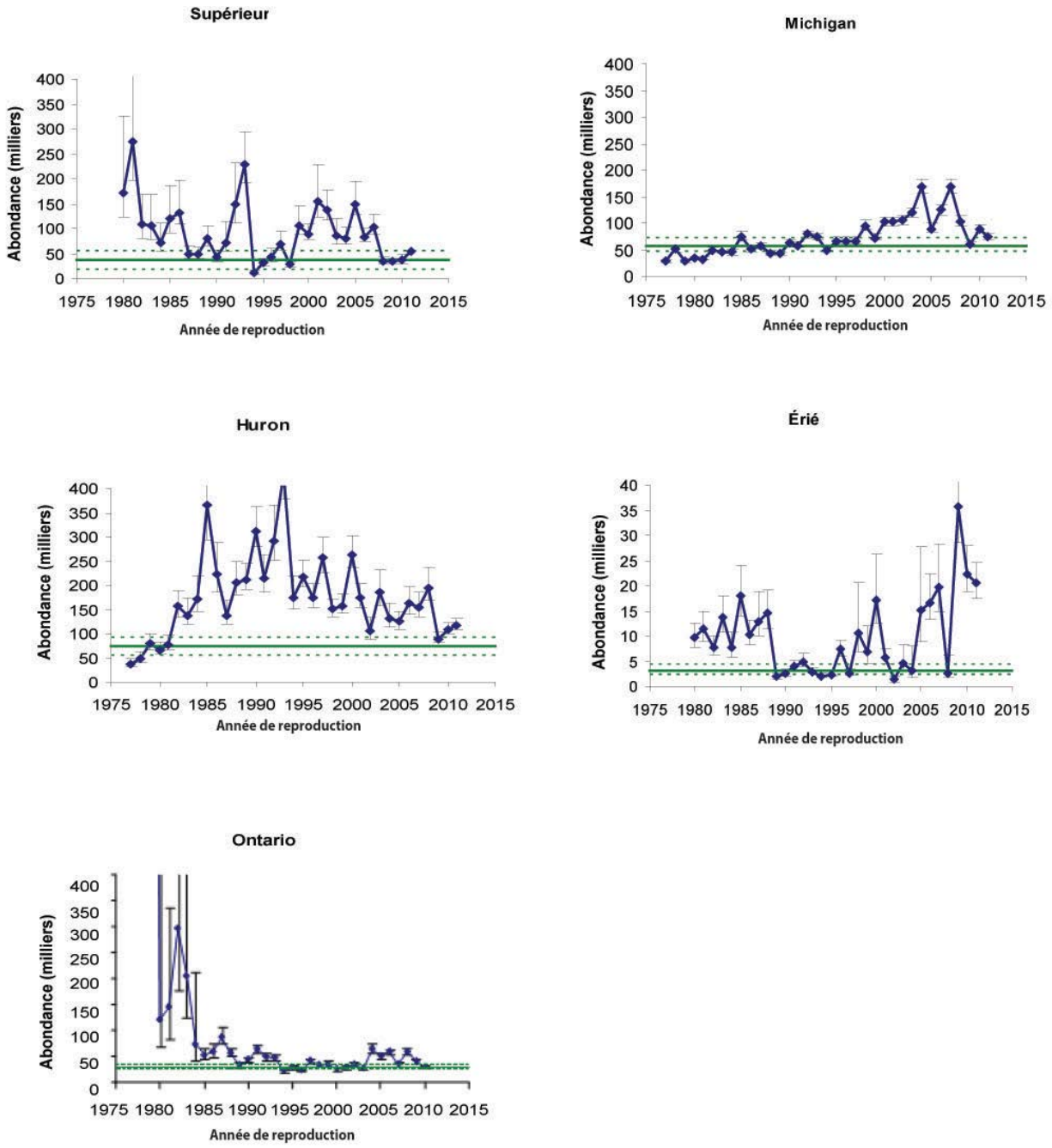


Figure 1. Abondance annuelle des lamproies marines adultes (losanges bleus) dans chaque lac, avec intervalle de confiance à 95 %, en fonction de leur année de reproduction. Les lignes horizontales vertes pleine et tiretées représentent respectivement l'abondance cible et son intervalle de confiance à 95 % pour chaque lac.
*Remarque : L'échelle est plus petite pour le lac Érié.
Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

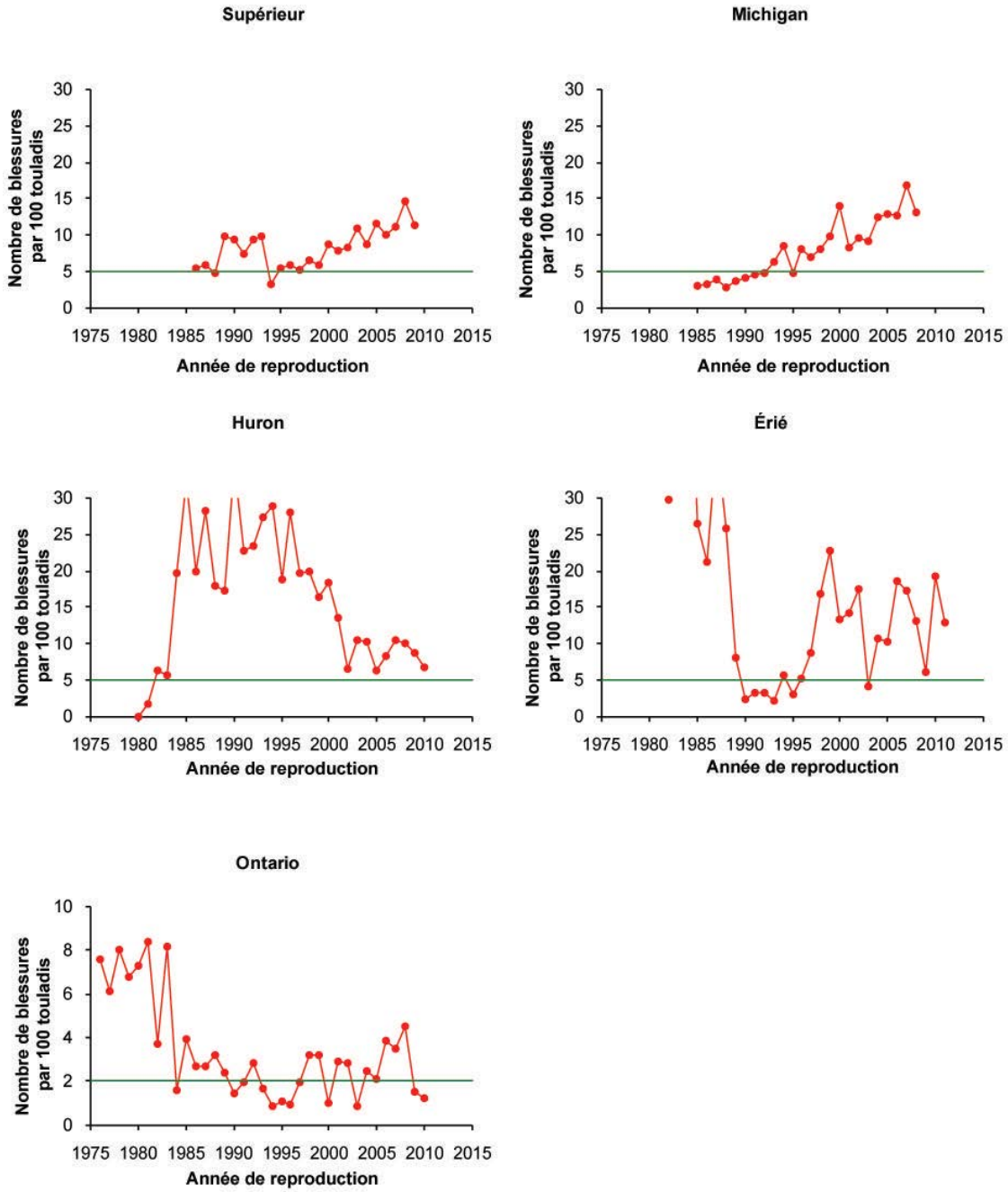


Figure 2. Taux annuel de touladis blessés par la lamproie marine (cercles rouges) dans chaque lac en fonction de l'année de reproduction des lamproies. La ligne horizontale verte représente la valeur cible du taux de touladis blessés par la lamproie pour chaque lac.

* Remarque : Pour les lacs Supérieur, Michigan et Huron, le taux de touladis blessés porte sur les touladis de plus de 533 mm de longueur ayant des blessures A1, A2 ou A3, et le taux cible est de cinq blessures par 100 touladis. Pour la lac Érié, le taux de touladis blessés porte sur les touladis de cinq ans ou plus ayant des blessures A1, A2 ou A3 dans le bassin est du lac, et le taux cible est de cinq blessures par 100 touladis. Pour le lac Ontario, le taux de touladis blessés porte sur les touladis de plus de 433 mm de longueur ayant des blessures A1 seulement (remarquez l'échelle différente), et le taux cible est de deux blessures par 100 touladis.

Source: Commission des pêcheries des Grands Lacs

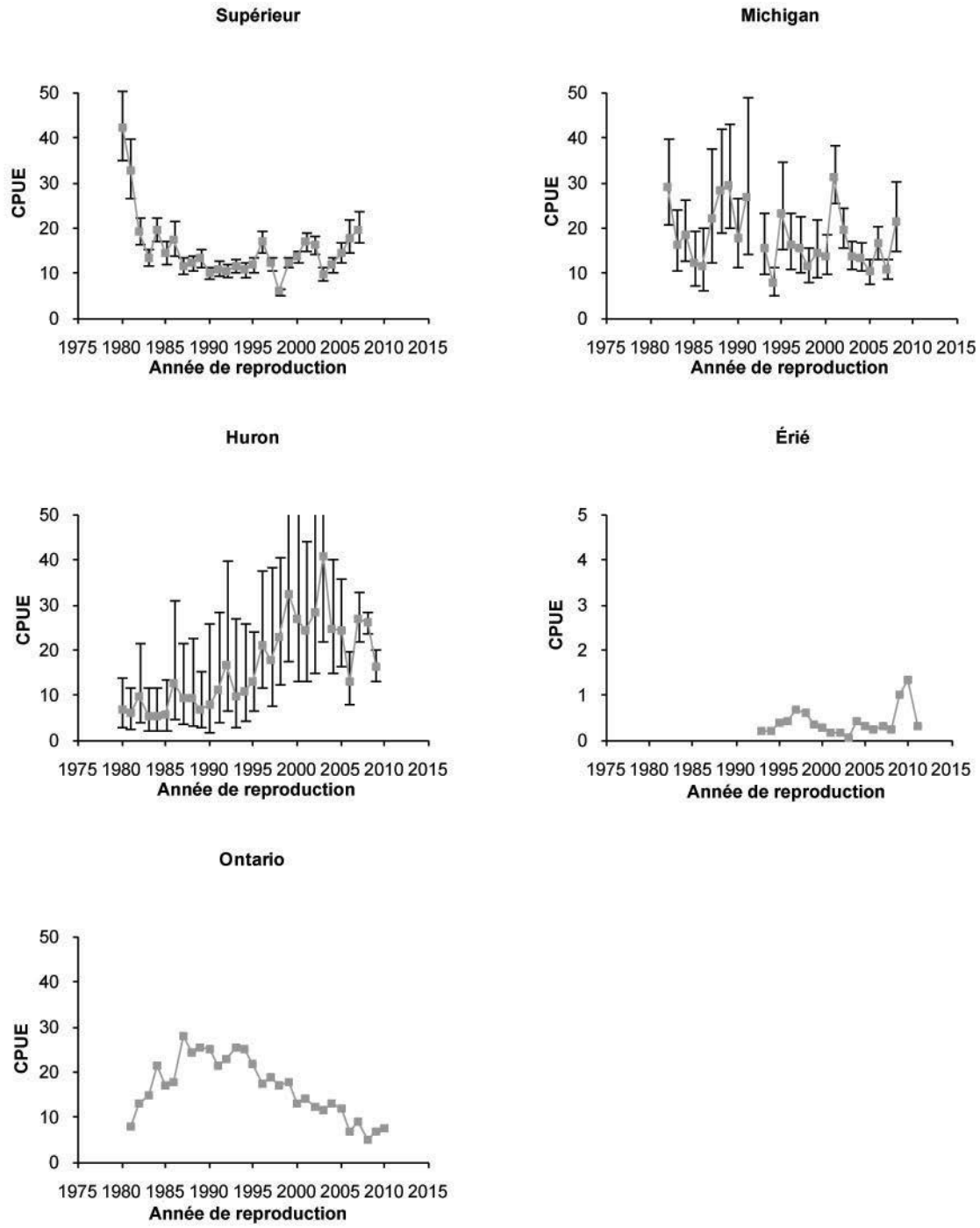


Figure 3. Abondance relative annuelle du touladi (carrés gris) avec intervalle de confiance à 95 % dans chaque lac.
* Remarque : Pour les lacs Supérieur, Michigan et Huron, CPUE (captures par unité d'effort) = nombre de touladis maigres de plus de 533 mm de longueur totale capturés par km de filet mouillé durant une nuit; pour le lac Érié, CPUE = abondance relative du touladi de cinq ans ou plus capturé au moyen de filets maillants dans le bassin est du lac; pour le lac Ontario, CPUE = moyenne arithmétique du nombre de touladis maigres de plus de 433 mm de longueur totale capturés par 0,1476 km de filet mouillé durant une nuit.
Source: Commission des pêcheries des Grands Lacs

Température des eaux de surface

Évaluation globale, commencement de la stratification estivale

Tendance : **en se basant sur la date du commencement de la stratification estivale, les lacs Supérieur, Michigan et Huron se stratifient tous plus tôt et sont donc classés dans la catégorie augmentant. En se basant sur les mêmes valeurs, les lacs Érié et Ontario sont classés en tant que non déterminé en raison du manque de données. Les données du National Data Buoy Center de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA NDBC) ont été utilisées pour le présent rapport.**

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Tendance : augmentant

Justification : la date du commencement de la stratification estivale du lac Supérieur survient plus tôt, à une vitesse d'environ 0,5 +/- 0,3 jour par an. Cette vitesse calculée est sensiblement la même pour trois bouées du NDBC de la NOAA.

Lac Michigan

Tendance : augmentant

Justification : la date du commencement de la stratification estivale du lac Michigan survient plus tôt, à une vitesse d'environ 0,8 +/- 0,3 jour par an. Cette vitesse calculée est sensiblement la même pour deux bouées du NDBC de la NOAA.

Lake Huron

Tendance : augmentant

Justification : la date du commencement de la stratification estivale du lac Huron survient plus tôt, à une vitesse d'environ 0,6 +/- 0,3 jour par an. Cette vitesse calculée est sensiblement la même pour deux bouées du NDBC de la NOAA.

Lac Érié

Tendance : non déterminé

Justification : en raison de sa faible profondeur, le renversement des eaux dans le lac Érié survient naturellement plus tôt dans l'année que dans les autres lacs. Toutefois, les bouées du NDBC de la NOAA ne sont habituellement pas encore déployées et, donc, les données ne sont pas disponibles pour le présent rapport.

Lac Ontario

Tendance : non déterminé

Justification : les données ne sont disponibles que depuis 2002.

Évaluation globale, température des eaux l'été

Tendance : en se basant sur les mesures de température des eaux de surface libres, les températures estivales (juillet-septembre) sont en augmentation, à des vitesses statistiquement significatives, dans les lacs Supérieur, Huron et Michigan. La vitesse de réchauffement pour le lac Érié n'était pas statistiquement significative. Pour le lac Ontario, on ne dispose pas de données suffisantes pour faire une évaluation.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Tendance : augmentant

Justification : la température des eaux de surface libres du lac Supérieur augmente à une vitesse de 0,10 +/- 0,04

degré par an. Cette vitesse calculée est sensiblement la même pour deux bouées du NDBC de la NOAA.

Lac Michigan
Tendance : augmentant
Justification : la température des eaux de surface libres du lac Michigan augmente à une vitesse de 0,06 +/- 0,03 degré par an. Cette vitesse calculée est sensiblement la même pour trois bouées du NDBC de la NOAA.

Lac Huron
Tendance : augmentant
Justification : la température des eaux de surface libres du lac Huron augmente à une vitesse de 0,07 +/- 0,03 degré par an. Cette vitesse calculée est sensiblement la même pour deux bouées du NDBC de la NOAA.

Lac Érié
Tendance : non significative
Justification : la tendance estimée ne pouvait pas être distinguée du zéro.

Lac Ontario
Tendance : non déterminé
Justification : les données ne sont disponibles que depuis 2002.

Objectif

- Évaluer les tendances suivies par les températures des eaux de surface et déduire l'impact du changement climatique sur la région des Grands Lacs.
- L'indicateur Eau de surface est utilisé dans la série d'indicateurs pour les Grands Lacs en tant qu'indicateur de Pression dans la catégorie de rapport de niveau supérieur Utilisation des ressources et facteurs stressants physiques.

Objectif pour l'écosystème
Dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, il est stipulé que ces eaux devraient être exemptes de matières et de chaleur pénétrant directement ou indirectement dans l'eau suite à une activité humaine qui produit des conditions qui sont toxiques ou dangereuses pour les humains, les animaux ou la vie aquatique. De plus, cet indicateur a un lien avec l'Annexe 1 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, dans lequel il est stipulé qu'il ne doit y avoir aucun changement de température qui pourrait affecter négativement toute utilisation locale ou générale de ces eaux.

Condition écologique
Le développement de la structure en température d'un lac est une conséquence directe de son climat régional. Des tendances à la hausse pour les températures en surface ont été documentées pour les Grands Lacs laurentiens (Austin et Colman, 2007), ainsi que pour d'autres lacs à travers le monde (Schneider et Hook 2010). Toutefois, les températures en surface elles-mêmes ne reflètent pas nécessairement la température volumétrique moyenne d'un lac, et les températures en surface sont sujettes à des fluctuations journalières, principalement liées à la variabilité du champ de vent. La teneur en chaleur d'un lac (équivalent à la température moyennée en profondeur) constitue une mesure bien plus représentative de la condition thermique d'un lac, variant à l'échelle d'une saison à l'autre et d'une année à l'autre. C'est donc une mesure plus utile du changement à long terme de la température des lacs.

Des données sur les températures en subsurface ne sont pas disponibles sur une base à long terme, nécessaire pour déterminer la teneur en chaleur du lac ou les tendances dans ce lac. Toutefois, en raison d'une propriété thermodynamique inhabituelle de l'eau douce, nous pouvons déterminer le teneur en chaleur en utilisant uniquement une température en surface dans une circonstance particulière. Spécifiquement, quand la température de l'eau en

surface atteint sa température de masse volumique maximale (3,98 °C) au printemps (ou au début de l'été), la colonne d'eau complète doit aussi être à la même température. En conséquence, les lacs tendent à former une stratification dans laquelle une couche d'eau chaude repose sur de l'eau plus froide; cette date est souvent désignée comme le commencement de la stratification printanière. Bien que ceci ne donne qu'une idée de la teneur en chaleur, nous pouvons utiliser la date de cet événement en tant qu'approximation de la variabilité de la teneur en chaleur d'une année à l'autre. Les années chaudes, cet événement surviendra tôt, et les années froides il sera retardé. En gros, dans les lacs partiellement recouverts de glace, comme le lac Supérieur, il a été montré que la date de cet événement est fortement corrélée à la couverture moyenne de glace l'hiver précédent (Austin et Colman 2007).

Des données recueillies au moyen de bouées du NDBC de la NOAA dans les Grands Lacs laurentiens de 1979 à 2010 (suivant les disponibilités) ont été utilisées pour étudier les tendances suivies par la date de commencement de la stratification positive et, donc, les tendances de la teneur en chaleur. Les lacs Supérieur, Michigan, Huron et Érié exhibent tous des tendances vers un commencement de la stratification printanière plus hâtif, de 0,5 à 0,8 jour par an. En plus de cette tendance, il y a une grande variabilité naturelle d'une année à l'autre. La variabilité d'une année à l'autre est grossièrement corrélée d'un lac à l'autre, suggérant que la variabilité observée est une réflexion du climat sur toute la partie supérieure des lacs. En plus de cette tendance vers un renversement plus tôt, une partie significative de la variabilité d'une année à l'autre restante est corrélée à l'indice ENSO. Les températures estivales (juillet-septembre) moyennes de l'eau calculées pour les lacs Supérieur, Michigan et Huron indiquent une augmentation similaire.

Liens

Le commencement de la stratification printanière se produisant de plus en plus tôt, les températures estivales moyennes et maximales de l'eau tendent à augmenter. L'existence d'un lien statistiquement significatif entre ces paramètres a été mise en évidence par Austin et Colman (GRL, 2007). Une étude distincte (Austin et Colman, L&O 2008) a permis de montrer que la longueur de la saison de stratification est passée d'environ 145 à 170 jours, une augmentation d'environ 18 %.

En réponse à un allongement de la période de stratification et à des températures de fond plus élevées, il est probable que l'appauvrissement en oxygène des eaux profondes des Grands Lacs diminuera. Des niveaux d'oxygène plus faibles conjugués à des températures de l'eau plus élevées conduiront aussi à un rejet plus important de nutriments et de contaminants par les sédiments de fond. En particulier, le rejet de phosphore serait plus important, les rejets de mercure et l'absorption par le biote seraient probablement plus importants. Le rejet de certains métaux lourds serait aussi plus important (Kling at. al., 2003). En tant que tel, le présent rapport concerne les indicateurs suivants : Qualité de l'eau telle que mesurée par les contaminants dans le poisson entier, Qualité de l'eau telle que mesurée par les contaminants chez les oiseaux aquatiques, Qualité de l'eau telle que mesurée par les contaminants chez le pygargue à tête blanche, Prolifération d'algues dangereuse. Cet indicateur est aussi lié aux indicateurs de climat, Température de l'air, Niveaux de l'eau et Durée de la période de glace.

Gestion des défis/occasions

Les options de réponse qui pourraient être retenues pour prendre en compte le changement climatique sont classées en deux catégories, la première est l'adaptation ou initiatives et mesures conçues pour réduire la vulnérabilité des systèmes naturels et humains face aux effets réels ou prévus du changement climatique. L'autre option pour tenir compte du changement climatique est l'atténuation ou substitution et changement technologiques qui permettent de réduire les intrants de ressources et les émissions par unité d'extrant (Koslow, 2010).

Commentaires du ou des auteurs

Note sur les tendances : les vitesses de changement mentionnées sont des vitesses moyennes pour la période 1979-2010. Il existe une variabilité significative d'une année à l'autre en plus de ces tendances.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	En accord	Neutre ou ne sait pas	En désaccord	Pas du tout d'accord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées ou de qualité assurée par un organisme ou une agence reconnue.	X					
2. Il est possible de retracer les données jusqu'aux sources originales.	X					
3. La source des données est un producteur de données connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données sont appropriées au bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables à celles provenant du Canada.						X
6. Les erreurs et la variabilité des données sont documentées et dans des limites acceptables pour le présent rapport indicateur.	X					

Remerciements :

Auteur :
Dr Jay Austin, Université de Minnesota-Duluth

Contributeurs :
Sarah Neville, ORISE Research Fellow, nommée au Great Lakes National Program Office de l'Environmental Protection Agency des États-Unis

Sources d'information :

Austin J.A. et S. Colman; Lake Superior summer water temperatures are increasing more rapidly than regional air temperatures: a positive ice-albedo feedback; Geophysical Research Letters, 2/2007.

Austin J.A.et S. Colman (2008); A Century of Directly Measured Temperature in Lake Superior; *Limnology and Oceanography*, 53(6), p. 2274-2730.

Kling G., Hayhoe J., Magnuson J., Robinson S., Shuter B., Wander M. et al. (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.

Koslow M. (2010); *Improving the Odds: using Climate-Readiness Planning to Reduce the Impacts of Climate Change on the Great Lakes Ecosystem;* National Wildlife Federation.

Philipp Schneider, Simon J. Hook (2010); Space observations of inland water bodies show rapid surface warming since 1985; *Geophysical Research Letters* 37 (22).

Liste des figures

Figure 1. Tendances suivies par la date de commencement de la stratification positive et, donc, tendances suivies par la teneur en chaleur des lacs Supérieur, Michigan et Huron de 1979 à 2010.
Source : NOAA

Figure 2. Température estivale (juillet-septembre) moyenne des eaux de surface des lacs Supérieur, Michigan, Huron et Érié, 1979-2010. Les lignes individuelles représentent les mesures de différentes bouées dans chaque lac.
Source : NOAA

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

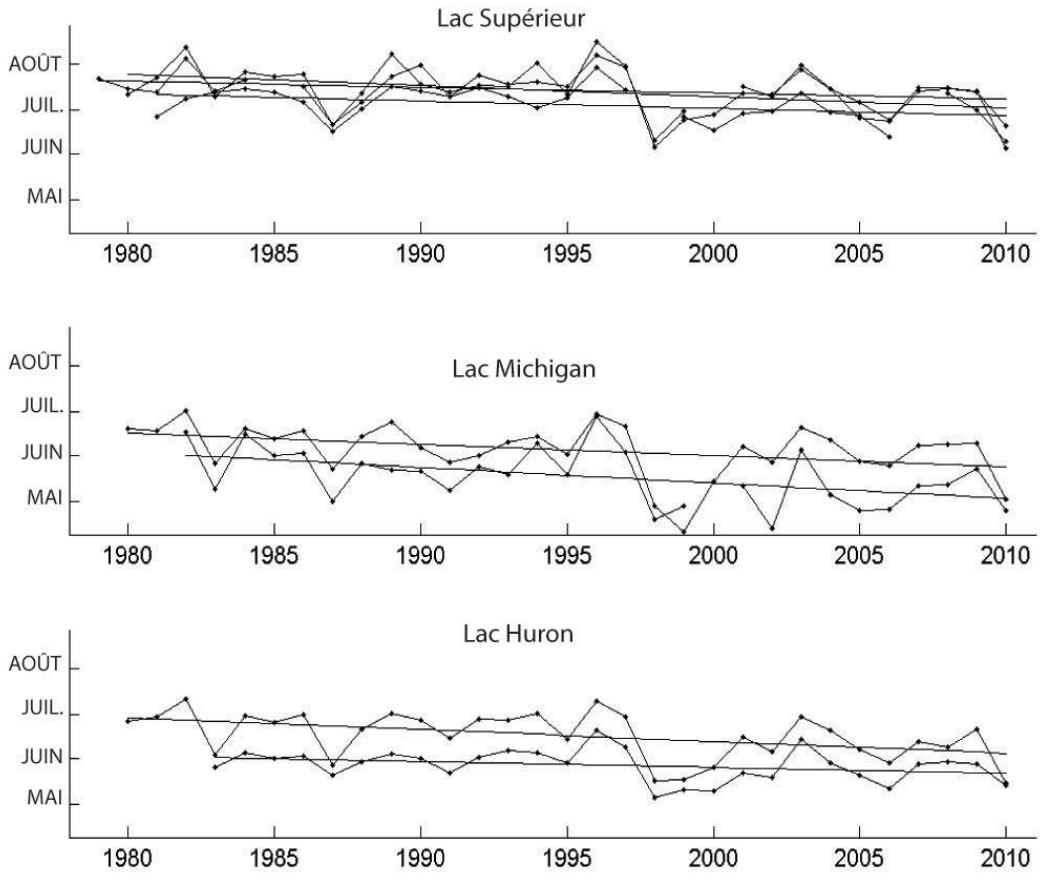


Figure 1. Tendances suivies par la date de commencement de la stratification positive pour les lacs Supérieur, Michigan et Huron de 1979 à 2010.
Source : NOAA

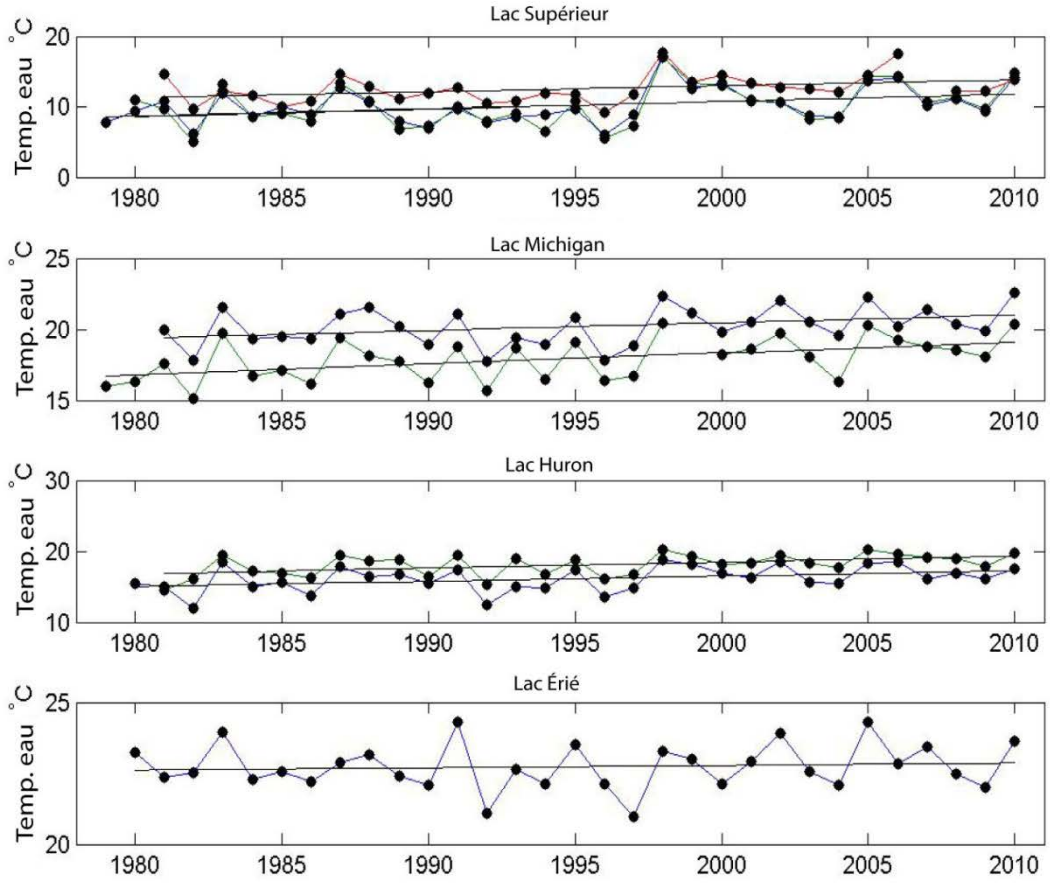


Figure 2. Température estivale (juillet-septembre) moyenne des eaux de surface des lacs Supérieur, Michigan, Huron et Érié, 1979-2010. Les lignes individuelles représentent les mesures de différentes bouées dans chaque lac. Source : NOAA

Espèces non indigènes terrestres

Évaluation globale
Situation : **Indéterminée**
Tendance : **Indéterminée**
Justification : **À l'heure actuelle, il n'existe aucune mesure exhaustive des espèces non indigènes (ENI) terrestres. Les ENI sont présentes partout dans le bassin des Grands Lacs. Bien que les introductions d'espèces n'aient pas toutes des effets nuisibles sur les milieux indigènes, celles qui en ont imposent un fardeau écologique, social et économique considérable. Par le passé, le bassin des Grands Lacs s'est avéré particulièrement vulnérable aux ENI. L'industrialisation, la fragmentation des paysages naturels et le volume de mouvements transfrontaliers de marchandises et de personnes favorisent l'invasion des espèces non indigènes terrestres.**

Évaluation lac par lac
Des normes sont en voie d'élaboration à l'échelle des provinces et des États ainsi qu'à l'échelle des pays. Cependant, le manque de données de surveillance a rendu impossible l'évaluation de chaque bassin lacustre. Il est possible d'inférer les espèces non indigènes lac par lac en se fondant sur la géographie de la fragmentation des paysages et du développement, car ces paysages ont tendance à héberger un grand nombre d'espèces non indigènes terrestres.

But
Déterminer la présence, le nombre et la répartition des espèces non indigènes terrestres nuisibles dans le bassin des Grands Lacs laurentiens et comprendre par quels moyens ces espèces s'y sont introduites et y persistent.
Contribuer à l'évaluation de la situation des communautés biotiques terrestres, car les espèces non indigènes peuvent altérer tant la structure que la fonction des écosystèmes et menacer l'intégrité biologique des lacs.
L'indicateur Espèces non indigènes terrestres est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de pression dans la catégorie portant sur les espèces envahissantes.

Objectif pour l'écosystème
Aider à limiter ou prévenir l'introduction non autorisée d'espèces non indigènes terrestres et réduire au minimum les effets nuisibles des espèces non indigènes nuisibles dans le bassin des Grands Lacs. Le présent rapport cherche à faciliter l'atteinte d'un des objectifs de l'Accord Canada–États-Unis relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, soit restaurer et maintenir l'intégrité biologique des eaux de l'écosystème des Grands Lacs (États-Unis et Canada, 1987).

Conditions écologiques
La mondialisation, notamment les mouvements de personnes et de marchandises, a entraîné une augmentation marquée du nombre d'espèces non indigènes terrestres transportées d'un pays à l'autre et d'un océan à l'autre. En raison de la forte densité de la population et du volume important de transport de marchandises, un grand nombre d'espèces non indigènes s'introduisent dans le bassin des Grands Lacs. Chaque fois qu'une nouvelle espèce s'introduit dans le bassin, elle risque d'envahir le paysage. La figure 1 illustre l'augmentation constante du nombre d'espèces non indigènes terrestres introduites dans le bassin des Grands Lacs de 1900 à 2004. Lorsqu'une nouvelle espèce s'introduit dans le bassin, l'état du paysage (c'est-à-dire la dégradation, la fragmentation et la perte d'écosystèmes indigènes) rend possible l'invasion des milieux terrestres par les espèces non indigènes et leur établissement comme espèces envahissantes (OMNR, 2011). Les espèces envahissantes sont des espèces non indigènes prolifiques qui ont une incidence sur la société, l'économie et l'environnement. En changeant l'écologie d'un endroit, les espèces terrestres envahissantes réduisent la biodiversité (Klionsky *et al.*, 2011; Farrer et Goldberg, 2009; Heneghan *et al.*, 2004). Bien qu'un nombre relativement restreint d'espèces non indigènes s'établissent comme espèces envahissantes, l'introduction d'espèces non indigènes est considérée comme l'une des menaces les

plus sérieuses à la biodiversité et aux ressources naturelles de la région, arrivant au second rang après la destruction de l'habitat (Great Lakes Regional Collaboration Strategy, 2005; Agence canadienne d'inspection des aliments, 2005).

Il y a surabondance d'ENI terrestres, et leur nombre continue à augmenter. Les plantes forment la catégorie la plus commune des introductions d'espèces non indigènes. Selon les données à l'échelle du bassin fournies en 2003 par le Fonds mondial pour la nature (Canada) (Haber, 2003), il y avait 157 espèces non indigènes terrestres dans le bassin des Grands Lacs en Ontario, y compris 95 plantes vasculaires, 11 insectes, 6 maladies des plantes, 4 mammifères, 2 oiseaux, 2 maladies animales, 1 reptile et 1 amphibien (figure 1). La Invasive Plant Association of Wisconsin (2003) a repéré 66 plantes non indigènes dans l'État, alors que plus de 100 plantes terrestres ont été introduites dans la seule région de Chicago (Chicago Botanic Garden, 2011). Bien que les estimations varient, les chiffres susmentionnés se situent loin derrière les quelque 900 plantes non indigènes qui ont été identifiées au Michigan (Michigan Invasive Plant Council, 2005) et les 1 138 espèces de plantes non indigènes signalées en Ontario (Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril, 2010).

Puisqu'aucune norme régionale n'a été établie, la surveillance des ENI terrestres se fait principalement à l'échelle locale. La majorité des activités de surveillance des ENI sont réalisées à une échelle géographique plus petite que celle de l'État ou de la province. Le nombre de programmes de surveillance des espèces envahissantes à l'échelle régionale est de plus en plus grand, par exemple la région de Chicago. Alors que des programmes sont en voie d'élaboration, aucune norme exhaustive relative à la surveillance des espèces envahissantes à l'échelle du bassin n'a été établie. Les données de surveillance proviennent de diverses agences et organisations de partout dans la région, et il n'est pas facile de les regrouper pour évaluer la présence globale et l'incidence de ces espèces sur la région.

Des activités de surveillance sont en cours dans chaque lac ainsi qu'à l'échelle régionale aux fins de la cartographie d'espèces sélectionnées. Par exemple, l'aire de répartition côtière aux États-Unis des peuplements monotypiques de *Phragmites australis* a été documentée (voir la figure 2, lac Érié). La carte, qui montre les peuplements possibles de *Phragmites* pour l'unité minimale de cartographie de 0,5 acre, a été produite par la combinaison de données du radar à synthèse d'ouverture et de données sur le terrain (Bourgeau-Chavez *et al.*, 2011). Le *Phragmites* est une plante très productive, qui se répand rapidement au moyen de rhizomes horizontaux, et qui tend fortement à former des peuplements monotypiques, à exclure les espèces indigènes, et à modifier les communautés de plantes indigènes. Cette espèce envahissante profite des fluctuations rapides des niveaux d'eau et de l'augmentation des températures ambiantes pour envahir les milieux humides côtiers des Grands Lacs (Wilcox *et al.*, 2003). Une fois que le *Phragmites* est établi, il est difficile et coûteux de lutter contre sa présence. Selon un projet pilote mené par le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO), les coûts associés à la lutte contre le *Phragmites* se situeraient entre 865 à 1 112 $ par hectare (Gilbert *et al.*, 2009a; Gilbert *et al.*, 2009b).

Il existe une multitude d'ENI terrestres, et le nombre d'invasions documentées ne cesse d'augmenter. On compte bon nombre d'exemples d'ENI terrestres, dont l'incidence peut être très variable, allant de peu d'effet ou d'aucun effet à une altération radicale des communautés biotiques indigènes et des processus écologiques. Les paysages naturels dégradés et fragmentés favorisent la propagation et l'établissement d'ENI ou d'espèces envahissantes à incidence élevée (OMNR, 2011).

Liens

La question des ENI est complexe. Plusieurs politiques, lois et règlements sont actuellement en place dans la région du bassin des Grands Lacs pour tenter de résoudre le problème des ENI. Cependant, tout comme dans le cas des données de surveillance des espèces non indigènes, la diversité des échelles utilisées crée des obstacles à leur efficacité.

L'augmentation des mouvements transfrontaliers de marchandises et de personnes a précipité la nécessité de prévenir et de gérer l'invasion des espèces non indigènes terrestres envahissantes. La plupart des introductions

d'espèces envahissantes peuvent être associées à des conséquences intentionnelles ou involontaires d'activités économiques (Perrings *et al.*, 2002). Pour cette raison, le bassin des Grands Lacs est et continuera d'être un foyer pour l'introduction d'espèces non indigènes, à moins que des mesures préventives strictes ne soient prises. La prévention à elle seule n'est pas une solution miracle. La croissance démographique de même que l'intensification des loisirs et du tourisme favorisent l'augmentation du nombre d'ENI dans la région, alors que des facteurs comme les conséquences écologiques des introductions passées et les prévisions à long terme de l'augmentation des phénomènes météorologiques extrêmes contribuent à la hausse du degré de vulnérabilité à l'invasion d'ENI. Puisqu'il s'agit d'une question d'ordre social, écologique et économique, on peut s'attendre à ce que le problème des espèces non indigènes persiste s'il n'est pas abordé sous ces multiples dimensions. Selon l'opinion de l'auteur, la prochaine étape de la lutte contre les ENI sera la participation citoyenne dans la restauration et la gestion des paysages en vue de préserver la biodiversité et la résilience écologique.

Gestion – Défis et possibilités

« Les espèces non indigènes envahissantes sont un facteur de stress important en ce qui concerne le fonctionnement, les processus et la structure des écosystèmes des milieux terrestres, des milieux d'eau douce et d'eau marine. Leurs effets se font sentir de plus en plus à mesure que leur nombre augmente et que leur répartition géographique progresse. » (Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010).

Depuis le début des années 1800, les invasions biologiques ont compromis l'intégrité écologique du bassin des Grands Lacs. En dépit d'une grande sensibilisation à la question et des activités de prévention et de gestion des espèces non indigènes menées dans le bassin des Grands Lacs, la région demeure très vulnérable aux introductions intentionnelles et involontaires. La volonté politique et sociale de résoudre ce problème est motivée non seulement par les effets sur la structure et la fonction des biens et services écosystémiques régionaux, mais également par l'impact économique cumulatif des espèces envahissantes, par exemple les menaces pour l'approvisionnement alimentaire et la santé humaine.

Les gestionnaires des ENI terrestres dans le bassin des Grands Lacs reconnaissent que des stratégies de gestion efficaces nécessitent une collaboration entre les gouvernements provinciaux, étatiques et fédéraux en plus des organisations non gouvernementales locales. En outre, des inventaires, une cartographie et des mesures d'atténuation des espèces terrestres envahissantes mieux intégrés, coordonnés et élaborés permettraient d'améliorer les stratégies futures et d'examiner les tendances des espèces non indigènes terrestres dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.

Une coopération internationale dans le domaine de la gestion des ENI terrestres s'effectue dans le cadre du North American Invasive Species Network (NAISN). Depuis 2011, la Commission de coopération environnementale (CCE) finance le NAISN et le Global Invasive Species Information Network (GISIN) afin, notamment, d'améliorer le NAISN/GISIN en vue de la mise en commun de l'information sur le Web.

Les États-Unis et le Canada mettent en œuvre des stratégies semblables en ce qui concerne la gestion des ENI terrestres et des espèces envahissantes. Ces stratégies insistent sur la prévention de l'introduction d'espèces et de l'établissement subséquent des populations. La détection précoce et l'intervention rapide sont les étapes qui suivent la prévention afin d'éliminer les nouvelles ENI envahissantes. Au moyen de systèmes de catégorisation permettant de présélectionner les espèces envahissantes possibles, les quatre éléments offrent un ensemble fondamental de politiques en matière d'ENI (NISC, 2001; Environnement Canada, 2004). La fonctionnalité des programmes repose sur la communication et l'entente entre tous les échelons des organisations, qu'elles soient locales, étatiques, provinciales ou fédérales.

Les idées et méthodes novatrices prennent naissance aux bas échelons d'une organisation avant d'être adaptées à l'échelle régionale. On trouve un exemple qui illustre bien ce qui précède à l'échelle provinciale, le Conseil des plantes envahissantes de l'Ontario étant le centre organisationnel de la prévention et de la gestion des ENI. La

récente articulation de la philosophie et de la gestion relative aux ENI se trouve dans le Ontario Invasive Species Strategic Plan for 2011 (plan stratégique sur les espèces envahissantes de l'Ontario pour 2011) (OISSP, 2011). La stratégie continue à mettre l'accent sur la prévention, la détection précoce, l'intervention rapide et la gestion efficace, mais comprend aussi des opinions nuancées en ce qui concerne l'inclusion de la résilience des écosystèmes, la biodiversité, les changements climatiques et la gestion adaptative s'appliquant aux espèces envahissantes. La stratégie reconnaît que les espèces envahissantes sont plus aptes à envahir les milieux dégradés, et avance l'opinion selon laquelle la gestion visant des écosystèmes en santé et résilients est une stratégie préalable à la prévention de la propagation et la naturalisation d'espèces non indigènes. « Faire en sorte que les écosystèmes soient en santé et résilients augmentera leur capacité à tolérer les perturbations, comme les espèces envahissantes. Les efforts déployés par le gouvernement de l'Ontario et nos partenaires pour protéger les écosystèmes en santé et assainir les écosystèmes dégradés empêcheront l'établissement d'espèces envahissantes. » [TRADUCTION] (Ontario Invasive Species Strategic Plan, 2011).

Voici certains exemples d'interventions à de multiples niveaux qui sont en cours au Canada : le Programme de sensibilisation sur les espèces envahissantes de la Fédération des Pêcheurs et Chasseurs de l'Ontario et du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, qui fournit une ligne téléphonique pour signaler les espèces envahissantes à un programme écologique de restauration, et le Programme de suivi de l'état du Saint-Laurent, qui fait appel à la communauté pour suivre les tendances temporelles et spatiales des espèces végétales envahissantes.

Même si les politiques et programmes de surveillance actuels dans le bassin des Grands Lacs sont fragmentés, une collaboration se développe afin de déterminer les priorités de surveillance à l'avenir. L'information sera utilisée pour l'analyse des risques, la science prédictive, la modélisation, l'amélioration de la technologie de prévention et de gestion des ENI, les lois et règlements, l'éducation et la sensibilisation, ainsi que la coopération internationale.

Commentaires de l'auteur

Les espèces non indigènes terrestres envahissantes dégradent l'intégrité biologique de l'ensemble de l'écosystème des Grands Lacs en détériorant les services écologiques offerts par le bassin. La gestion des eaux à elle seule ne peut assurer la santé des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité						X
2. Les données sont traçables à leur source d'origine						X
3. La source des données est connue, fiable et respectée						X
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs						X
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada						X
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport						X

Notes explicatives : Aucune donnée n'est utilisée, car il n'y a pas eu d'évaluation de la situation et de la tendance des espèces non indigènes terrestres.

Remerciements

2011

Auteur :
Robert Liva, Oak Ridge Institute for Science and Education, affecté à l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA)

Collaborateurs :
Bruno Paris, Environnement Canada
Stacey Cherwaty-Pergentile, Environnement Canada

2009

Auteurs :
Katherine Balpataky, Environnement Canada – Région de l'Ontario, Burlington (Ontario)
Jeffrey C. May, Oak Ridge Institute for Science and Education, affecté à l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA), Chicago (Illinois)

Collaborateurs : Erich Haber, Services botaniques nationaux, Ottawa (Ontario)
Ole Hendrickson, Environnement Canada, Bureau de la Convention sur la biodiversité, Gatineau (Québec)
Alexis Morgan, Fonds mondial pour la nature Canada, Toronto (Ontario)
Shaun Wallace, Unité de surveillance des phytoravageurs, Agence canadienne d'inspection des aliments, Nepean (Ontario)

Sources d'information

Agence canadienne d'inspection des aliments. 2005. Plantes exotiques envahissantes au Canada, disponible à l'adresse : http://publications.gc.ca/collections/collection_2008/inspection/A104-74-2008F.pdf (consulté le 21 septembre 2011).

Bourgeau-Chavez, L., Powell, R., Jenkins, L., Brooks, C., Erickson, T., Carlson Mazur, M., Kowalksi, K., Huberty, B. et K. Riorda. 2011. Mapping and Monitoring of Invasive *Phragmites* in the Coastal Great Lakes using Radar Imagery, présenté à la 54th International Conference on Great Lakes Research, IAGLR, Duluth (Minnesota).

Chicago Botanic Garden. 2007. Invasive Plants in the Chicago Region, disponible à l'adresse : http://www.chicagobotanic.org/research/conservation/invasive/chicago/index.php (consulté le 24 mai 2007; en anglais seulement).

Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril. 2010. Espèces sauvages 2010 : la situation générale des espèces au Canada, disponible à l'adresse : http://www.wildspecies.ca/wildspecies2010/downloads/especes-sauvages-2010.pdf (consulté le 30 septembre 2011).

Conseil de la biodiversité de l'Ontario. 2011. Stratégie de la biodiversité de l'Ontario, 2011 : renouveler notre engagement à protéger la biodiversité pour assurer l'avenir, Conseil de la biodiversité de l'Ontario, Peterborough (Ontario), disponible à l'adresse : http://www.ontariobiodiversitycouncil.ca/francais/ (consulté le 15 septembre 2011).

Dauphina, G., Zientaraa, S., Zellerb, H. et B. Murgue. 2004. West Nile: worldwide current situation in animals and humans, *Comp. Immun. Microbiol. Infect. Dis.* 27:343–355.

Environnement Canada (Bureau de la Convention sur la biodiversité). Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes. 2004, disponible à l'adresse : http://www.ec.gc.ca/eee-ias/98DB3ACF-94FE-4573-AE0F-95133A03C5E9/Final_IAS_Strategic_Plan_smaller_f.pdf (consulté le 28 août 2006).

États-Unis et Canada. 1987. L'Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, tel que modifié par le Protocole signé le 18 novembre 1987, Ottawa et Washington.

Farrer, E., et D. Goldberg. 2009. Litter drives ecosystem and plant community changes in cattail invasion, *Ecological Applications*. 19(2):398-412.

Gilbert, J., Bennett, L., Jacods, D., Slavik, E., Drouin, R. et B. Locke. 2009. Testing the efficacy of grass select

herbicides for controlling the invasive alien species *Phragmites australis subspp. Australis* (common reed), Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

Gilbert, J., Bennett, L., Letourneau, F., McLean, K., Drouin, R. et B. Locke. 2009. McLean Marsh Pilot Project: Managing the Invasive Alien Species *Phragmites australis* subspp. *Australis* (common reed) in a Lake Erie coastal wetland, Rondeau Bay (Ontario), Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada. 2004. Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes, disponible à l'adresse : http://www.ec.gc.ca/eee-ias/98DB3ACF-94FE-4573-AE0F-95133A03C5E9/Final_IAS_Strategic_Plan_smaller_f.pdf (consulté le 25 octobre 2011).

Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada. 2010. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010 [en ligne], Conseils canadiens des ministres des ressources, Ottawa (Ontario), disponible à l'adresse : http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=83A35E06-1 (consulté le 25 octobre 2011).

Great Lakes Regional Collaboration 2005. Great Lakes Regional Collaboration Strategy, disponible à l'adresse : http://www.glrc.us/documents/strategy/GLRC_Strategy.pdf (consulté le 21 septembre 2011; en anglais seulement).

Haack, Robert A. 2001. Intercepted Scolytidae (*Coleoptera*) at U.S. ports of entry: 1985–2000, *Integrated Pest Management Reviews* 6:253–282.

Haber, Erich. 2003. Technical supplement to the Chapter "Invasive Species Expenditure", Report No. 1 – 2003, mai 2003 par le Fonds mondial pour la nature (Canada), Toronto (Canada).

Heneghan, L., Farrah, F., Umek, L., Grady, K., Fagen, K. et M. Workman. 2004. The invasive shrub European buckthorn (*Rhamnus cathartica*, L.) alters soil properties in Midwestern U.S. woodlands, *Applied Soil Ecology* 32:142-148.

International Joint Commission (IJC) 2004. Then and Now: Aquatic Alien Invasive Species, disponible à l'adresse : http://www.ijc.org/php/publications/pdf/ID1562.pdf (dernière révision le 12 juin 2007; en anglais seulement).

Invasive Plant Association of Wisconsin. 2003. Working List of the Invasive Plants of Wisconsin - March 2003, disponible à l'adresse : http://www.ipaw.org/list/index.htm (consulté le 12 juin 2007; en anglais seulement).

Klinosky, S., Amatangelo, K. et D. Waller. 2011. Above- and Belowground Impacts of European Buckthorn (*Rhamnus cathartica*) on Four Native Forbs, *Restoration Ecology* 19(6):728-737.

Lavoie, C. Jean, M., Delisle, F. et G. Letourneau. 2003. Exotic plant species of the St. Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis, *Journal of Biogeography* 30:537-549.

Leung, B., Finnoff, D., Shogren, J.F. et D. Lodge. 2005. Managing invasive species: Rules of thumb for rapid assessment, *Ecological Economics* 55:24-36.

MacIsaac, H.J., Grigorovich, I.A. et A. Ricciardi. Reassessment of species invasions concepts: the Great Lakes Basin as a model, *Biological Invasions* 3:405-416, 2001.

Michigan Invasive Plant Council. 2005. The Michigan Plant Invasiveness Assessment System, disponible à l'adresse : http://forestry.msu.edu/mipc/bodyPages/toolbod.htm (consulté le 24 mai 2007; en anglais seulement).

Michigan Invasive Plant Council. 2005. The Michigan Plant Invasiveness Assessment System, disponible à l'adresse : http://forestry.msu.edu/mipc/bodyPages/toolbod.htm (consulté le 24 mai 2007; en anglais seulement).

Midwest Invasive Plant Network 2006. CWMA Cookbook: A Recipe for Success, disponible à l'adresse : http://mipn.org/MIPN%20Cookbook%202011%20Final,%20low%20res.pdf (consulté le 1er septembre 2011; en anglais seulement).

Midwest Invasive Plant Network 2009. Revised Strategic Plan, October 6, 2009.

Mills, E.L., Leach, J.H., Carlton, J.T. et C.L. Secor. 1994. Exotic species and the integrity of the Great Lakes, *Bioscience* 44:666–676.

National Invasive Species Council (NISC). 2001. National Management Plan: Meeting the Invasive Species Challenge, disponible à l'adresse : http://www.invasivespeciesinfo.gov/council/nmptoc.shtml (consulté en septembre 2007; en anglais seulement).

Natural Resources Canada. 2006. Our Forests Under Threat, disponible à l'adresse : http://www.cfl.scf.rncan.gc.ca/CFL-LFC/publications/activities/ menace_e.html (consulté le 28 août 2006; en anglais seulement).

Ontario Ministry of Natural Resources (OMNR). 2011. Ontario Invasive Species Strategic Plan, disponible à l'adresse : http://www.mnr.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@mnr/@letsfish/documents/document/stdprod_085804.pdf (consulté le 21 septembre 2011; en anglais seulement).

Organisation pour l'alimentation et l'agriculture. 2001. La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture 2001, Rome (ITALIE), disponible à l'adresse : http://www.fao.org/docrep/003/x9800e/x9800e14.htm (consulté en septembre 2007).

Perrings, C., Williamson, M., Barbier, E., Delfino, D., Dalmazzone, S., Shogren, J., Simmons, P. et A. Watkinson. 2002. Biological invasion risks and the public good: An economic perspective, *Conservation Ecology* 6(1), 1.

Wilcox, K., Petrie, S., Maynard, L. et S. Meyer. 2003. Historical Distribution and Abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario, *J. Great Lakes Res.* 29(4):664-680.

Liste des figures

Figure 1. Calendrier des introductions d'espèces dans le bassin des Grands Lacs par groupe taxinomique.
Source : Base de données sur les espèces exotiques du Fonds mondial pour la nature (Canada) et Agence canadienne d'inspection des aliments.

Figure 2. Emplacements possibles du *Phragmites* au lac Érié, 2011.
Source : Laura Bourgeau-Chavez, Michigan Tech Research Institute

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

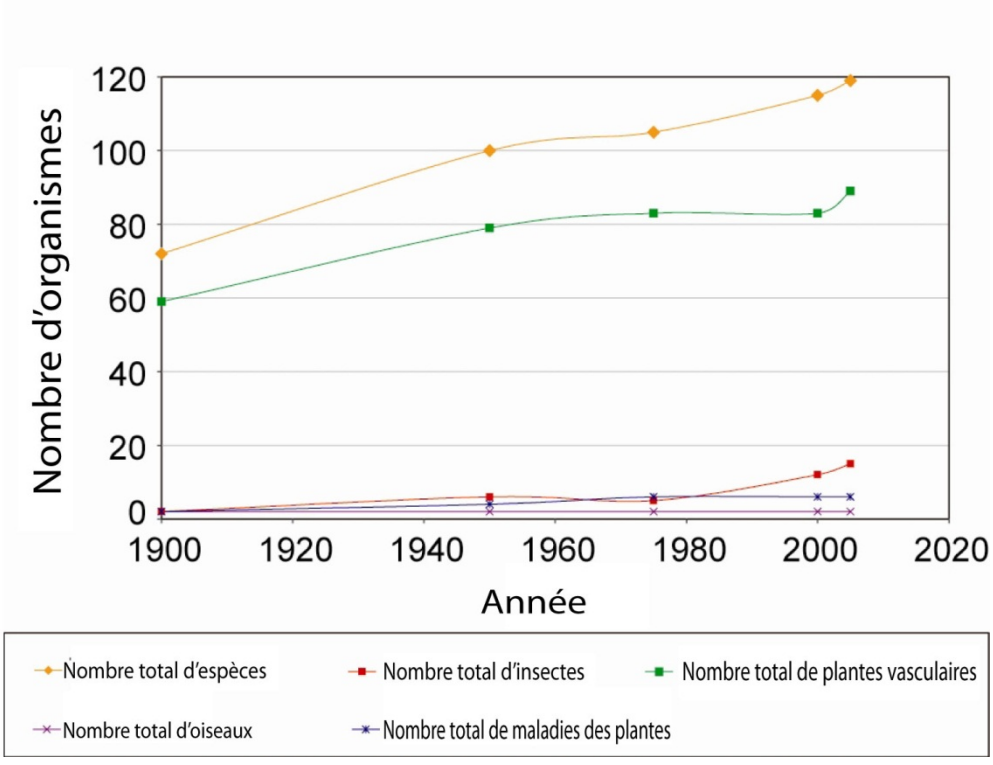


Figure 1. Calendrier des introductions d'espèces dans le bassin des Grands Lacs par groupe taxinomique.
Source : Base de données sur les espèces exotiques du Fonds mondial pour la nature (Canada) et Agence canadienne d'inspection des aliments.

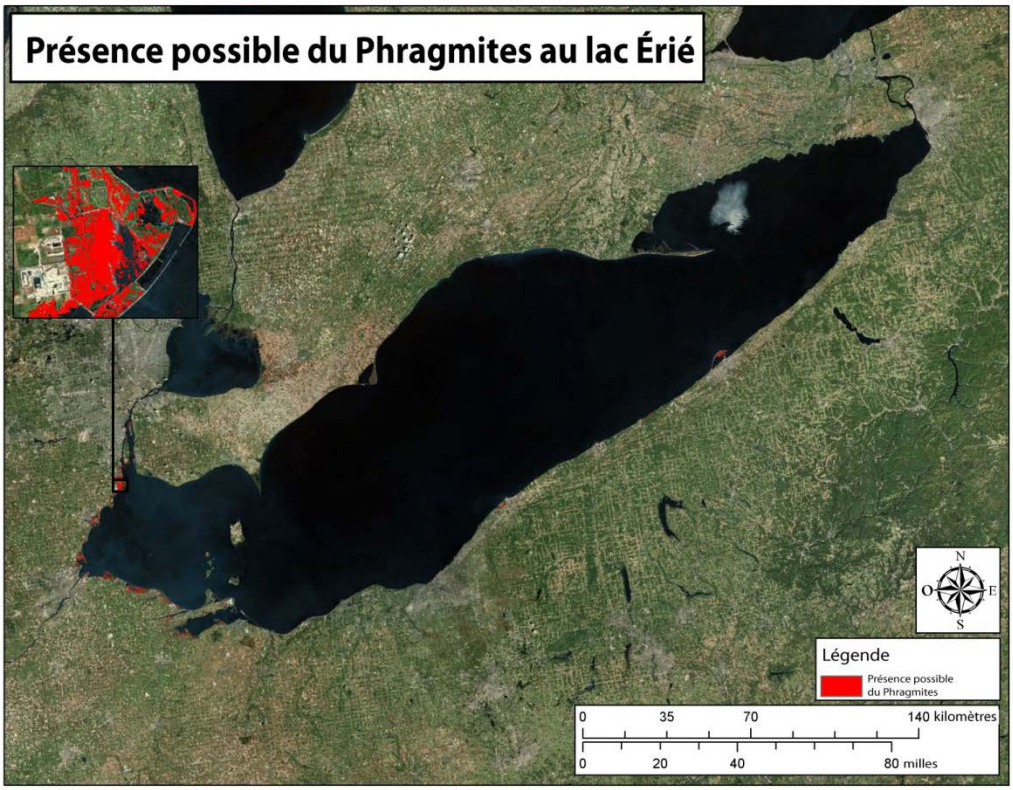


Figure 2. Emplacements possibles du *Phragmites* au lac Érié, 2011.
Source : Laura Bourgeau-Chavez, Michigan Tech Research Institute

Produits chimiques toxiques dans les eaux du large

Évaluation globale
Situation : acceptable
Tendance : non déterminée
Justification : Les concentrations de nombreux composés sont toujours mesurables, bien qu'elles soient très faibles. Les tendances sont partagées (et donc le classement est non déterminé). La plupart des tendances sont favorables (concentrations en diminution) pour les composés organochlorés. Pour les HAP, les tendances sont partagées, et celles pour les pesticides toujours utilisés indiquent des concentrations stables ou en augmentation.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Situation : acceptable
Tendance : non déterminé
Justification : les concentrations de certains composés sont plus faibles dans le lac Supérieur, mais celles de plusieurs composés persistants se retrouvant dans le lac Supérieur suite à des dépôts atmosphériques sont plus élevées comparativement à celles dans les autres lacs. Les changements temporels sont mineurs, mais variés, conduisant à une évaluation globale comme non déterminé.

Lac Michigan
Situation : acceptable
Tendance : non déterminé
Justification : les renseignements du Programme de surveillance des Grands Lacs disponibles sont plus limités pour le lac Michigan. Les tendances temporelles ne peuvent pas être déterminées. Les concentrations de la plupart des composés sont faibles. Toutefois, en 2006, certaines concentrations relativement élevées ont été observées à la station d'échantillonnage la plus au sud, comparativement à celles observées dans le reste du lac.

Lac Huron
Situation : bonne
Tendance : non déterminé
Justification : la qualité de l'eau du lac Huron tend à refléter les débits provenant du lac Michigan et du lac Supérieur. Les concentrations plus élevées de substances provenant de dépôts atmosphériques observées dans le lac Supérieur ne sont pas aussi apparentes dans le lac Huron, conduisant à des concentrations plus faibles de ces substances dans le lac Huron. Les tendances à long terme sont subtiles et le patron n'est pas uniforme.

Lac Érié
Situation : acceptable
Tendance : non déterminé
Justification : les concentrations les plus élevées de certains paramètres, comme le mercure, ont été observées dans ce lac. Dans le lac Érié, les concentrations les plus élevées sont observées dans le bassin de l'ouest. Les données sont variables et n'indiquent pas de changement significatif avec le temps pour la plupart des paramètres, à l'exception de quelques pesticides actuellement utilisés pour lesquels les concentrations augmentent.

Lac Ontario
Situation : acceptable
Tendance : non déterminé

Justification : les concentrations les plus élevées de certains paramètres, comme celles des BPC (total) et de certains pesticides toujours utilisés, sont observées dans le lac Ontario. À quelques exceptions près, comme les tendances à la baisse de certains composés organochlorés et les tendances à la hausse de quelques pesticides toujours utilisés, la plupart des tendances sont subtiles, indiquant peu de changement avec le temps.

Objectif

- Évaluer la concentration de composés chimiques toxiques d'intérêt prioritaire dans les eaux du large.
- Déduire le potentiel d'impacts sur la santé de l'écosystème aquatique des Grands Lacs par comparaison avec les critères pour la protection de la vie aquatique et de la santé humaine.
- Induire des progrès vers une élimination virtuelle des substances toxiques du bassin des Grands Lacs.
- L'indicateur Composés chimiques toxiques dans les eaux du large est utilisé dans la série d'indicateurs pour les Grands lacs en tant qu'Indicateur d'état dans la catégorie de rapport de niveau supérieur Qualité de l'eau.

Objectif pour l'écosystème

L'AQEGL et la Stratégie binationale stipule tous deux l'élimination virtuelle des substances toxiques des Grands Lacs comme objectif. De plus, dans l'Objectif général d) de l'AQEGL, on stipule que les Grands Lacs devraient être exempts de matières pénétrant dans l'eau suite à une activité humaine qui conduit à des conditions qui sont toxiques ou dangereuses pour les humains, les animaux ou la vie aquatique. Cet indicateur concerne les Annexes 1, 11 et 12 de l'AQEGL.

Condition écologique

Cet indicateur sert à savoir si les concentrations des composés chimiques toxiques d'intérêt prioritaire de la CMI, en tant que groupe, diminuent, sont stables ou augmentent dans les eaux libres avec le temps. Parmi les composés chimiques d'intérêt, on retrouve, sans s'y limiter : BPC, dieldrine, chlordane, DDT et ses métabolites, hexachlorobenzène et mercure. Le suivi de cet indicateur a lieu pendant les périodes de trois années entre les CEEGL. L'échantillonnage est réalisé au printemps dans des conditions isothermes, les concentrations maximales de nombreux composés toxiques d'intérêt prioritaire ayant été rapportées pendant cette période.

Paramètre cible

Quand les concentrations des composés chimiques toxiques associés aux critères de qualité de l'eau existants dans les eaux du large des Grands Lacs ne peuvent plus être distinguées des niveaux naturels au moyen de la technologie actuelle ou que ces concentrations sont inférieures aux critères de qualité de l'eau existants et montrent une tendance à la baisse. Le paramètre cible sera atteint quand 95-100 % des données disponibles indiquent que les concentrations sont inférieures aux critères établis. Les progrès seront déterminés en se basant sur le fait que les tendances des composés chimiques toxiques d'intérêt prioritaire de la CMI sont positives (c.-à-d. concentrations de polluants en augmentation) ou négative (concentrations de polluants en diminution) et sur le nombre de composés chimiques pour lesquels le paramètre cible est atteint.

Contexte

Des échantillons prélevés à des fins d'analyse de composés toxiques pour déterminer la qualité de l'eau ont été recueillis dans les Grands Lacs depuis le milieu des années 1980 dans le cadre du Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada. Des expéditions de surveillance embarquées sont menées afin de mesurer la qualité de l'eau dans chacun des lacs bordés par le Canada. La mesure de contaminants organiques dans l'eau pose des défis et requiert de l'équipement, des techniques et des connaissances spécialisés. Lors des premières années de surveillance des contaminants organiques, des échantillons complets d'eau étaient collectés. Des études spécialisées, réalisées entre 1992 et 1995, ont conduit à recommander la collecte d'échantillons de la phase dissoute en surface uniquement au printemps (Williams et al., 2001). À l'exception de quelques pesticides encore utilisés, les concentrations maximales ont été observées au printemps, représentant donc la situation la pire qui peut être utilisée

pour déterminer la conformité aux objectifs de qualité de l'eau.

Avant 2004, les échantillons prélevés pour l'analyse des contaminants organiques étaient centrifugés afin de séparer la fraction dissoute des particules. La fraction dissoute était ensuite préparée immédiatement à des fins d'analyse à bord du bateau, au moyen d'un extracteur à grand volume Goulden (Goulden et Anthony, 1985). Les extraits étaient stockés, puis expédiés aux laboratoires d'Environnement Canada à Burlington (Ontario) pour y être analysés par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse. Depuis 2004, nous avons amélioré la technique et les échantillons de 16-24 L sont maintenant stabilisés sur place, puis rapportés à un laboratoire propre d'Environnement Canada spécialement construit à cet effet pour extraction. Il semble qu'il y ait moins d'interférences dues à des contamination externes (probablement provenant de polluants dus au navire). Les améliorations apportées aux méthodes expérimentales ont conduit à de meilleures limites de détection (plus basses) pour de nombreux composés, y compris les HAP et certains composés organochlorés. Pour certains paramètres, les améliorations signifient que nous avons une plus grande confiance dans les données acquises plus récemment que dans celles acquises avant 2004. Ceci signifie aussi que les tendances à long terme sont difficiles à déterminer. Par exemple, les limites de détection de nombreux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont grandement été améliorées. Des concentrations mesurables de certains HAP présents dans les eaux des Grands Lacs sont maintenant rapportées pour la première fois. Ceci ne veut pas nécessairement dire qu'ils étaient absents auparavant, mais plutôt que notre capacité de détection s'est améliorée.

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 1999) a retiré les recommandations sur la qualité de l'eau pour plusieurs composés organochlorés (aldrine, chlordane, dieldrine, endrine, heptachlor et BPC) et aucune recommandation sur la qualité de l'eau n'est avancée. L'exposition des organismes aquatiques à ces composés se fait principalement par les sédiments, le sol et/ou des tissus. Une évaluation de la qualité de l'environnement ayant trait aux sédiments et aux tissus de poisson est donc recommandée à la place. À vrai dire, ces composés sont relativement hydrophobes et difficiles à mesurer dans les eaux de surface. En raison de ces difficultés et de la courte période pendant laquelle on dispose de données de haute qualité pour évaluer les tendances, il peut être plus utile pour ces composés d'évaluer les tendances à long terme en utilisant les sédiments ou les poissons comme indicateurs de la qualité de l'environnement.

Situation

Lac Supérieur

Dans le lac Supérieur, les concentrations de la plupart des composés organiques sont les plus faibles. Ceci est probablement dû au fait que les sources historiques de la plupart des composés étaient généralement situées dans des régions plus industrielles ou plus agricoles. Néanmoins, plusieurs composés plus susceptibles au transport et au dépôt atmosphériques sont détectés à des concentrations plus élevées dans les Grands Lacs supérieurs que dans les Grands Lacs inférieurs. Parmi les composés détectés à des concentrations plus élevées dans le lac Supérieur, on retrouve : a-HCH, lindane, g-chlordane, a-endosulfan, endrine et b-endosulfan (b-endosulfan n'a été détecté qu'au niveau de traces dans le lac Supérieur). Dans la figure 1, on donne un exemple de la distribution spatiale d'un de ces composés, l'a-HCH, obtenue en utilisant les données les plus récentes dont la qualité est assurée. Aucun dépassement des recommandations fédérales canadiennes pour la qualité de l'eau n'a été observé pour le lac Supérieur.

Les concentrations de la plupart des composés organochlorés sont inférieures aux limites de détection ou diminuent, bien que les données soient insuffisantes dans la plupart des cas pour pouvoir calculer une vitesse de décroissance. Les concentrations de quelques composés organochlorés semblent rester inchangées, celles de HCB, de l'heptachlor-époxyde et de la dieldrine par exemple, bien que pour cette dernière il semble se produire un déclin plus récemment (2005-2008). Des augmentations sont observées pour les pesticides toujours utilisés comme l'atrazine et, possiblement, le métolachlor. La tendance temporelle globale des composés toxiques est donc multiple.

L'objectif pour l'écosystème n'a pas été atteint pour le lac Supérieur, en raison de concentrations détectables de

nombreux paramètres et de tendances à l'augmentation de certains composés.

Lac Michigan

Pour le lac Michigan, nous ne disposons que de renseignements limités. Environnement Canada ne fait pas surveillance du lac Michigan, ce lac étant entièrement situé aux États-Unis. En 2006, toutefois, dans le cadre de la Cooperative Monitoring and Science Initiative, un échantillonnage limité à des fins d'analyse de composés toxiques a été réalisé. Des données sont aussi disponibles auprès de l'EPA des États-Unis pour le lac Michigan pour la période 1994-1997 et depuis le milieu des années 2000, elles ont été utilisées à des fins de comparaison. Des échantillons ont été collectés dans six stations du lac Michigan en 2006. Comme pour les lacs Supérieur et Huron, les concentrations de la plupart des composés sont faibles. Toutefois, certains composés ont des concentrations plus élevées que celles relevées dans les autres Grands Lacs, comme la dieldrine, l'heptachlor-époxyde et l'a-chlordane. Bien que les recommandations canadiennes sur la qualité de l'eau ne s'appliquent pas aux eaux des États-Unis, la comparaison avec la recommandation référence du CCME indique qu'il n'y a pas de dépassement. Pour le lac Michigan, des valeurs plus élevées ont été relevées pour certains composés (quelques HAP, le g-chlordane, l'a-endosulfan) sur des sites du bassin sud, comparativement à des sites plus au large.

Des renseignements sur la présence de contaminants dans les eaux du lac Michigan sont disponibles auprès de l'EPA des États-Unis. Ils ont été obtenus grâce à des échantillonnages réalisés au cours des années 1990 et 2000. Ces données peuvent être utilisées pour déterminer des changements avec le temps, bien que des différences entre laboratoires rendent la détermination de tendances plus difficile. Une comparaison des valeurs obtenues par les deux organismes pour les BPC totaux et une comparaison des valeurs obtenues par Environnement Canada pour les autres Grands Lacs indiquent que nos valeurs déterminées pour des échantillons prélevés en 2006 dans le lac Michigan peuvent être trop faibles. Les BPC totaux déterminés par l'EPA dans les années 1990, puis pour la période 2003-2005, sont typiquement dans la gamme allant de 110 à 170 pg/L. Ceci est plus élevé que la mesure moyenne pour tout le lac obtenue par Environnement Canada qui n'étaient que de 49 pg/L en 2006. Des échantillons supplémentaires ont été collectés par Environnement Canada dans le lac Michigan en 2010. Les valeurs pour les BPC totaux semblent être plus élevées que celle obtenue en 2006, mais des valeurs de blanc sont actuellement déterminées afin de déterminer des concentrations corrigées à de fins de comparaison avec les autres lacs.

Lac Huron

En raison de débits provenant du lac Supérieur et du lac Michigan, la qualité de l'eau du lac Huron tend à refléter celles de ces deux autres lacs. Les eaux du chenal du Nord tendent à refléter le débit sortant du lac Supérieur, avec de très faibles valeurs pour de nombreux composés (scomme les HAP et les composés organochlorés telle que la dieldrine), mais des concentrations plus élevées pour des composés déposés par des sources atmosphériques dans le lac Supérieur, comme l'a-HCH. Les eaux de la baie Georgienne sont similaires à celles du plan d'eau principal du lac Huron en ce qui concerne les composés chimiques toxiques (c.-à-d. des concentrations faibles). Des concentrations légèrement plus élevées de certains paramètres (HCB par exemple) ont été observées dans et près de la baie Saginaw et dans le débit provenant du lac Michigan, comparativement au reste du lac.

La situation globale pour la plupart des composés toxiques est meilleure dans le lac Huron que dans les autres Grands Lacs. Les tendances temporelles indiquent peu de changement avec le temps. L'objectif pour l'écosystème n'a pas été atteint pour le lac Huron en raison de composés toxiques toujours détectables et parce que les tendances temporelles n'exhibent pas de déclins significatifs.

Lac Érié

Les eaux du lac Érié contiennent certaines des concentrations les plus élevées des composés chimiques qui sont toujours utilisés commercialement ou dont les sources historiques se situent dans son bassin ou en aval dans les rivières Saint-Clair et Détroit. Dans le lac Érié, la qualité de l'eau tend à être la plus mauvaise dans le bassin ouest, et va en s'améliorant vers l'est. Per exemple, les concentrations les plus élevées de mercure dans les eaux de surface des Grands Lacs sont observées dans le bassin ouest du lac Érié. Bien que la concentration maximale de mercure

(18,2 ng/L en 2009) s'approche de la recommandation sur le mercure inorganique pour la qualité de l'eau du CCME (1999) pour la protection de la vie aquatique en eau douce (26 ng/L), aucun dépassement n'a été observé pour l'instant.

L'a-endosulfan n'est détectable de manière constante que dans les bassins ouest et centre du lac Érié; l'a-chlordane n'est détecté que dans le bassin ouest du lac Érié, dans le lac Michigan et dans le port de Toronto. Les pesticides toujours utilisés se retrouvent en concentrations les plus élevées dans le lac Érié; contrairement à la plupart des autres paramètres, les concentrations tendent à être plus élevées dans les bassins centre et est que dans le bassin ouest. Le DDT et ses métabolites ne sont détectés de manière routinière que dans les Grands Lacs inférieurs (lac Érié et lac Ontario), probablement en raison de l'utilisation historique en agriculture. La majorité des HAP surveillés sont aussi détectés à des concentrations plus élevées dans le lac Érié que dans les autres lacs.

Les concentrations d'a-HCH ont diminué avec le temps, bien que la vitesse de décroissance semble diminuer, et des mesures récentes indiquent des concentrations plus élevées dans le bassin ouest comparativement à d'autres endroits du lac Érié. De même, les concentrations de lindane (g-HCH) semblent être plus faibles depuis environ l'an 2000, avec des valeurs plus élevées dans le bassin ouest que sur d'autres sites. Pour d'autres composés, comme le d-HCH, il n'y a aucune tendance temporelle ou spatiale. Les tendances pour les HAP sont multiples. Par exemple, les concentrations de phénanthrène montrent un possible déclin depuis environ 2000, mais celles de la plupart des autres HAP ne permettent pas de dégager de tendance claire. Pour les pesticides toujours utilisés, atrazine et métolachlor, des valeurs maximales ont été relevées en 1998, mais aucune tendance claire ne se dégage avec le temps.

L'objectif pour l'écosystème n'a pas été atteint dans le cas du lac Érié, en raison de la détection de nombreux composés et de concentrations plus élevées que dans d'autres Grands Lacs, et parce que des tendances au déclin ne sont généralement pas observées.

Lac Ontario

De nombreux composés, en particulier ceux résultant d'une utilisation historique par l'industrie ou l'agriculture, sont détectés aux niveaux les plus élevés dans les Grands Lacs inférieurs (Ontario et Érié). Parmi ces composés, on retrouve : hexachlorobenzène (HCB), lindane, dieldrine, DDT et ses métabolites et certains HAP. La distribution spatiale du HCB est donnée à la figure 2. Des valeurs plus élevées pour les BPC totaux sont observées dans le lac Ontario et le long de la rive sud et du bassin ouest du lac Érié, comparativement aux Grands Lacs supérieurs. Les pesticides actuellement utilisés et surveillés (atrazine et métolachlor) sont détectés à des concentrations plus élevées dans le lac Ontario. Toutefois, aucun dépassement des recommandations du CCME pour la qualité de l'eau n'a été observé.

En raison des concentrations les plus élevées observées pour certains composés et parce que les tendances temporelles sont multiples, l'objectif pour l'écosystème n'a pas été atteint pour le lac Ontario.

BPC totaux

Les biphényles polychlorés (BPC) sont surveillés en tant que congénères, après quoi on en fait la somme. Les méthodes de terrain et de laboratoire se sont améliorées depuis que nous avons commencé à mesurer les BPC dans les eaux des Grands Lacs, et les limites de détection ont été abaissées de 0,8 ng/L à 0,044 ng/L. Les blancs de terrain et de laboratoire se sont aussi améliorés, mais la contamination externe de fond reste problématique. Les BPC totaux sont détectés dans les eaux de tous les Grands Lacs, mais les concentrations sont nettement plus élevées dans les échantillons d'eaux que dans les blancs de terrain que dans le cas du lac Ontario et du bassin ouest du lac Érié.

Les tendances temporelles sont difficiles à déterminer en raison des limites de détection améliorées et de la contamination externe mesurée à l'aide des blancs de terrain et de laboratoire. Les meilleures données sont relatives au lac Ontario, où des composés toxiques ont été mesurés à cinq occasions entre 2004 et 2010. Les données indiquent que les valeurs dans les eaux du large ont été relativement constantes pendant cette période (~190 pg /L). Des études réalisées par l'EPA des États-Unis au printemps 1993 ont conduit à des valeurs similaires (gamme de

110-190 pg /L), indiquant une stabilité au cours des 15 dernières années.

Malgré les problèmes pour déterminer les valeurs absolues des BPC totaux dans les eaux du lac, les valeurs relatives indiquent une distribution spatiale des BPC avec des valeurs plus élevées dans les Grands Lacs inférieurs que dans les Grands Lacs supérieurs, et des valeurs plus élevées près des côtes qu'au large. Les données les plus récentes (2004-2008) de qualité assurée indiquent que la concentration des BPC totaux (corrigée avec le blanc de laboratoire) dans les eaux libres du lac Ontario est d'environ 190 pg/L. Les concentrations relevées dans les stations près des côtes (où la profondeur d'eau est de moins de 50 m) sont restées relativement constantes à environ 287 pg/L, les valeurs dans le port de Toronto (395 pg /L) et dans le port d'Hamilton (2565 pg /L) sont plus élevées. Dans le lac Érié, les concentrations sont les plus élevées dans le bassin ouest (moyenne de 547 pg /L) et déclinent quand on va vers le bassin central (144 pg /L) puis le bassin est (116 pg /L). Les valeurs pour les Grands Lacs supérieurs (Huron, baie Georgienne, Michigan et Supérieur) sont plus faibles et vont de 50 à environ 124 pg/L.

Dieldrine

La dieldrine est détectée à travers tous les Grands Lacs. La concentration moyenne à la grandeur du lac est la plus élevée dans le lac Michigan (184 pg/L) et la plus faible dans le lac Huron et la baie Georgienne (63 à 85 ng/L). Les concentrations dans la plupart des lacs diminuent. Pour le lac Ontario, la vitesse est d'environ 6,6 pg/L·an ($p < 0,001$), conduisant à une valeur divisée par deux en environ 16 ans (à partir de 1992). Pour le lac Érié, la vitesse est d'environ 8,9 pg/L·an ($p = 0,04$) et pour le lac Supérieur elle est d'environ 3,3 pg/L·an ($p = 0,078$). Pour le lac Huron, la dieldrine semble augmenter à une vitesse de 5,9 pg/L·an ($p = 0,056$), mais les données sont relativement éparses et la tendance pour le lac Michigan est inconnue.

Lindane

Le lindane (g-HCH) est détecté dans tous les Grands Lacs. Les concentrations sont les plus élevées dans le lac Supérieur et les moins élevées dans le lac Huron, la baie Georgienne et le lac Michigan. La tendance temporelle (figure 3) indique que le lindane diminue dans tous les lacs (on ne dispose pas de données temporelles pour le lac Michigan). L'utilisation du lindane aux États-Unis et au Canada a commencé à être restreinte dans les années 1970, et en 2007 ses principales utilisations ont été interdites, à l'exception de son utilisation pour le traitement de la gale et des poux. Le déclin marqué dans les lacs reflète le succès des interdictions d'utilisation. Les concentrations élevées détectées dans le lac Supérieur sont probablement dues à des dépôts atmosphériques et à une volatilisation et dissociation moindres aux températures plus basses.

Mercure

Le mercure est un métal qu'on retrouve sous forme de trace dans les Grands Lacs, mais en raison de processus de bioconcentration (accumulation dans des organismes) et de bioaccumulation (accumulation dans la chaîne alimentaire), même de faibles concentrations dans l'eau peuvent s'accumuler et avoir des effets nocifs sur les organismes supérieurs. Le mercure est la cause de la majorité des avis ayant trait à la consommation de poisson dans le bassin des Grands Lacs (Groupe de travail des professionnels de la santé, 2004). Le mercure total a été mesuré dans les Grands Lacs au moyen de nouvelles techniques ultra-propres depuis 2003 (Dove et al., 2011). Les données sur le mercure total dans les sédiments en suspension remontent à 1986 pour la rivière Niagara. Les données modernes nous fournissent un aperçu spatial des concentrations de mercure dans les eaux de surface (figure 4)et les données à long terme nous fournissent une tendance temporelle (figure 5).

Actuellement, les concentrations de mercure tendent à être les plus élevées dans le bassin ouest du lac Érié, où les niveaux de turbidité élevés, la proximité de zones urbaines et des sources historiques contribuent à ces niveaux élevés de mercure. À l'exception notable du lac Érié, les concentrations de mercure total sont plus élevées dans les zones proches des côtes du lac Ontario que dans les zones proches des côtes des autres lacs. Les concentrations au large dans la plupart des Grands Lacs se situent dans une gamme relativement étroite, allant d'environ 0,24 à 0,54 ng/L. Dans cette gamme étroite, les concentrations les plus faibles sont observées dans le lac Huron et la baie Georgienne (moyenne de 0,24 et 0,3 ng/L respectivement), des concentrations intermédiaires sont observées dans le

lac Supérieur et le lac Ontario (moyenne ~ 0,35 ng/L) et les concentrations les plus élevées sont observées dans le lac Michigan (0,49 ng/L) et le bassin est (plus représentatif du large) du lac Érié (0,54 ng/L) (figure 4). La concentration moyenne du mercure total dans les eaux du bassin ouest du lac Érié était de 12,4 ng/L en 2009 (Dove et al., 2011).

Les concentrations de mercure semblent décliner à long terme. Sur la figure 5, nous montrons la concentration du mercure total dans les eaux de la rivière Niagara, calculée à partir de la concentration de mercure dans les sédiments en suspension et la concentration de sédiments en suspension dans ces eaux. Les concentrations équivalentes dans l'eau exhibent une variabilité considérable, mais la tendance à long terme est le déclin. En amont à Fort Erie, la vitesse de ce déclin est de 0,0061 ng/L·an et en aval à Niagara-on-the-Lake cette vitesse est de 0,015 ng/L·an. Pour la période 1986-2005, ces vitesses correspondent à un déclin de 18 % à Fort-Erie et de 30 % à Niagara-on-the-Lake. Le déclin plus raide en aval indique que les sources de mercure décroissent.

Pesticides actuellement utilisés

Les pesticides toujours utilisés ne sont surveillés que dans des stations sélectionnées et lors de croisières sélectionnées, principalement pendant l'été afin de refléter les concentrations après applications de ces pesticides. Les paramètres surveillés comprennent une série d'herbicides acides ou neutres ainsi que des pesticides organophosphorés. Les pesticides toujours utilisés ne sont pas aussi persistants ni aussi bioaccumulatifs que d'autres composés surveillés, et les recommandations fédérales canadiennes sur la qualité de l'eau reflètent plutôt leur potentiel de toxicité directe pour des organismes aquatiques.

La plupart des pesticides organophosphorés ne sont pas détectés ou seulement rarement à de faibles concentrations dans les eaux des Grands Lacs. Toutefois, plusieurs composés sont détectés de manière presque ubiquiste, dont les herbicides atrazine et métolachlor. Malgré leur persistance relativement faible, les concentrations de ces pesticides toujours utilisés sont en augmentation ou restent stables dans les eaux des lacs en raison de leur utilisation continue en agriculture et pour les jardins et pelouses urbaines. La tendance temporelle pour l'atrazine est donnée à la figure 6, et indique que les concentrations sont les plus élevées dans les lacs Ontario et Érié, où son utilisation est plus importante, et les moins élevées dans le lac Supérieur. Une tendance à la hausse est mise en évidence pour chaque lac, allant d'une vitesse de 0,4 ng/L·an pour le lac Supérieur à 4,74 ng/L·an pour le lac Ontario. Toutes les concentrations sont inférieures à la recommandation fédérale canadienne pour la qualité de l'eau de 1800 ng/L; les concentrations dans les eaux libres des lacs vont de 6,3 ng/L pour le lac Supérieur à 83,6 ng/L pour le lac Ontario.

Plan de gestion des produits chimiques

Le Plan de gestion des produits chimiques du gouvernement fédéral comprend une surveillance de l'environnement pour l'évaluation et la gestion des composés utilisés commercialement au Canada. La surveillance des composés utilisés commercialement les plus susceptibles de se retrouver dans les eaux a été réalisée pour des lacs sélectionnés, pour des composés comme les composés perfluorés et certains composés pharmaceutiques. Les données disponibles sont en cours d'analyse. De plus, des travaux ont commencé en 2011 afin de cribler des composés supplémentaires dans les eaux des Grands Lacs. Cette initiative permettra de faire une évaluation qualitative et quantitative de composés qui ne sont pas inclus dans la série de composés surveillés dans les eaux des Grands Lacs.

Liens

Certains indicateurs de pression comme les charges industrielles, la contamination des sédiments, les pesticides dans les tributaires et l'indice de qualité des eaux intérieures, sont aussi liés au présent indicateur puisqu'ils servent à évaluer les composés chimiques toxiques qui entrent dans nos voies d'eau et peuvent contribuer à des niveaux de contamination accrus dans les Grands Lacs. Le lecteur se rapportera à l'indicateur Contaminants dans le poisson entier pour comparer les renseignements disponibles.

Gestion des défis/occasions

Pendant plus de 40 années, la qualité de l'eau des Grands Lacs a été surveillée grâce au Programme de surveillance

des Grands Lacs, et depuis environ 1986 la surveillance des contaminants toxiques constituent une partie importante de ce programme. La connaissance des concentrations de composés toxiques dans les eaux des Grands Lacs est importante à des fins de comparaison avec des mesures effectuées sur d'autres eaux (p. ex. tributaires et précipitation) pour l'évaluation des comportements et des vitesses de bioaccumulation et de bioconcentration et pour le calcul des flux eau-atmosphère servant à déterminer le dépôt atmosphérique et la volatilisation de contaminants. Le transport atmosphérique à long terme de contaminants reste un problème important, en particulier pour les Grands Lacs les plus au nord.

Les raffinements continus apportés aux méthodes de terrain et de laboratoire ont permis d'améliorer la qualité des résultats et de réduire les ressources requises pour mener à bien ce programme. Malgré ces améliorations, la mesure des contaminants toxiques dans les eaux des Grands Lacs reste un défi. Les concentrations de nombreuses substances sont extrêmement faibles, de l'ordre de la partie par quadrillion (1×10^{-15}) à la partie par billion (1×10^{-12}). Pour certains paramètres, la surveillance de routine servant à déterminer des tendances pourrait être mieux réalisée en utilisant des échantillons de sédiment et de poisson. Les contaminants présents dans les sédiments peuvent servir à indiquer des changements à long terme des concentrations de contaminants, la sédimentation représentant un puits à long terme des contaminants qui sont enfouis graduellement avec le temps. Les contaminants présents dans les poissons donnent une meilleure indication de l'exposition des organismes aquatiques aux composés toxiques présents dans l'eau du lac et par la chaîne alimentaire. Étant donné que de nombreux composés toxiques anciens sont bioaccumulatifs et hydrophobes, des concentrations plus élevées de ces composés peuvent être mesurées dans les sédiments et les poissons, ces milieux sont donc plus appropriés à une évaluation de la santé de l'écosystème. Il est cependant important de continuer une surveillance périodique des eaux des Grands Lacs afin de vérifier les concentrations et les tendances. La surveillance des concentrations dans l'eau est importante pour l'évaluation des composés hydrosolubles, comme certains pesticides toujours utilisés, certains composés toxiques anciens et de nombreux composés émergents inquiétants.

Environnement Canada examine actuellement ses programmes et des améliorations sont à l'étude. Une proposition est d'utiliser principalement les mesures faites sur des tissus de poisson pour suivre les tendances des contaminants, avec en plus un examen périodique des concentrations dans des colonnes d'eau sur des sites au large sélectionnés. Les contaminants qui ne sont pas bioaccumulatifs ou qui sont plus inquiétants en raison de leur toxicité directe, comme certains des pesticides actuellement utilisés, sont plus appropriés à une surveillance continue dans les eaux des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	En accord	Neutre ou ne sait pas	En désaccord	Pas du tout d'accord	Non applicable
1. Les données sont documentées, validées ou de qualité assurée par un organisme ou une agence reconnue.	×					
2. Il est possible de retracer les données jusqu'aux sources originales.	×					
3. La source des données est un producteur de données connu, fiable et respecté.	×					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données sont appropriées au bassin des Grands Lacs.	×					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables à celles provenant du Canada.						×
6. Les erreurs et la variabilité des données sont documentées et dans des limites acceptables pour le présent rapport indicateur.			×			

Notes de clarification : la comparabilité des données sur les contaminants organiques avec d'autres renseignements disponibles est actuellement à l'étude. Un rapport complet sur les contaminants toxiques dans les eaux des Grands Lacs est en cours de

préparation. Pour certains paramètres, la comparaison avec d'autres sources de données et les renseignements sur l'assurance de la qualité indiquent que les données sont robustes. Pour d'autres paramètres, les interférences de laboratoire et avec les blancs de terrain restent problématiques et il reste des incertitudes sur des valeurs absolues.

Remerciements

Auteur : Alice Dove, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau, Environnement Canada, 867 chemin Lakeshore, Burlington (ON) L7R 4A6, Alice.Dove@ec.gc.ca

Le Programme de surveillance des Grands Lacs tient à remercier les capitaines et les équipages des navires de la Garde côtière canadienne utilisés pour la surveillance, en particulier le CCG LIMNOS. Nous remercions le personnel de soutien et de terrain de la Direction du soutien à la recherche d'Environnement Canada, en particulier Jeff Hanna et Mary Lou Archer de la Division du Monitoring et de la surveillance de la qualité de l'eau (MSQE). L'unité des services chimiques de la MSQE a analysé des échantillons avant 2008. Le Laboratoire national des essais environnementaux a analysé la plupart des échantillons destinés aux pesticides actuellement en utilisation et aux produits pharmaceutiques et tous les autres paramètres depuis 2008.

Sources d'information

Toutes les données proviennent du Programme de surveillance des Grands Lacs, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau, Environnement Canada, Burlington, Ontario. GLSP-PSGL@ec.gc.ca

Des données supplémentaires pour le lac Michigan proviennent du Great Lakes National Program Office, Environmental Protection Agency des États-Unis, Chicago, Illinois.

Références citéesd

Conseil canadien des ministres de l'environnement; 1999; Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique; mise à jour de 2011. Dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Dove A., B. Hill, P. Klawunn, J. Waltho, S. Backus et R.C. McCrea; 2011; Spatial distribution and trends of total mercury in waters of the Great Lakes and connecting channels using an improved sampling technique; *Environmental Pollution*, sous presse, http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.004.

Goulden P.D. et D.H.J. Anthony; 1985; Design of a Large Sample Extractor for the Determination of Organics in Water; Institut national de recherche sur les eaux; contribution n° 85-121; Environnement Canada, Burlington, Ontario.

Groupe de travail des professionnels de la santé; 2004; Avis en matière de consommation de poisson des Grands Lacs; The Public Health Benefits and Risks; un article préparé pour la Commission mixte internationale; www.ijc.org/php/publications/pdf/ID1540.pdf

Williams D.J., K.W. Kuntz, S.L'Italien et V. Richardson; 2001; Organic Contaminants in the Great Lakes 1992-1998: Intra- and Inter-Lake Spatial Distributions and Temporal Trends; Division de la santé de l'écosystème; Direction de la conservation de l'environnement, région de l'Ontario, Environnement Canada, Burlington, Ontario; rapport n^{o} EHD/ECH-OR/01-01/I.

Liste des figures

Figure 1. Distribution spatiale de l'alpha-hexachlorocyclohexane dissous dans les eaux de surface des Grands Lacs. Valeurs disponibles les plus récentes pour les croisières au printemps, 2004-2007.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada

Figure 2. Distribution spatiale de l'hexachlorobenzène dissous dans les eaux de surface des Grands Lacs. Valeurs disponibles les plus récentes pour les croisières au printemps, 2004-2007.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada

Figure 3. Tendance temporelle du lindane dissous dans les eaux de surface des Grands Lacs. Les données sont des valeurs moyennes ± écart-type pour les eaux de surface libres au printemps.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada

Figure 4. Tendance temporelle de l'atrazine dissous dans les eaux de surface des Grands Lacs. Les données sont des valeurs moyennes ± écart-type pour les eaux de surface libres au printemps.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada
Figure 5. Distribution spatiale du mercure total dans les eaux de surface des Grands Lacs. Échantillons d'eau des Grands lacs prélevés lors des études les plus récentes (2006 – 2009); valeurs moyennes de 2004 pour les rivières Sainte-Claire et Détroit; valeurs moyennes de 2002-2006 pour la rivière Niagara et le fleuve Saint-Laurent.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada
Figure 6. Concentrations moyennes de mercure en amont de la rivière Niagara à Fort Erie (carrés vides) et en aval à Niagara-on-the-Lake (carrés pleins), 1986 – 2005. Les données sont pour le mercure dans les sédiments en suspension, combinées à la concentration de sédiments en suspension pour obtenir des équivalents pour eau complète. Les lignes en pointillé sont des régressions linéaires sur les valeurs moyennes et les barres d'erreur correspondent à un intervalle de confiance de 90 %.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada

Dernière mise à jour
Situation des Grands Lacs 2011

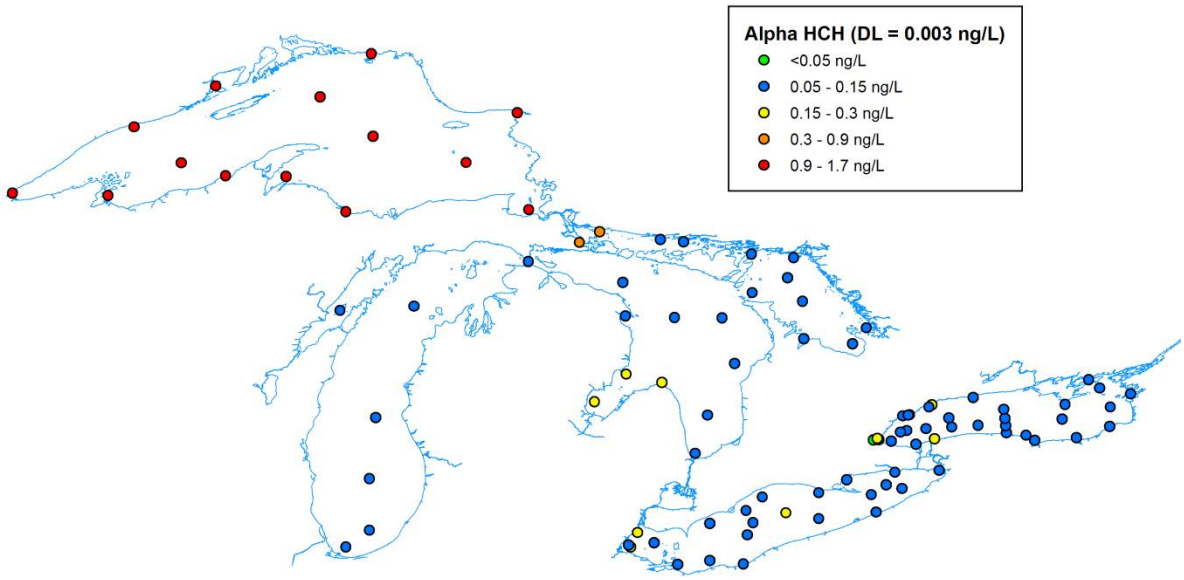


Figure 1. Distribution spatiale de l'alpha-hexachlorocyclohexane dissous dans les eaux de surface des Grands Lacs. Valeurs disponibles les plus récentes pour les croisières au printemps, 2004-2007.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada

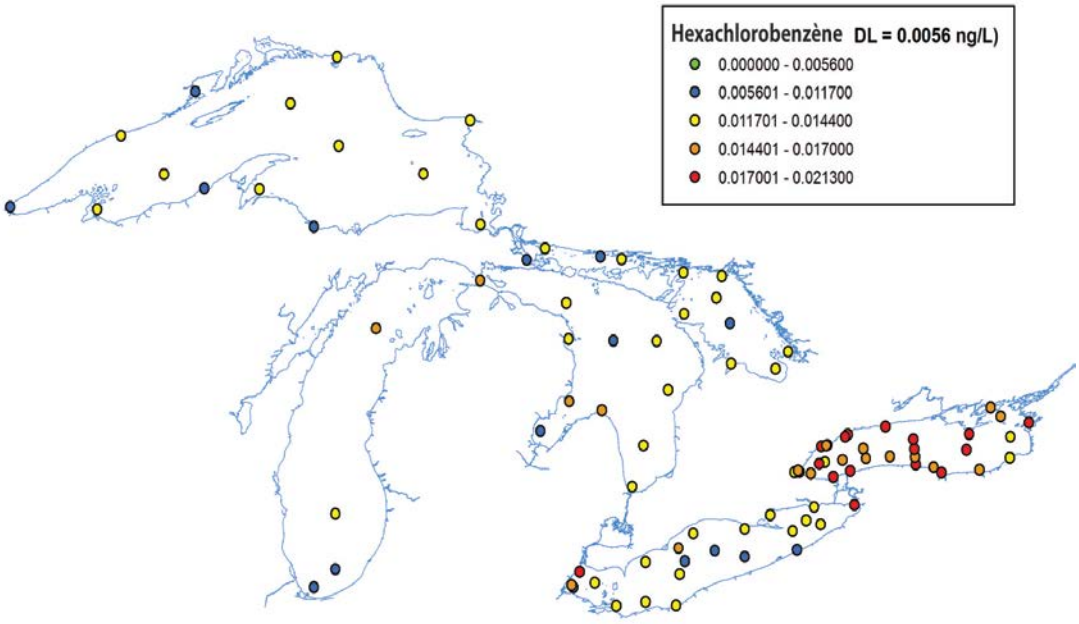


Figure 2. Distribution spatiale de l'hexachlorobenzène dissous dans les eaux de surface des Grands Lacs. Valeurs disponibles les plus récentes pour les croisières au printemps, 2004-2007.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada

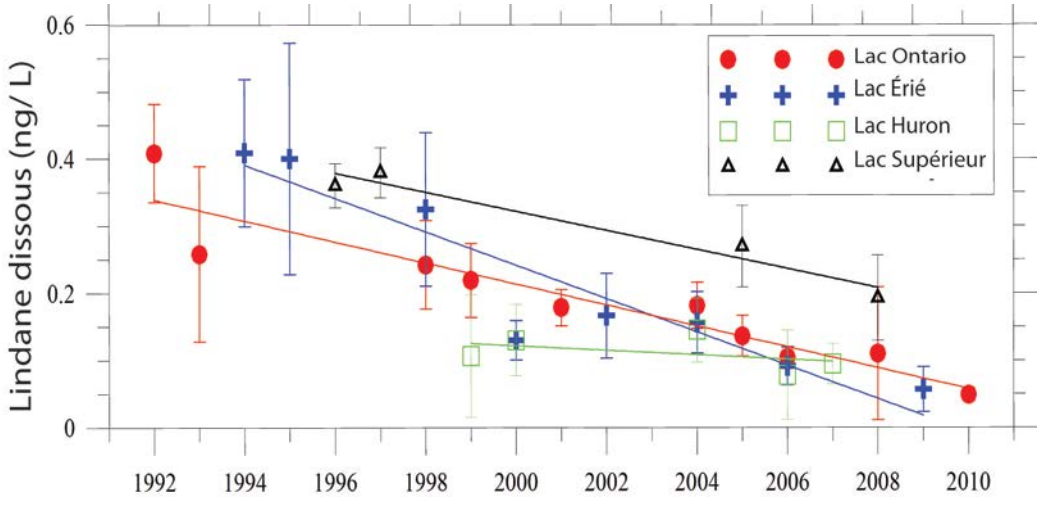


Figure 3. Tendance temporelle du lindane dissous dans les eaux de surface des Grands Lacs. Les données sont des valeurs moyennes ± écart-type pour les eaux de surface libres au printemps.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada

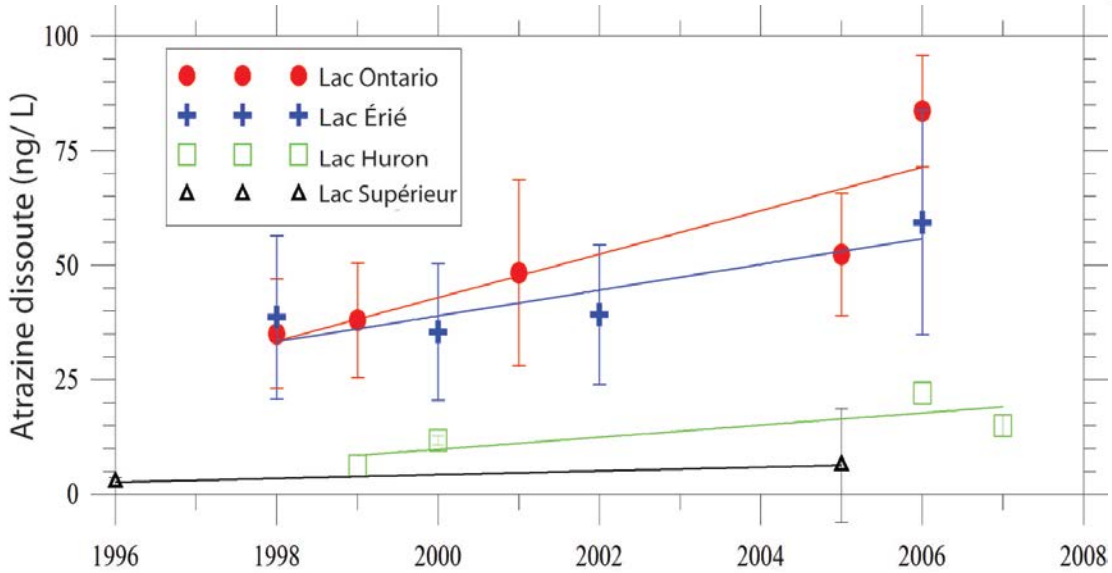


Figure 4. Tendance temporelle de l'atrazine dissous dans les eaux de surface des Grands Lacs. Les données sont des valeurs moyennes ± écart-type pour les eaux de surface libres au printemps.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada

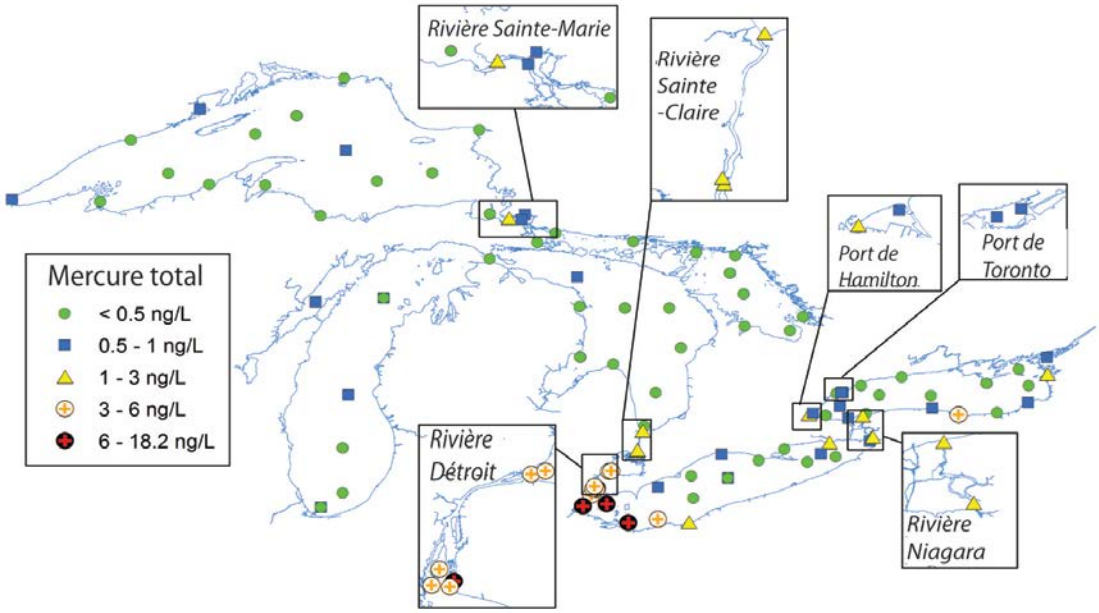


Figure 5. Distribution spatiale du mercure total dans les eaux de surface des Grands Lacs. Échantillons d'eau des Grands lacs prélevés lors des études les plus récentes (2006 – 2009); valeurs moyennes de 2004 pour les rivières Sainte-Claire et Détroit; valeurs moyennes de 2002-2006 pour la rivière Niagara et le fleuve Saint-Laurent.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada

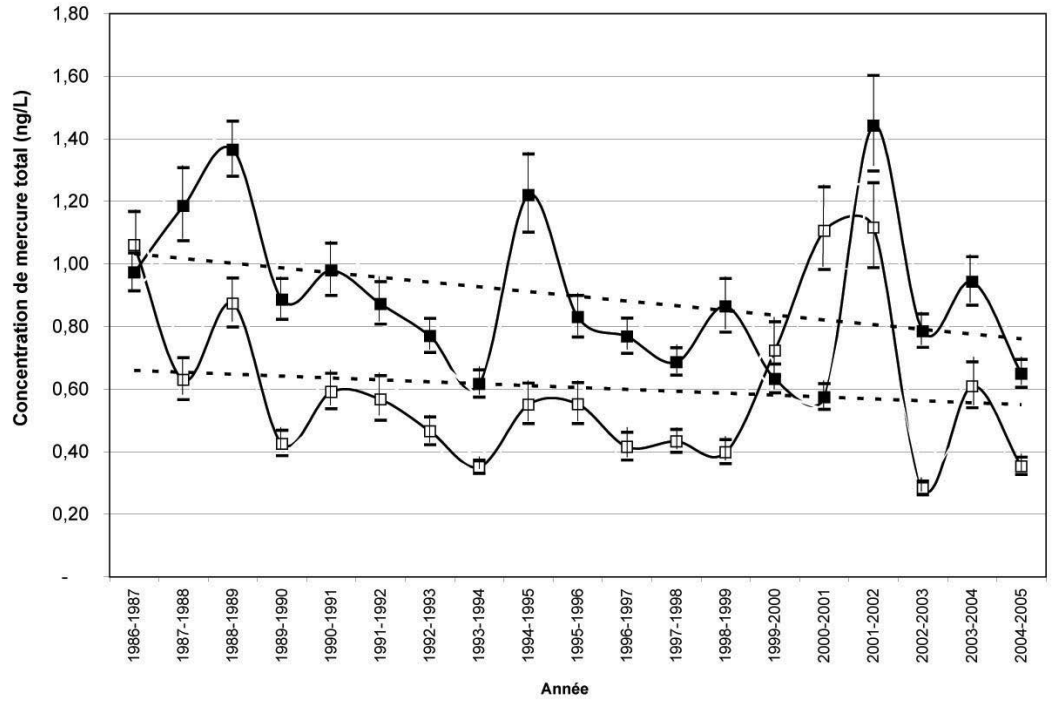


Figure 6. Concentrations moyennes de mercure en amont de la rivière Niagara à Fort Erie (carrés vides) et en aval à Niagara-on-the-Lake (carrés pleins), 1986 – 2005. Les données sont pour le mercure dans les sédiments en suspension, combinées à la concentration de sédiments en suspension pour obtenir des équivalents pour eau complète. Les lignes en pointillé sont des régressions linéaires sur les valeurs moyennes et les barres d'erreur correspondent à un intervalle de confiance de 90 %.
Source : Programme de surveillance des Grands Lacs d'Environnement Canada

Traitement des eaux usées

Évaluation globale
Tendance : S'améliore
Justification : Dans la partie canadienne du bassin des Grands Lacs, le pourcentage de la population desservie par un traitement des eaux usées de niveau secondaire ou supérieur est passé de 90 % en 2004 à 95 % en 2006 et à 99 % en 2009.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Tendance : S'améliore
Justification : Dans la partie canadienne du bassin du lac Supérieur, le pourcentage de la population desservie par un traitement des eaux usées de niveau secondaire ou supérieur est passé de 4 % en 2004 à 98 % en 2006 et à 99 % en 2009.

Lac Michigan
Tendance : non disponible
Justification : non disponible

Lac Huron
Tendance : Indéterminée
Justification : Dans la partie canadienne du bassin du lac Huron, le pourcentage de la population desservie par un traitement des eaux usées de niveau secondaire ou supérieur est passé de 93 % en 2004 et en 2006 à 97 % en 2009.

Lac Érié
Tendance : S'améliore
Justification : Dans la partie canadienne du bassin du lac Érié, le pourcentage de la population desservie par un traitement des eaux usées de niveau secondaire ou supérieur est passé de 75 % en 2004 à 85 % en 2006 et à 99 % en 2009.

Lac Ontario
Tendance : S'améliore
Justification : Dans la partie canadienne du bassin du lac Ontario, le pourcentage de la population desservie par un traitement des eaux usées de niveau secondaire ou supérieur est passé de 94 % en 2004 à 98 % en 2006 à près de 100 % (99,8 %) en 2009.

But

- Mesurer la proportion de la population des Grands Lacs desservie par des installations d'assainissement municipales offrant un traitement d'un niveau qui correspond à la qualité des effluents déversés.
- Mesurer le pourcentage d'eaux usées collectées qui est traité (proportion qui est dérivée).
- Mesurer le niveau de traitement municipal offert en fonction des normes actuelles de traitement.
- L'indicateur Traitement des eaux usées municipales est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de réponse dans la catégorie portant sur le rétablissement et la protection.

Objectif pour l'écosystème
Réduire les pressions amenées sur l'écosystème par des procédures et réseaux d'assainissement insuffisants et contribuer à la progression vers le développement durable.

Mesures

1. Pourcentage de la population des Grands Lacs desservie par des installations d'assainissement municipales, par niveau de traitement.
2. Pourcentage des eaux usées collectées qui sont déversées dans les eaux du bassin des Grands Lacs sans traitement (proportion qui est dérivée).
3. Le pourcentage de systèmes d'assainissement qui respectent les normes provinciales ou étatiques de qualité des effluents dans les Grands Lacs.

En 2011, il sera fait rapport de la première mesure uniquement.
Conditions écologiques

Contexte

Les eaux usées sont les déchets liquides collectés par les réseaux d'égout à partir d'une variété de sources, dont les municipalités, les établissements industriels et autres et les déversements d'eaux pluviales. Après traitement, les effluents d'eaux usées sont rejetés dans les eaux réceptrices des lacs, étangs, cours d'eau et estuaires.
Les eaux usées contiennent un grand nombre de polluants éventuellement dangereux, tant biologiques que chimiques. Les systèmes d'assainissement sont conçus pour recevoir l'eau et en éliminer de nombreux polluants par des traitements de divers niveaux, allant du plus simple au plus complexe. Les effluents rejetés des systèmes d'assainissement peuvent encore contenir des polluants préoccupants, puisque même les procédés avancés n'enlèvent pas nécessairement tous les pathogènes et produits chimiques.

Les éléments suivants, qui ne font pas nécessairement l'objet d'une surveillance régulière, sont surtout associés aux eaux-vannes et sont présents, dans une certaine mesure, dans tous les effluents d'eaux usées :

- matières organiques biodégradables consommant de l'oxygène (mesurées sous forme de DBO);
- matières en suspension (total des solides en suspension ou TSS);
- nutriments, comme le phosphore (habituellement mesuré en phosphore total) et les composés azotés (nitrates, nitrites, ammoniac et ammonium, qui sont mesurés séparément, ou ensemble sous forme d'azote total);
- micro-organismes (qui sont habituellement mesurés en fonction de leur quantité dans des groupes représentatifs de bactéries, par exemple les coliformes fécaux ou les streptocoques fécaux se trouvant dans les eaux-vannes);
- sulfures;
- métaux lourds divers;
- quantités à l'état de trace d'autres toxines et de nouvelles substances chimiques préoccupantes qui n'ont pas encore été surveillées régulièrement dans les effluents d'eaux usées.

Les effluents d'eaux usées municipales sont l'une des plus importantes sources de pollution, en volume, des eaux de surface au Canada (CCME, 2006). La réduction de la pollution par les effluents d'eaux usées nécessite un certain nombre d'interventions, allant du contrôle à la source aux mesures appliquées aux effluents à la sortie.

La concentration et le type d'effluent rejeté dans les eaux réceptrices dépendent grandement du type de traitement appliqué. Ainsi, l'information concernant le niveau de traitement des eaux usées fait partir intégrante des évaluations des impacts éventuels sur la qualité de l'eau. Aux États-Unis et au Canada, les principaux traitements en usage sont de niveau primaire, secondaire et complémentaire, ou tertiaire.

Aux États-Unis, le *prétraitement* des eaux usées industrielles peut être exigé pour réduire les concentrations de contaminants et enlever les gros débris avant que les eaux soient amenées aux installations d'assainissement municipales pour le traitement normal. La réglementation fédérale américaine exige que les programmes de prétraitement des ouvrages publics d'épuration, ou *Publicly Owned Treatment Works* (POTW), fixent des limites de prétraitement local pour les polluants industriels qui pourraient éventuellement perturber le fonctionnement des stations d'épuration municipales ou contaminer les boues résiduaires. L'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA) peut autoriser les États à mettre en œuvre leurs propres programmes de prétraitement

aussi. Des huit États qui font partie du bassin des Grands Lacs, le Michigan, le Minnesota, l'Ohio et le Wisconsin appliquent actuellement un programme de prétraitement d'État (USEPA, 2006a).

Le traitement *primaire* des eaux usées élimine les matières solides des eaux usées brutes principalement par sédimentation. Les procédés employés enlèvent généralement entre 25 % et 35 % environ des solides et des matières organiques associées (USEPA, 2000).

Le traitement *secondaire* des eaux usées comprend un élément biologique supplémentaire qui sert à éliminer les matières organiques consommatrices d'oxygène par une synthèse bactérienne stimulée par des injections d'oxygène. Le procédé élimine environ 85 % des matières organiques des eaux usées, après quoi l'excédent de bactéries est enlevé (USEPA, 1998). Pour tuer les bactéries éventuellement dangereuses, les effluents peuvent ensuite être désinfectés au chlore avant d'être rejetés. Une déchloration subséquente est souvent requise, pour supprimer l'excédent de chlore qui peut être dangereux pour la vie aquatique.

Le traitement complémentaire, ou *tertiaire*, est souvent employé aussi et produit une eau de grande qualité. Il peut comprendre l'enlèvement des nutriments, comme le phosphore et l'azote, et essentiellement de toutes les matières en suspension et matières organiques des eaux usées par des combinaisons de procédés physiques et chimiques. Les autres polluants peuvent également être supprimés par des procédés adaptés.
Niveaux de traitement aux États-Unis et au Canada

États-Unis
Aux États-Unis, les normes de traitement secondaire sont établies par l'USEPA, et il y a des exigences technologiques pour toutes les installations de déversement direct. Ces normes prennent la forme d'une qualité minimale des effluents qualifiée par la demande biochimique d'oxygène sur cinq jours (DBO_5), les matières en suspension (TSS) et le pH. Le traitement secondaire des eaux usées municipales est le niveau de traitement minimal acceptable selon la législation fédérale américaine, à moins que des considérations particulières imposent un autre traitement (USEPA, 2000).

Les données sur le niveau de traitement appliqué aux États-Unis sont tirées de la Clean Water Needs Survey (CWNS). La collaboration entre l'USEPA et les États a donné lieu à la création et à la mise à niveau d'une base de données contenant de l'information technique et financière sur les 16 000 POTW du pays. Selon les résultats de la CWNS de 2000, la population totale desservie par les POTW des comtés américains qui sont situés complètement ou partiellement dans le bassin des Grands Lacs était de 17 400 897 personnes. De ce nombre, 0,7 % étaient desservies par des installations qui ne rejettent pas d'effluent directement dans les cours d'eau des Grands Lacs et qui éliminent les déchets par d'autres moyens, 14,1 % obtenaient un traitement secondaire et 85,3 %, un traitement complémentaire, faisant de ce dernier le plus utilisé (figure 4). Ces valeurs ne comprennent pas le possible contingent de 12 730 personnes qui seraient desservies par des installations de l'État de New York dont le lieu du bassin hydrographique est inconnu dans la base de données de la CWNS.
Canada

Au Canada, les bassins versants des Grands Lacs sont tous situés dans la province de l'Ontario. Les stations d'épuration ontariennes appliquent aussi le traitement primaire, secondaire ou tertiaire. Pour l'essentiel, les eaux usées municipales produites dans la partie ontarienne font l'objet d'un traitement de niveau secondaire ou supérieur. La figure 1 montre la répartition de la population desservie en fonction du niveau de traitement. La figure 2 montre la répartition de la population desservie en fonction du niveau de traitement dans chacun des bassins des Grands Lacs.

Le traitement mécanique secondaire est le plus courant dans l'ensemble des Grands Lacs, comme l'illustrent les données sur la répartition des figures 1 et 2. Il est suivi du traitement tertiaire. Il se peut donc que les effluents soient de bonne ou de grande qualité, mais ceci ne peut être vérifié que par l'analyse des programmes de réglementation et de surveillance.

La proportion de la population desservie par un traitement de niveau secondaire ou supérieur a augmenté dans les Grands Lacs, passant de 90 % en 2004 à 99 % en 2009. Les données montrent une augmentation de la proportion de la population desservie par un traitement de niveau secondaire ou supérieur dans chacun des bassins. La forte hausse de la population desservie par un traitement de niveau secondaire ou supérieur dans le bassin du lac Supérieur entre 2004 et 2006 est attribuable à la mise au niveau secondaire du traitement à Thunder Bay et à Sault Ste. Marie.

Situation des effluents d'eaux usées au Canada et aux États-Unis : réglementation, surveillance et rapports

Canada

Le cadre de réglementation pour le traitement des eaux usées au Canada fait l'objet de modifications importantes. Le gouvernement fédéral a rédigé le *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées* pour exiger une qualité de base des effluents pouvant être obtenue par le traitement secondaire ou l'équivalent. Ce règlement constituerait aussi un premier pas pour gérer les débordements d'eaux usées en provenance des égouts unitaires. Le gouvernement fédéral en a publié le projet dans la Partie I de la *Gazette du Canada* en mars 2010. Il prévoit en publier la version définitive, dans la Partie II de la *Gazette du Canada*, en décembre 2011. Le *Règlement* concrétise l'engagement pris par le gouvernement fédéral dans la Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales établie par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (stratégie du CCME), qu'ont adoptée tous les gouvernements, sauf ceux du Québec, du Nunavut et de Terre-Neuve-et-Labrador, en février 2009.

Au Canada, le traitement des eaux usées et les effluents sont surveillés au moyen de l'Enquête sur l'eau potable et les eaux usées des municipalités (EEPEUM) effectuée par Environnement Canada. L'Enquête permet de recueillir des données sur les niveaux de traitement des eaux usées directement auprès d'un vaste échantillon de municipalités au pays, et les résultats sont stockés dans une base de données accessible au public.

États-Unis

Les États-Unis réglementent et surveillent les systèmes d'assainissement et les effluents par divers programmes nationaux. Le Bureau de la gestion des eaux usées de l'USEPA favorise le respect de la *Clean Water Act* par le programme de permis du National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES). Ces permis régissent les rejets d'eaux usées des POTW en prescrivant des limites, une surveillance et des rapports. Ils peuvent donner lieu à des mesures d'application si les infractions sont trop abondantes. L'USEPA peut autoriser les États à mettre en œuvre en tout ou en partie le programme du NPDES. Tous les États américains de la région des Grands Lacs ont l'autorisation, à condition qu'ils satisfassent aux exigences fédérales minimales (USEPA, 2006a). Toutefois, cette répartition du pouvoir de mise en œuvre peut créer des difficultés lorsque des évaluations sont entreprises dans toute la région, s'étendant sur le territoire de plusieurs États.

Des évaluations nationales à grande échelle du traitement des eaux usées ont été entreprises dans le passé en utilisant les niveaux de DBO et d'oxygène dissous (OD) comme indicateurs de la qualité de l'eau. Comme les niveaux d'OD sont associés à la DBO des rejets d'eaux usées (une DBO accrue conduit à un appauvrissement en oxygène et, ainsi, à des niveaux inférieurs d'OD dans l'eau), les dossiers historiques d'OD peuvent être un indicateur utile des réactions de la qualité de l'eau aux charges d'eaux usées. Selon une évaluation nationale du traitement des eaux usées faite en 2000, les Grands Lacs du côté américain ont connu une amélioration statistiquement significative des pires concentrations d'OD après la mise en œuvre de la *Clean Water Act* (USEPA, 2000). L'évaluation a montré également que la DBO_5 dans les effluents des POTW à l'échelle nationale avait diminué d'environ 45 %, malgré une importante augmentation de 35 % de la population desservie et des charges d'influents. Cette tendance générale à l'amélioration corrobore les hypothèses du rapport de la CWNS de 1996 présenté au Congrès, selon lesquelles l'efficacité de la suppression de la DBO augmenterait, grâce à la proportion croissante des POTW qui appliquent des procédés de traitement complémentaire dans tout le pays.

Malheureusement, des études exhaustives comme l'évaluation susmentionnée n'ont pas été entreprises pour des polluants autres que la DBO, et aucune n'a été effectuée en profondeur pour la région des Grands Lacs. Toutefois,

une vaste étude de la base de données du système de conformité aux permis (SCP) serait un moyen d'évaluer le traitement des eaux usées. Ce système national de gestion de l'information suit les données du NPDES, y compris la délivrance des permis, les limites, l'autosurveillance et la conformité. La base de données du SCP peut offrir l'information nécessaire pour calculer les charges de substances chimiques spécifiques présentes dans les effluents d'eaux usées des POTW dans la portion américaine des Grands Lacs, à condition que les permis existent.

Gestion – défis et possibilités

Offrir des niveaux adéquats de traitement des eaux usées dans le bassin des Grands Lacs présente de nombreuses difficultés, notamment le vieillissement des installations qui deviennent irréparables, la croissance démographique qui grève la capacité des stations existantes et qui nécessite plus d'installations, les contaminants nouveaux qui sont plus complexes et abondants que dans le passé et les nouveaux aménagements qui sont situés loin des centres urbains et desservis par des systèmes décentralisés (comme les installations septiques) qui sont beaucoup plus difficiles à réglementer et à surveiller. Les coûts croissants pour résoudre ces difficultés continuent de poser un problème aux municipalités américaines et canadiennes (USEPA, 2004; gouvernement du Canada, 2002).

Malgré les importants progrès de l'assainissement dans tout le bassin, les charges de nutriments, les sédiments contaminés, les métaux lourds et les toxiques chimiques organiques menacent encore l'environnement et la santé humaine. Afin de continuer à progresser et de garantir que les réalisations de la lutte contre la pollution de l'eau ne sont pas dépassées par l'expansion démographique à venir en milieu urbain, les gouvernements devraient investir continuellement pour améliorer l'infrastructure d'assainissement. De plus, des investissements sont nécessaires pour limiter le ruissellement urbain pollué et les eaux pluviales municipales non traitées ou en atténuer les effets. Ces apports se révèlent les principaux facteurs des problèmes locaux de qualité de l'eau dans tout le bassin (Environnement Canada, 2004).

C'est un défi pour les stations d'épuration de suivre la demande créée par le développement urbain. Dans le cadre de l'Accord Canada-Ontario sur l'écosystème du bassin des Grands Lacs (ACO), les gouvernements du Canada et de l'Ontario et les autorités municipales ont développé et évalué de nouvelles technologies de contrôle des eaux pluviales et des techniques d'assainissement des eaux usées pour résoudre les problèmes de qualité de l'eau (Environnement Canada, 2004). Le Canada et l'Ontario poursuivront ce travail, en mettant en œuvre des projets efficaces et rentables pour réduire les dommages que cause à l'environnement une population urbaine en expansion rapide (Environnement Canada, 2004).

La présence de nouvelles substances chimiques préoccupantes dans les effluents d'eaux usées est un autre problème qui se développe. Comme les permis américains et ontariens se fondent sur la législation de l'État ou de la province en matière de qualité de l'eau et que cette législation est élaborée en fonction des polluants dont on présume qu'ils existent dans la collectivité, la présence de nouvelles substances éventuellement toxiques peut être négligée. Par exemple, même dans les secteurs où il y a un haut degré de traitement des eaux usées municipales, des substances perturbatrices du système endocrinien peuvent réussir à franchir les systèmes d'assainissement et à entrer dans l'environnement. On sait que ces substances imitent les hormones naturelles et qu'elles peuvent avoir un impact sur la croissance, la reproduction et le développement de nombreuses espèces fauniques. Il faudra surveiller davantage ces polluants et prendre les mesures de protection et de réglementation correspondantes.

Commentaires des auteurs

Un certain nombre de difficultés ont empêché d'établir un rapport complet pour cet indicateur, notamment celles qui suivent.

Estimations démographiques

La proportion réelle de la population desservie par un réseau d'assainissement municipal est difficile à calculer. Au Canada, on utilise les données de l'Enquête sur l'eau potable et les eaux usées des municipalités (EEPEUM). L'EEPEUM a un taux de réponse élevé, mais non parfait; l'édition de 2009 a recueilli des données sur le niveau de traitement des eaux usées pour un pourcentage estimatif de 82 % de la population raccordée à un égout municipal.

Aux États-Unis, les données sont établies par comté, ce qui fausse le total de la population qui réside réellement dans les limites du bassin hydrographique des Grands Lacs. L'analyse par SIG des données du recensement doit être complétée afin d'obtenir une estimation plus précise de la population des Grands Lacs.

Disponibilité de données

Au Canada, on a utilisé les données sur trois ans de l'EEPEUM d'Environnement Canada. Pour le pays dans son ensemble, l'EEPEUM de 2009 a recueilli des données sur le niveau de traitement des eaux usées pour environ 82 % de la population raccordée à un égout municipal. Avant 1999, l'Enquête portait le nom d'Enquête sur l'utilisation et la tarification municipales de l'eau. En 2001, le format a été changé et le nom, actualisé. L'ensemble de données le plus récent de l'EEPEUM porte sur 2009, et le rapport le plus récent sur l'utilisation de l'eau a été publié en 2007. Les nouvelles données livrées par l'EEPEUM de 2011 seront disponibles en 2012.

Calculs des charges

Il existe plusieurs problèmes pour calculer les charges des effluents. Par exemple, le débit réel des effluents n'est pas surveillé régulièrement aux États-Unis. Bien qu'on puisse obtenir les volumes des influents pour chaque installation, les volumes des effluents ne sont pas nécessairement comparables, parce qu'une partie importante des volumes peut disparaître pendant le traitement. Comme le débit des effluents est nécessaire pour calculer les charges à partir des valeurs de concentration des polluants, des estimations précises des charges totales dans les eaux des Grands Lacs sont presque impossibles à obtenir sur une grande échelle sans les données sur le débit réel des effluents.

Cohérence de l'analyse

Des lignes directrices et des pratiques uniformes pour l'analyse du traitement des eaux usées tant aux États-Unis qu'au Canada seraient utiles. Aux États-Unis, les données sont compilées à partir de plusieurs bases de données, l'information sur la population provenant d'une source distincte de celle des rapports de surveillance des effluents. Au Canada, les données sur la population et sur le traitement des eaux usées sont tirées de l'EEPEUM d'Environnement Canada. Comme ces données sont géocodées, on peut les analyser au niveau des Grands Lacs dans leur ensemble ou à celui de chaque bassin.

Cohérence de la surveillance et des rapports

Afin de corréler avec succès la qualité du traitement des eaux usées avec l'état de l'environnement du bassin des Grands Lacs, un programme de surveillance mieux organisé doit être mis en œuvre. Bien que les stations d'épuration offrent de l'information utile de surveillance, cette information porte uniquement sur la qualité de l'effluent d'une municipalité donnée, plutôt que sur la qualité globale des Grands Lacs. De plus, les différences des exigences de surveillance entre le Canada et les États-Unis rendent les évaluations de la qualité de l'assainissement difficiles à l'échelle du bassin. La mise en œuvre d'une approche à jour plus uniforme pour surveiller les contaminants dans les effluents et un format de rapport normalisé sont nécessaires; de plus, une base de données universelle, accessible à toutes les municipalités, aux chercheurs et au grand public, devrait être établie pour un usage binational. Au Canada, le *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées* projeté par le gouvernement fédéral devrait améliorer la collecte et la surveillance des données sur la qualité des effluents d'eaux usées.

Traitement automatisé des données

Compte tenu de toutes les difficultés éprouvées pour tenter de résumer adéquatement la grande quantité de données sur la surveillance des effluents américains contenues dans la base de données du SCP, une solution logique serait de disposer d'une application qui permettrait d'automatiser les calculs exacts. Une telle application a déjà existé – elle pouvait produire des rapports sur les charges dans les effluents à partir de la base de données du SCP –, et des rapports annuels sur l'application dans les Grands Lacs du NPDES ont déjà été établis. Toutefois, l'application a été abandonnée en raison de la modernisation du SCP qui est en cours, et les ressources ne sont pas encore disponibles pour la transformer. L'intégration de cet élément des travaux de modernisation actuels pourrait prendre des années en raison des divers problèmes logistiques, notamment les problèmes d'assurance de la qualité inhérents (James Coleman, communication personnelle, 2006). Malgré ces problèmes, le rétablissement de l'application répondrait

aux besoins de réduction des données présentées dans ce rapport sur l'indicateur et pourrait conduire à une analyse efficace, complète et rapide des charges de polluants dans les Grands Lacs provenant des stations d'épuration américaines.

Développement de l'indicateur

Il est nécessaire de développer ce rapport d'étape pour établir un indicateur des Grands Lacs qui soit communicable, et il serait possible de le faire dans un proche avenir :

- si plus de personnel et de temps pouvaient y être consacrés;
- si le projet d'indicateur était révisé, notamment pour en réduire la portée et prévoir des paramètres plus réalistes et une fréquence de rapport moins contraignante;
- si le processus d'extraction des données était rationalisé et qu'on appliquait des contrôles appropriés de qualité;
- si on créait un groupe de travail, dont les membres posséderaient une expertise particulière concernant les systèmes d'assainissement, les méthodes d'analyse des stations d'épuration, l'infrastructure municipale et la délivrance de permis, et qui connaîtraient les bases de données pertinentes et y auraient accès.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité						
2. Les données sont traçables à leur source d'origine						
3. La source des données est connue, fiable et respectée						
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs						
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada						
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport						

Remerciements

Collaborateurs

Daphne Ferguson, Francis Savignac et Michael Maier, Environnement Canada, Division de la gestion durable de l'eau (2011).

Chiara Zuccarino-Crowe, Oak Ridge Institute for Science and Education (ORISE), titulaire nommée au Bureau du programme national des Grands Lacs de l'USEPA, Chicago IL (2007).

Tracie Greenberg, Environnement Canada, Burlington (Ontario) (révisions canadiennes de 2009).

James Coleman, USEPA, Division de l'eau de la région 5, Water Enforcement and Compliance Assurance Branch.

Paul Bertram, Bureau du programme national des Grands Lacs de l'USEPA.

Sreedevi Yedavalli, USEPA, Division de l'eau de la région 5, NPDES Support and Technical Assistance Branch.

Pamela Finlayson, Environnement Canada, Toronto (Ontario) (révisions canadiennes de 2009).

Liste des figures

Figure 1. Pourcentage de la population canadienne des Grands Lacs desservie, par type de traitement des eaux usées, en 2009.
Source : Enquête sur l'eau potable et les eaux usées des municipalités, Environnement Canada.

Figure 2. Pourcentage de la population canadienne de chacun des bassins des Grands Lacs desservie, par type de traitement des eaux usées, en 2009.
Source : Enquête sur l'eau potable et les eaux usées des municipalités, Environnement Canada.

Figure 3. Pourcentage de la population desservie par un traitement de niveau secondaire ou supérieur, entre 2004 et 2009.
Source : Enquête sur l'eau potable et les eaux usées des municipalités, Environnement Canada.
Figure 4. Population desservie par les ouvrages publics d'épuration (POTW), par niveau de traitement, dans la partie américaine des Grands Lacs. (a) = installations « sans déversement », qui ne déversent pas d'eaux usées traitées dans les cours d'eau du pays. Ces installations éliminent les eaux usées par des méthodes comme la réutilisation industrielle, l'irrigation ou l'évaporation.
*Les bassins versants du lac Sainte-Claire et de la rivière Détroit sont considérés comme faisant partie du bassin du lac Érié.
**MI inconnu se rapporte à la population desservie par les installations au Michigan pour lesquelles les emplacements des bassins versants exacts sont inconnus, de sorte que les données n'ont pu être regroupées pour un bassin spécifique. La population pourrait éventuellement être répartie entre les lacs Michigan, Huron ou Érié.
Source : 2000 Clean Watershed Needs Survey.

Dernière mise à jour

Informations du Canada mises à jour pour l'*État des Grands Lacs 2011*.
Données américaines mises à jour pour l'*État des Grands Lacs 2007*.

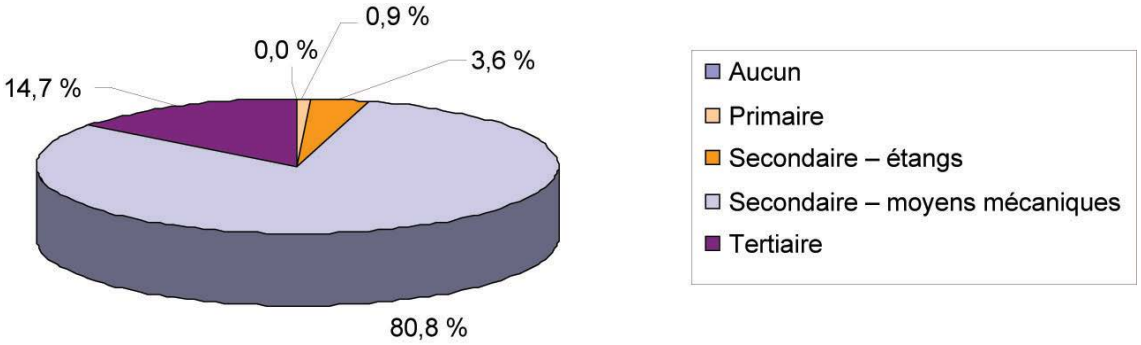


Figure 1. Pourcentage de la population canadienne des Grands Lacs desservie par type de traitement des eaux usées, en 2009.
Source : Enquête sur l'eau potable et les eaux usées des municipalités, Environnement Canada.

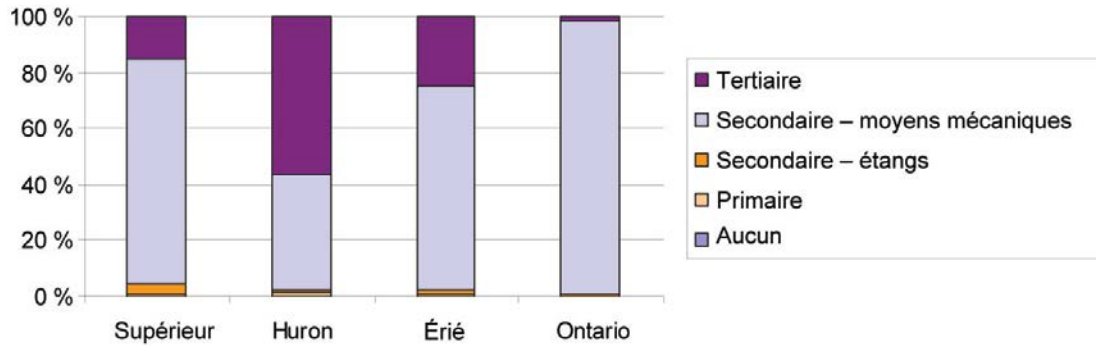


Figure 2. Pourcentage de la population canadienne de chacun des bassins des Grands Lacs desservie, par type de traitement des eaux usées, en 2009.
Source : Enquête sur l'eau potable et les eaux usées des municipalités, Environnement Canada

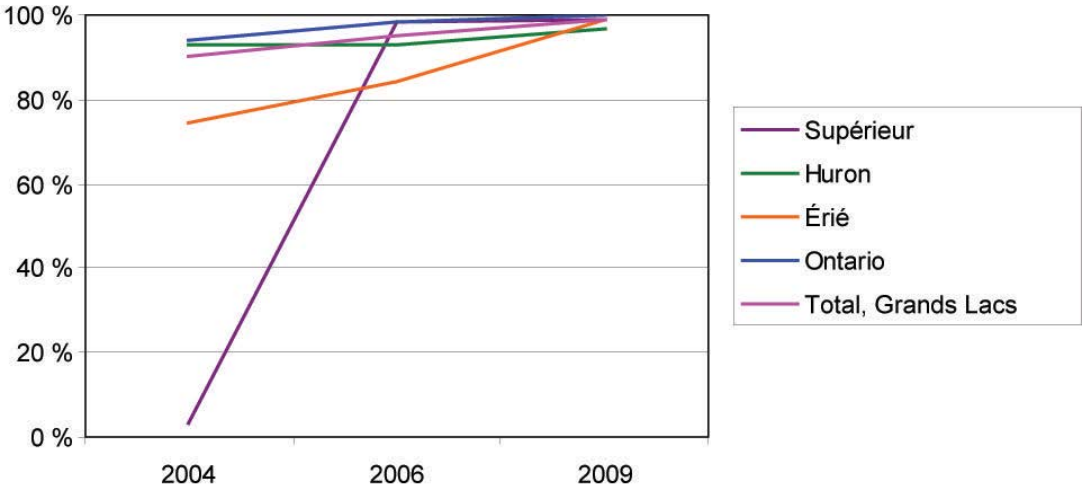


Figure 3. Pourcentage de la population desservie par un traitement de niveau secondaire ou supérieur, 2004-2009. Source : Enquête sur l'eau potable et les eaux usées des municipalités, Environnement Canada.

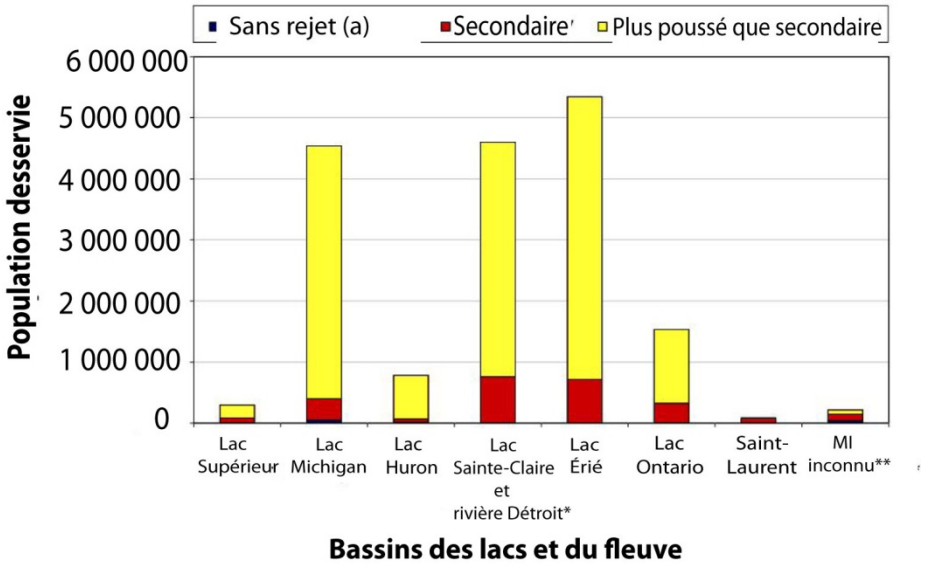


Figure 4. Population desservie par les ouvrages publics d'épuration (POTW), par niveau de traitement, dans la partie américaine des Grands Lacs. (a) = installations « sans déversement » qui ne déversent pas d'eaux usées traitées dans les cours d'eau du pays. Ces installations éliminent les eaux usées par des méthodes comme la réutilisation industrielle, l'irrigation ou l'évaporation.
*Les bassins versants du lac Sainte-Claire et de la rivière Détroit sont considérés comme faisant partie du bassin du lac Érié.
**MI inconnu se rapporte à la population desservie par les installations au Michigan pour lesquelles les emplacements des bassins versants exacts sont inconnus, de sorte que les données n'ont pu être regroupées pour un bassin spécifique. La population pourrait éventuellement être répartie entre les lacs Michigan, Huron ou Érié.
Source : 2000 Clean Watershed Needs Survey.

Mesure de brillance des affluents

Évaluation globale
État : **Passable**
Tendance : **Amélioration**
Justification : **La mesure de brillance des affluents reflète la fréquence des changements à court terme du débit des cours d'eau; le débit d'un cours d'eau torrentiel augmente et baisse de façon spectaculaire quelques heures ou quelques jours après des chutes de pluie. En moyenne, cette mesure a baissé de manière considérable dans six des onze affluents sélectionnés sur une période de dix ans, ce qui signifie que les conditions de débit sont de plus en plus stables. Toutefois, la brillance de quatre de ces affluents a augmenté et un affluent n'a pas montré de tendance significative en matière de brillance au cours de cette même période. Les variations périodiques du débit sont naturelles dans les ruisseaux et les rivières, et les organismes qui vivent dans ces systèmes s'adaptent à ces derniers. Toutefois, les changements des régimes hydrologiques (soit la réduction ou l'augmentation de la brillance) peuvent mener à un déplacement des communautés biotiques indigènes. L'état et les tendances de brillance des affluents n'ont pas été analysés pour chaque bassin de lac.**

Évaluation lac par lac : Le statut « Non évalué » et la tendance « Indéterminée » ont été attribués à chaque lac pour indiquer qu'aucune évaluation n'a été effectuée pour chaque lac.

Autres échelles spatiales :
Évaluation rivière par rivière – Rivières des États-Unis
Rivière Genesee dans le bassin du lac Ontario
État : Satisfaisant
Tendance : Aucun changement
Justification : La tendance à long terme s'oriente vers un indice Richards-Baker plus faible ($p < 0,0001$), mais les deux dernières décennies affichent le même indice moyen à trois décimales près.

Rivière Maumee dans le bassin du lac Érié
État : Insatisfaisant
Tendance : Amélioration
Justification : La tendance à long terme s'oriente vers un indice Richards-Baker plus élevé ($p < 0,0001$), mais la moyenne pour la période de dix années la plus récente est inférieure à celle de la période précédente.

Rivière Saginaw dans le bassin du lac Huron
État : Satisfaisant
Tendance : Amélioration
Justification : Il y a seulement 14 années de données continues sur le débit disponibles, ce qui empêche la comparaison des deux périodes de dix années. Toutefois, la tendance sur 14 ans est à la baisse ($p = 0,039$). La moyenne de dix années la plus récente est inférieure à la moyenne des quatre premières années et la moyenne de sept années la plus récente est inférieure à la moyenne des sept premières années.

Rivière Muskegon dans le bassin du lac Michigan
État : Satisfaisant
Tendance : Détérioration
Justification : La tendance à long terme s'oriente vers un indice Richards-Baker plus faible ($p < 0,0001$), mais la moyenne pour la période de dix années la plus récente est supérieure à celle de la période

précédente.

Rivière Saint-Joseph dans le bassin du lac Michigan
État : Satisfaisant
Tendance : Amélioration
Justification : La tendance à long terme s'oriente vers un indice Richards-Baker plus faible ($p < 0,0001$). La moyenne pour la période de dix années la plus récente est inférieure à celle de la période précédente.

Rivière Fox dans le bassin du lac Michigan
État : Passable
Tendance : Détérioration
Justification : La tendance à long terme s'oriente très légèrement vers un indice Richards-Baker plus faible et n'est pas statistiquement significative. La moyenne pour la période de dix années la plus récente est supérieure à celle de la période précédente et l'indice a augmenté pendant chacune des sept dernières années.

Rivière Saint-Louis dans le bassin du lac Supérieur
État : Satisfaisant
Tendance : Amélioration
Justification : La tendance à long terme s'oriente vers un indice Richards-Baker plus faible ($p = 0,0153$). La moyenne pour la période de dix années la plus récente est inférieure à celle de la période précédente.

Évaluation rivière par rivière – Rivières canadiennes
Rivière Humber dans le bassin du lac Ontario
État : Passable
Tendance : Amélioration
Justification : La tendance à long terme est à la hausse, mais elle n'est pas significative. La moyenne pour la période de dix années la plus récente est inférieure à celle de la période précédente.

Rivière Thames dans le bassin du lac Érié
État : Passable
Tendance : Détérioration
Justification : La tendance à long terme est à la hausse, mais elle n'est pas significative. La moyenne pour la période de dix années la plus récente est supérieure à celle de la période précédente.

Rivière Saugeen dans le bassin du lac Huron
État : Passable
Tendance : Amélioration
Justification : La tendance à long terme est presque neutre. La moyenne pour la période de dix années la plus récente est inférieure à celle de la période précédente.

Rivière Pic dans le bassin du lac Supérieur
État : Passable
Tendance : Détérioration
Justification : La tendance à long terme est à la baisse, mais elle n'est pas significative. La moyenne pour la période de dix années la plus récente est supérieure à celle de la période précédente.

Objectif

- Cet indicateur quantifie le concept nébuleux de brillance, qui représente un aspect important du régime

hydrologique auquel l'écosystème aquatique doit être adapté. Les augmentations et les diminutions de la brillance engendrent habituellement du stress pour les écosystèmes.

- Dans la série des indicateurs de l'état des Grands Lacs, l'indicateur de brillance des affluents est un indicateur d'état de la catégorie Paysages et processus naturels.

Objectif pour l'écosystème

L'objectif pour l'écosystème consiste à éviter les altérations hydrologiques. Les variations périodiques du débit sont caractéristiques des ruisseaux et des rivières, et les organismes qui vivent dans ces derniers sont adaptés à ces variations. Les inondations printanières pourraient s'avérer importantes pour l'ouverture des frayères ou des aires d'alevinage. Les énergies plus élevées associées aux eaux de ruissellement purgent les sédiments plus fins provenant des lits de gravier, ce qui les améliore en tant qu'habitats pour les invertébrés et frayères pour les salmonidés. Toutefois, les changements dans le régime hydrologique, soit en raison de la brillance réduite qui survient lorsqu'un barrage est construit, soit en raison de la brillance accrue découlant de l'urbanisation, nécessitent l'adaptation des organismes résidents. Si les changements sont assez importants, ils peuvent donner lieu au déplacement de la communauté indigène et à son remplaçant par une autre communauté souvent moins désirable.

État de l'écosystème

La mesure de brillance des affluents reflète la fréquence et l'ampleur des changements à court terme du débit des cours d'eau; le débit d'un cours d'eau torrentiel augmente et baisse de façon spectaculaire quelques heures ou quelques jours après des chutes de pluie.

Mesure

La brillance est mesurée selon la réponse hydrologique d'un ruisseau ou d'une rivière à la pluie ou à la fonte des neiges. L'indice de brillance Richards-Baker est calculé à partir des débits quotidiens moyens provenant du U.S. Geological Survey ou d'Environnement Canada, habituellement chaque année, et est la somme des valeurs absolues des changements dans le débit d'un jour à l'autre, divisée par le total des rejets pour l'année.

$$\text{Indice Richards-Baker} = \frac{\sum_{n=1}^{365} |q_n - q_{n-1}|}{\sum_{n=1}^{365} q_n}$$

Les rivières utilisées pour cet indicateur sont énumérées dans le tableau 1. La plupart de ces rivières ont de vastes enregistrements des débits et font partie d'un réseau de surveillance national proposé (http://acwi.gov/monitoring/network/design/; http://www.ec.gc.ca/rhc-wsc/default.asp?lang=Fr&n=4EED50F1-1). Elles couvrent une gamme de brillance et d'utilisations des terres, mais elles se trouvent dans la même vaste fourchette de dimensions (codes d'unité hydrologique à huit chiffres ou à six chiffres), même si les rivières canadiennes sont généralement plus petites.

Paramètre/Plage de la cible

Il n'existe aucune échelle universelle pour l'indice Richards-Baker, il n'est donc pas possible de déclarer qu'une valeur précise de l'indice est bonne ou mauvaise. Les petits ruisseaux ont tendance à être plus instables que les grandes rivières, comment l'indiquent les valeurs de l'indice Richards-Baker. Les ruisseaux ayant des gradients prononcés ou des bassins hydrographiques imperméables présenteront des valeurs élevées de l'indice, même s'ils ne sont pas du tout touchés par les activités humaines (p. ex. ruisseaux des montagnes du bassin rocheux).

Les résultats souhaités sont une absence de tendance en matière de brillance ou, dans la plupart des cas d'écosystèmes modifiés, les réductions de la brillance. L'urbanisation des bassins hydrographiques entraîne habituellement une augmentation de la brillance au fil du temps, parallèlement aux augmentations de l'imperméabilité.

Justification de l'état
Satisfaisant = tendance de brillance à long terme à la baisse statistiquement significative dans le bassin des Grands Lacs ou dans une rivière précise.
Passable = aucune tendance de brillance à long terme dans le bassin des Grands Lacs ou dans une rivière précise.
Insatisfaisant = tendance de brillance à long terme à la hausse statistiquement significative dans le bassin des Grands Lacs ou dans une rivière précise.

La tendance sera évaluée en comparant l'indice moyen des dix dernières années à la moyenne des dix années précédentes.

La détermination de l'état général repose sur la moyenne, dans toutes les rivières, du rapport entre l'indice de brillance le plus récent et celui de la période précédente. Cette méthode a tendance à diminuer l'influence des rivières ayant un indice de brillance plus élevé et plus variable, comparativement au calcul de la moyenne des valeurs de brillance dans toutes les rivières pour chaque période de dix années, suivi du calcul du rapport.

Liens
Habitat du poisson, couverture terrestre, conversion terrestre et événements de précipitations extrêmes.

Défis et possibilités de gestion
Cet indice offre une perspective intégrée sur l'hydrologie changeante de certains grands affluents des Grands Lacs, en espérant que ces affluents soient représentatifs. Il peut être utilisé pour le suivi des effets et l'orientation des décisions quant aux changements d'utilisation des terres puisqu'ils ont une incidence sur l'hydrologie, et les répercussions sur les écosystèmes riverains. Il utilise les données sur le débit de base provenant du U.S. Geological Survey, qui sont plus susceptibles d'être disponibles en cas de difficultés économiques et d'absence de soutien pour la surveillance environnementale, par rapport aux autres données de surveillance environnementale. Toutefois, cet indicateur ne peut pas remplacer les autres types de données et les systèmes de gestion qui ne reconnaissent pas ce fait pourraient donner lieu à de mauvaises surprises.

Commentaires de l'auteur
L'indice Richards-Baker est facile à calculer à partir des données largement disponibles et son utilisation est devenue très courante. La gamme possible de valeurs va de 0 à 2. Les valeurs typiques vont de 0,05 (très stable) à environ 1,2 (très instable). L'indice intègre toutes les données sur le débit, plutôt que de choisir un percentile donné. On croit qu'il s'agit du seul indice de brillance ou indice d'altérations hydrologiques qui intègre la séquence temporelle des débits, ce qui est une partie très importante du concept de brillance. L'indice est relativement stable d'une année à l'autre (c.-à-d. insensible aux effets météorologiques). Par conséquent, il est relativement sensible aux tendances à plus long terme.

Pour les petits ruisseaux, la réponse hydrologique est trop rapide pour être convenablement résolue par les données quotidiennes sur le débit. Pour de tels systèmes, une version de l'indice Richards-Baker fondée sur des données horaires de débit peut être utilisée. Toutefois, les valeurs de l'indice découlant des données horaires ne peuvent pas être comparées directement à celles obtenues à partir des données quotidiennes. Étant donné que la meilleure utilisation de l'indice Richards-Baker est le suivi de la réponse hydrologique d'un ruisseau au fil du temps, l'indice fondé sur les données quotidiennes est encore utile pour les petits ruisseaux, même s'il sous-représente la véritable brillance. Les bassins hydrographiques sélectionnés pour cet indicateur sont vastes et les débits changent relativement lentement; les données quotidiennes sont donc suffisantes pour calculer l'indice Richards-Baker.

Le document cité ci-dessous contient de plus amples renseignements sur l'indice Richards-Baker et certaines applications dans le Midwest des États-Unis.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.	X					
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine.	X					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	X					

Remerciements

Auteur :
R. Peter Richards, National Center for Water Quality Research, Université Heidelberg, Tiffin, OH (prichard@heidelberg.edu)

Sources de renseignements

Référence documentaire :

Baker, D.B., R.P. Richards, T.T. Loftus, et J.K. Kramer. 2004. A New Flashiness Index: Characteristics and Applications to Midwestern Rivers and Streams. Journal of the American Water Resources Association 40(2) : 503-522.

Sources des données :

Genesee : nwis.waterdata.usgs.gov/ny/nwis/dv/?site_no=04231600
Maumee : nwis.waterdata.usgs.gov/oh/nwis/dv?site_no=04193500
Saginaw : nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04157000 (Série incomplète jusqu'à WY1991)
Muskegon : nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04122000 (1950-1993) Newaygo
Muskegon : nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04121970 (Aucune donnée avant WY1995) Croton
Saint-Joseph : nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04101500
Fox : nwis.waterdata.usgs.gov/wi/nwis/dv/?site_no=04084500
Saint-Louis : nwis.waterdata.usgs.gov/mn/nwis/dv/?site_no=04024000
Rivières canadiennes : Relevés hydrologiques du Canada, Environnement Canada
http://www.ec.gc.ca/rhc-wsc/default.asp?lang=Fr&n=4EED50F1-1

Liste des tableaux

Tableau 1. Rivières utilisées pour l'indicateur de brillance des affluents Lorsqu'un ruisseau comprend plusieurs codes d'unité hydrologique à huit chiffres, mais ne comprend pas de code complet d'unité hydrologique à six chiffres, le code d'unité hydrologique à huit chiffres qui comprend la station de jaugeage à partir de laquelle les données sur le débit sont obtenues figure dans la liste.

Liste des figures

Figure 1. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Genesee à Rochester, dans l'État de New York, 1950-2010

Source : nwis.waterdata.usgs.gov/ny/nwis/dv/?site_no=04231600

Figure 2. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Maumee à Waterville, 1950-2010

Source : nwis.waterdata.usgs.gov/oh/nwis/dv?site_no=04193500

Figure 3. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Saginaw à Saginaw, dans le Michigan, 1950-2010

Source : nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04157000

Figure 4. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Muskegon à Newaygo, 1950-1993, et à Croton, dans le Michigan, 1950-2010

Source : nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04122000 (1950-1993)
nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04121970 (Aucune donnée avant WY1995)

Figure 5. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Saint-Joseph à Niles, dans le Michigan, 1950-2010

Source : nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04101500

Figure 6. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Fox à Wrightstown, dans le Wisconsin, 1950-2010

Source : nwis.waterdata.usgs.gov/wi/nwis/dv/?site_no=04084500

Figure 7. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Saint-Louis à Scanlon, dans le Minnesota, 1950-2010

Source : nwis.waterdata.usgs.gov/mn/nwis/dv/?site_no=04024000

Figure 8. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Humber à Elder Mills, en Ontario, 1950-2010

Source : Division des relevés hydrologiques du Canada, Environnement Canada
http://www.ec.gc.ca/rhc-wsc/default.asp?lang=Fr&n=4EED50F1-1

Figure 9. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Thames à Thamesville, en Ontario, 1950-2010

Source : Division des relevés hydrologiques du Canada, Environnement Canada
http://www.ec.gc.ca/rhc-wsc/default.asp?lang=Fr&n=4EED50F1-1

Figure 10. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Saugeen à Port Elgin, en Ontario, 1950-2010

Source : Division des relevés hydrologiques du Canada, Environnement Canada
http://www.ec.gc.ca/rhc-wsc/default.asp?lang=Fr&n=4EED50F1-1

Figure 11. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Pic près de Marathon, en Ontario, 1950-2010

Source : Division des relevés hydrologiques du Canada, Environnement Canada
http://www.ec.gc.ca/rhc-wsc/default.asp?lang=Fr&n=4EED50F1-1

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2011

Rivière	Ville	Comté	État/province	Latitude	Longitude	Code d'unité hydrologique	Aire de drainage
Genesee	Rochester	Monroe	NY	43°08’30.2”	77°36’58.7”	04130003	2 474 mi^2
Maumee	Waterville	Lucas	OH	41°30’00”	83°42’46”	04100009	6 330 mi^2
Saginaw	Saginaw	Saginaw	MI	43°24’46”	83°57’47”	040802	6 060 mi^2
Muskegon	Croton	Newaygo	MI	43°26’05”	85°39’55”	04060102	2 313 mi^2
Muskegon	Newaygo	Newaygo	MI	43°25’20”	85°48’07”	04060102	2 350 mi^2
Saint-Joseph	Niles	Berrien	MI	41°49’45”	86°15’35”	04050001	3 666 mi^2
Fox	Wrightstown	Brown	WI	44°26’58”	88°03’52”	040302	6 110 mi^2
Saint-Louis	Scanlon	Carlton	MN	46°42’12”	92°25’07”	040102	3 430 mi^2
Humber	Elder Mills		ON	43°48'40"	79°37'39"		117 mi^2
Thames	Thamesville		ON	42°32'41"	81°58'2"		1 660 mi^2
Saugeen	Port Elgin		ON	44°27'23"	81°19'35"		1 529 mi^2
Pic	Marathon		ON	48°46'26"	86°17'47"		1 649 mi^2

Tableau 1. Rivières utilisées pour l'indicateur de brillance des affluents Lorsqu'un ruisseau comprend plusieurs codes d'unité hydrologique à huit chiffres, mais ne comprend pas de code complet d'unité hydrologique à six chiffres, le code d'unité hydrologique à huit chiffres qui comprend la station de jaugeage à partir de laquelle les données sur le débit sont obtenues figure dans la liste.

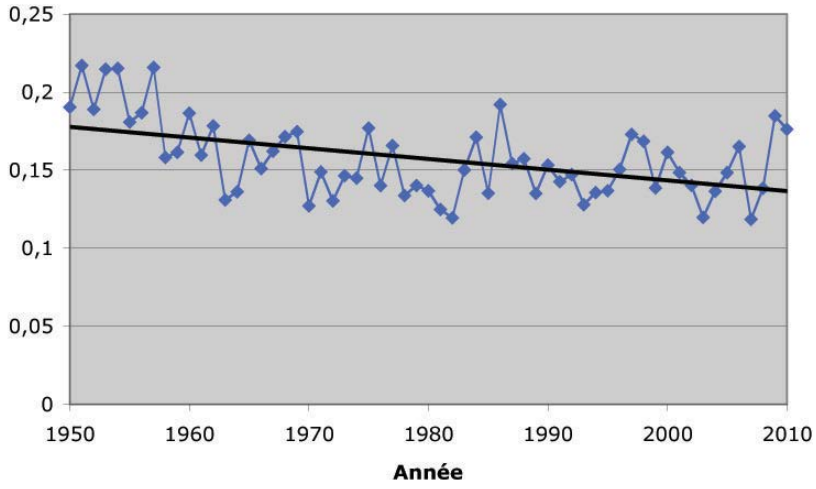


Figure 1. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Genesee à Rochester, dans l'État de New York, 1950-2010
Source : nwis.waterdata.usgs.gov/ny/nwis/dv/?site_no=04231600

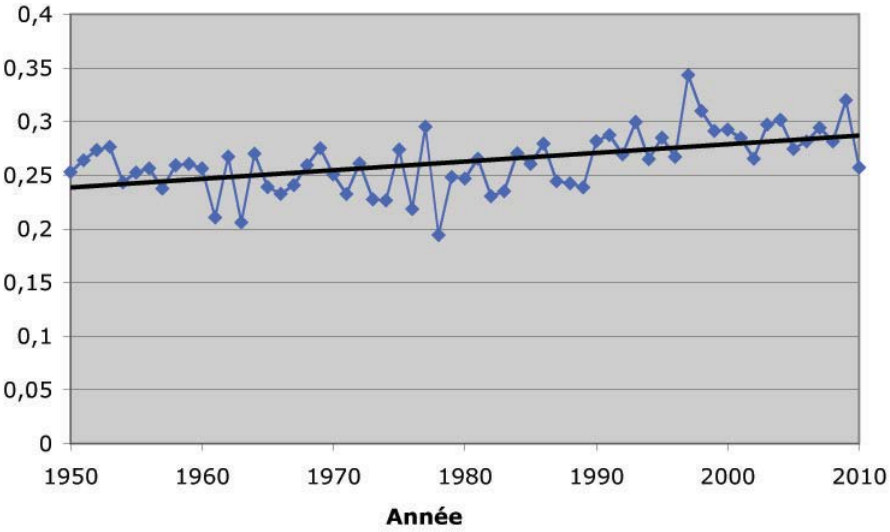


Figure 2. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Maumee à Waterville, 1950-2010
Source : nwis.waterdata.usgs.gov/oh/nwis/dv?site_no=04193500

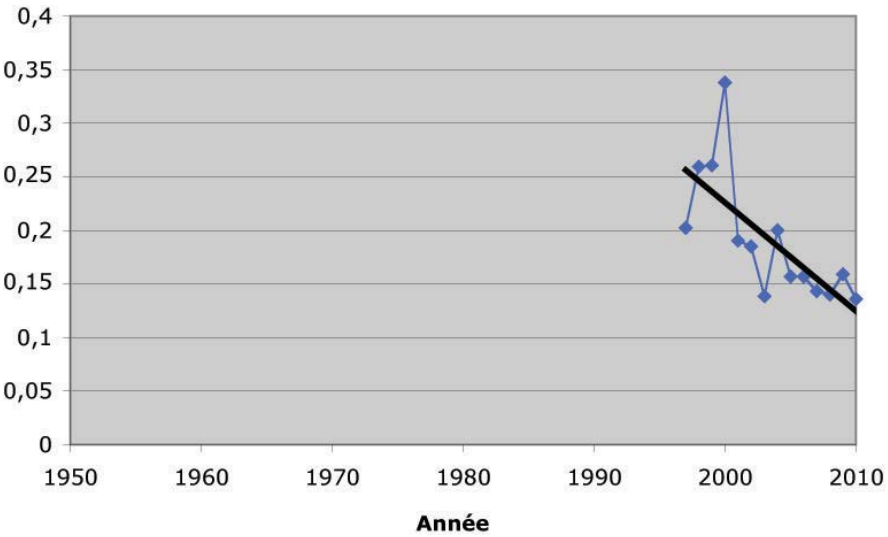


Figure 3. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Saginaw à Saginaw, dans le Michigan, 1950-2010
Source : nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04157000

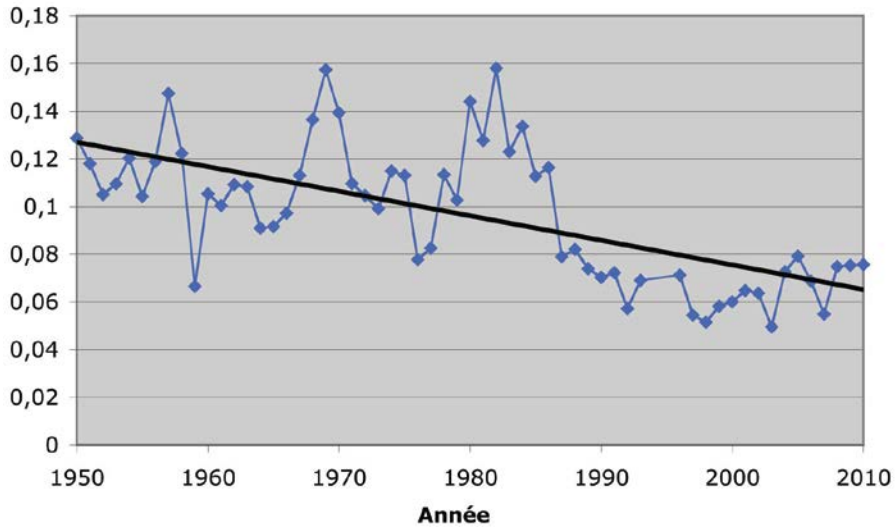


Figure 4. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Muskegon à Newaygo, 1950-1993, et à Croton, dans le Michigan, 1950-2010
Source : nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04122000 (1950-1993)
nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04121970 (Aucune donnée avant WY1995)

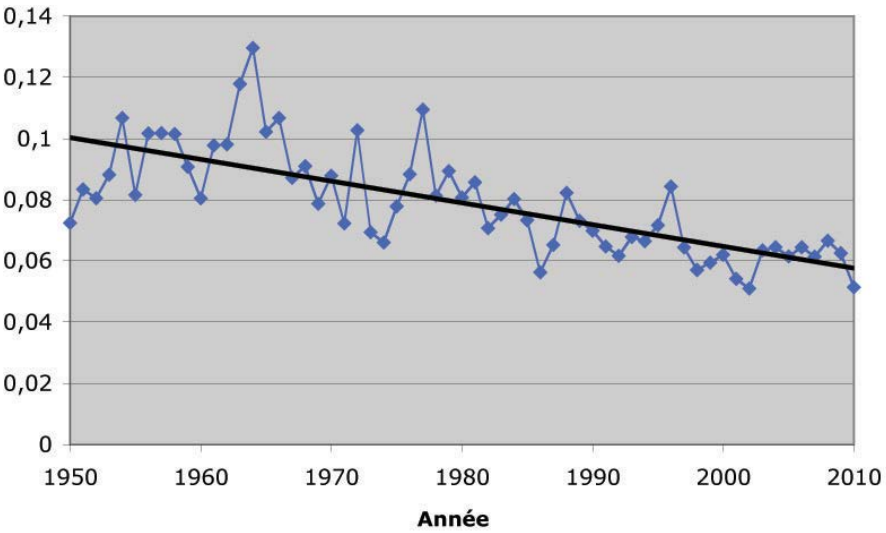


Figure 5. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Saint-Joseph à Niles, dans le Michigan, 1950-2010
Source : nwis.waterdata.usgs.gov/mi/nwis/dv/?site_no=04101500

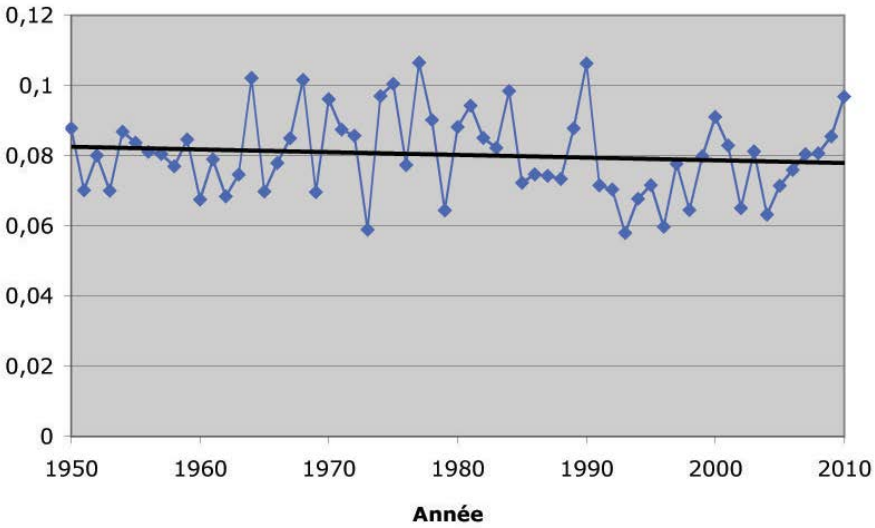


Figure 6. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Fox à Wrightstown, dans le Wisconsin, 1950-2010
Source : nwis.waterdata.usgs.gov/wi/nwis/dv/?site_no=04084500

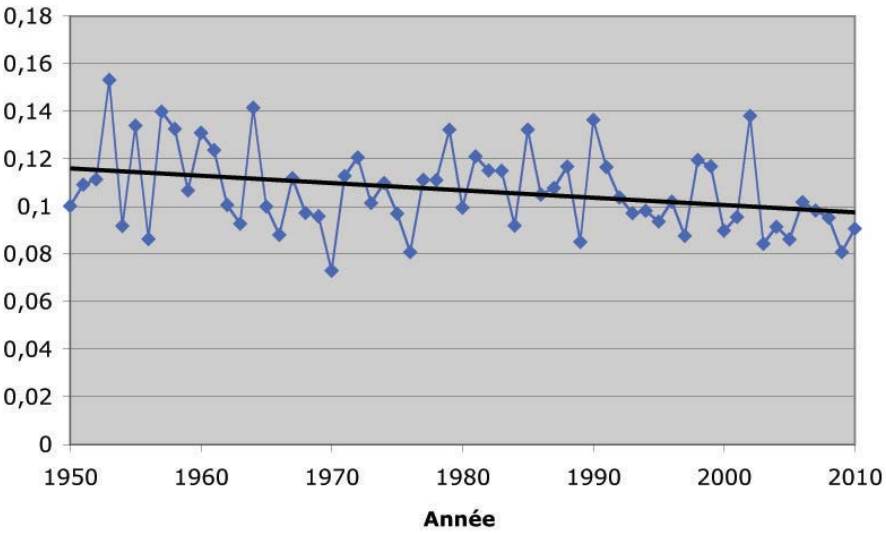


Figure 7. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Saint-Louis à Scanlon, dans le Minnesota, 1950-2010
Source : nwis.waterdata.usgs.gov/mn/nwis/dv/?site_no=04024000

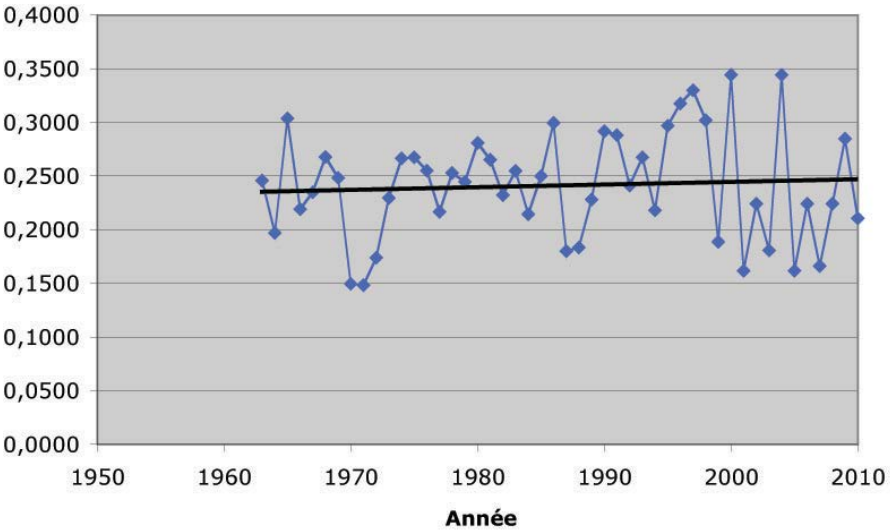


Figure 8. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Humber à Elder Mills, en Ontario, 1950-2010
Source : Division des relevés hydrologiques du Canada, Environnement Canada
http://www.ec.gc.ca/rhc-wsc/default.asp?lang=Fr&n=4EED50F1-1

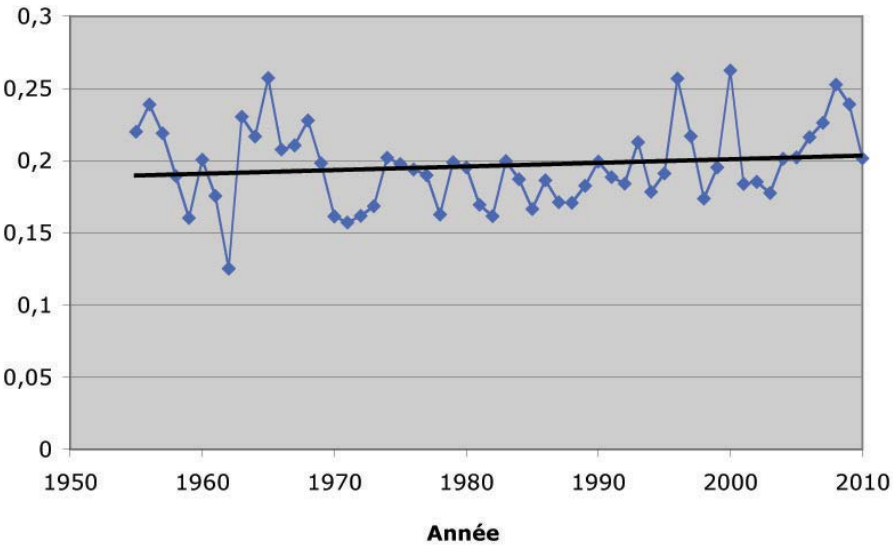


Figure 9. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Thames à Thamesville, en Ontario, 1950-2010
Source : Division des relevés hydrologiques du Canada, Environnement Canada
http://www.ec.gc.ca/rhc-wsc/default.asp?lang=Fr&n=4EED50F1-1

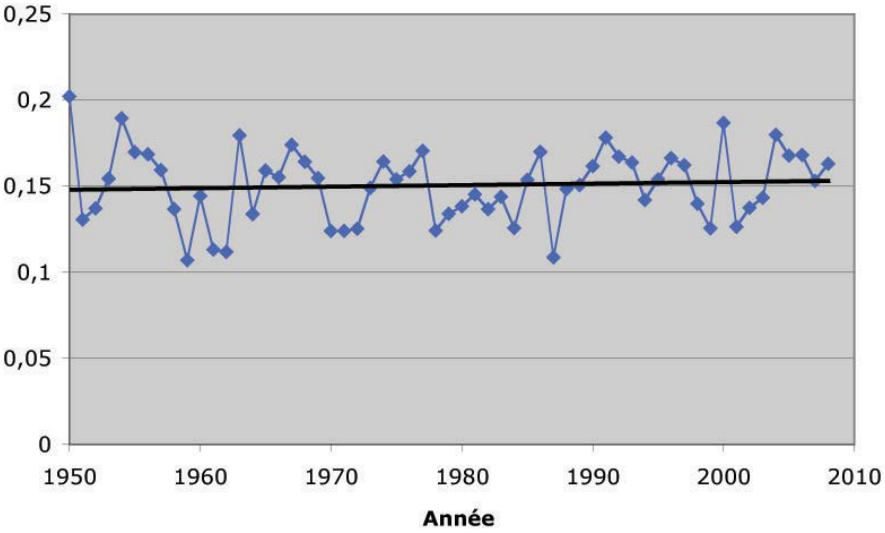


Figure 10. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Saugeen à Port Elgin, en Ontario, 1950-2010
Source : Division des relevés hydrologiques du Canada, Environnement Canada
http://www.ec.gc.ca/rhc-wsc/default.asp?lang=Fr&n=4EED50F1-1

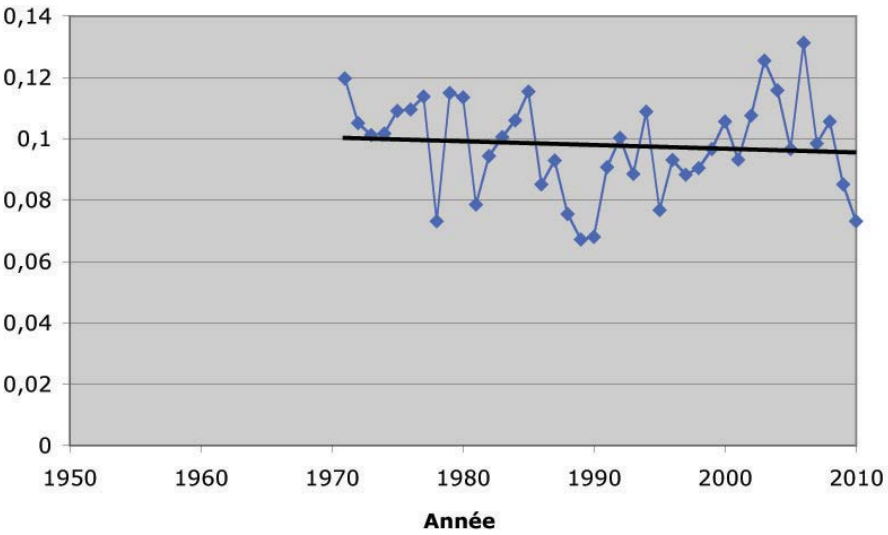


Figure 11. Indice de brillance Richards-Baker pour la rivière Pic près de Marathon, en Ontario, 1950-2010
Source : Division des relevés hydrologiques du Canada, Environnement Canada
http://www.ec.gc.ca/rhc-wsc/default.asp?lang=Fr&n=4EED50F1-1

Doré

Évaluation globale
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : La santé des populations indigènes de dorés dans les Grands Lacs est plutôt variable. Dans les lacs où les espèces exotiques connaissent un déclin (notamment le gaspareau) et où l'augmentation de la productivité est bénéfique, on a observé un regain des populations de dorés. Là où les augmentations de productivité ou d'autres facteurs ont eu des effets délétères sur la santé de l'écosystème, les populations de dorés ont lutté pour maintenir les niveaux robustes récemment atteints. Les tendances en matière de recrutement dans chacun des Grands Lacs ou dans chaque sous-population localisée (baies) continuent de jouer un rôle important dans la santé globale de l'espèce. Des années constantes de bon recrutement dans une série chronologique en particulier ont aidé à fortifier certaines populations de dorés des Grands Lacs, alors que les tendances globales de faible recrutement, malgré une ou deux années records, avaient fait décliner certaines populations.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
Situation : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : L'abondance des dorés dans tous les secteurs du lac Supérieur, sauf peut-être dans la rivière St. Louis, se situe toujours en deçà des valeurs historiques. Les dorés qui vivent dans la région de la rivière St. Louis (Minnesota, Wisconsin) et de la rivière Kaministiquia (Thunder Bay, Ontario) constituent les seules populations en santé et autosuffisantes de dorés du lac Supérieur. Les autres populations des rivières Black et Nipigon, de la baie Chequamegon et de la rivière Bad (Wisconsin), présentent de faibles effectifs en raison de problèmes de perte d'habitat et de prédation. Les efforts de rétablissement de la population de la baie Black, en Ontario, se poursuivent. Toutefois, des objectifs contradictoires en matière de communautés de poissons concernant le doré et la grande lamproie marine (*Petromyzon marinus*), dans la rivière Black Sturgeon, un affluent de la baie Black, compliquent la mise en œuvre des plans de rétablissement. Les objectifs pour les communautés de poissons (OCP) concernant l'abondance des dorés et la pêche au doré ne sont atteints que dans la rivière St. Louis. Des stratégies de rétablissement sont élaborées par des organismes et des collectivités autochtones pour aborder le problème de la perte d'habitat, et pour mettre en place des programmes périodiques d'ensemencement et de contrôle des captures en ce qui concerne les pêches hautement surveillées. Des obstacles au rétablissement du doré subsistent dans le lac Supérieur, notamment la croissance lente de l'espèce, le recrutement très variable, la perte d'habitat, le succès variable de l'ensemencement, le besoin continu d'évaluations à long terme de l'ensemble du bassin, et la prédation des dorés juvéniles et adultes.

Lac Michigan
Situation : Bonne
Tendance : S'améliore
Justification : Le doré continue de susciter l'intérêt pour la pêche à proximité du rivage. À l'échelle du lac, les taux de capture ont atteint les niveaux ciblés assurant une pêche durable de 90 718 à 181 436 kg (200 000 à 400 000 livres), comme l'indiquent les OCP pour le lac Michigan, pour trois des quatre dernières années. La biomasse moyenne des captures de dorés était de 118 283 kg de 2007 à 2010, et a atteint un sommet de 141 226 kg en 2009. Ces calculs comprennent une moyenne de 11 340 kg de captures commerciales par les pêcheurs autochtones commerciaux au cours de cette même période, de même que les prises récréatives de dorés dans les quatre États du lac. Les

pêcheurs récréatifs du Michigan et du Wisconsin sont les deux principaux groupes d'utilisateurs qui contribuent aux prises récréatives, principalement à l'extrémité nord du lac, dans la baie Green, et dans les secteurs de la grande baie de Noc et de la petite baie de Noc. La plupart des dorés capturés au Wisconsin ont été pris dans la baie Green, où de fortes montaisons ont lieu dans les rivières Fox, Oconto, Peshtigo et Menominee, ce qui a donné lieu à de fortes classes d'âge en 2003, 2008, 2009 et 2010. En ce qui concerne les données disponibles pour la période de 1985 à 2007, les OCP pour la biomasse des dorés capturés dans le lac Michigan n'ont été atteints que de 1994 à 1996; l'atteinte des OCP pour trois des quatre dernières années représente donc une amélioration substantielle.

Lac Huron

Situation : Bonne

Tendance : S'améliore

Justification : La production de dorés dans le lac Huron a connu un déclin en 2010 par rapport à l'année précédente, mais continue de présenter de fortes tendances dans la plupart des pêches. On attribue l'augmentation de la production de dorés à l'amélioration remarquable du succès de la reproduction depuis l'effondrement du stock de gaspareaux dans le lac Huron. C'est dans la baie de Saginaw, la plus importante source de dorés du lac, que les gains ont été les plus notables. Le département des Ressources naturelles du Michigan maintient plusieurs critères de rétablissement pour le doré dans la baie de Saginaw, lesquels ont tous été atteints ou dépassés au cours des dernières années. Bien que le rendement ne soit pas le seul objectif, on a observé que les taux historiques de capture des dorés étaient en moyenne de 453,6 tonnes métriques. En 2010, une étude menée par l'Université du Michigan (Michigan State University) mentionnait que le taux de mortalité des dorés attribuables aux prises accessoires dans le cadre de la pêche commerciale dans la baie de Saginaw était substantiel (estimé à environ 104 tonnes métriques cette année-là). Si cette valeur est typique des dernières années, le rendement total en ce qui concerne les dorés de la baie de Saginaw pour 2009 était de 460 tonnes métriques, ce qui correspond au rendement historique moyen.

Cinq des huit dernières classes d'âge de dorés produites dans la baie de Saginaw étaient très fortes par rapport à celles produites avant l'effondrement du stock de gaspareaux. C'est en 2003 que le vent a tourné, mais les données récentes indiquent que la classe d'âge de dorés de 2008 correspond à un record si l'on se fie à l'abondance des dorés d'un an calculée en 2009. Comme le stock de dorés augmente dans la baie de Saginaw, les mécanismes stock/recrutement dépendants de la densité régularisent probablement maintenant l'ampleur du recrutement. Depuis 2007, la force des classes d'âge semble plus variable, ce qui est typique des capacités limites des populations de dorés.

Dans les eaux ontariennes, le rendement commercial des dorés dans le bassin principal du lac Huron a augmenté en 2009, puis encore en 2010. Le rendement dans le bassin principal est le plus élevé depuis 15 ans et est actuellement égal à la moyenne sur 30 ans. Les récentes augmentations sont attribuables à l'amélioration du recrutement, et en particulier aux classes d'âge relativement fortes de 2003 et de 2005. Les captures commerciales ont été plus variables, avec de légères augmentations dans le chenal du Nord et aucune tendance définie dans la baie Georgienne. Les activités limitées visant cette espèce dans ces régions ne reflètent pas nécessairement l'abondance actuelle du doré.

Aucun relevé visant la pêche récréative au doré dans les eaux ontariennes n'a été réalisé au cours des dernières années. La réglementation restrictive qui régit la pêche récréative au doré dans la baie Georgienne et dans le chenal du Nord a été adoptée en 2003, principalement pour aider à

rétablir les populations réduites.

Une évaluation indépendante des populations de dorés dans les trois bassins du lac donne à penser que l'abondance des dorés a augmenté au cours des dernières années. Les valeurs des critères liés à l'abondance relative établis à partir de relevés normalisés ont été au-dessus de la moyenne à plusieurs endroits au cours des dernières années.

Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : La population de dorés et les pêches qui y sont associées dans le lac Érié sont gérées individuellement par quatre agences d'État états-uniennes et par un organisme provincial canadien. Sous la direction du Comité du lac Érié de la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL), un plan de gestion du doré a été mis en œuvre en 2005, et est actuellement réexaminé. Le total autorisé des captures annuelles et les quotas de pêche établis dans l'est et le centre du lac Érié sont en déclin constant depuis le récent sommet atteint en 2006, à l'exception d'une légère augmentation en 2011. Le plan de gestion du doré demandait de revoir les taux de pêche à la baisse, car les populations de l'ouest et du centre du lac ont connu un déclin. Les captures, en nombre de dorés, ont connu un déclin constant dans le cadre des pêches récréative et commerciale dans l'ouest et le centre du lac au cours des années qui ont suivi le recrutement entier de la classe d'âge exceptionnelle de 2003 (Walleye Task Group, 2011). Les activités de pêche et les taux de capture annuelle pour la pêche récréative dans les portions ouest et centre du lac sont généralement plus faibles en comparaison aux taux élevés observés dans les années 1990 et au début des années 2000. Une légère augmentation du nombre de captures et de l'effort de pêche dans le cadre de la pêche récréative a été observée dans le bassin est. Le Comité du lac Érié n'établit pas de quota international annuel dans le bassin est du lac, mais la réglementation des organismes responsables des pêches ont maintenu des pêches relativement limitées. Les activités de pêche commerciale et le nombre de dorés capturés ont connu un déclin au cours des cinq dernières années dans l'ensemble des bassins du lac, bien que les taux de capture aient connu une amélioration substantielle en 2010. La pêche au doré dans le lac Érié est largement dépendante de la forte cohorte de 2003 et, plus récemment, de la cohorte modérément forte de 2007. L'âge moyen des dorés capturés dans le cadre de la pêche récréative a augmenté au cours des trois dernières années, alors que la tendance concernant l'âge moyen était à la baisse pour la pêche commerciale au cours de la même période.

Les caractéristiques biologiques des dorés dans le lac Érié demeurent bonnes, à l'exception du recrutement variable dans l'ouest et le centre du lac. La biomasse de dorés matures, en particulier de femelles, est toujours bien supérieure à la moyenne à long terme, avec un nombre relatif très élevé de femelles âgées provenant principalement de la cohorte de 2003. La croissance a été bonne au cours des dernières années, les tailles et les poids médians annuels des dorés d'âge 2 à 5 correspondant ou dépassant les valeurs médianes à long terme (Walleye Task Group, données d'échantillonnage expérimental). La cohorte de 2010 a été évaluée comme étant de force modérée si l'on se fie à l'abondance des jeunes de l'année et les poissons d'un an nés au printemps. Toutefois, d'autres cohortes, à l'exception de celles de 2003 et de 2007, sont faibles et n'ont pas beaucoup contribué aux pêches. Le taux de croissance élevé et l'abondance de la cohorte de 2010 mettront un frein au déclin de l'abondance des dorés dans l'ouest et le centre du lac Érié à court terme, mais un recrutement plus constant de cohortes plus fortes est nécessaire pour rétablir, à long terme, les populations de dorés à des niveaux optimaux. On observe un rétablissement et une expansion évidents chez les stocks de dorés de l'est du lac, grâce à un recrutement accru au cours de quelques-unes des dernières années, mais il est difficile de quantifier ce rétablissement et cette

expansion en raison de la nature fortement migratrice des stocks de dorés dans l'ouest et le centre du lac Érié.

Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : C'est la population de dorés de la baie de Quinte qui attire le plus l'attention en matière de population, de pêches et d'évaluation. Cette population se reproduit dans les quatre affluents principaux et le long de la rive de la baie de Quinte. Les jeunes dorés (d'âge inférieur à 4 ou 5) demeurent dans la baie toute l'année, alors que les individus matures migrent vers l'est du lac Ontario pendant l'été. La pêche annuelle aux filets maillants, en été, dans la baie de Quinte et dans l'est du lac Ontario (eaux ontariennes et de l'État de New York), fournit d'excellentes tendances à long terme en matière d'abondance des dorés juvéniles et adultes. Les prises dans le lac Ontario sont probablement composées d'adultes en migration provenant de la baie de Quinte et de dorés produits dans l'est du lac Ontario à proprement parler. La pêche annuelle au chalut de fond, en août, dans la baie de Quinte, fournit un indice à long terme de l'abondance des dorés juvéniles qui est fortement corrélé avec les prises de poissons plus âgés dans les filets maillants.

À la suite du déclin de l'abondance des dorés juvéniles et adultes dans les années 1990 associé au déclin de la production vers la moitié des années 1990, la population de dorés semble s'être stabilisée ou avoir augmenté légèrement dans la baie de Quinte et dans les eaux de l'État de New York et de l'est du lac Ontario. Les cibles de performance des dorés établis dans le plan de gestion des pêches de la baie de Quinte (Bay of Quinte Fisheries Management Plan, 2010), fondé sur une période post Dreisennidés (de 2002 à 2006), sont actuellement atteintes ou dépassées. L'abondance de la population actuelle devrait demeurer stable ou s'améliorer un peu au cours des prochaines années, vu les éclosions récentes. De petites populations locales de dorés existent dans d'autres secteurs du lac Ontario, au large et dans les baies. Certains secteurs abritent des populations petites, mais en santé et autosuffisantes (p. ex. la baie Wellers, le lac West), alors que d'autres secteurs où l'habitat est dégradé exigent des activités de remise en état (p. ex. le havre Hamilton). Toutefois, ces secteurs font l'objet de beaucoup moins d'évaluations visant le doré.

Autres échelles spatiales

Corridor Huron-Érié (rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire, rivière Détroit)

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : La récolte de dorés dans le lac Sainte-Claire est à la baisse par rapport au début des années 2000 et aux années 1980. Les taux de capture par les pêcheurs à la ligne dans le lac Sainte-Claire ont également diminué. Les taux de capture de dorés par les pêcheurs à la ligne en 2009 étaient les plus bas enregistrés dans le lac Sainte-Claire (0,151 doré par heure/pêcheur, d'après l'enquête par interrogation des pêcheurs de 2009 dans les eaux ontariennes du lac Sainte-Claire). Toutefois, les taux de capture dans la rivière Détroit sont demeurés élevés. Les taux de capture de dorés dans la rivière Détroit sont similaires à ceux du début des années 2000 et du début des années 1990, et demeurent bons. Avec le temps, l'effort de pêche des pêcheurs à la ligne dans le lac Sainte-Claire s'est éloigné du doré pour se tourner vers d'autres espèces présentes dans le corridor Huron-Érié (c.-à-d. le maskinongé et l'achigan à petite bouche). Toutefois, le doré demeure un élément important de la pêche récréative. La pêche récréative n'a pas été évaluée de façon constante et il n'existe aucun relevé continu pour cette pêche nous permettant d'intégrer les estimations au résultat en tonnes métriques. Il existe un potentiel de capture considérable dans le corridor Huron-Érié. Ce potentiel ne peut pas être ignoré dans l'établissement des données sur la pêche au doré et sur la productivité de l'espèce dans les Grands Lacs, et devrait être inclus dans la description de

l'indicateur.

Le poids moyen des dorés capturés dans le lac Sainte-Claire est de 1,4 kg (d'après l'enquête par interrogation des pêcheurs de 2009 dans les eaux ontariennes du lac Sainte-Claire). Le taux de croissance des dorés dans le cadre du relevé d'automne au filet-trappe du gouvernement de l'Ontario a augmenté chaque décennie depuis le premier relevé. Le taux de croissance le plus élevé a été observé de 2007 à 2009 (les taux de capture étaient aussi très bas durant cette période). Les recrutements récents de dorés dans le lac Sainte-Claire ont été faibles. La dernière classe d'âge même modérément forte dans le lac Sainte-Claire a été produite en 1986. Depuis, très peu de dorés d'âge 1 ont été capturés si l'on en croit le relevé d'automne au filet-trappe du gouvernement de l'Ontario.

Buts

- Montrer la situation et les tendances des populations de dorés dans les divers habitats des Grands Lacs.
- Inférer la situation de communautés de prédateurs vivant en eaux tempérées.
- Inférer la santé de l'écosystème, particulièrement dans les secteurs des Grands Lacs qui sont modérément productifs (mésotrophes).
- L'indicateur « Doré » est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie portant sur les organismes de niveaux trophiques supérieurs dépendants des milieux aquatiques.

Objectif pour l'écosystème

Protéger, valoriser et remettre en état des milieux mésotrophes autrefois importants qui abritent des stocks naturels de dorés en tant que poissons prédateurs de niveau supérieur. Ces milieux sont nécessaires pour que les éléments de l'écosystème des Grands Lacs soient stables, équilibrés et productifs.

Conditions écologiques

Voir les renseignements ci-dessus, dans la section intitulée « Évaluation lac par lac ».

Liens

L'indicateur portant sur le doré est lié aux indicateurs de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CEEGL) sur les substances chimiques toxiques dans les eaux du large, les nutriments dans les lacs, les espèces aquatiques non indigènes, et l'habitat du poisson.

Gestion – défis et possibilités

Afin d'améliorer la santé des populations de dorés dans les Grands Lacs, les gestionnaires doivent améliorer les taux de reproduction, de croissance et de survie de l'espèce, tout en prenant de bonnes décisions de gestion pour assurer des taux de capture sécuritaires et durables. La plupart des populations de dorés dépendent de la reproduction naturelle, qui repose en grande partie sur des facteurs environnementaux imprévisibles (p. ex., les conditions météorologiques hivernales et printanières, la limpidité de l'eau et l'abondance du gaspareau). Toutefois, l'absence d'aires de reproduction et de croissance de qualité en raison des activités humaines limite la reproduction du doré dans certains secteurs, et on peut remédier à ce problème en adoptant des mesures telles que l'enlèvement de barrages, la valorisation du substrat ou l'aménagement des bassins versants en vue de réduire l'envasement et de rétablir les débits naturels.

Les taux de croissance dépendent des conditions météorologiques (p. ex. la température de l'eau), de la qualité du bassin de proies et de la densité de l'espèce. Ces éléments sont, pour la plupart, impossibles à gérer directement. Les taux de survie peuvent être modifiés par des stratégies de pêche, qui sont généralement conservatrices dans l'ensemble des Grands Lacs. Il est essentiel, pour la santé à long terme des populations de dorés, que les gestionnaires des terres et des pêches continuent de collaborer pour protéger et rétablir les conditions naturelles de l'habitat dans les eaux mésotrophes des Grands Lacs ainsi que dans les aires de reproduction et de croissance des juvéniles. Il est également essentiel d'empêcher les nouvelles introductions d'espèces envahissantes non indigènes et

de lutter contre les espèces nuisibles non indigènes présentes, dans la mesure du possible, pour assurer la santé future des populations de dorés et des autres espèces indigènes.

La gestion des pêches et les attentes de la population devront s'adapter aux changements continuels de l'écosystème. Le département des Ressources naturelles du Minnesota a élaboré un plan de gestion des pêches pour les eaux du lac Supérieur qui se trouvent sur son territoire. Il a ciblé les principaux secteurs du réseau de l'estuaire de la rivière St. Louis et de la rivière Pigeon qui sont importants pour les populations de dorés du bassin versant du lac Supérieur. Presque tous les organismes élaborent ou réexaminent des plans stratégiques en vue d'assurer la santé à long terme des populations de dorés. Le Comité du lac Érié de la CPGL revoit actuellement son plan de gestion du doré avec l'aide d'intervenants et d'universitaires du Michigan State University Quantitative Fishery Center. Ce processus permet aux gestionnaires et aux parties intéressées de déterminer les objectifs appropriés en matière de pêches et d'établir une politique précise visant les captures comportant des seuils et des taux de capture adéquats fondés sur l'abondance de la population. Il sera essentiel d'améliorer les méthodes à long terme de collecte et de gestion des données pour permettre aux gestionnaires de comprendre les changements qui surviennent au sein des populations de dorés et en matière de pêches dans les Grands Lacs.

Commentaires de l'auteur

La dominance historique du doré dans les milieux mésotrophes des Grands Lacs fournit une bonne assise pour évaluer la santé de l'écosystème à l'échelle du bassin. Le fait de maintenir ou de rétablir les niveaux historiques d'abondance relative, de biomasse et de productivité des populations autosuffisantes de dorés dans l'ensemble de leur aire de répartition d'origine dans le bassin des Grands Lacs aidera à s'assurer que l'espèce est dominante dans l'écosystème et qu'une communauté adéquate et équilibrée est maintenue dans les milieux d'eaux tempérées mésotrophes. Les données historiques peuvent être utilisées pour déterminer la situation et les tendances des populations de dorés. Les registres des captures commerciales de dorés dans les Grands Lacs remontent à la fin des années 1800. Les données sur les captures dans le cadre de la pêche récréative et les données d'évaluation des pêches complètent ces registres sur la pêche commerciale dans certaines régions pour les dernières décennies, et les données sur la pêche récréative sont particulièrement utiles dans les régions où la pêche commerciale au doré est fermée.

Le rendement des pêches constitue un indicateur approprié de la santé du doré, mais seulement de façon générale. Des évaluations sont manquantes pour certaines pêches (récréative, commerciale ou autochtone) pour certaines années, dans tous les secteurs étudiés. En outre, les unités de mesure ne sont pas normalisées en fonction du type de pêche (p. ex., les pêches commerciales sont mesurées au poids, alors que les pêches récréatives sont généralement mesurées en nombre de poissons). Cela signifie que des conversions additionnelles sont nécessaires, ce qui limite l'exactitude des données. De même, les valeurs « zéro » doivent être différenciées des données « manquantes » dans tous les résultats. Ainsi, les tendances en matière de rendement des pêches dans le temps (blocs d'années) sont probablement de meilleurs indicateurs que les valeurs absolues d'une année donnée, en supposant que tout biais introduit demeure relativement constant avec le temps. Étant donné ce qui précède, un cycle de rapport de dix ans est recommandé pour cet indicateur. Beaucoup d'organismes ont établi ou établissent des estimations des populations pour de nombreux poissons des Grands Lacs. Les estimations des populations de dorés dans des secteurs précis (p. ex. l'ouest et le centre du lac Érié, la baie de Saginaw, la baie Green et la baie de Quinte) donneraient probablement une meilleure évaluation de la santé de ces populations dans les Grands Lacs que les estimations des prises dans tous les lacs, et il serait préférable de les adopter à mesure qu'elles deviennent accessibles dans tous les secteurs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.		LÉ, LH, LM, LO, CH-É	LS			
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.	LÉ	LH, LM, LO, CH-É	LS			
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	LÉ	LM, LO, CH-É	LH, LS			
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		LÉ, LM, LO	LH, LS, CH-É			
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		LÉ, LM, CH-É	LO, LS	LH		
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.	LÉ	LM, LO	LH, LS, CH-É			

Notes explicatives

Il y a place à amélioration. Une bonne partie de nos renseignements n'étaient pas donnés sous forme de rendement (livres ou kilos), et ont dû être convertis. Tous les éléments concernant les prises ne sont pas évalués de façon constante. La connaissance de la situation de la population est fondée sur des relevés réalisés régulièrement qui pourraient être plus fiables ou associés à un degré de confiance plus élevé par les biologistes et les gestionnaires.

Remerciements

Auteur

Kevin Kayle, département des Ressources naturelles de l'Ohio, division des Espèces sauvages (éditeur)

Collaborateurs

Lac Supérieur : Ken Cullis, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, ken.cullis@ontario.ca

Stephen T. Schram, département des Ressources naturelles du Wisconsin

Lac Michigan : Steve Hogler, département des Ressources naturelles du Wisconsin, steven.hogler@wisconsin.gov

Lac Huron : Lloyd Mohr, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, lloyd.mohr@ontario.ca

David Fielder, département des Ressources naturelles du Michigan, fielderd@michigan.gov

Corridor Huron-Érié : Megan Belore, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, megan.belore@ontario.ca

Michael Thomas, département des Ressources naturelles du Michigan, thomasmv@michigan.gov

Lac Érié : Kevin Kayle, département des Ressources naturelles de l'Ohio, kevin.kayle@dnr.state.oh.us

Megan Belore, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, megan.belore@ontario.ca

Andy Cook, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, andy.cook@ontario.ca

Lac Ontario : Jim Hoyle, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, jim.hoyle@ontario.ca

Jana Lantry, département de la Conservation de l'environnement de l'État de New York jrlantry@gw.dec.state.ny.us

Lacs Supérieur/Michigan/Huron : Karen Wright, Chippewa Ottawa Resource Authority, kwright@sault.com

Sources d'information

Les données sur les prises et les renseignements sur la gestion ont été obtenus des sources suivantes :

Lac Supérieur : Ken Cullis, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, ken.cullis@ontario.ca

Lacs Supérieur/Michigan/Huron : Karen Wright, Chippewa Ottawa Resource Authority, kwright@sault.com

Lac Michigan : David Rowe, département des Ressources naturelles du Wisconsin, david.rowe@wisconsin.gov

Lac Huron : Lloyd Mohr, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, lloyd.mohr@ontario.ca

David Fielder, département des Ressources naturelles du Michigan, fielderd@michigan.gov
Corridor Huron-Érié : Megan Belore, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, megan.belore@ontario.ca
Michael Thomas, département des Ressources naturelles du Michigan, thomasmv@michigan.gov
Lac Érié : Kevin Kayle, département des Ressources naturelles de l'Ohio, kevin.kayle@dnr.state.oh.us
Lac Ontario : Jim Hoyle, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, jim.hoyle@ontario.ca
Jana Lantry, département de la Conservation de l'environnement de l'État de New York jrlantry@gw.dec.state.ny.us

Liste des figures

Figure 1. Captures de dorés, en tonnes métriques, divisées selon les contributions des pêches autochtone, récréative et commerciale dans les cinq Grands Lacs, de 1975 à 2010. Les OCP sont les suivants : pour le lac Michigan, 100 à 200 tonnes métriques; pour le lac Huron, 700 tonnes métriques; pour le lac Érié, exploitation durable dans tous les bassins; pour le lac Ontario, maintien des populations du début des années 1990 et expansion des populations dans des milieux favorables.
Sources : Chippewa Ottawa Resource Authority, département des Ressources naturelles du Michigan, département des Ressources naturelles du Minnesota, département de la Conservation de l'environnement de l'État de New York, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, département des Ressources naturelles de l'Ohio, Pennsylvania Fish and Boat Commission, département des Ressources naturelles du Wisconsin.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

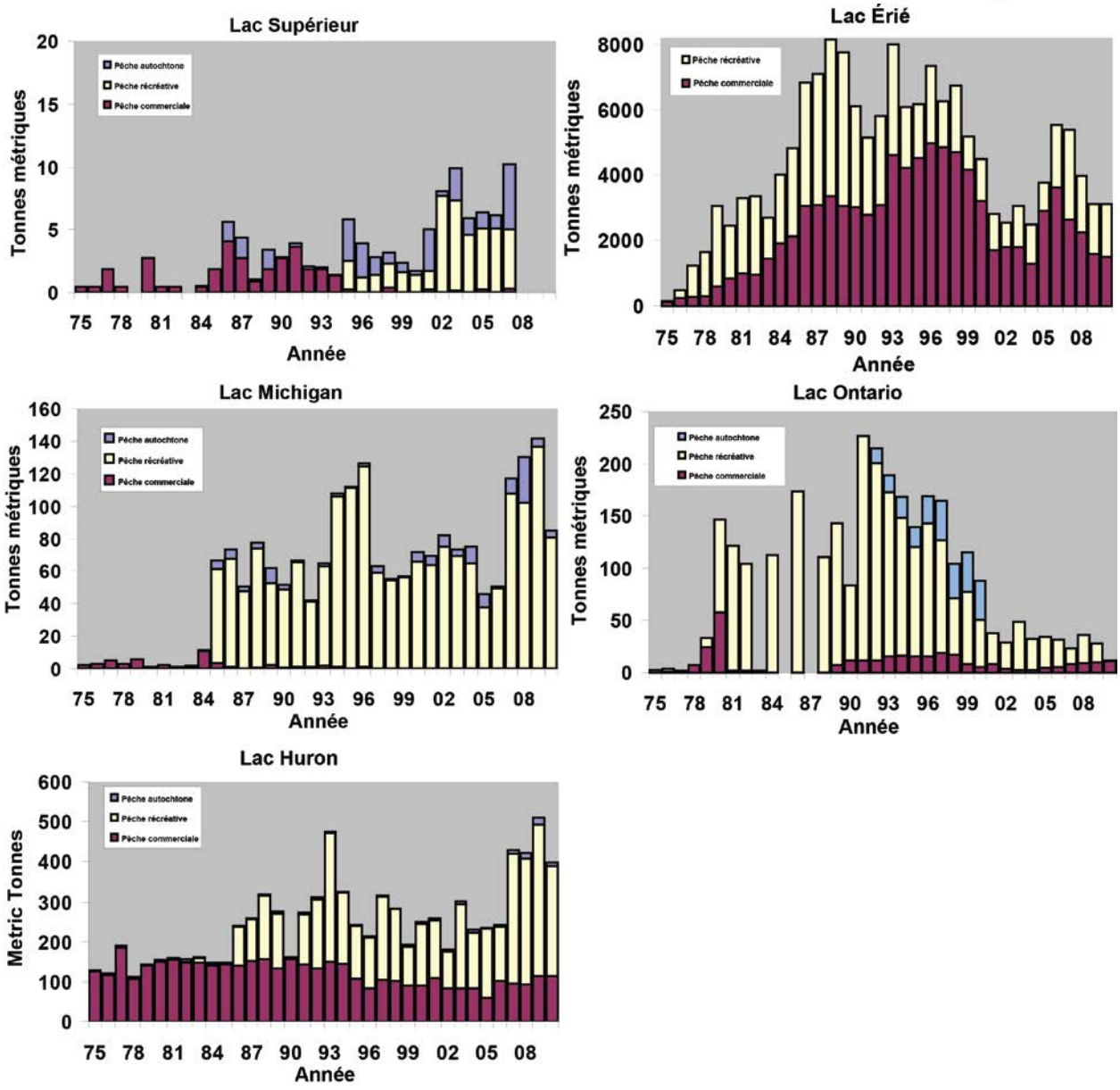


Figure 1. Captures de dorés, en tonnes métriques, divisées selon les contributions des pêches autochtone, récréative et commerciale dans les cinq Grands Lacs, de 1975 à 2010. Les OCP sont les suivants : pour le lac Michigan, 100 à 200 tonnes métriques; pour le lac Huron, 700 tonnes métriques; pour le lac Érié, exploitation durable dans tous les bassins; pour le lac Ontario, maintien des populations du début des années 1990 et expansion des populations dans des milieux favorables.

Sources : Chippewa Ottawa Resource Authority, département des Ressources naturelles du Michigan, département des Ressources naturelles du Minnesota, département de la Conservation de l'environnement de l'État de New York, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, département des Ressources naturelles de l'Ohio, Pennsylvania Fish and Boat Commission, département des Ressources naturelles du Wisconsin.

Chimie de l'eau (qualité)

Évaluation globale
Tendance : Indéterminée
Justification : Difficile d'évaluer ces paramètres à l'échelle du bassin. La composition du lac est propre à chaque lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Conductance spécifique
Tendance : En hausse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1992 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif statistiquement significatif ($P < 0,05$, $\rho = 0,57$). Le taux de variation médian était de 0,10 µmhos·cm^{-1}·année^{-1}.

Chlorure total
Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1992 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif non statistiquement significatif ($P > 0,05$, $\rho = -0,10$).

pH
Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1992 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif non statistiquement significatif ($P > 0,05$, $\rho = 0,13$).

Alcalinité totale
Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1992 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif non statistiquement significatif ($P > 0,05$, $\rho = 0,43$).

Turbidité
Tendance : En hausse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1992 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif statistiquement significatif ($P < 0,001$, $\rho = 0,76$). Le taux de variation médian était de 0,013 uTN·année^{-1}.

Lac Michigan
Conductance spécifique
Tendance : En hausse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1983 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif statistiquement significatif ($P < 0,0001$, $\rho = 0,85$). Le taux de variation médian était de 0,67 µmhos·cm^{-1}·année^{-1}.

Chlorure total
Tendance : En hausse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1983 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif statistiquement significatif ($P < 0,0001$,

ρ = 0,99). Le taux de variation médian était de 0,14 mg Cl·année^{-1}.

pH
Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1983 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif non statistiquement significatif (P > 0,05, ρ = 0,02).

Alcalinité totale
Tendance : En baisse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1983 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif statistiquement significatif (P < 0,01, ρ = -0,46). Le taux de variation médian était de -0,065 mg $CaCO_3$·année^{-1}.

Turbidité
Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1983 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif non statistiquement significatif (P > 0,05, ρ = -0,27).

Lac Huron
Conductance spécifique
Tendance : En hausse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1983 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif statistiquement significatif (P < 0,001, ρ = 0,66). Le taux de variation médian était de 0,28 µmhos·cm^{-1}·année^{-1}.

Chlorure total
Tendance : En hausse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1983 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif statistiquement significatif (P < 0,0001, ρ = 0,94). Le taux de variation médian était de 0,064 mg Cl·année^{-1}.

pH
Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1983 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif non statistiquement significatif (P > 0,05, ρ = 0,33).

Alcalinité totale
Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1983 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif non statistiquement significatif (P > 0,05, ρ = -0,05).

Turbidité
Tendance : En baisse, à un taux médian de -0,0088 uTN·année^{-1}.
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1983 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif statistiquement significatif (P < 0,001, ρ = -0,67). Le taux de variation médian était de -0,0088 uTN·année^{-1}.

Lac Érié

Tendance : Non évaluée

Justification : Dans le cas du lac Érié, les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1983 à 2008 ne sont pas évaluées pour le lac entier, mais pour trois bassins définis sur une base bathymétrique.

Lac Ontario

Conductance spécifique

Tendance : En baisse, à un taux médian de -0,72 µmhos·cm^{-1}·année^{-1}.

Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1986 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif statistiquement significatif ($P < 0,001$, $\rho = -0,68$). Le taux de variation médian était de -0,72 µmhos·cm^{-1}·année^{-1}.

Chlorure total

Tendance : Inchangée

Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1986 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif non statistiquement significatif ($P > 0,05$, $\rho = -0,20$).

pH

Tendance : Inchangée

Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1986 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif non statistiquement significatif ($P > 0,05$, $\rho = 0,27$).

Alcalinité totale

Tendance : En baisse

Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1986 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif statistiquement significatif ($P < 0,001$, $\rho = -0,83$). Le taux de variation médian était de -0,40 mg $CaCO_3$·année^{-1}.

Turbidité

Tendance : En baisse

Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle panlacustre de 1986 à 2008 étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif statistiquement significatif ($P < 0,05$, $\rho = -0,51$). Le taux de variation médian était de -0,0075 uTN·année^{-1}.

Autres échelles spatiales

Bassins lacustres

Bassin occidental du lac Érié

Conductance spécifique

Tendance : Inchangée

Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif non statistiquement significatif ($P > 0,05$, $\rho = 0,30$).

Chlorure total

Tendance : Inchangée

Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif non statistiquement significatif ($P > 0,05$, $\rho = 0,33$).

pH
Tendance : En baisse, à un taux médian de -0,0045 unités de pH·année^{-1}.
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif statistiquement significatif ($P < 0,05$, $\rho = -0,36$). Le taux de variation médian était de 0,0045 unités de pH·année^{-1}.

Alcalinité totale
Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif non statistiquement significatif ($P > 0,05$, $\rho = -0,21$).

Turbidité
Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif non statistiquement significatif ($P > 0,05$, $\rho = 0,25$).

Bassin central du lac Érié
Conductance spécifique
Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif non statistiquement significatif ($P > 0,05$, $\rho = 0,29$).

Chlorure total
Tendance : En hausse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif statistiquement significatif ($P < 0,0001$, $\rho = 0,72$). Le taux médian de variation était de 0,095 mg Cl·année^{-1}.

pH
Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif non statistiquement significatif ($P < 0,05$, $\rho = 0,24$).

Alcalinité totale
Tendance : En baisse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif statistiquement significatif ($P < 0,05$, $\rho = -0,51$). Le taux de variation médian était de -0,12 mg $CaCO_3$·année^{-1}.

Turbidité
Tendance : En hausse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif statistiquement significatif ($P < 0,01$, $\rho = 0,52$). Le taux de variation médian était de 0,072 uTN·année^{-1}.

Bassin oriental du lac Érié
Conductance spécifique

Tendance : Inchangée
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif non statistiquement significatif ($P > 0,05$, $\rho = 0,04$).

Chlorure total
Tendance : En hausse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif statistiquement significatif ($P < 0,0001$, $\rho = 0,71$). Le taux médian de variation était de 0,12 mg Cl·année^{-1}.

pH
Tendance : En hausse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman positif statistiquement significatif ($P < 0,05$, $\rho = 0,48$). Le taux de variation médian était de 0,005 unité de pH·année^{-1}.

Alcalinité totale
Tendance : En baisse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif statistiquement significatif ($P < 0,01$, $\rho = -0,54$). Le taux de variation médian était de -0,24 mg $CaCO_3$·année^{-1}.

Turbidité
Tendance : En baisse
Justification : Les valeurs médianes enregistrées au printemps à l'échelle du bassin, de 1983 à 2008, étaient associées à un coefficient de corrélation de rang de Spearman négatif statistiquement significatif ($P < 0,01$, $\rho = -0,62$). Le taux de variation médian était de 0,072 uTN·année^{-1}.

But

- Surveiller la qualité de l'eau des Grands Lacs.
- Évaluer la qualité de l'eau des Grands Lacs.
- Appuyer l'évaluation des tendances et des variations à long terme en ce qui concerne la qualité de l'eau des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème
L'objectif relatif à l'écosystème est de surveiller les variations de la qualité de l'eau des Grands Lacs.

Conditions écologiques
Mesure
Pour évaluer les tendances à long terme en ce qui concerne la qualité de l'eau dans les eaux libres des Grands Lacs, on calcule la moyenne des valeurs enregistrées aux stations d'échantillonnage au printemps sur toute la profondeur de la colonne d'eau.

État
Les administrations fédérales canadienne et américaine surveillent la qualité de l'eau des Grands Lacs. Environnement Canada (EC) comme le Bureau du programme national des Grands Lacs (GLPNO) de l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA) utilisent des navires pour recueillir des échantillons de l'eau des lacs à des fins d'analyse de la qualité. Les méthodes employées dans le cadre du programme de surveillance des Grands Lacs d'EC sont décrites dans Dove *et al.* (2009). Les procédures d'échantillonnage et d'analyse utilisées dans les enquêtes sur la qualité des eaux libres des lacs (Open Lake Water Quality Surveys)

menées par le GLPNO sont exposées dans GLNPO (2010). En bref, EC effectue une surveillance dans tous les Grands Lacs, sauf dans le lac Michigan, qui est situé entièrement sur le territoire américain. Chacun des Grands Lacs fait habituellement l'objet d'une enquête tous les deux ans, et le lac est alors sillonné à plusieurs reprises. Toutes les zones (le littoral, le large et les principales baies) sont surveillées dans le cadre du programme d'EC. L'USEPA sillonne toutes les eaux, sauf la baie Georgienne, une fois au printemps et une fois à l'été; ses stations sont situées plutôt le long de l'axe central de chaque lac. On présente ici une mise à jour en ce qui concerne les tendances à long terme de la conductance spécifique, du chlorure total, du pH, de l'alcalinité et de la turbidité de chacun des Grands Lacs.

On a analysé seulement les données du GLNPO aux fins de la présentation des tendances à long terme dans le présent rapport. Les données se limitent aux échantillonnages printaniers effectués aux stations situées au large, aux moments et aux endroits où les eaux étaient bien brassées, sauf dans le cas du lac Érié, qui est relativement peu profond, et que l'on a donc divisé en trois bassins. La période analysée pour l'établissement des tendances à long terme va de 1983 à 2008 dans le cas du lac Michigan, du lac Huron et du lac Érié. Le lac Ontario a fait l'objet d'une surveillance de 1986 à 2008, tandis que la surveillance du lac Supérieur a commencé en 1992. On a fait la moyenne des valeurs enregistrées pour les divers analytes à chacune des stations au large sur toute la profondeur de la colonne d'eau. On a déterminé les valeurs annuelles à l'échelle panlacustre et à l'échelle du bassin en calculant la valeur médiane des moyennes à chaque station pour chacun des lacs et des bassins pendant la période de surveillance.

Les données sont présentées par lac, sauf dans le cas du lac Érié, qui a été divisé en trois bassins. Les analyses statistiques employées pour caractériser les tendances à long terme dessinées par les données sont pour la plupart des méthodes non paramétriques ou sans distribution utilisées afin d'éviter les transformations de données, qui varieraient selon les lacs et les paramètres.

Deux méthodes non paramétriques sont utilisées pour déterminer l'existence, l'ampleur et le caractère significatif ou non des tendances relatives aux données par lac et par paramètre : il s'agit de la corrélation de rang de Spearman (Siegel, 1956) et de l'estimateur de régression de Sen (ou de Thiel-Sen) (Sen, 1968).

L'ordonnancement et la hiérarchisation des valeurs permettent de rendre le coefficient de corrélation de rang de Spearman équivalent au coefficient produit-moment de Pearson (Sen, 1968). Il n'est pas sensible à la distribution des données ou aux valeurs très élevées ou très basses qui créent des biais dans les méthodes paramétriques. La force de la corrélation de rang de Spearman détermine la signification statistique de toutes les tendances à long terme indiquées. Pour calculer les coefficients de corrélation de rang de Spearman, on a employé les médianes annuelles à l'échelle panlacustre ou à l'échelle du bassin, cela afin de limiter le plus possible les erreurs de type I.

L'estimateur de régression de Sen permet de calculer la pente des droites de régression, lorsqu'il existe une corrélation significative. La technique de Sen détermine le taux médian de variation (la pente) en sélectionnant m comme étant la médiane sur n(n-1)/2 pentes de droites définies par des paires de données. En utilisant l'estimateur de régression de Sen (m) avec les valeurs médianes de y (analyte) et de x (année) pour déterminer b, l'ordonnée à l'origine, on obtient la droite robuste de Kendall-Theil (Kendall-Theil Robust Line, ou KTRLine) (USGS, 2006). Toutes les pentes ou les taux de variation indiqués dans le présent rapport sont des pentes de Sen.

Les résultats obtenus en ce qui concerne la qualité de l'eau au large sont présentés aux figures 1 à 5, dans le cas des Grands Lacs d'amont (lac Supérieur, lac Huron et lac Michigan), et aux figures 6 à 10, dans le cas des Grands Lacs inférieurs (lac Érié et lac Ontario). Les moyennes enregistrées aux différentes stations sont représentées, sur les graphiques, sous la forme de boîtes. Les boîtes (qu'on appelle aussi « tracé en rectangle et moustaches ») constituent un moyen simple de synthétiser les données ainsi que d'évaluer et de comparer la distribution des échantillons. Le sommet de la boîte correspond au troisième quartile (Q3), où 75 % des données sont inférieures ou égales à cette valeur. La ligne à l'intérieur de la boîte est la médiane (la moitié des données enregistrées sont inférieures ou égales à la médiane). Le bas de la boîte correspond au premier quartile (Q1), où 25 % des données sont inférieures ou

égales à cette valeur. La moustache supérieure s'étend jusqu'à la valeur la plus élevée de la limite supérieure, soit Q3 + 1,5 (Q3 – Q1). De manière similaire, la moustache inférieure s'étend jusqu'à la limite inférieure de Q1 – 1,5 (Q3 – Q1). Les valeurs indiquées sous la forme d'astérisques sur les graphiques se situent hors des limites inférieures ou supérieures, et on considère qu'il s'agit de valeurs aberrantes. La droite KTRLine est tracée sur les graphiques lorsqu'il existe une corrélation significative.

Lac Supérieur

La conductance spécifique a augmenté de manière significative dans les eaux libres du lac Supérieur ($P < 0,05$, $\rho = 0,57$) à un taux de 0,10 µmhos·cm^{-1}·année^{-1}. La médiane la plus faible à l'échelle panlacustre a été enregistrée en 1992 (97 µmhos·cm^{-1}), et la plus élevée, en 2002 (100 µmhos·cm^{-1}). Cependant, un examen d'assurance de la qualité des données sur la conductance spécifique révèle que cette tendance pourrait avoir été produite par une erreur instrumentale systématique (LIMNO). La turbidité a augmenté de manière significative ($P < 0,001$, $\rho = 0,76$) à un taux de 0,013 u.T.F.·année^{-1}. Les valeurs de turbidité ont diminué de 1992 à 1996, avant de connaître des hausses de 1997 à 2008, avec des fluctuations interannuelles mineures. On n'a noté aucune tendance significative en ce qui concerne le chlorure total, le pH et l'alcalinité dans les eaux libres du lac Supérieur. Les médianes annuelles moyennes de la concentration en chlorure, du pH et de l'alcalinité à l'échelle panlacustre étaient respectivement de 1,3 mg Cl·L^{-1}, de 7,81 et de 41,6 mg $CaCO_3$·L^{-1}.

Lac Michigan

La conductance spécifique a augmenté de manière significative dans les eaux libres du lac Michigan ($P < 0,0001$, $\rho = 0,85$) à un taux de 0,67 µmhos·cm^{-1}·année^{-1}. La médiane la plus faible à l'échelle panlacustre a été enregistrée en 1983 (279 µmhos·cm^{-1}), et la plus élevée, en 2004 (296 µmhos·cm^{-1}). La conductance spécifique a augmenté de manière constante entre 1983 et 2004, après quoi elle a connu une baisse entre 2005 et 2008, ce qui donne globalement une hausse. Le chlorure total a augmenté ($P < 0,0001$, $\rho = 0,99$) à un taux de 0,14 mg Cl·L^{-1}·année^{-1}. La médiane la plus faible à l'échelle panlacustre a été enregistrée en 1983 (8,7 mg Cl·L^{-1}), et la plus élevée, en 2007 (11,8 mg Cl·L^{-1}). Les concentrations en chlorure sont demeurées stables de 1983 à 1987, après quoi elles ont augmenté de manière régulière de 1998 à 2008. L'alcalinité totale a diminué de manière significative ($P < 0,01$, $\rho = -0,46$) à un taux de -0,065 mg $CaCO_3$·L^{-1}·année^{-1}. La plus faible médiane à l'échelle panlacustre a été enregistrée en 1999 (105 mg $CaCO_3$·L^{-1}), et la plus élevée, en 1989 (112 mg Cl·L^{-1}). L'alcalinité a connu des fluctuations interannuelles : des hausses et des baisses se sont succédé sur des périodes de 2 à 3 ans, et globalement, elle a diminué. Aucune tendance significative n'a été relevée en ce qui concerne le pH et la turbidité dans les eaux libres du lac Michigan. Les médianes annuelles moyennes du pH et de l'alcalinité totale à l'échelle panlacustre étaient respectivement de 8,01 et de 77,9 mg $CaCO_3$·L^{-1}.

Lac Huron

La conductance spécifique a augmenté de manière significative dans les eaux libres du lac Huron ($P < 0,001$, $\rho = 0,66$) à un taux de 0,28 µmhos·cm^{-1}·année^{-1}. La plus faible médiane à l'échelle panlacustre a été enregistrée en 1985 (203 µmhos·cm^{-1}), et la plus élevée, en 2002 (213 µmhos·cm^{-1}). La conductance spécifique a augmenté entre 1985 et 1993 de même qu'entre 1998 et 2002, avant de diminuer entre 2002 et de connaître des fluctuations interannuelles jusqu'en 2008. Le chlorure total a augmenté ($P < 0,0001$, $\rho = 0,94$) à un taux de 0,064 mg Cl·L^{-1}·année^{-1}. La plus faible médiane annuelle à l'échelle panlacustre a été enregistrée en 1985 (5,4 mg Cl·L^{-1}), et la plus élevée, en 2007 (7,0 mg Cl·L^{-1}). Les concentrations de chlorure, contrairement à la conductance spécifique, a augmenté continuellement de 1988 à 2008. La turbidité a diminué significativement ($P < 0,001$, $\rho = -0,67$) à un taux de -0,0088 u.T.F.·année^{-1}. La plus faible médiane à l'échelle panlacustre a été enregistrée en 2005 (0,25 u.T.F.), et la plus élevée, en 1983 (0,62 u.T.F.). La turbidité a globalement connu une baisse, avec des fluctuations interannuelles sur des périodes de 3 à 5 ans entre 1983 et 2005. Après 2005, la turbidité est demeurée relativement stable et faible. On n'a noté aucune tendance significative en ce qui concerne le pH et l'alcalinité totale dans les eaux libres du lac Huron. Les médianes annuelles moyennes du pH et de la turbidité à l'échelle panlacustre étaient respectivement de 8,12 et de 0,4 u.T.F.

Lac Ontario

La conductance spécifique a diminué de manière significative dans les eaux libres du lac Ontario ($P < 0,001$, $\rho = -0,68$) à un taux de -0,72 µmhos·cm^{-1}·année^{-1}. La plus faible médiane à l'échelle panlacustre a été enregistrée en 2003 (297 µmhos·cm^{-1}), et la plus élevée, en 1986 (320 µmhos·cm^{-1}). La conductance spécifique a diminué entre 1986 et 1999, avant d'augmenter entre 1999 et 2005, puis d'atteindre un plateau correspondant à une moyenne de 307 µmhos·cm^{-1}·année^{-1} pour le reste de la période de surveillance. L'alcalinité totale a diminué ($P < 0,0001$, $\rho = -0,83$) à un taux de -0,40 mg $CaCO_3$·L^{-1}·année^{-1}. La plus faible médiane annuelle à l'échelle panlacustre a été enregistrée en 2003 (88,2 mg $CaCO_3$·L^{-1}), et la plus élevée, en 1990 (97,0 mg $CaCO_3$·L^{-1}). L'alcalinité totale est demeurée stable entre 1986 et 1990, avant de se mettre à diminuer de manière constante jusqu'en 2002. De 2003 à 2007, l'alcalinité a augmenté, puis sa valeur médiane a connu une baisse en 2008. La turbidité a diminué significativement ($P < 0,05$, $\rho = -0,51$) à un taux de -0,0075 u.T.F.·année^{-1}. La plus faible médiane à l'échelle panlacustre a été enregistrée en 2002 (0,09 u.T.F.), et la plus élevée, en 1990 (0,55 u.T.F.). La turbidité a augmenté entre 1986 et 1990, avant de connaître une baisse de 1990 à 1999. Elle a augmenté en 2000 et en 2001, puis elle est demeurée stable entre 2003 et 2008, à une valeur médiane de 0,25 u.T.F. On n'a noté aucune tendance significative en ce qui concerne le chlorure total et le pH dans les eaux libres du lac Ontario. Les médianes annuelles moyennes du chlorure total et du pH à l'échelle panlacustre étaient respectivement de 22 mg Cl·L-1 et de 8,06.

Bassin occidental du lac Érié

Dans le bassin occidental du lac Érié, le pH a diminué de manière significative ($P < 0,05$, $\rho = -0,36$) à un taux de -0,005 unité de pH·année^{-1}. La plus faible médiane à l'échelle du bassin a été enregistrée en 2007 (7,75), et la plus élevée, en 1986 (8,25). Les valeurs annuelles du pH ont fluctué d'une année à l'autre, et elles ont globalement connu une baisse. On n'a noté aucune tendance significative en ce qui concerne la conductance spécifique, le chlorure total, l'alcalinité et la turbidité dans le bassin occidental du lac Érié. Les médianes annuelles moyennes de la conductance spécifique, du chlorure total, de l'alcalinité totale et de la turbidité à l'échelle du bassin étaient respectivement de 260 µmhos·cm^{-1}, de 14,2 mg Cl·L^{-1}, de 86,6 mg $CaCO_3$·L^{-1} et de 9,74 u.T.F.

Bassin central du lac Érié

Dans le bassin central du lac Érié, le chlorure total a augmenté de manière significative ($P < 0,0001$, $\rho = 0,72$) à un taux de 0,095 mg Cl·L^{-1}·année^{-1}. La plus faible médiane à l'échelle du bassin a été enregistrée en 1988 (14,1 mg Cl·L^{-1}), et la plus élevée, en 2006 (17,9 mg Cl·L^{-1}). Les concentrations en chlorure ont diminué de 1983 à 1988, sont demeurées stables entre 1989 et 1998, après quoi elles ont connu une hausse de 1997 à 2006. L'alcalinité totale a diminué de manière significative ($P < 0,01$, $\rho = -0,51$) à un taux de -0,12 mg $CaCO_3$·L^{-1}·année^{-1}. La plus faible médiane à l'échelle du bassin a été enregistrée en 1998 (85,7 mg $CaCO_3$·L^{-1}), et la plus élevée, en 1986 (96,3 mg $CaCO_3$·L^{-1}). L'alcalinité a varié sur deux périodes distinctes. Il y a d'abord eu une période de déclin entre 1985 et 1996. Il y a ensuite eu une période de hausse entre 1996 et 2008, les valeurs s'étant stabilisées à 91,2 mg $CaCO_3$·L^{-1} au cours des 4 dernières années de cette période. L'analyse de la tendance globale masque la dernière période de hausse entre 1996 et 2004. La turbidité a augmenté de manière significative ($P < 0,01$, $\rho = 0,52$) à un taux de 0,072 u.T.F.·année^{-1}. La plus faible médiane à l'échelle du bassin a été enregistrée en 1986 (0,78 u.T.F.), et la plus élevée, en 2002 (7,82 u.T.F). On n'a relevé aucune tendance observable dans les données. La turbidité dans le bassin central variait d'une année à l'autre, les plus fortes variabilités annuelles ayant été enregistrées en 2002, 2003 et 2007. On n'a noté aucune tendance significative en ce qui concerne la conductance spécifique et le pH dans le bassin central du lac Érié. Les médianes annuelles moyennes de la conductance spécifique et de la turbidité à l'échelle du bassin étaient respectivement de 276 µmhos·cm^{-1} et de 2,08 u.T.F.

Basin oriental du lac Érié

Dans le bassin oriental du lac Érié, le chlorure total a augmenté de manière significative ($P < 0,0001$, $\rho = 0,71$) à un taux de 0,12 mg Cl·L^{-1}·année^{-1}. La plus faible médiane à l'échelle du bassin a été enregistrée en 1988 (14,5 mg Cl·L^{-1}), et la plus élevée, en 2006 (18,4 mg Cl·L^{-1}). Les concentrations en chlorure sont demeurées stables de 1984 à 1996. Elles ont augmenté de manière constante entre 1996 et 2007, puis ont connu une baisse en 2008. Le pH a augmenté de manière significative ($P < 0,05$, $\rho = 0,48$) à un taux de 0,005 unité de pH·année^{-1}. La plus faible

médiane à l'échelle du bassin a été enregistrée en 1988 (7,91), et la plus élevée, en 2000 (8,35). Le pH a fluctué selon un cycle de 3 à 5 ans de hausses et de baisses entre 1983 et 2002. Après 2002, les valeurs du pH sont demeurées stables, avec des variations interannuelles minimes. L'alcalinité totale a diminué de manière significative ($P < 0,01$, $\rho = -0,54$) à un taux de -0,24 mg $CaCO_3 \cdot L^{-1} \cdot année^{-1}$. La plus faible médiane à l'échelle du bassin a été enregistrée en 1996 (85,3 mg $CaCO_3 \cdot L^{-1}$), et la plus élevée, en 1983 (97,0 mg $CaCO_3 \cdot L^{-1}$). L'alcalinité est demeurée stable de 1983 à 1990, après quoi ses valeurs ont diminué jusqu'en 1996, avant d'augmenter graduellement jusqu'en 2003. Ensuite, elles sont demeurées relativement stables jusqu'en 2008. La turbidité a diminué de manière significative ($P < 0,001$, $\rho = -0,62$) à un taux de -0,074 u.T.F.$\cdot$année^{-1}. La plus faible médiane à l'échelle du bassin a été enregistrée en 2000 (0,20 u.T.F.), et la plus élevée, en 1984 (3,29 u.T.F). La turbidité a diminué de manière constante de 1983 à 2008, avec une certaine variabilité interannuelle. Après 2000, la turbidité a légèrement augmenté et est demeurée stable jusqu'en 2008, la plus grande variation annuelle des valeurs ayant été enregistrée en 2007. On n'a noté aucune tendance significative en ce qui concerne la conductance spécifique dans le bassin oriental du lac Érié. La médiane annuelle moyenne de la conductance spécifique à l'échelle du bassin était de 279 $\mu mhos \cdot cm^{-1}$.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X					
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée	X					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.			X			
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.	X					

Notes explicatives : Seules les données de l'enquête printanière sur la qualité de l'eau du GLPNO de l'USEPA ont été utilisées pour déterminer les tendances.

Remerciements
Auteurs : Eric Osantowski, chimiste, GLNPO, USEPA.

Sources d'information
Données américaines provenant du GLNPO (USEPA) Chicago, Illinois.

Liste des figures
Figure 3. Tendance à long terme de la conductance spécifique dans les Grands Lacs d'amont
Source : USEPA, GLNPO
Figure 2. Tendance à long terme du chlorure total dans les Grands Lacs d'amont
Source : USEPA, GLNPO
Figure 3. Tendance à long terme du pH dans les Grands Lacs d'amont
Source : USEPA, GLNPO
Figure 4. Tendance à long terme de l'alcalinité totale dans les Grands Lacs d'amont
Source : USEPA, GLNPO
Figure 5. Tendance à long terme de la turbidité dans les Grands Lacs d'amont

Source : USEPA, GLNPO
Figure 6. Tendance à long terme de la conductance spécifique dans les Grands Lacs inférieurs
Source : USEPA, GLNPO
Figure 7. Tendance à long terme du chlorure total dans les Grands Lacs inférieurs
Source : USEPA, GLNPO
Figure 8. Tendance à long terme du pH dans les Grands Lacs inférieurs
Source : USEPA, GLNPO
Figure 9. Tendance à long terme de l'alcalinité totale dans les Grands Lacs inférieurs
Source : USEPA, GLNPO
Figure 10. Tendance à long terme de la turbidité dans les Grands Lacs inférieurs
Source : USEPA, GLNPO

Dernière mise à jour
Rapport sur l'état des Grands Lacs 2011

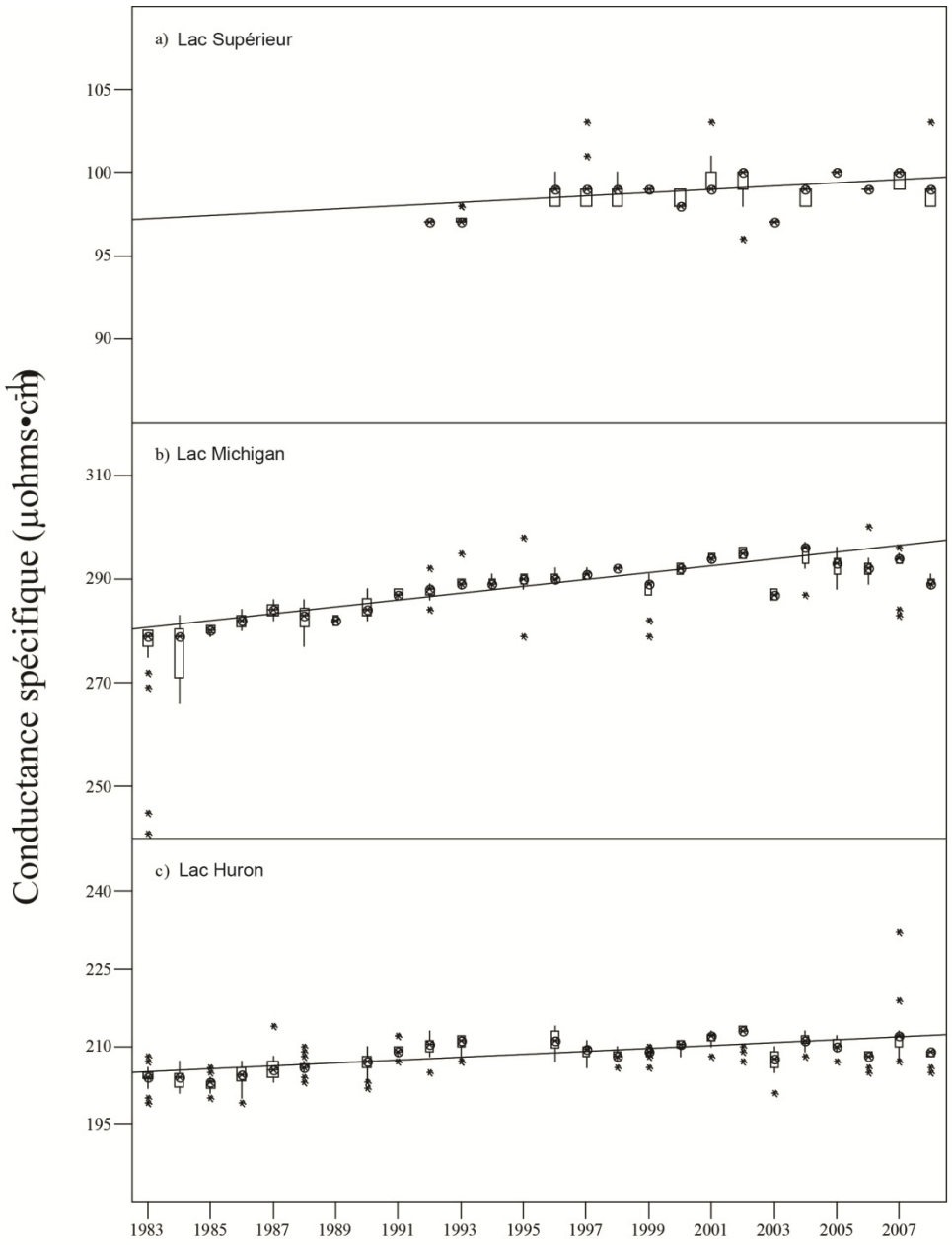


Figure 1. Tendance à long terme de la conductance spécifique dans les Grands Lacs d'amont
Source : USEPA, GLNPO

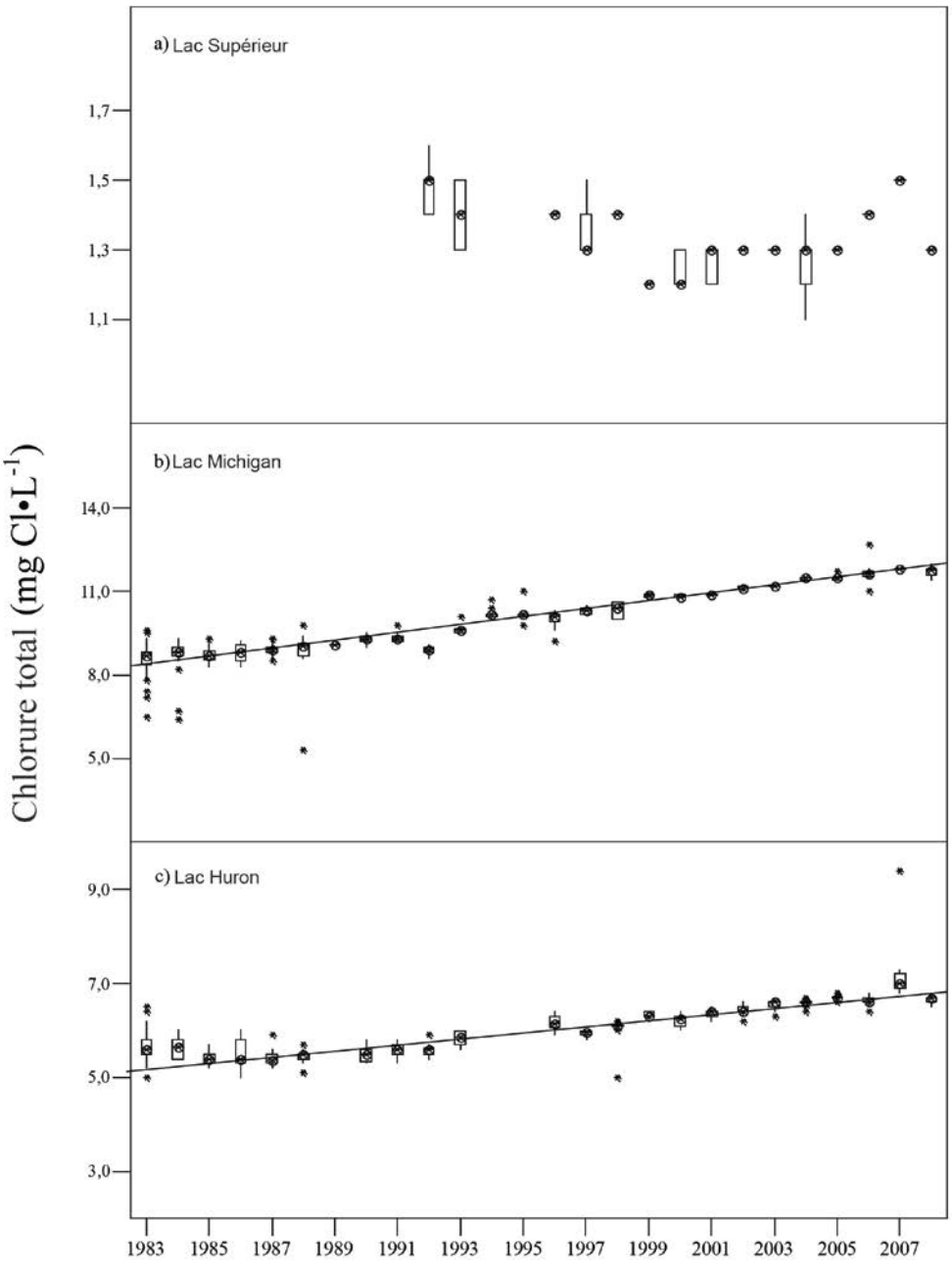


Figure 2. Tendance à long terme du chlorure total dans les Grands Lacs d'amont
Source : USEPA, GLNPO

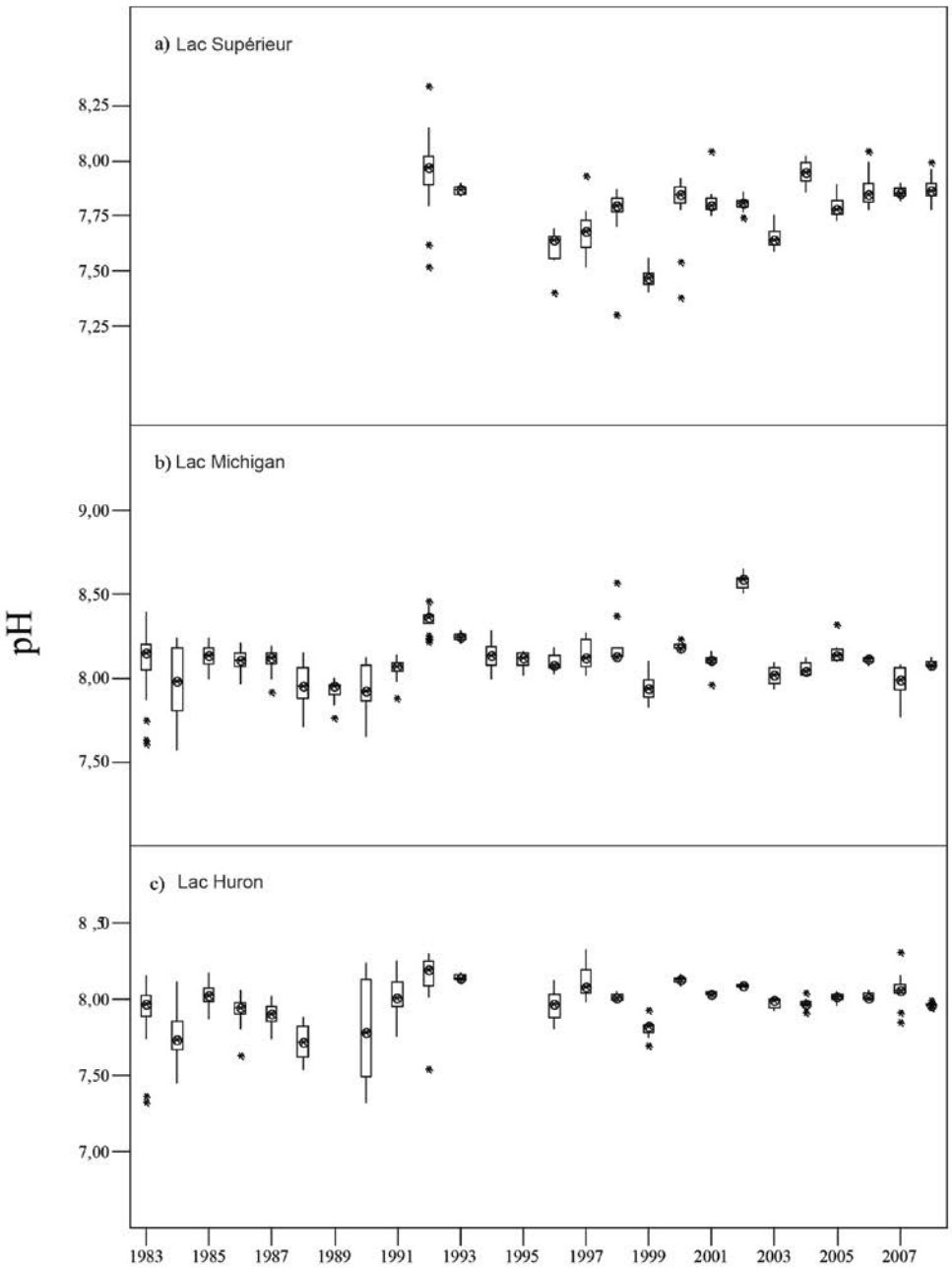


Figure 3. Tendance à long terme du pH dans les Grands Lacs d'amont
Source : USEPA, GLNPO

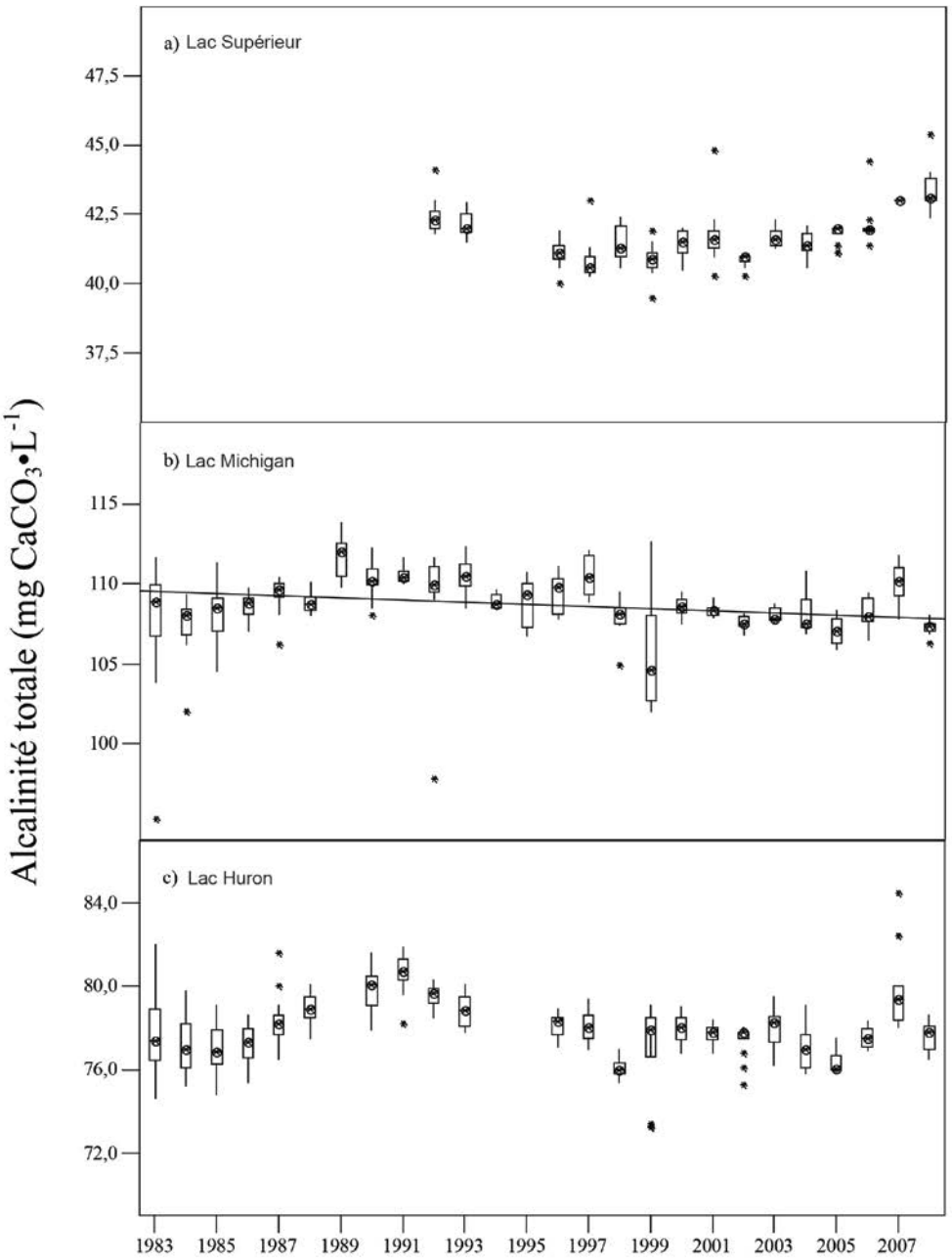


Figure 4. Tendance à long terme de l'alcalinité totale dans les Grands Lacs d'amont
Source : USEPA, GLNPO

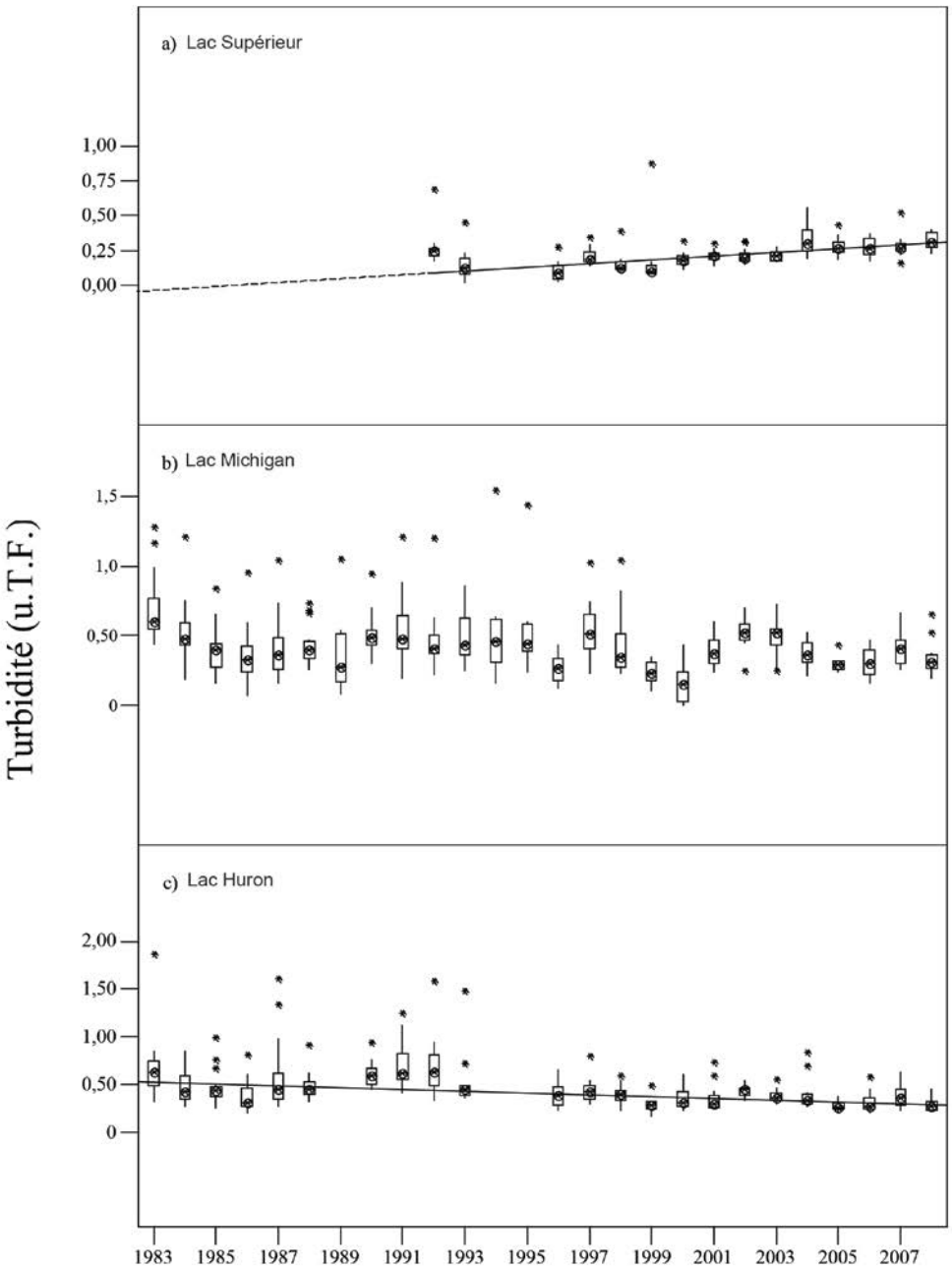


Figure 5. Tendance à long terme de la turbidité dans les Grands Lacs d'amont
Source : USEPA, GLNPO

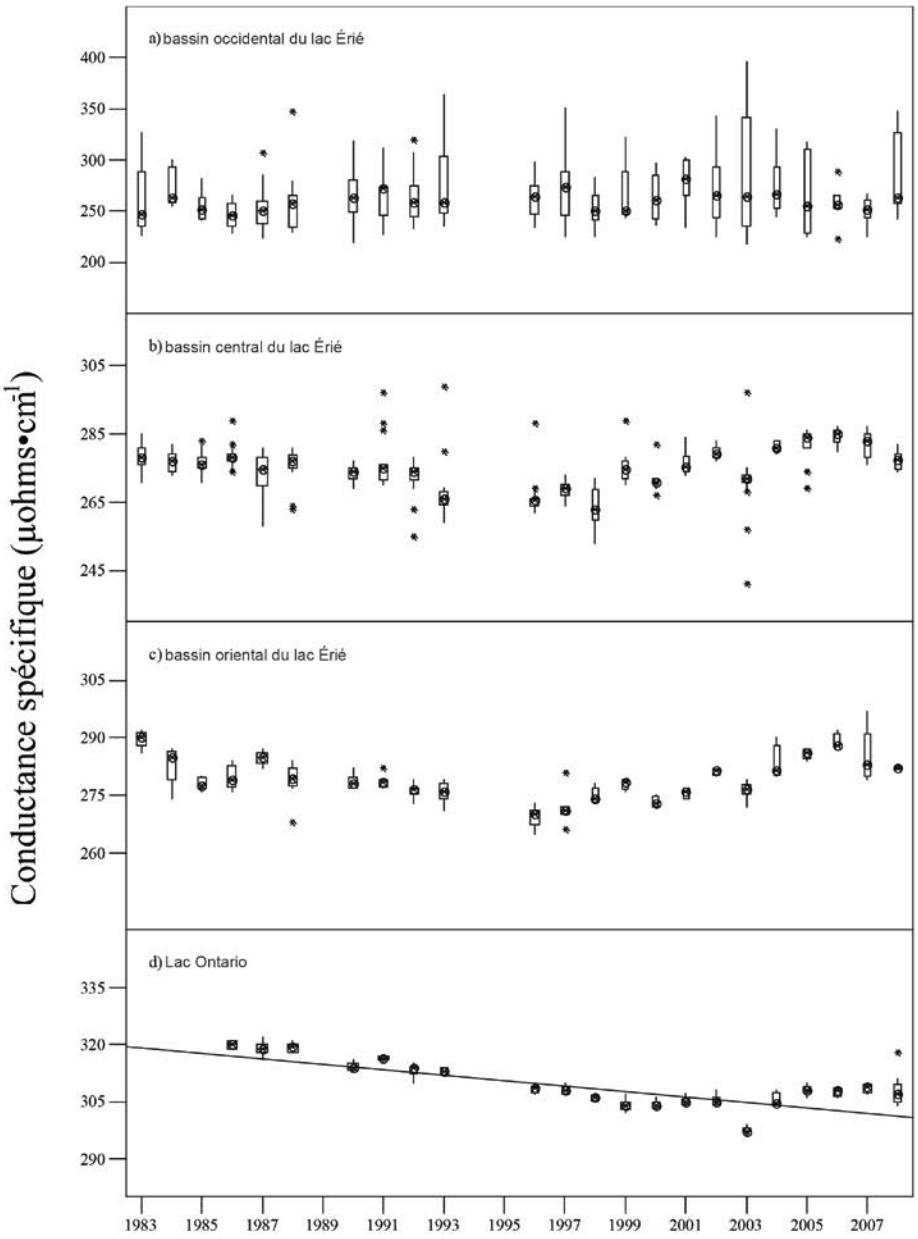


Figure 6. Tendance à long terme de la conductance spécifique dans les Grands Lacs inférieurs
Source : USEPA, GLNPO

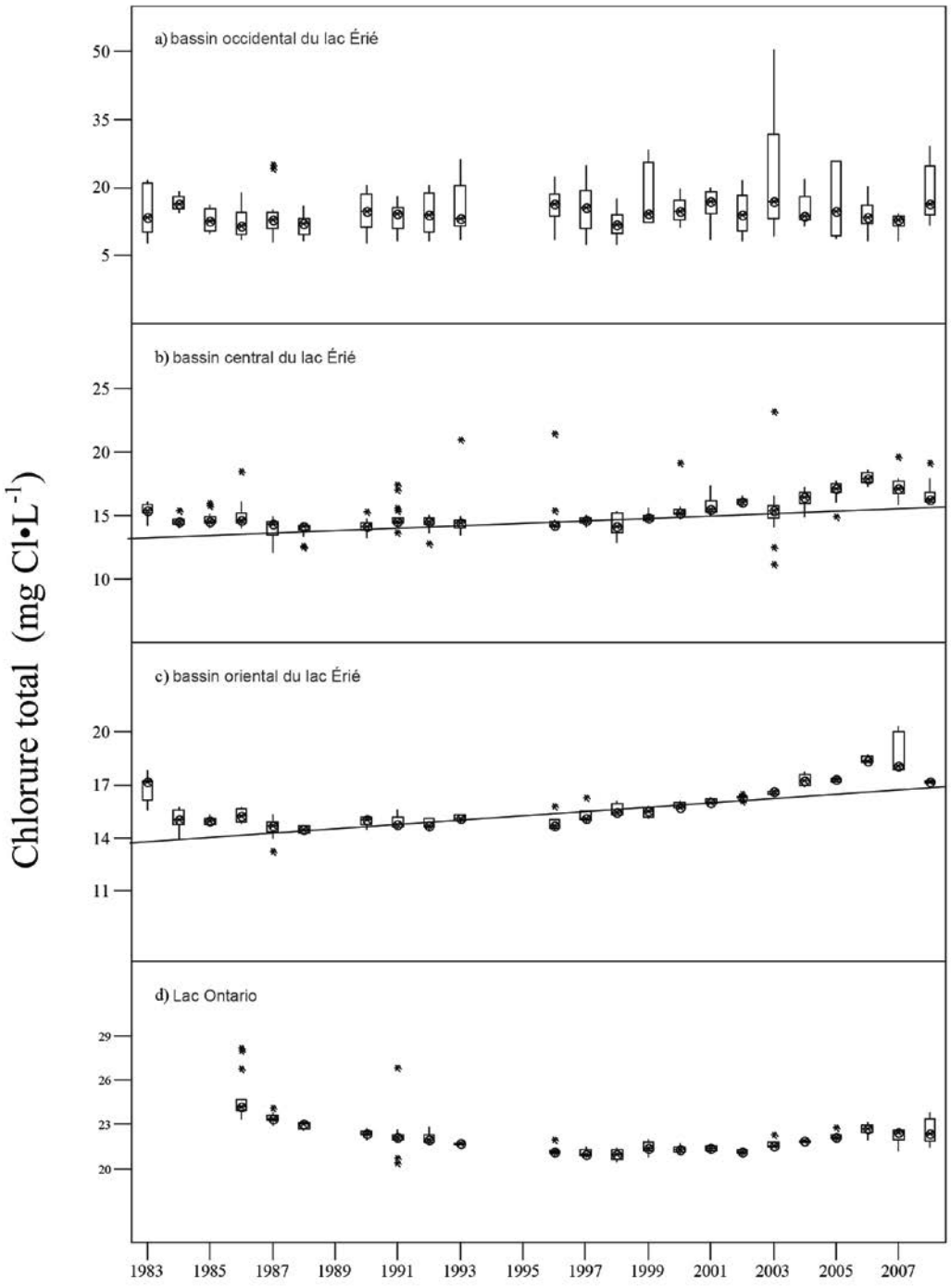


Figure 7. Tendance à long terme du chlorure total dans les Grands Lacs inférieurs
Source : USEPA, GLNPO

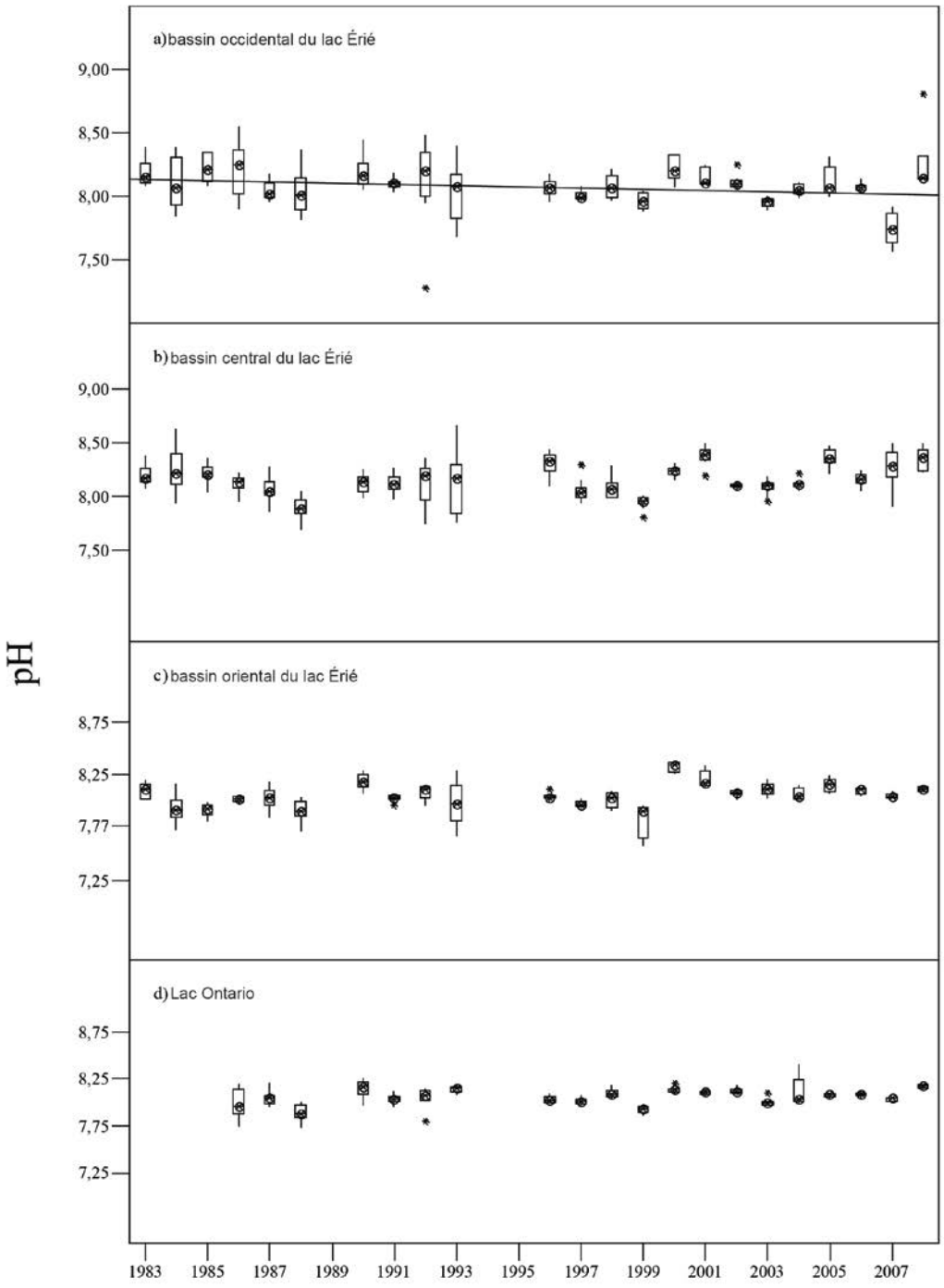


Figure 8. Tendance à long terme du pH dans les Grands Lacs inférieurs
Source : USEPA, GLNPO

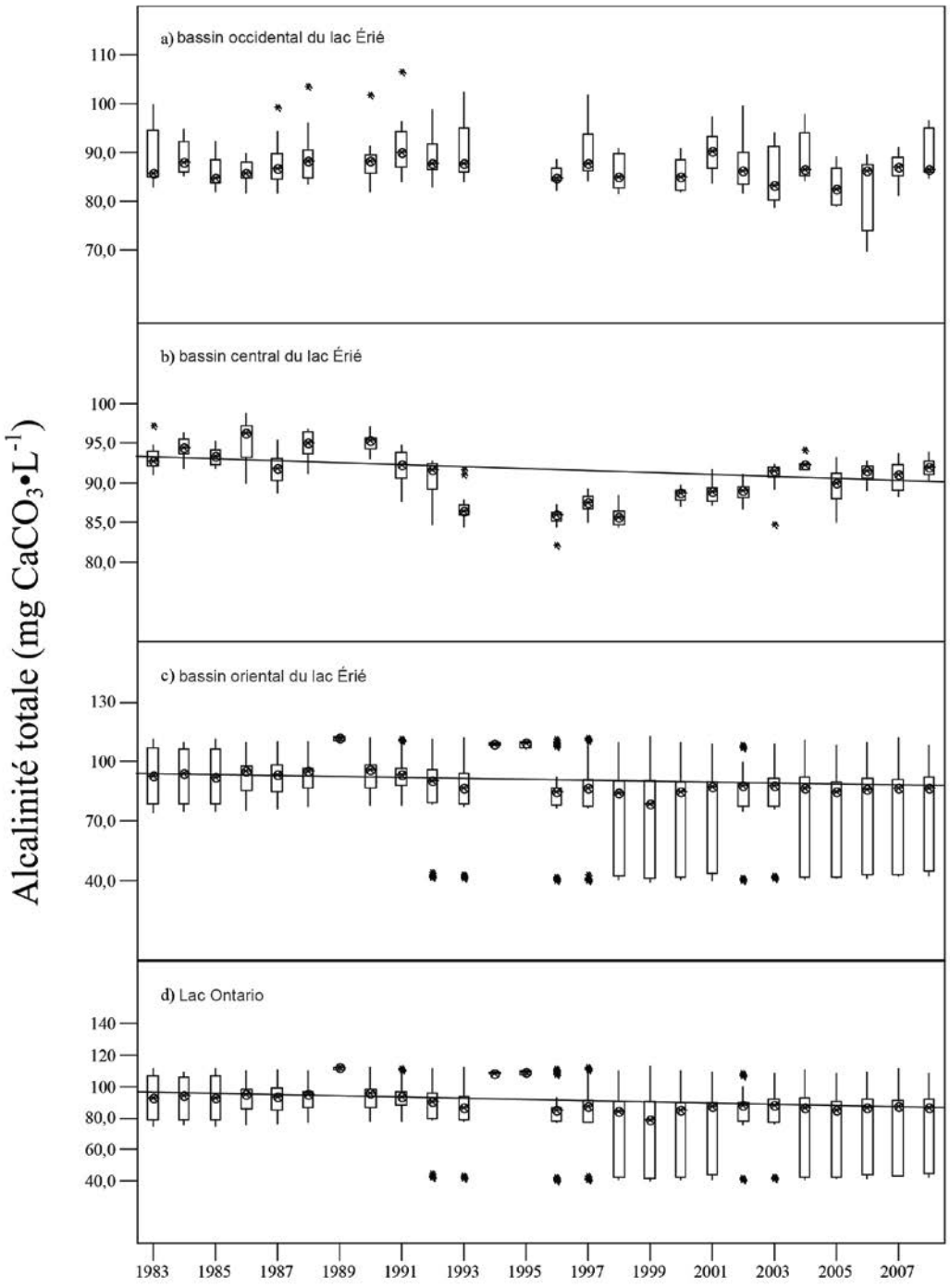


Figure 9. Tendance à long terme de l'alcalinité totale dans les Grands Lacs inférieurs
Source : USEPA, GLNPO

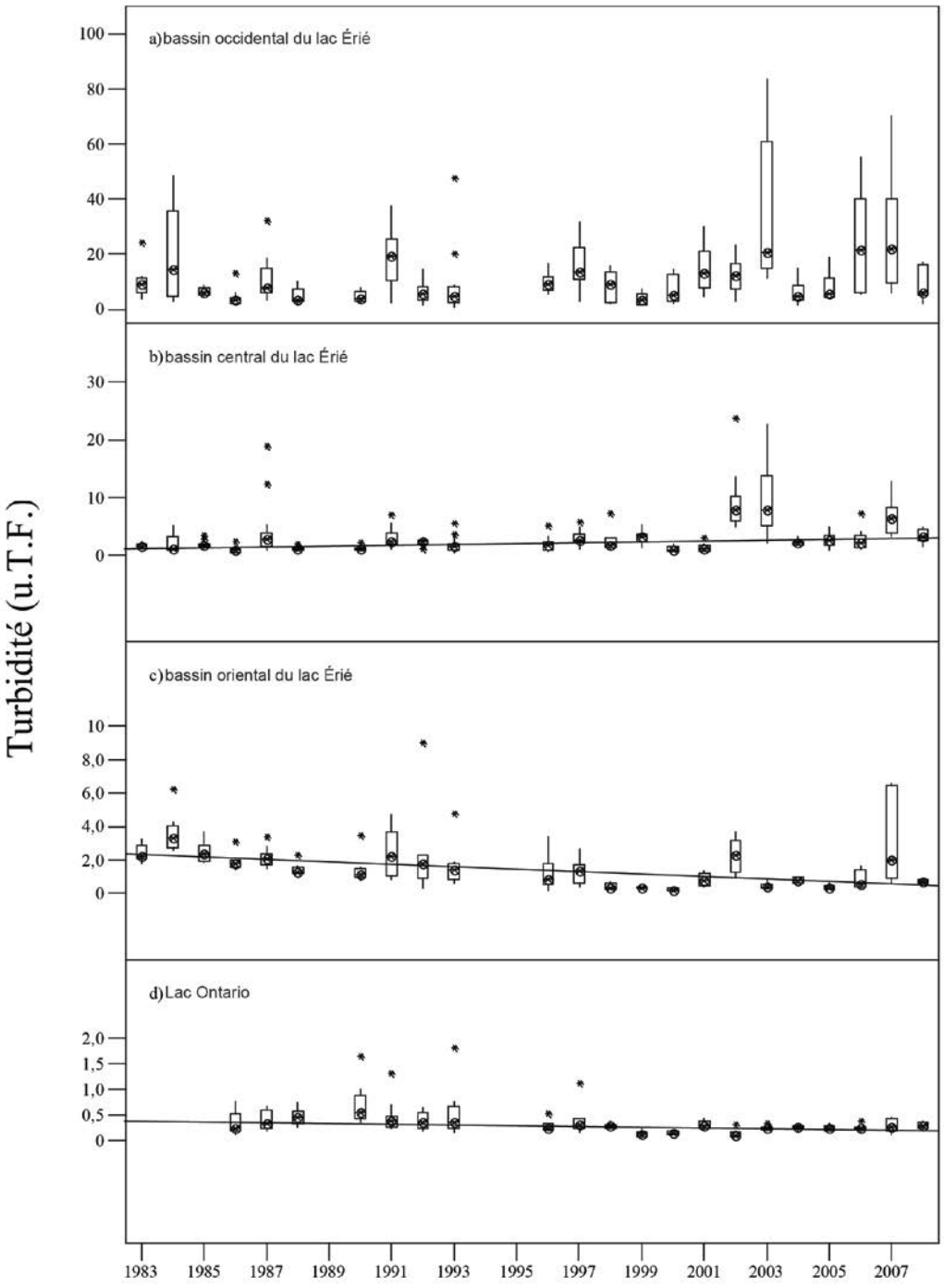


Figure 10. Tendance à long terme de la turbidité dans les Grands Lacs inférieurs
Source : USEPA, GLNPO

Transparence de l'eau

Évaluation globale

Situation : Indéterminée*

Tendance : Principalement à la hausse, à l'exception du lac Érié et de certaines zones littorales.

Justification : Il y a eu une amélioration globale de la transparence de l'eau pour tous les Grands Lacs entre 1979 et 1986 et entre 1997 et 2005, sauf dans les parties centrales et ouest du lac Érié, où la transparence a grandement diminué durant ces périodes. Quelques déclins localisés de la transparence se sont produits dans des zones littorales régionales des autres lacs.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Situation : Indéterminée*

Tendance : Transparence de l'eau à la hausse

Justification : Transparence inchangée ou amélioration modérée de la transparence dans les eaux du large et certaine détérioration dans les zones littorales comme Thunder Bay et Duluth.

Lac Michigan

Situation : Indéterminée*

Tendance : Transparence de l'eau à la hausse

Justification : Transparence inchangée ou amélioration modérée de la transparence dans les eaux du large et détérioration mineure dans les zones littorales à Green Bay et sur les rives sud près de Chicago.

Lac Huron

Situation : Indéterminée*

Tendance : Transparence de l'eau à la hausse

Justification : Situation inchangée à améliorations mineures dans la baie Georgienne, et amélioration générale de la transparence des eaux du large dans le lac Huron. La tendance générale quant à la transparence de l'eau dans la baie de Saginaw n'est pas claire.

Lac Érié

Situation : Indéterminée*

Tendance : Diminution de la transparence de l'eau dans les bassins ouest et central, augmentation de la transparence dans le bassin est.

Justification : La transparence de l'eau du lac Érié a grandement diminué, avec une profondeur du disque de Secchi d'au plus 2 m dans les bassins central et ouest et dans le lac Sainte-Claire entre les périodes d'observation de 1979 à 1986 et de 1997 à 2005, tandis que celle du bassin est a augmenté jusqu'à 2 m.

Lac Ontario

Situation : Indéterminée*

Tendance : Transparence de l'eau à la hausse

Justification : Dans tout le lac Ontario, la profondeur du disque de Secchi a augmenté jusqu'à 4 m entre les périodes d'observation de 1979 à 1986 et de 1997 à 2005. Une détérioration isolée de la transparence de l'eau est évidente dans certaines zones littorales.

*La profondeur du disque de Secchi est une combinaison complexe des effets de toutes les matières particulaires et dissoutes sur la transmission de la lumière dans la colonne d'eau, et qui peut être nuisible (ou bénéfique) aux composants de différents écosystèmes et même aux différents plans d'eau à divers seuils. Pour cette raison, un seuil

bien défini d'après lequel la qualité de l'eau d'un plan d'eau peut être jugée « bonne » ou « médiocre » par rapport à son impact sur les écosystèmes aquatiques n'est pas direct. Une profondeur du disque de Secchi de 0,5 m attribuable seulement à une concentration de particules minérales pures n'est pas aussi préoccupante pour l'écosystème qu'une profondeur de disque de Secchi de 0,5 m attribuable à des efflorescences algales nuisibles. Ainsi, on a jugé qu'il était inapproprié d'assigner un statut pour cet indicateur pour le moment.

But

- Estimer les conditions historiques et les tendances récentes dans la transparence de l'eau pour chacun des Grands Lacs d'après les couleurs de l'eau mesurées par satellite.
- Mettre en évidence les régions de dégradation potentielle de la transparence de l'eau.
- L'indicateur de la transparence de l'eau est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie portant sur la qualité de l'eau.

Objectif pour l'écosystème

La transparence de l'eau est un élément complémentaire important dans l'évaluation de l'état écologique d'un plan d'eau en raison de ses liens directs avec les processus de l'écosystème. Ces processus comprennent, entre autres, la définition de la profondeur photique dans laquelle la photosynthèse est possible, la définition de la lumière disponible aux communautés benthiques et la surveillance des répercussions des espèces envahissantes, du changement climatique et des pratiques de gestion mises en œuvre. Même s'il y a peu de références spécifiques à la transparence de l'eau dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs **(**AQEGL), à part les effets directs des rejets de sources ponctuelles de pollution sur la transmission de la lumière locale (annexe 1, IIc), cet indicateur va dans le sens de l'annexe 11 (1c); surveillance et suivi, par l'évaluation des tendances de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs.

Conditions écologiques

Contexte

La transparence de l'eau est directement liée aux matières particulaires et dissoutes contenues dans l'eau qui, ensemble, déterminent le degré auquel la lumière est atténuée dans la partie supérieure de la colonne d'eau. La profondeur du disque de Secchi (la profondeur en mètres à laquelle un disque blanc n'est plus visible à partir de la surface) est un descripteur de la transparence de l'eau couramment utilisé et de faible coût, qui est régulièrement utilisé dans les programmes de surveillance, et il offre la seule mesure historique multidécennale de la transparence de l'eau. La profondeur du disque de Secchi est souvent utilisée comme une estimation de substitution de la biomasse de phytoplanctons, un indicateur de l'eutrophisation (Carlson, 1977). Toutefois, les propriétés optiques des lacs sont non seulement déterminées par le phytoplancton, mais aussi par les particules organiques et inorganiques en suspension et par la matière organique dissoute. Ainsi, l'indicateur décrit ici est traité comme une mesure générale de la transparence de l'eau, mais certains liens de causalité peuvent être analysés d'après les connaissances antérieures du système des lacs.

L'introduction d'espèces envahissantes non indigènes, les rejets de sources ponctuelles, la charge en nutriments et l'eutrophisation et les efflorescences algales nuisibles qui en résultent, ainsi que les programmes autorisés pour réduire les charges de phosphore, ont tous mené à des fluctuations significatives dans la transparence de l'eau des Grands Lacs au cours des années (Environnement Canada, 2001). Toutefois, malgré plusieurs études détaillées (Makarewicz et coll., 1999, Barbiero et Tuchman, 2004, Howell et coll., 1996), la couverture spatiale limitée et la nature discontinue de la surveillance au sol empêchent souvent des conclusions fiables sur les changements à long terme dans la transparence de l'eau à la grandeur des lacs. Les satellites d'observation de la Terre offrent des vues synoptiques régulières et de haute résolution des lacs, qui peuvent fournir des preuves plus tangibles des tendances spatiales et temporelles de la transparence de l'eau que l'échantillonnage systématique seul.

Les satellites mesurent la quantité et la qualité spectrale de la lumière quittant la surface de l'eau après avoir interagi (par absorption et diffusion) avec des matières dissoutes et particulaires. Pour cette raison, les couleurs de l'eau

mesurées par satellite peuvent servir de paramètres de la qualité de l'eau pour déterminer les phytoplanctons, les sédiments minéraux et les matières organiques dissoutes. Une gamme de méthodes de modélisation bio-géo-optiques, allant de méthodes empiriques à des méthodes analytiques, peut être adoptée pour obtenir une mesure quantitative d'un indicateur spécifique de la qualité de l'eau. Le balayeur couleur de zone côtière (CZCS) a été utilisé pour produire des images mensuelles des Grands Lacs pour la période de 1979 à 1985, lesquelles donnent une vue historique de la transparence de l'eau. En regroupant ces images avec les images de l'instrument à grand champ pour l'observation des mers (SeaWiFS) pour la période de 1998 à 2006, il est possible d'évaluer l'évolution chronologique des tendances de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, et de documenter dans quelle mesure les Grands Lacs ont changé au cours des trois dernières décennies. Cette série chronologique peut être interprétée en termes de changements dans la transparence de l'eau, car elle montre la variabilité saisonnière et interannuelle des épisodes d'eau brillante comme lors des proliférations phytoplanctoniques, de la remise en suspension des sédiments du fond et des phénomènes de blanchissement (où du carbonate de calcium qui se disperse facilement est précipité de la solution à des températures et pH spécifiques) (Binding et coll., 2007).

Mesure

La transparence de l'eau dérivée par satellite est déterminée au moyen d'une simple relation empirique entre la profondeur du disque de Secchi et la radiance de l'eau (nLw) mesurée par satellite à 555 nm, dans la partie verte du spectre visible, où les effets de la diffusion des particules minérales et algales sur la pénétration de la lumière sont largement similaires et peuvent être traités en vrac. La diffusion des particules augmente la brillance apparente de l'eau, ainsi, plus un plan d'eau est turbide, plus le signal de télédétection est brillant. Des méthodes pour l'analyse de la transparence de l'eau à l'échelle des lacs et certaines méthodes d'analyse du littoral sont présentées dans leur intégralité dans le document de Binding et coll. (2007).

Dans le présent rapport, l'analyse de la transparence de l'eau dans les zones littorales est estimée au moyen d'images provenant d'un satellite Landsat en utilisant la réflectance de la lumière pénétrant dans l'eau dans la position visible du spectre électromagnétique. La transparence de l'eau est estimée en observant la profondeur à laquelle la lumière n'est plus réfléchie par le fond du lac. Cette profondeur est dérivée en corrigeant l'image pour la réflectance de l'eau, en ne laissant que la réflectance pour le fond du lac (Lyzenga, 1981, Lyzenga et coll., 2006). Les tendances historiques de la transparence des eaux littorales ont été suivies dans le temps au moyen de la technique Lyzenga avec les images provenant des satellites Landsat 5 et Landsat 2 pour les emplacements suivants : Sleeping Bear Dunes National Lakeshore sur le lac Michigan; Point Clark sur le lac Huron; Port Maitland sur le lac Érié; et Pickering sur le lac Ontario. La source satellite (Landsat) et les dates d'analyse ont été choisies pour refléter la plus petite quantité d'interférence causée par les phénomènes naturels. Les cartes récentes de la transparence de l'eau/de la profondeur optique pour ces quatre emplacements spécifiques des Grands Lacs ainsi que les résultats de l'échantillonnage sur le terrain pour la transparence de l'eau dans les lacs effectués en 2009 et 2010 au large de Sleeping Bear Dunes National Lakeshore fournissent une analyse Landsat de la transparence de l'eau dans la zone littorale.

Effet

La transparence de l'eau est déterminée par toute une série de matières dissoutes et particulaires qui peuvent constituer une situation « médiocre » dans des concentrations différentes et qui peuvent avoir ou non un effet nuisible sur divers composants de l'écosystème. Au meilleur de la connaissance des auteurs, il n'y a actuellement aucune cible pour la transparence de l'eau dans les Grands Lacs. Ainsi, il n'y a pas eu d'évaluation de la situation de chaque lac. À la place, le présent rapport est axé sur les tendances dans la transparence de l'eau au cours des trois dernières décennies par rapport aux conditions moyennes historiques. La seule référence à la transparence de l'eau dans l'AQEGL se trouve dans l'annexe 1, IIc – Propriétés PHYSIQUES, qui décrit les variations dans la profondeur du disque de Secchi de 10 % en référence aux substances attribuables aux rejets municipaux, industriels ou autres et à leur effet sur la transmission de la lumière. Il n'y a pas d'analyse de la turbidité causée par des sources non ponctuelles (remise en suspension des sédiments naturels, efflorescences algales, etc.), qui constitue la plus grande majorité du signal de télédétection.

Tendances de la qualité de l'eau dans la région des Grands Lacs

Même si des images satellitaires sont disponibles pour tous les Grands Lacs, les méthodes utilisant MODIS et MERIS pour analyser la transparence de l'eau dans la totalité des lacs ont été entièrement validées seulement pour les lacs Érié et Ontario. Par conséquent, il est possible d'analyser les tendances pour ces deux lacs de façon quantitative avec un produit de profondeur de disque de Secchi calibré. Les résultats pour les autres lacs seront analysés de façon qualitative à partir des changements dans la brillance de l'eau (c.-à-d. radiance de l'eau, nLw). Des exercices de validation continus permettront une évaluation quantitative des autres lacs pour le prochain rapport sur les Grands Lacs/de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CÉÉGL) portant sur cet indicateur.

Lac Supérieur

Le lac Supérieur présente de loin les plus faibles niveaux de turbidité globale (c.-à-d. plus faible nLw) de tous les Grands Lacs et il a démontré d'autres améliorations modérées dans la transparence de l'eau entre les périodes d'observation de 1979 à 1985 et de 1998 à 2005, avec peu de changements dans les conditions au milieu du lac. Certaines régions littorales démontrent une diminution modérée de la transparence de l'eau, en particulier près de Thunder Bay et de Duluth. La variabilité intra-annuelle dans la transparence de l'eau a diminué entre les deux périodes d'observation.

Lac Michigan

La transparence de l'eau dans le lac Michigan a largement augmenté entre les deux périodes d'observation, avec des augmentations importantes de la transparence dans la partie nord du lac, aucun changement significatif dans les régions du large du sud, et des diminutions localisées de la transparence de l'eau sur les rives sud près de Chicago et de Green Bay. La variabilité intra-annuelle de nLw a diminué entre les deux périodes et de façon importante depuis 2002, ce qui semble indiquer une diminution de l'intensité des phénomènes de brillance (couramment des phénomènes de blanchissement ou des efflorescences algales en août/septembre de chaque année).

Une étude de cas (dans la prochaine section) de l'analyse des données Landsat de la transparence des eaux littorales à Sleeping Bear Dunes National Lakeshore décrit les améliorations détaillées de la transparence de l'eau le long de la rive nord-est du lac Michigan entre 1974 et 2009.

Lac Huron

La transparence de l'eau dans le lac Huron a largement augmenté entre les deux périodes d'observation, et la baie Georgienne n'affiche qu'une augmentation modeste. La baie de Saginaw est soulignée dans l'analyse panlacustre comme étant pratiquement la seule région du lac ayant expérimenté une réduction de la transparence de l'eau. Par contre, l'analyse Landsat pour la baie de Saginaw indique clairement que des zones plus nombreuses et plus profondes de substrat des fonds sont visibles dans les images plus récentes (figures 3 et 4), ce qui indique une augmentation de la profondeur optique dans des zones localisées. La variabilité panlacustre et intra-annuelle est restée relativement constante tandis que la transparence de l'eau de fond s'est améliorée.

Il y a aussi eu une augmentation de la transparence de l'eau/profondeur optique dans la zone littorale de 1975 à 2011 (figures 5 et 6). Même si une certaine variabilité peut être observée dans l'analyse Landsat, la tendance générale pour la région de Point Clark dans la péninsule Bruce est une augmentation de 6,4 mètres à 12,0 mètres de la profondeur optique au cours de la période d'observation de 36 ans. L'augmentation de la transparence de l'eau/profondeur optique au cours de cette période est grandement attribuable à certains phénomènes clés dans les régions des Grands Lacs. L'envahissement par les moules zébrées et quagga a joué un rôle clé : en effet, le lac Huron s'est avéré un habitat de choix pour ces moules qui se sont avérées être de bons organismes filtreurs. En plus de la lutte contre les espèces envahissantes, l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs entre le Canada et les États-Unis de 1972 a préparé le terrain pour les réductions des rejets de nutriments et l'établissement de pratiques exemplaires de gestion pour le rejet d'eaux usées dans les Grands Lacs.

Lac Érié

Contrairement à tous les autres lacs, le lac Érié démontre une augmentation marquée autant dans l'ampleur que dans la variabilité des niveaux nLw entre les deux périodes (figure 7d). La figure 7 présente la profondeur dérivée du disque de Secchi pour les deux périodes; de 1979 à 1985, les profondeurs panlacustres du disque de Secchi se situaient entre 2 et 4,5 m, tandis que de 1998 à 2005, les profondeurs du disque de Secchi dans tous les lacs allaient de 1,5 à > 6 m. La répartition géographique a varié grandement entre les deux périodes; des profondeurs de disque de Secchi de 4 m ou plus, quoique très répandues entre 1979 et 1985, se trouvaient strictement dans le bassin est durant la période de 1998 à 2005. La figure 7c montre des augmentations relatives des profondeurs du disque de Secchi dans le bassin est, allant à 2 m et plus. Une analyse additionnelle confirme des profondeurs du disque de Secchi qui ont plus que doublé durant le printemps dans le bassin est entre les deux périodes d'observation. Par opposition, les bassins central et ouest ont connu une période de baisse de transparence de l'eau, avec des réductions moyennes de la profondeur du disque de Secchi de 1 à 2 m. Les images confirment que le lac Érié est passé de conditions de transparence de l'eau assez uniformes dans tout le lac à de forts gradients de transparence de l'eau est-ouest allant jusqu'à 5 m. Malgré des rapports historiques de baisses importantes localisées de la biomasse algale dans les années suivant l'envahissement par les moules zébrées (Barbiero et Tuchman, 2004), l'analyse des images laisse penser que cela n'a pas causé d'augmentations importantes de la transparence de l'eau dans le bassin ouest, ce qui semble indiquer que la transparence de l'eau est ici davantage influencée par des signaux de remise en suspension des minéraux.

Dans la lignée des changements dans la transparence de l'eau décrits ci-haut pour le bassin est, la transparence de l'eau/profondeur optique de la zone littorale du lac Érié, près de Port Maitland, ont graduellement augmenté, passant d'environ 5 m à près de 9 m entre 1975 et aujourd'hui, d'après l'analyse Landsat (figures 8 et 9).

Lac Ontario

Les profondeurs moyennes du disque de Secchi dans le lac Ontario, tel qu'estimées par les images du CZCS et du SeaWiFS pour les périodes de 1979 à 1985 et de 1998 à 2005 respectivement sont présentées dans la figure 10. Les profondeurs du disque de Secchi sont essentiellement uniformes de part et d'autre du lac, se situant à environ 3 à 4 m pour la période de 1979 à 1985 et elles augmentent de façon importante, de 6 à 8 m, durant la période de 1998 à 2005. La figure 10c confirme que la transparence de l'eau semble s'être grandement améliorée dans tout le lac, avec des augmentations de la profondeur du disque de Secchi de 2 m à > 4 m dans tout le lac.

L'absence de grandes régions de remise en suspension des sédiments de fond dans le lac Ontario laisse penser que ces changements pourraient être attribuables aux changements biochimiques, soit une réduction de la productivité biologique ou une réduction de l'intensité/fréquence des phénomènes de blanchissement. Une analyse supplémentaire a détecté que le plus grand changement mensuel se produit en avril, où les profondeurs du disque de Secchi ont plus que doublé, ce qui permet de penser à un déclin de l'étendue de l'efflorescence printanière dans le lac. Millard et coll. (2003) ont observé un déclin panlacustre de la chlorophylle entre 1990 et 1996, qu'ils ont attribué aux effets combinés des mesures de réduction des charges de nutriments et de l'envahissement des moules. Des données supplémentaires donnent à penser qu'il y a une réduction dans la fréquence/l'intensité des phénomènes de blanchissement, ce qui correspond à l'effet de l'absorption de calcium par les moules sur la transparence de l'eau du lac.

L'information dérivée d'un satellite de télédétection sur la transparence des eaux littorales indique qu'il y a eu peu de changements dans la profondeur optique à Pickering, Ontario, situé sur la rive nord du lac Ontario (figure 11), jusqu'à l'année 2000, moment où la profondeur optique a augmenté d'environ 5 m à 8 m sur une période de 12 ans.

Transparence des eaux littorales : étude cas spéciale

La transparence de l'eau à Sleeping Bear Dunes National Lakeshore a été un sujet d'intérêt dans le programme de télédétection de l'Institut de recherche technologique du Michigan (MTRI). Sur la période allant de 1974 à 2009, on a observé des améliorations significatives dans la transparence de l'eau (figures 13 et 14). L'augmentation de la

couleur rouge (figure 14) de 1974 à 2009 indique des augmentations considérables de l'étendue aérale à partir de laquelle le fond du lac est visible sur la période de 35 ans.

Après plus de recherches et de discussions avec des écologistes du lac Michigan, on estime que ces changements dans la transparence de l'eau sont liés à l'augmentation des espèces envahissantes (surtout les moules zébrées et quagga), aux pratiques de gestion exemplaire et aux accords politiques comme l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. En particulier, l'amélioration de la qualité de l'eau au cours des 20 dernières années (figure 15) est fort probablement causée par la grande quantité d'eau filtrée par les moules zébrées et quagga qui ont envahi le lac, ce qui a augmenté l'habitat disponible pour les algues benthiques comme *Cladophora* (Auer, 2010, Tomlinson, 2010), et mené à des problèmes connexes de pollution des plages par les algues *Cladophora* et à des éclosions de botulisme aviaire (VanSumeren et Breederland, 2008).

Une enquête intensive sur le terrain a été effectuée le long du Sleeping Bear Dunes National Lakeshore en 2009 puis encore en 2010 dans le cadre de travaux de cartographie de *Cladophora* financés par la Great Lakes Restoration Initiative (GLRI). En 2009 et 2010, le MTRI s'est joint au laboratoire d'hydrodynamique marine (MHL) de l'université du Michigan pour étudier la croissance des algues *Cladophora* dans la zone côtière de Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, dans le lac Michigan (Shuchman et coll., sous presse).

En 2009 ainsi qu'en 2010, les mesures de la profondeur du disque de Secchi ont été enregistrées dans des endroits de la zone étudiée au moyen de méthodes standard de mesure de la transparence au disque de Secchi (figure 16). De plus, des échantillons de *Cladophora* ont été recueillis par un plongeur et une caméra vidéo télécommandée a été remorquée dans l'eau par un navire de recherche.

Il y a une différence marquée dans les mesures au disque de Secchi au Sleeping Bear Dunes National Lakeshore entre le 27 août 2009 et le 8 juillet 2010 (figures 16 et 17). La profondeur moyenne en 2009 est de 9,08 mètres, tandis qu'en 2010 la profondeur du disque de Secchi moyenne est de 7,25 mètres. Même si les emplacements d'échantillonnage de 2009 et de 2010 ne sont pas exactement les mêmes, certains emplacements sont à proximité les uns des autres. Plus précisément, le site A4 de 2009 et le site C8S de 2010 sont le même emplacement, mais en 2009 la mesure au disque de Secchi était de 7,32 mètres et en 2010 elle était de 6,95 mètres. Aussi, le site C2 de 2009 et le site C1 de 2010 sont le même emplacement, mais les mesures sont différentes. La mesure au disque de Secchi en 2009 pour le site C2 était de 11,28 mètres et en 2010, la mesure enregistrée au site C1 était de 6,28 mètres. Cette analyse des mesures directes au disque de Secchi démontre la variabilité qui peut se produire d'une année à l'autre, principalement attribuable aux efflorescences algales dans la colonne d'eau.

Liens

La transparence de l'eau est importante en tant qu'indicateur général de la qualité de l'eau des lacs et de la situation de l'écosystème; elle reflète une variété de processus écosystémiques, et elle est touchée par un large éventail d'autres indicateurs, qui sont aussi touchés par la transparence de l'eau.

Efflorescences algales nuisibles/phytoplanctons : la transparence de l'eau détermine la profondeur photique et la quantité de lumière disponible pour la productivité primaire. De plus, il a été prouvé que la quantité et la qualité de lumière (c'est-à-dire les caractéristiques spectrales du champ lumineux) jouent un rôle important dans la dominance sélective des espèces (p. ex. cyanobactéries, Bennet et Bogorad, 1973), jouant donc un rôle clé dans la détermination des assemblages d'espèces dans les lacs.

Communautés benthiques/*Cladophora* : la transparence de l'eau détermine la profondeur à laquelle la lumière pénètre et elle détermine donc l'étendue aérale de la végétation benthique, et une plus grande transparence de l'eau produit une abondance de tapis d'algues benthiques.

Moules : la transparence de l'eau a été utilisée comme indicateur primaire dans la surveillance de l'impact des filtreurs sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs.

Nutriments : la transparence de l'eau combinée aux connaissances antérieures du système des lacs peut être utilisée en tant qu'indicateur de l'eutrophisation, à la condition que la contribution à la transparence de l'eau de la turbidité causée par des particules minérales soit connue ou constante.

Habitats du poisson : on sait que la transparence de l'eau est un facteur qui détermine l'emplacement des aires d'alimentation/de frai, elle est donc un indicateur important pour une compréhension générale de l'habitat du poisson et de la dynamique des populations.

Gestion – Défis et possibilités

La nature générale de la transparence de l'eau en tant que mesure de la qualité de l'eau des Grands Lacs est utile, car elle englobe une variété de composants de l'eau (efflorescences algales, remise en suspension des minéraux, charges de sources ponctuelles), et de ce fait, elle réagit à une grande variété de processus, dont elle est ainsi un indicateur. En revanche, cette large portée en fait un indicateur pour lequel il est complexe d'assigner des seuils en vue de définir la situation d'un plan d'eau comme étant « bonne », « passable » et « médiocre ». La transparence de l'eau peut être favorable et nuisible à différents composants/processus d'un écosystème, ce qui ajoute à l'incertitude dans la définition des seuils.

Des méthodes de télédétection par satellite ont été mises au point pour permettre la distinction entre la turbidité causée par des algues de celle causée par des minéraux, ce qui pourrait faire avancer la compréhension de la nature complexe de cet indicateur, même si pour le moment ces données ne sont pas disponibles pour une période de temps prolongée, ce qui aurait permis d'en effectuer une analyse des tendances fiable. Des images satellitaires des Grands Lacs facilement accessibles combinées à des méthodes efficaces de modélisation et de traitement des images permettent une surveillance économique des tendances analysées dans le présent rapport et un éclaircissement potentiel des nouvelles réponses de la transparence de l'eau des Grands Lacs aux changements d'origine naturelle et anthropique.

Commentaires des auteurs

Même si la chronologie historique dérivée du satellite Landsat de la transparence de l'eau/profondeur optique a été produite pour les zones littorales des Grands Lacs, il est important de noter que cet ensemble de données littorales est limité. Chaque date indiquant la transparence de l'eau/profondeur optique est une représentation singulière pour ce moment spécifique dans le temps. Les données d'une date spécifique reflètent tout phénomène météorologique, débit de cours d'eau et de rivière, phénomène anthropogénique et phénomène de courant dans le lac qui peut s'être produit à la date d'acquisition, ou peu avant. La documentation des phénomènes décrits ci-dessus doit être générée pour ces données ainsi que la documentation sur la transparence de l'eau future.

Ces limites liées aux données ne s'appliquent pas aux séries chronologiques panlacustres des satellites MODIS et MERIS en raison de la résolution temporelle hautement améliorée de ces détecteurs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X					
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X					

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.						X
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport.			X			

Notes explicatives :

Les profondeurs au disque de Secchi satellite prévues ont un écart-type de < 25 % par rapport à la moyenne pour les lacs Érié et Ontario. Tous les autres lacs sont décrits de manière qualitative seulement comme l'incertitude du produit n'a pas été pleinement évaluée.

Remerciements

Caren Binding, Environnement Canada, Direction de la science et de la technologie de l'eau;
Caren.Binding@ec.gc.ca
Tracie Greenberg, Environnement Canada, Direction de la science et de la technologie de l'eau;
Tracie.Greenberg@ec.gc.ca
Colin Brooks, Institut de recherche technologique du Michigan, Ann Arbor, MI
Robert Shuchman, Institut de recherche technologique du Michigan, Ann Arbor, MI

Contributeurs

Mike Sayers, Institut de recherche technologique du Michigan, Ann Arbor, MI
Nate Jessee, Institut de recherche technologique du Michigan, Ann Arbor, MI
Amanda Grimm, Institut de recherche technologique du Michigan, Ann Arbor, MI

Sources d'information

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 ». *Journal of Great Lakes Research*, 36: 248-255.

Barbiero, R.P., et M.L. Tuchman. (2004). « Long-term Dreissenid Impacts on Water Clarity in Lake Erie ». *Journal of Great Lakes Research*, 30(4): 557-565.

Bennet, A., et L. Bogorad. 1973. « Complementary chromatic adaptation in filamentous blue green algae ». *Journal of Cell Biology*. 58: 419-433.

Binding, C.E., J.H. Jerome, R.P. Bukata et W.G. Booty. (2007). « Trends in Water Clarity of the Lower Great Lakes from Remotely Sensed Aquatic Color ». *Journal of Great Lakes Research*, 2(1): 828–841.

Carlson, R.E. 1977. « A Trophic State Index for Lakes ». *Limnology and Oceanography*. 22: 361-369.

Environnement Canada. (2001). *Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada*. Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario. Rapport n° 1, Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE.

Howell, E.T., C.H. Marvin, R.W. Bilyea, P.B. Kauss et K. Sommers. (1996). « Changes in environmental conditions during *Dreissena* colonization of a monitoring station in eastern Lake Erie ». *Journal of Great Lakes Research*, 22: 744-756.

Lyzenga, D.R. (1981). « Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data ». *International Journal of Remote Sensing*, 2(1): 71-72.

Lyzenga, D.R., N.P. Malinas et F. J. Tanis. (2006). « Multispectral Bathymetry Using a Simple Physically Based Algorithm ». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44(44): 2251-2259.

Makarewicz, J.C., T.W. Lewis et P. Bertram. (1999). « Phytoplankton Composition and Biomass in the Offshore Waters of Lake Erie: Pre- and Post-*Dreissena* Introduction (1983-1993) ». *Journal of Great Lakes Research*,

25(1): 135-148.

Millard, E.S., D.D. Myles, O.E. Johannsson et K.M. Ralph. (1996). « Phytoplankton photosynthesis at two index stations in Lake Ontario 1987-1992: assessment of the long-term response to phosphorus control ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques = Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 1092-1111.

Shuchman, R.A., M.J. Sayer et C.N. Brooks. (2013). « Mapping and monitoring the extent of submerged aquatic vegetation in the Laurentian Great Lakes with multi-scale remote sensing ». *Journal of Great Lakes Research*, sous presse. http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2013.05.006

Tomlinson, L.M., M.T. Auer, H.A. Bootsma et E.M. Owens. (2010). « The Great Lakes *Cladophora* Model: Development, testing, and application to Lake Michigan ». *Journal of Great Lakes Research*, 36: 287-297.

VanSumeren, H., et M. Breederland. (2008). « Re-emergence of Type E Botulism: Issues and Implications for Great Lakes Shoreline Communities ». International Submerged Lands Management Conference.

Liste des figures

Figure 1. Radiance de l'eau moyenne dans chaque lac à 550 nm (nLw : 550) des Grands Lacs pour deux missions satellite : a) CZCS, de 1979 à 1985, b) SeaWiFS, de 1998 à 2005, et c) la différence entre les deux, illustrant les variations dans la brillance (c.-à-d. turbidité) entre les deux périodes. Le bleu indique une plus grande transparence, le blanc n'indique aucun changement et le rouge indique une plus grande turbidité.
Source : Environnement Canada, Binding

Figure 2. Séries chronologiques de nLw moyen panlacustre mensuel pour chacun des Grands Lacs durant les deux périodes d'observation, illustrant les variations saisonnières dans les épisodes d'eau brillante comme les efflorescences algales, la remise en suspension des minéraux et les phénomènes de blanchissement.
Source : Environnement Canada, Binding

Figure 3. Étendue récente de la transparence de l'eau/profondeur optique, tirée des images satellitaires Landsat, pour la baie de Saginaw dans le lac Huron.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Figure 4. Transparence de l'eau/profondeur optique moyennes, tirées de Landsat, a) dans le temps dans la baie de Saginaw du 20 mai 1975 au 16 juin 2009; b) statistiques historiques pour la baie de Saginaw, dans le lac Huron, entre 1975 et 2009.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Figure 5. Étendue récente de la transparence de l'eau/profondeur optique, tirée des images de Landsat, près de Port Clark, Ontario, lac Huron. 17 juillet 2011.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Figure 6. Transparence de l'eau/profondeur optique moyennes, tirées de Landsat, a) dans le temps près de Point Clark, Ontario, du 9 mai 1975 au 17 juillet 2011; b) statistiques historiques près de Point Clark, Ontario, dans le lac Huron, entre 1975 et 2011.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Figure 7. Profondeurs Secchi obtenues par satellite pour a) CZCS, de 1979 à 1986, b) SeaWiFS, de 1998 à 2005, et c) la différence entre les deux, illustrant le changement dans la transparence de l'eau du lac Érié entre les deux périodes d'observation.
Source : Environnement Canada, Binding

Figure 8. Transparence de l'eau/profondeur optique récentes, tirées des images Landsat, zone d'analyse de l'étendue près de Port Maitland, Ontario, lac Érié. 27 juin 2009.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Figure 9. Transparence de l'eau/profondeur optique moyennes tirées de a) Landsat dans le temps près de Port Maitland, Ontario, du 27 septembre 1975 au 27 juin 2009; b) statistiques historiques de la transparence de l'eau/profondeur optique moyennes, tirées de Landsat, près de Port Maitland, Ontario, dans le lac Érié entre 1975 et 2009.

Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Figure 10. Profondeurs Secchi obtenues par satellite pour a) CZCS, de 1979 à 1986, b) SeaWiFS, de 1998 à 2005, et c) la différence entre les deux, illustrant le changement dans la transparence d'eau dans le lac Ontario entre les deux périodes d'observation.

Figure 11. Étendue actuelle de la transparence de l'eau/profondeur optique tirée de Landsat 5, près de Pickering, Ontario, lac Ontario. 4 août 2011.

Source : Environnement Canada, Binding

Figure 12. Transparence de l'eau/profondeur optique moyennes, tirées de Landsat, dans le temps près de Pickering, Ontario, pour a) entre le 28 juin 1975 et le 4 août 2011; b) statistiques historiques de la transparence de l'eau/profondeur optique moyennes entre 1975 et 2011.

Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Figure 13. Plan de référence, de Landsat, illustrant l'emplacement de la collecte des données de terrain en 2009 et en 2010 dans la zone d'étude, Sleeping Bear Dunes National Lakeshore.

Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Figure 14. Transparence de l'eau/profondeur optique historiques, tirées de Landsat, à Sleeping Bear Dunes National Lakeshore de 1974 à 2009.

Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Figure 15. Tracé de la transparence de l'eau tiré des images satellitaires au moyen de l'indice invariant de la profondeur de 1974 à 2009.

Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Figure 16. 27 août 2009. Profondeur au disque de Secchi en mètres à Sleeping Bear Dunes National Lakeshore le a) 27 août 2009 et b) 8 juillet 2010

Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Figure 17. Statistiques des mesures au disque de Secchi de 2009 à 2010

Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

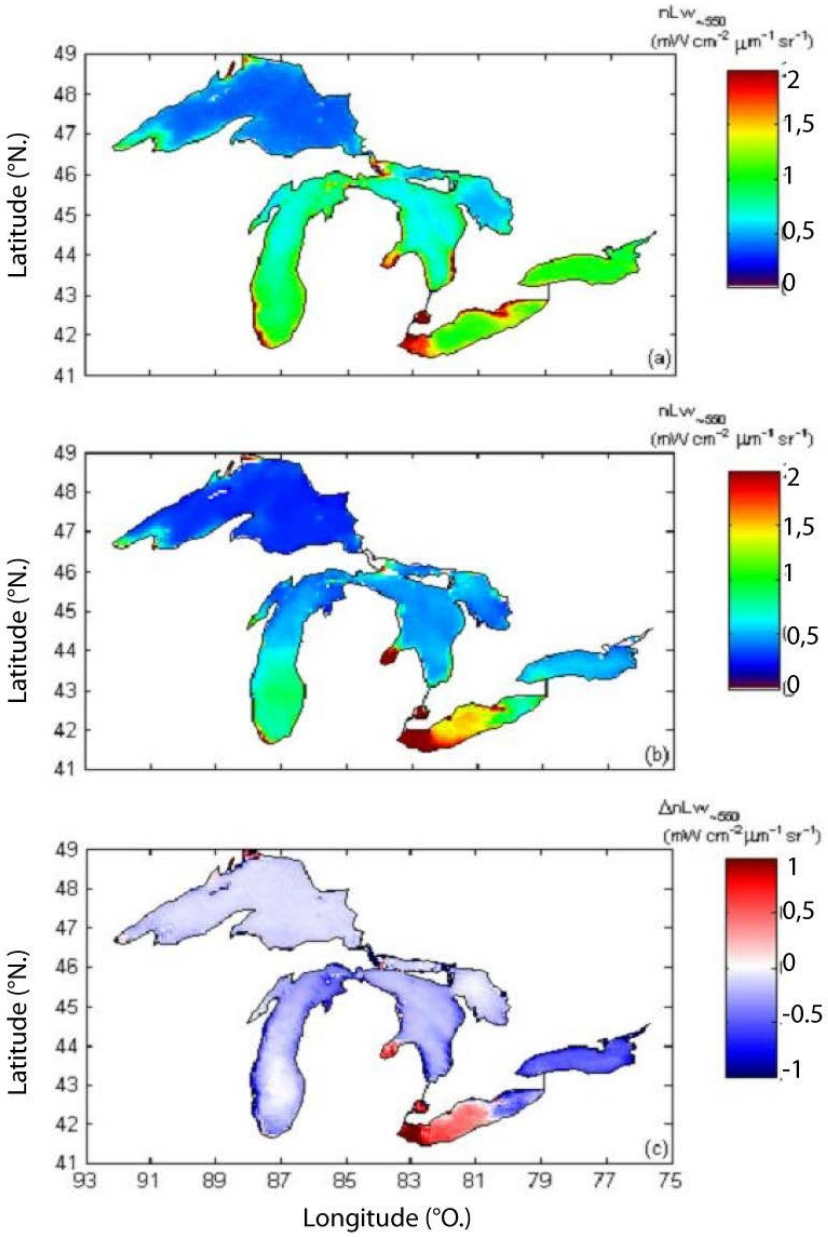


Figure 1. Radiance de l'eau moyenne dans chaque lac à 550 nm (nLw550) des Grands Lacs pour deux missions satellite : a) CZCS, de 1979 à 1985, b) SeaWiFS, de 1998 à 2005, et c) la différence entre les deux, illustrant les variations dans la brillance (c.-à-d. turbidité) entre les deux périodes. Le bleu indique une plus grande transparence, le blanc n'indique aucun changement et le rouge indique une plus grande turbidité.
Source : Environnement Canada, Binding

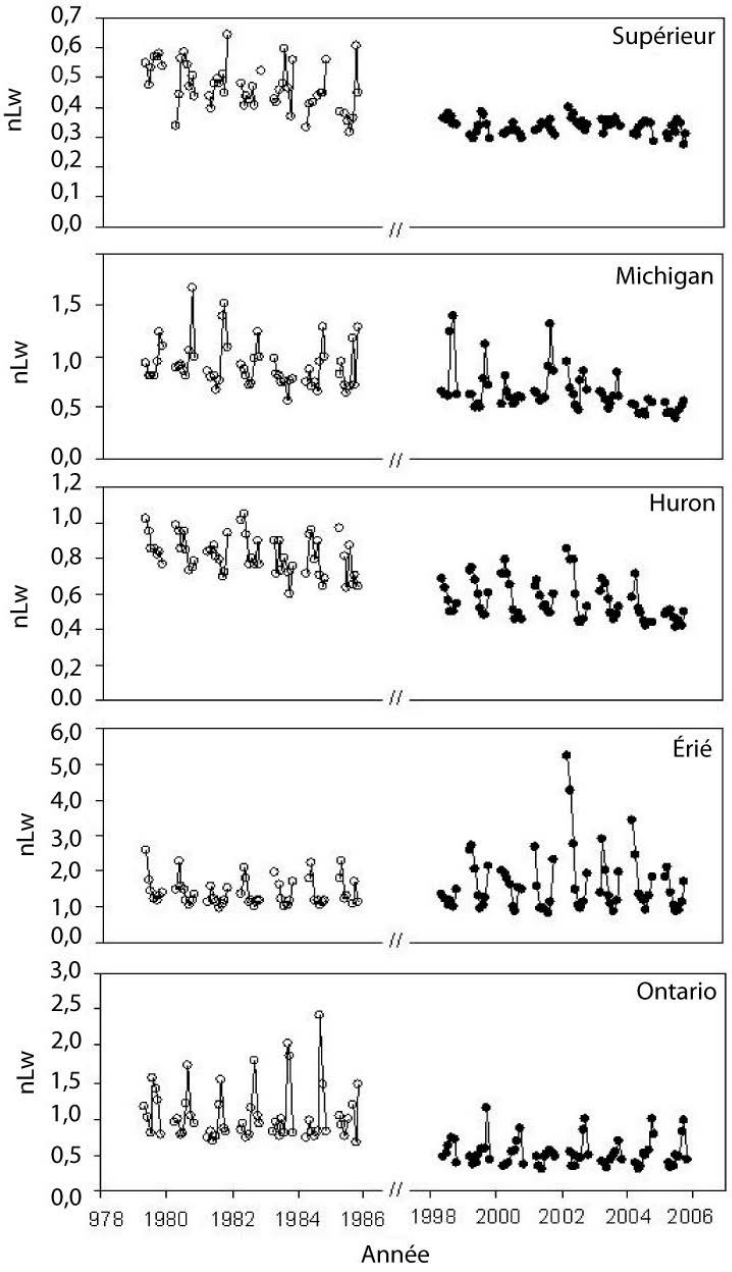


Figure 2. Séries chronologiques de nLw moyen panlacustre mensuel pour chacun des Grands Lacs durant les deux périodes d'observation, illustrant les variations saisonnières dans les épisodes d'eau brillante comme les efflorescences algales, la remise en suspension des minéraux et les phénomènes de blanchissement.
Source : Environnement Canada, Binding

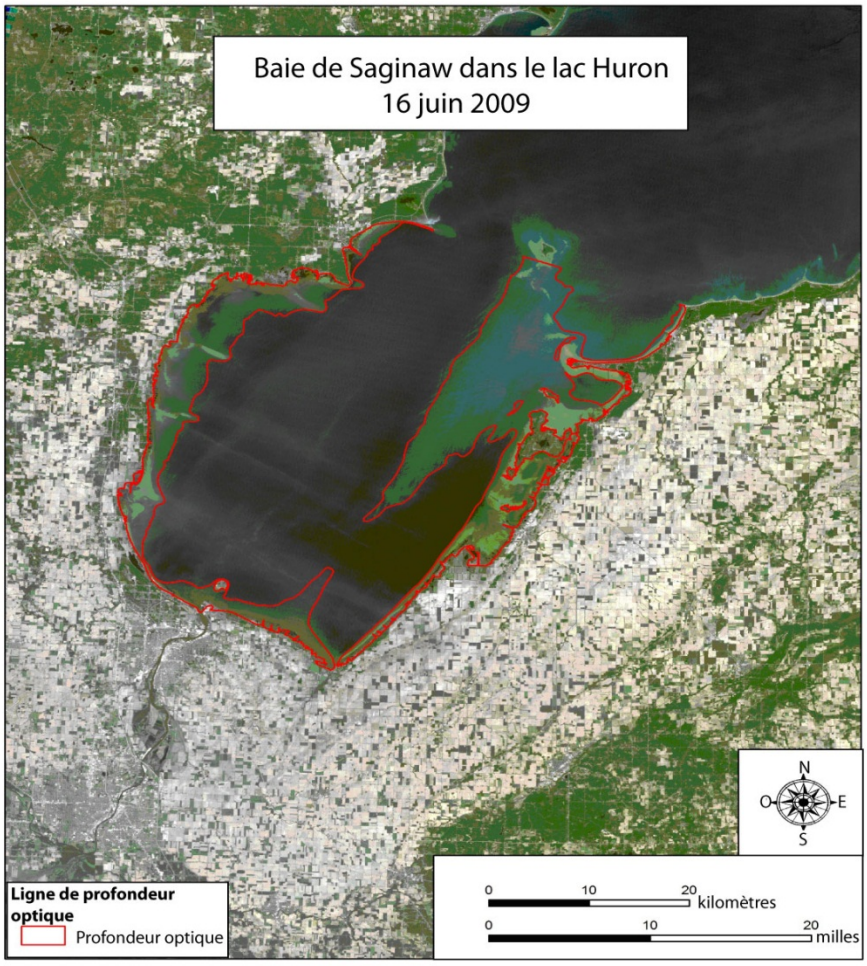


Figure 3. Étendue récente de la transparence de l'eau/profondeur optique, tirée des images satellitaires Landsat, pour la baie de Saginaw dans le lac Huron.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

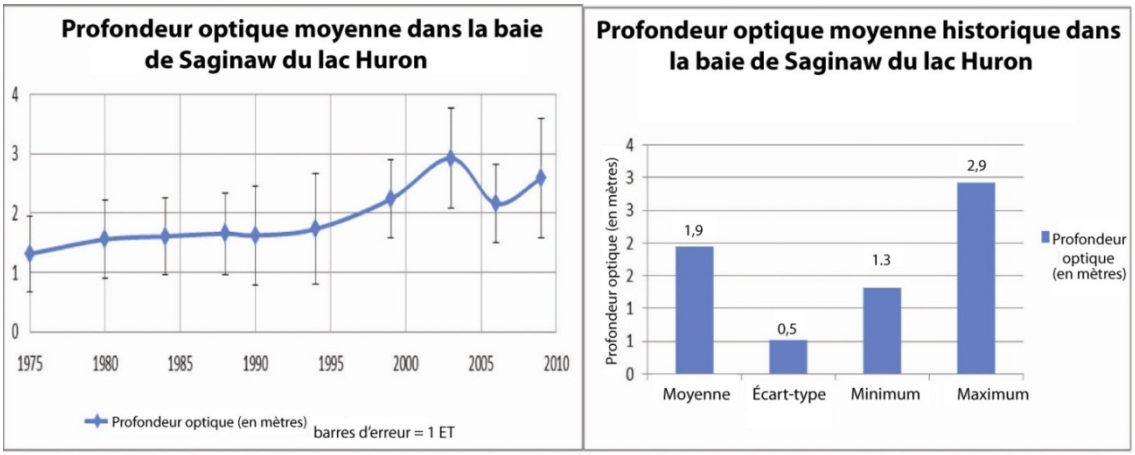


Figure 4. Transparence de l'eau/profondeur optique moyennes, tirées de Landsat, a) dans le temps dans la baie de Saginaw du 20 mai 1975 au 16 juin 2009; b) statistiques historiques pour la baie de Saginaw, dans le lac Huron, entre 1975 et 2009.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

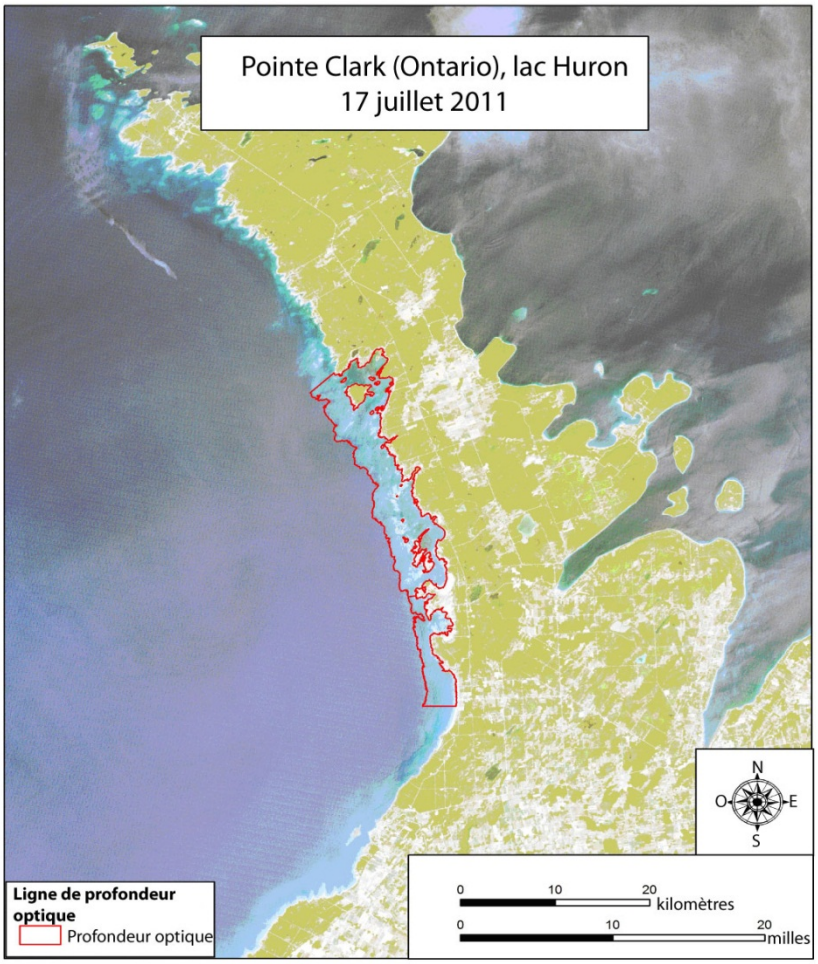


Figure 5. Étendue récente de la transparence de l'eau/profondeur optique, tirée des images de Landsat 5, près de Port Clark, Ontario, lac Huron. 17 juillet 2011.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

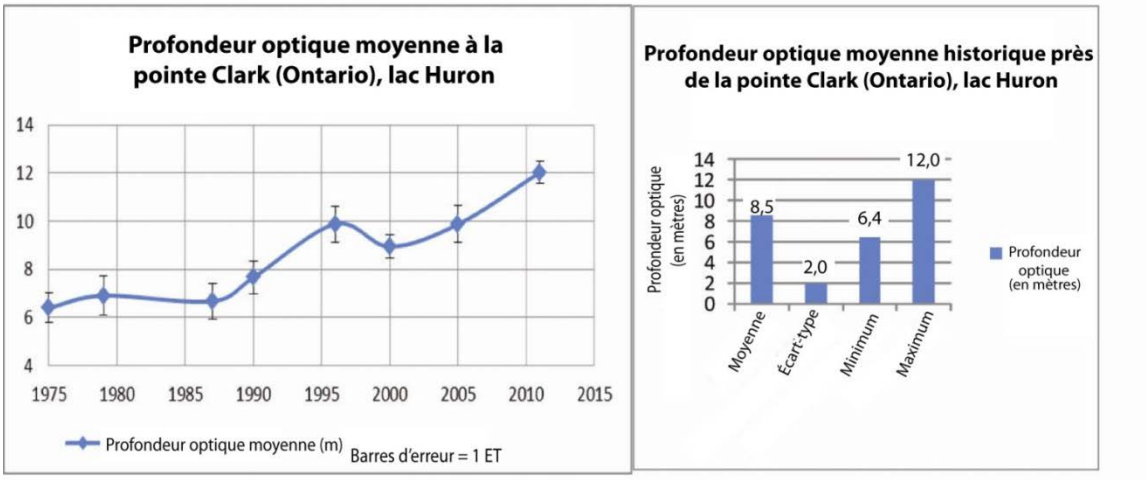


Figure 6. Transparence de l'eau/profondeur optique moyennes, tirées de Landsat, a) dans le temps près de Point Clark, Ontario, du 9 mai 1975 au 17 juillet 2011; b) statistiques historiques près de Point Clark, Ontario, dans le lac Huron, entre 1975 et 2011.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

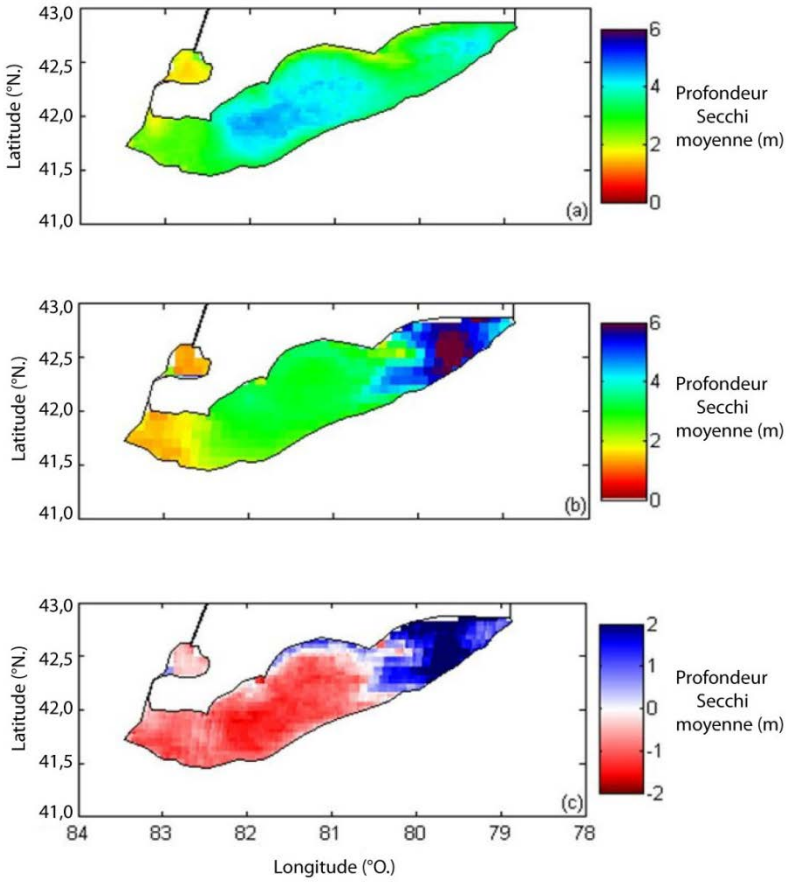


Figure 7. Profondeurs Secchi obtenues par satellite pour a) CZCS, de 1979 à 1986, b) SeaWiFS, de 1998 à 2005, et c) la différence entre les deux, illustrant le changement dans la transparence de l'eau du lac Érié entre les deux périodes d'observation.
Source : Environnement Canada, Binding



Figure 8. Transparence de l'eau/profondeur optique récentes, tirées des images Landsat 5, zone d'analyse de l'étendue près de Port Maitland, Ontario, lac Érié. 27 juin 2009.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

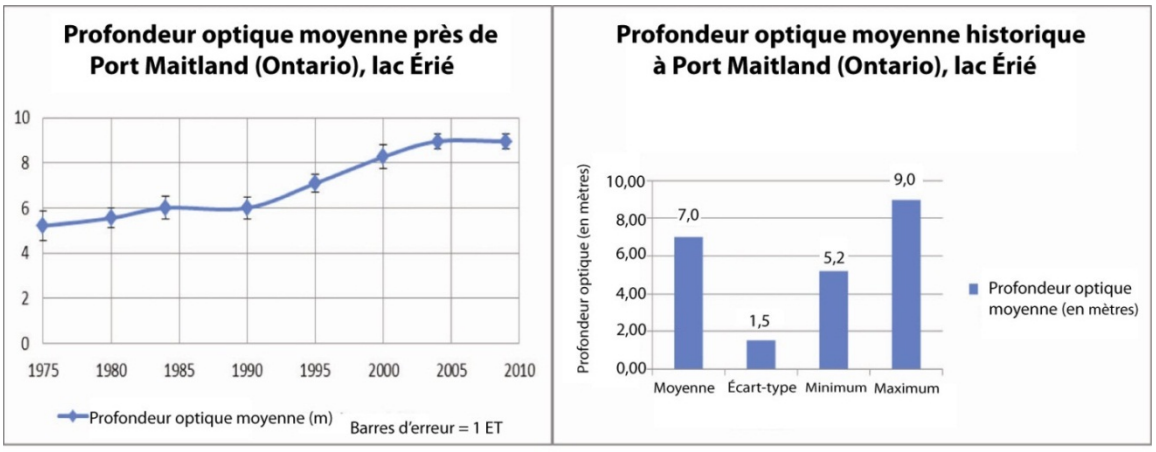


Figure 9. Graphique illustrant la transparence de l'eau/profondeur optique moyennes tirées de a) Landsat dans le temps près de Port Maitland, Ontario, du 27 septembre 1975 au 27 juin 2009; b) statistiques historiques de la transparence de l'eau/profondeur optique moyennes, tirées de Landsat, près de Port Maitland, Ontario, dans le lac Érié entre 1990 et 2009.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

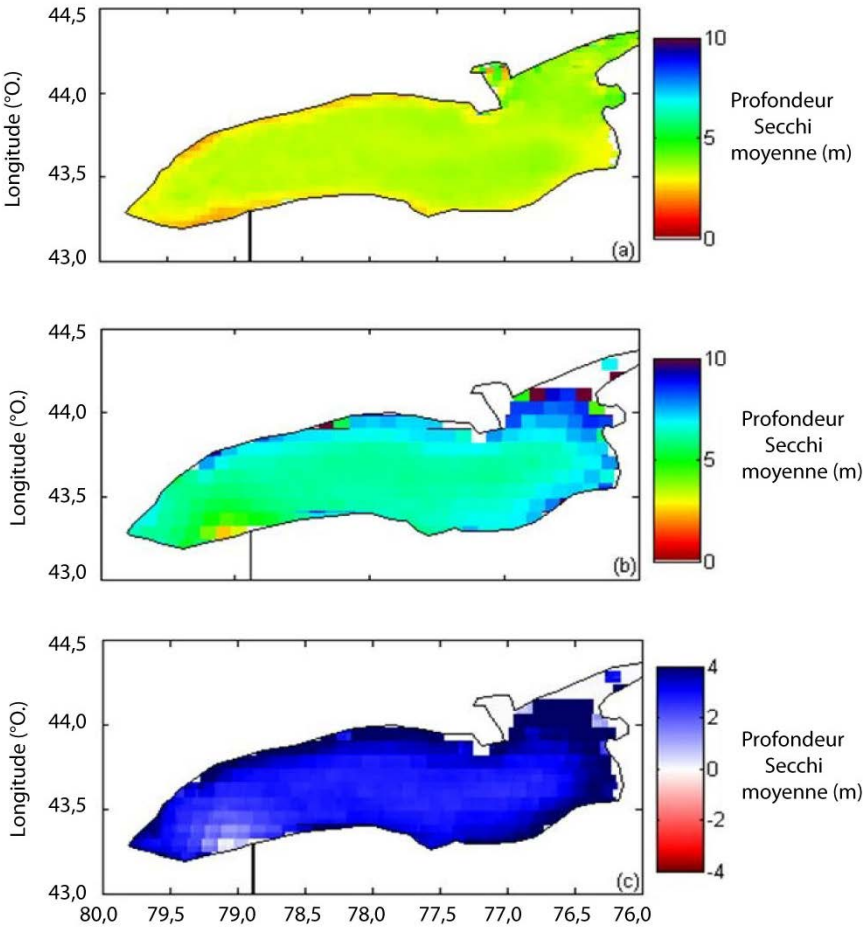


Figure 10. Profondeurs Secchi obtenues par satellite pour a) CZCS, de 1979 à 1986, (b) SeaWiFS, de 1998 à 2005, et c) la différence entre les deux, illustrant le changement dans la transparence de l'eau dans le lac Ontario entre les deux périodes d'observation.
Source : Environnement Canada, Binding

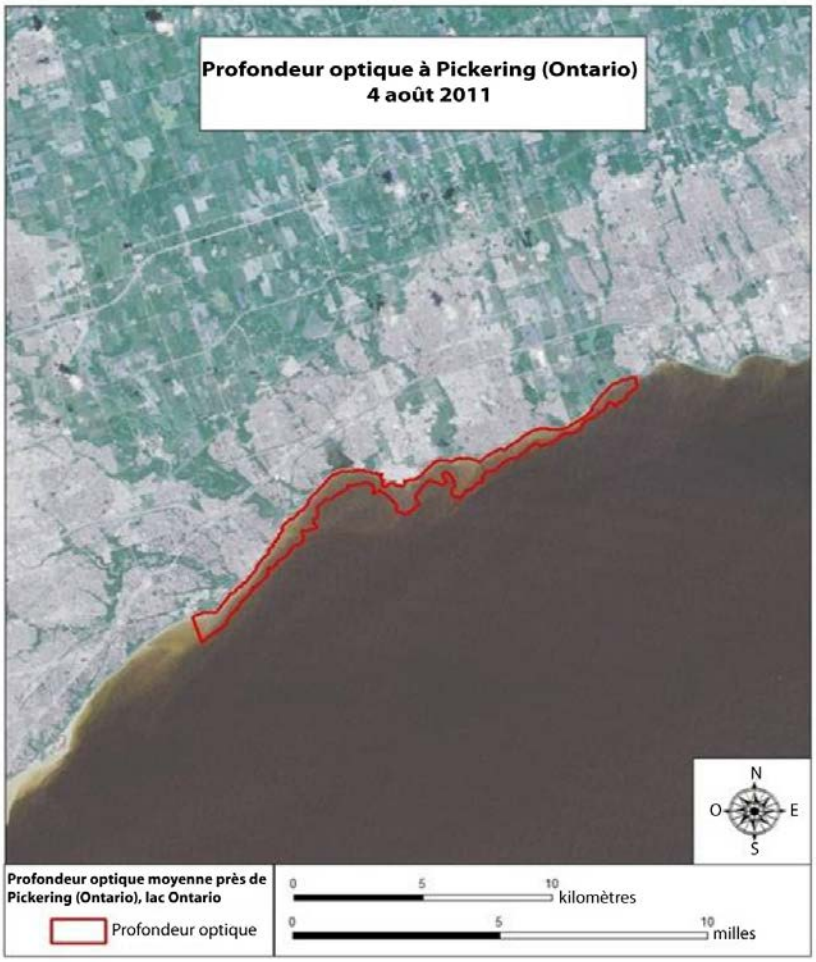


Figure 11. Étendue actuelle de la transparence de l'eau/profondeur optique tirée de Landsat 5, près de Pickering, Ontario, lac Ontario. 4 août 2011.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

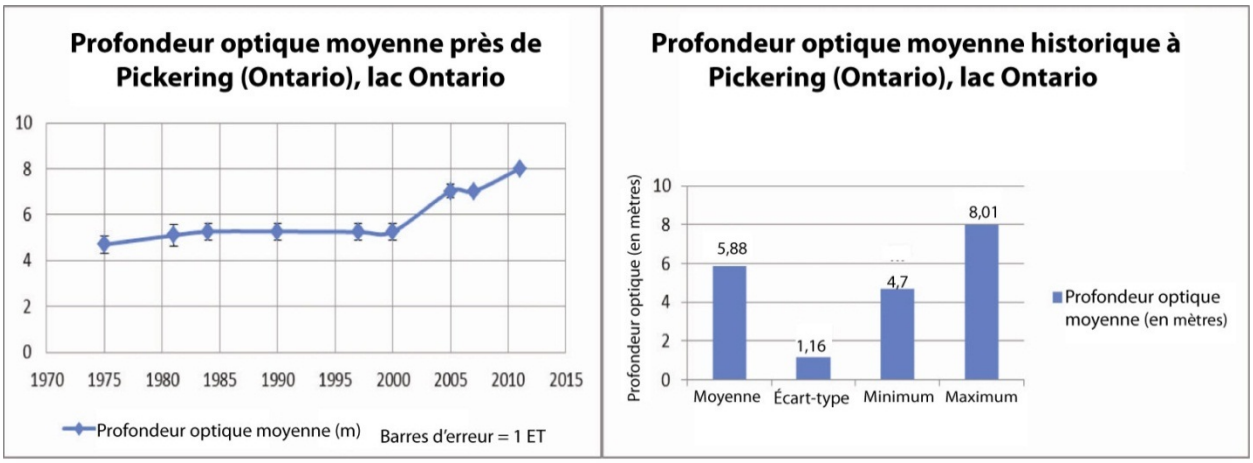


Figure 12. Transparence de l'eau/profondeur optique moyennes, a) tirées de Landsat, dans le temps près de Pickering, Ontario, entre le 28 juin 1975 et le 4 août 2011; b) statistiques historiques de la transparence de l'eau/profondeur optique moyennes entre 1975 et 2011.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks



Figure 13. Plan de référence, de Landsat, illustrant l'emplacement de la collecte des données de terrain en 2009 et en 2010, dans la zone d'étude, Sleeping Bear Dunes National Lakeshore.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

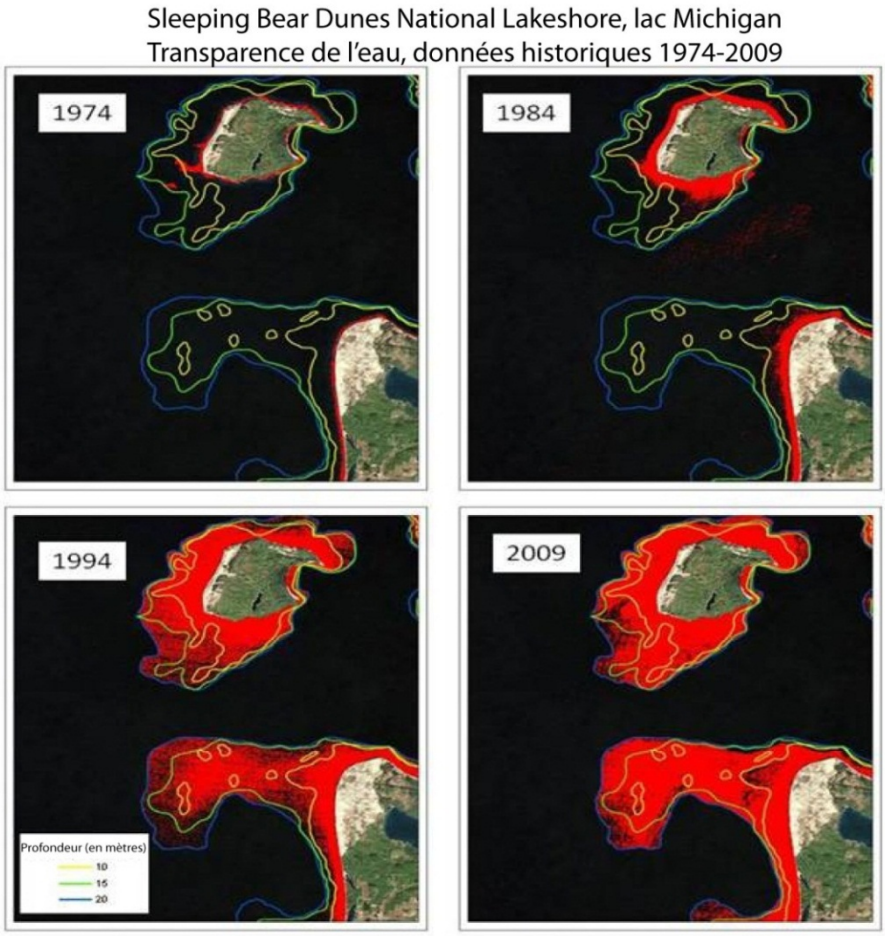


Figure 14. Transparence de l'eau/profondeur optique historiques, tirées de Landsat, à Sleeping Bear Dunes National Lakeshore de 1974 à 2009.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

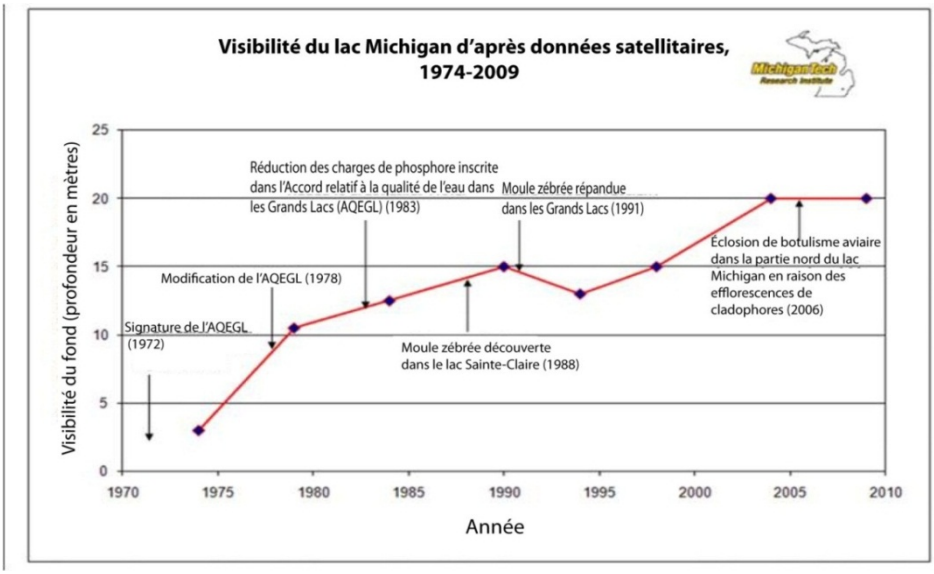


Figure 15. Tracé de la transparence de l'eau tiré des images satellitaires au moyen de l'indice invariant de la profondeur de 1974 à 2009.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

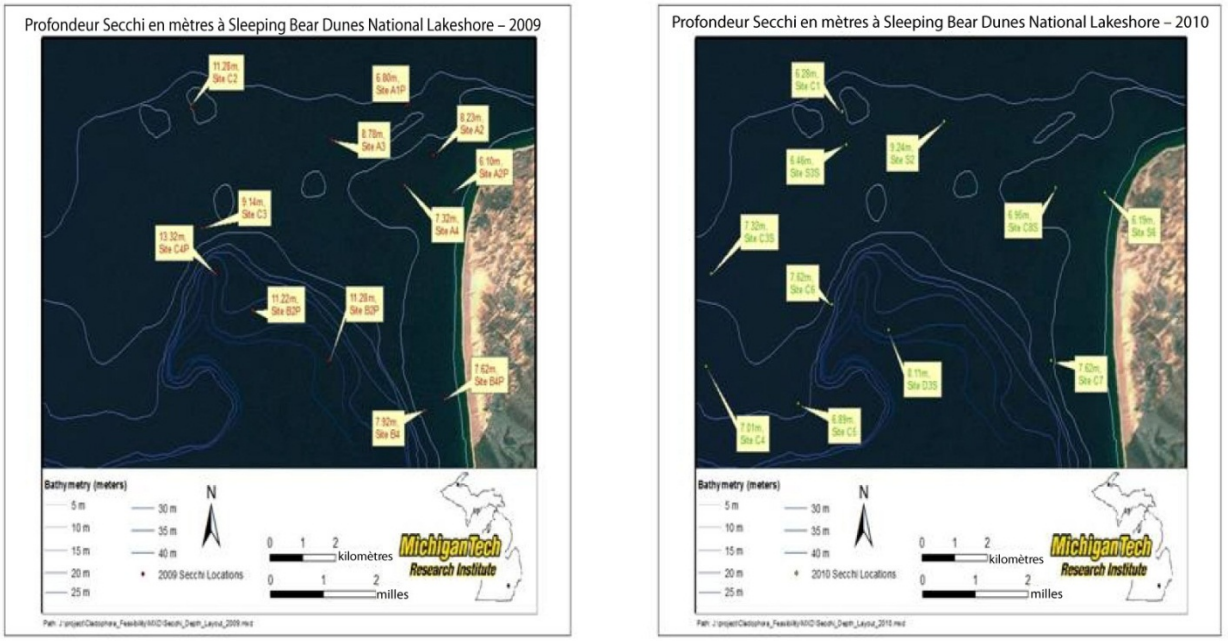


Figure 16. 27 août 2009. Profondeur au disque de Secchi en mètres à Sleeping Bear Dunes National Lakeshore le a) 27 août 2009 et b) 8 juillet 2010
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

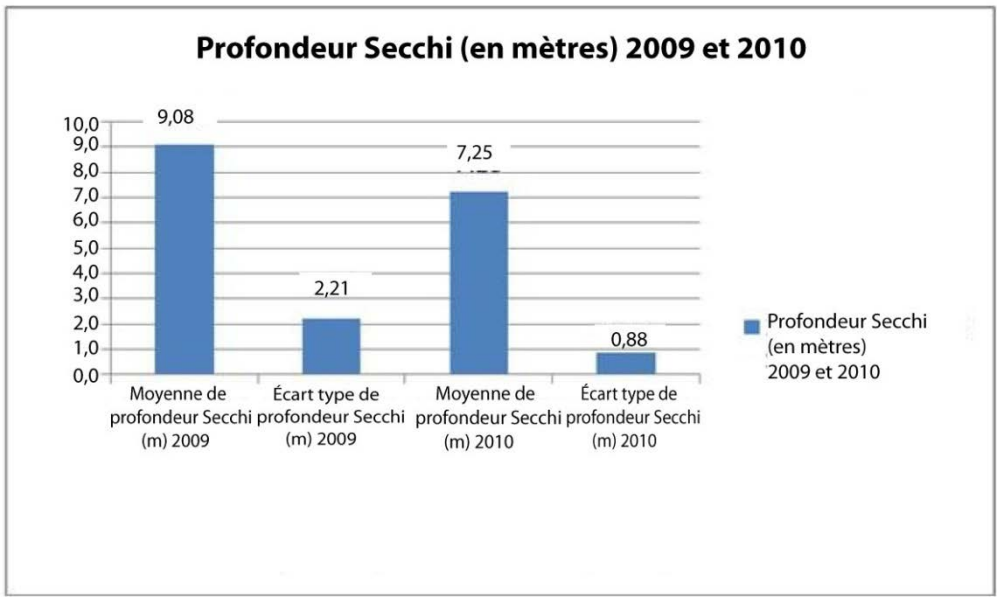


Figure 17. Statistiques des mesures au disque de Secchi de 2009 à 2010.
Source : Institut de recherche technologique du Michigan, Brooks

Niveaux d'eau des Grands Lacs

Évaluation globale

Situation : Les niveaux d'eau annuels du lac Supérieur et des lacs Michigan et Huron sont sous la moyenne depuis 1998, tandis que ceux des lacs Érié et Ontario ont fluctué autour de la moyenne à long terme.

Tendance : Il ne se dégage pas de tendance cohérente des niveaux d'eau annuels pour l'ensemble des Grands Lacs.

Justification : Les régimes de niveau pour l'ensemble des Grands Lacs sont principalement le produit des variations à court et à long terme du climat. Les niveaux des lacs d'aval subissent les effets de ces variations sur eux ainsi que les contrecoups des effets sur les lacs d'amont. Pour ce qui est des autres facteurs qui touchent un lac plutôt qu'un autre, il en est question plus loin. Ces dernières années, les niveaux des Grands Lacs d'amont sont demeurés sous la moyenne, tandis que les niveaux des Grands Lacs d'aval ont fluctué de part et d'autre de la moyenne. Ces niveaux témoignent des conditions climatiques. Le forçage anthropique du climat imputable à l'augmentation des concentrations de dioxyde de carbone et d'autres gaz à effet de serre accroît la probabilité que les conditions qui prévaudront sur les Grands Lacs à l'avenir s'éloigneront de celles qui ont été observées dans le passé (GIEC, 2007). Si certains effets des changements climatiques sont manifestes dans le bassin (p. ex. la température et la vitesse des vents qui augmentent), les prévisions du climat à l'échelle régionale comportent des incertitudes, en particulier pour ce qui est du régime des précipitations et de la façon dont les changements se manifesteront dans les apports nets du bassin et les niveaux et débits d'eau de tous les Grands Lacs. Depuis une soixantaine d'années, l'évaporation de tous les Grands Lacs augmente, probablement parce que la température de l'air en hiver s'adoucit et entraîne une réduction de la couverture de glace. Cette augmentation a coïncidé avec celle des précipitations sur tous les lacs, exception faite du lac Supérieur. Dans une certaine mesure, les précipitations plus abondantes ont compensé l'augmentation de l'évaporation (EIGLA, 2012). Les niveaux d'eau extrêmement bas semblent plus probables dans l'avenir, mais les niveaux extrêmement hauts sont aussi plausibles, et il ne faudrait pas les ignorer (EIGLA, 2012). La Commission mixte internationale (CMI) prévoit consulter le public à l'hiver ou au printemps 2012 au sujet d'un nouveau mode de gestion des débits sortants du lac Ontario qui se fonde sur la volonté de rétablir les milieux humides de la région, lesquels ont souffert de l'application du plan de régularisation en vigueur. Un nouveau plan a aussi été proposé pour le lac Supérieur par le Groupe d'étude international des Grands Lacs d'amont (GEIGLA) en mars 2012. La révision des modes de gestion des débits des lacs Supérieur et Ontario pourra influer sur les tendances à venir.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Situation *:* Le niveau annuel du lac Supérieur demeure sous la moyenne depuis 1998 et, sauf pour 3 mois, le niveau mensuel ne s'est pas haussé à la moyenne depuis mai 1998. Le lac a connu une nouvelle période d'eaux exceptionnellement basses en août et en septembre 2007, mais, depuis, il se maintient dans la plage historique des niveaux.

Tendance : Les eaux du lac Supérieur sont basses depuis 12 ans; toutefois, la période n'est pas encore suffisamment étendue pour faire croire à une tendance à long terme ou à une évolution climatique. Il n'est pas certain (et il n'y a pas de méthode pour déterminer) si les bas niveaux continueront ou si des apports d'eau plus importants reviendront hausser le niveau du lac.

Justification : Le régime de niveau d'eau est le produit des variations climatiques à court et à long terme, et celui du lac Supérieur est influencé par la régularisation du débit sortant. Le niveau demeure dans la plage historique depuis août et septembre 2007, mois au cours desquels il a été exceptionnellement bas. L'eau du lac s'évapore davantage, probablement en raison d'une réduction du couvert de

glace, et cette tendance s'accentuera probablement dans un avenir prévisible (EIGLA, 2012). Contrairement au cas des autres Grands Lacs, cette augmentation de l'évaporation n'a pas été compensée par une augmentation des précipitations. En mars 2012, le GEIGLA a proposé un nouveau plan de régularisation du lac Supérieur. La révision du plan ne devrait pas jouer sur les tendances à venir, car la régularisation a un effet très limité sur les extrêmes. L'ajustement glacio-isostatique, ou rebond graduel de la croûte terrestre après le retrait des glaciers, a pour effet de diminuer progressivement la hauteur de l'eau le long de la rive nord-est et de l'augmenter du côté sud-ouest.

Lacs Michigan et Huron

Situation : Le niveau des lacs Michigan et Huron est sous la moyenne depuis 1999. En 2009, une des conclusions de l'Étude internationale des Grands Lacs d'amont (EIGLA) a été que l'érosion dans la rivière Sainte-Claire était survenue après les derniers travaux de dragage pour la navigation, qui avaient augmenté la capacité de débit, ou débitance, de la rivière et fait baisser le niveau des lacs Michigan et Huron d'environ 7 à 14 cm (2,8 à 5,5 po).

Tendance : Depuis 12 ans, le niveau des lacs Michigan et Huron est bas. La paléoreconstitution laisse à penser que les bas niveaux reviennent à intervalles d'environ 30 ans (Baedke et Thompson, 2000), et l'analyse des niveaux enregistrés montre un cycle semblable (Hanrahan et al., 2010). Le GEIGLA n'a pu établir de façon concluante pourquoi ou comment la débitance de la rivière Sainte-Claire a augmenté depuis les années 1960, par manque de données bathymétriques et hydroclimatiques. Il a toutefois constaté que la débitance ne continuait pas de se modifier. L'abaissement permanent du niveau des lacs Michigan et Huron augmente la plausibilité que le niveau demeure sous la moyenne à l'avenir, sans toutefois permettre d'écarter le risque de hautes eaux.

Justification : Le niveau des lacs Michigan et Huron a été modifié par le dragage et l'érosion dans la rivière Sainte-Claire et, un peu, par la régularisation des débits en provenance du lac Supérieur. La modification de la débitance de la rivière a fait baisser le niveau des lacs, mais on ne sait si elle se poursuivra dans l'avenir. L'abaissement permanent du niveau en raison de la débitance modifiée a augmenté la plausibilité que le niveau reste sous la moyenne dans l'avenir, en raison de la variabilité du climat. L'ajustement glacio-isostatique, ou rebond progressif de la croûte terrestre après le retrait des glaciers, modifie progressivement la hauteur de l'eau, qui diminue dans la baie Georgienne et le chenal du Nord et augmente sur la rive sud-est du lac Michigan.

Lac Érié

Situation : Le niveau du lac Érié a fluctué au-dessus et en dessous de la moyenne depuis 1998.

Tendance : Il n'y a pas de tendance apparente de niveau du lac Érié sur les dix dernières années, mais le niveau est plus près de la moyenne qu'au cours des 30 années antérieures.

Justification : La modification de la débitance de la rivière Sainte-Claire n'a pas eu d'effet permanent sur le niveau d'eau du lac Érié. Par contre, la modification de la débitance de la rivière Niagara en raison de travaux de remplissage a entraîné une hausse du niveau du lac, alors que la dérivation de l'eau du lac par le canal Welland a eu un effet à la baisse. Ces deux modifications ont eu lieu il y a des dizaines d'années, et elles n'occasionnent pas de nouveaux changements de niveau.

Lac Ontario

Situation : Le niveau du lac Ontario a fluctué au-dessus et en dessous de la moyenne depuis 1998.

Tendance : Les hauts et les bas niveaux du lac Ontario ont été tempérés au cours des 50 dernières années, depuis qu'on régularise les débits sortants du lac. L'amplitude des niveaux au cours des 15 dernières années a été moindre qu'au cours des 35 années précédentes.

Justification : La régularisation des débits sortants du lac Ontario a un effet important sur le niveau du lac. La CMI consultera le public au printemps 2012 au sujet d'une nouvelle façon de gérer les débits sortants du lac Ontario qui se fonde sur la volonté de rétablir les milieux humides riverains du lac, lesquels ont souffert de l'application du plan de régularisation en vigueur, tout en continuant de concilier les nombreux besoins et intérêts du bassin. Le nouveau plan, s'il est appliqué, aura un

effet sur les tendances et amènera des fluctuations plus naturelles de niveau et de débit dans l'hydrosystème du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent.

Autres échelles spatiales

Lac Sainte-Claire

Situation : Le niveau du lac Sainte-Claire fluctue au-dessus et en dessous de la moyenne depuis 1998, mais demeure sous la moyenne le plus souvent.

Tendance : Dans le lac Sainte-Claire, la tendance a surtout été aux bas niveaux depuis 13 ans, mais ceux-ci sont demeurés bien supérieurs aux bas niveaux qui sont survenus depuis 1918.

Justification : Le niveau du lac Sainte-Claire dépend en grande partie de l'importance des débits en provenance du lac Huron et du niveau du lac Érié. Les embâcles dans la rivière Sainte-Claire ou la rivière Détroit peuvent avoir un effet considérable à court terme (sur des jours ou des semaines), comme aussi les épisodes intenses de pluie ou de ruissellement. La modification de la débitance de la rivière Sainte-Claire n'a pas eu d'effet permanent sur le niveau du lac Sainte-Claire.

But

- Pour la période visée, le but est de faire ressortir l'état actuel des niveaux d'eau et les tendances récentes, ainsi que l'état des connaissances scientifiques pour prévoir les niveaux à venir.
- L'indicateur Niveaux d'eau des Grands Lacs est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs en tant qu'indicateur de la situation, dans la catégorie portant sur les paysages et les processus naturels.

Dans l'avenir, le but sera de mesurer la vulnérabilité écologique qui pourrait accompagner des régimes modifiés de niveau d'eau (s'écartant des débits et niveaux d'avant la régularisation). On fera appel à des critères de seuil critique pour évaluer les effets possibles d'épisodes de niveaux extrêmes (amenés par l'activité humaine ou les changements climatiques) sur des éléments importants de l'écosystème.

Objectif pour l'écosystème

Pour la période visée, l'indicateur ne concerne pas directement les répercussions sur l'écosystème. À l'avenir, l'indicateur déterminera l'éventail des régimes de niveau nécessaires pour soutenir des communautés biotiques diversifiées et des fonctions écosystémiques naturelles dans les Grands Lacs.

Conditions écologiques

Contexte de la fluctuation des niveaux d'eau des Grands Lacs

Les variations des niveaux d'eau des Grands Lacs, y compris les fluctuations qui ont lieu sur des périodes de quelques mois à quelques millénaires, sont le résultat des fluctuations des apports et du volume d'eau stocké dans le bassin. Elles sont influencées par des facteurs naturels et anthropiques ainsi que par les tendances climatiques à long terme (Baedke et Thompson, 2000; Booth et Jackson, 2003). Les niveaux qui fluctuent et les débits qui se modifient dans les voies interlacustres des Grands Lacs présentent des risques considérables pour le bien-être économique, social et environnemental de la région. Les hauts niveaux peuvent causer d'importants dégâts en provoquant inondations, érosion, débordements par-dessus les ouvrages de protection des rives, perte de plages et autres terrains servant à des activités de loisirs – et perte des avantages économiques et sociaux de ceux-ci –, perte de milieux humides, entraves à la navigation et exposition accrue aux vents et aux vagues de tempête. Les basses eaux peuvent obliger à draguer davantage, mener à des aménagements qui empiètent sur le littoral, exposer les vasières, saper les ouvrages de protection des rives, faire perdre des services de marina et l'accès aux installations de mise à l'eau des bateaux, mettre en péril l'infrastructure d'approvisionnement en eau, créer des problèmes de qualité de l'eau sur le littoral et des effets sur l'écosystème (p. ex. isoler les poissons de leurs frayères ou mettre les milieux humides à sec). Du point de vue écologique, les fluctuations de niveau des lacs à court et à long terme sont essentielles au maintien de milieux riverains en santé, en particulier les milieux humides. Toutefois, des modifications radicales ou soutenues à long terme peuvent dégrader des milieux riverains. La prochaine période de rapport de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CEEGL) sera davantage centrée sur les répercussions

environnementales et socioéconomiques de niveaux d'eau qui se modifient, en particulier en ce qui a trait à l'écosystème.

Le résumé ci-dessous donne un aperçu des facteurs globaux qui jouent sur le bilan hydrique des Grands Lacs (Neff et Killian, 2003) et, en fin de compte, sur les niveaux d'eau, et présente de façon sommaire l'historique et la variabilité des niveaux.

Parmi les facteurs naturels qui jouent sur l'évolution à long terme des niveaux d'eau des Grands Lacs, il y a les processus environnementaux qui contribuent à l'entrée, à la sortie et à l'emmagasinement de l'eau dans le système. À grande échelle, les débits entrants et sortants sont dictés par les modifications amenées par le climat qui influent sur les éléments du cycle hydrologique. Ces éléments sont les précipitations sur les lacs, le ruissellement, l'évaporation et les écoulements entrants et sortants des eaux souterraines. Le rapport de 2007 de la CEEGL portant sur l'indicateur Débit de base attribuable à l'évacuation de l'eau souterraine (Piggott *et al.*, 2007) reconnaît la contribution des afflux des eaux souterraines au ruissellement. Les écoulements par les décharges et les voies interlacustres sont également des éléments des débits entrants et sortants qui contribuent au bilan hydrique des Grands Lacs (Neff et Killian, 2003; USGS, 2005; Wilcox *et al.*, 2007), mais, avec le temps, l'intervention humaine a modifié les caractéristiques naturelles.

Un autre facteur naturel qui joue sur les niveaux d'eau est l'ajustement glacio-isostatique, qui est la réaction de la croûte terrestre à l'enlèvement du poids des dernières nappes glacières qui ont traversé la région (Wilcox *et al.*, 2007; EIGLA, 2009). Contrairement aux facteurs hydrologiques, l'ajustement glacio isostatique a des effets sur les niveaux d'eau qui varient d'un endroit à un autre des lacs. À certains endroits, le niveau semble se hausser, tandis qu'il paraît baisser ailleurs dans le même lac. Il faut en tenir compte quand on analyse les données historiques de niveau à un endroit particulier.

Les changements de l'occupation du sol ont altéré le ruissellement, mais les dérivations vers les Grands Lacs ou hors de ceux-ci, le dragage des voies interlacustres et l'aménagement d'ouvrages régulateurs à la décharge des lacs ont occasionné les plus grands effets anthropiques sur les niveaux des Grands Lacs (Wilcox *et al.*, 2007). Le remplissage dans les voies interlacustres et la consommation de l'eau ont eu un certain impact aussi.

La régularisation des débits provenant des lacs Supérieur et Ontario vise à atténuer les niveaux de crue et d'étiage (Wilcox *et al.*, 2007). Le niveau du lac Supérieur est régularisé depuis 1916. Par son ordonnance d'approbation de 1914, la CMI a créé le Conseil international de contrôle du lac Supérieur, auquel elle a délégué la responsabilité de fixer les débits sortants du lac Supérieur. Le Conseil a établi un plan de régularisation, qui a été révisé plusieurs fois. Le plan en vigueur intègre la notion d'équilibrer le niveau du lac Supérieur et celui des lacs Michigan et Huron. Dans le contexte de l'EIGLA, on a examiné s'il était justifié d'adopter un nouveau plan de régularisation pour tenir compte des changements climatiques et des nouveaux enjeux. Dans le rapport final présenté en mars 2012, le GEIGLA a recommandé un plan légèrement révisé pour régulariser les débits du lac Supérieur.

Suite à l'ordonnance d'approbation rendue par la CMI en 1952 visant le projet hydroélectrique entre Cornwall (Ontario) et Massena (New York), les débits sortants du lac Ontario ont été visés par la régularisation. Le premier plan de régularisation a pris effet en 1960. Depuis, la fluctuation des niveaux durant la saison de végétation est réduite ou tempérée. Par exemple, l'écart-type des niveaux d'eau en juin a été réduit, pour passer de 40 cm, avant la régularisation, à 21 cm. Cette variation réduite des niveaux amenée par la régularisation des débits du lac Ontario diminue la diversité des plantes de milieu humide et les habitats qu'elles soutiennent (Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 2006). La CMI a proposé un plan révisé qui permettrait des régimes plus naturels de niveaux et de débits d'eau. Le plan est à l'examen au moment de la rédaction du présent document.

Un élément de la récente Étude internationale des Grands Lacs d'amont concerne les processus physiques dans la rivière Sainte Claire et la possibilité que des modifications (anthropiques ou naturelles) s'y poursuivent ainsi que les effets sur le niveau des lacs Michigan et Huron (EIGLA, 2009). Dans le rapport de l'Étude, il a été conclu que

l'érosion dans la rivière Sainte-Claire s'était produite après les derniers travaux de dragage pour la navigation, qui ont augmenté la débitance de la rivière et abaissé le niveau des lacs. Le GEIGLA n'a pu établir de façon concluante pourquoi le niveau des lacs Michigan et Huron s'abaisse par rapport à celui du lac Érié depuis 1960, mais il a constaté que la modification de la débitance de la rivière ne semble pas se poursuivre. Une recherche récente dans le cadre de l'EIGLA a vérifié que l'abaissement permanent des lacs Michigan et Huron, provoqué par les modifications anthropiques et naturelles de la débitance au cours du siècle passé, conjugué à l'ajustement glacio-isostatique et exacerbé par la variabilité du climat et les étiages récents, a menacé les milieux humides de la baie Georgienne et les frayères, parce que ceux-ci perdaient les liens hydrauliques avec le lac (EIGLA 2012). Il est impossible de résoudre ce problème par la régularisation des débits du lac Supérieur, parce qu'aucun plan de régularisation ne peut hausser en permanence le niveau des lacs Michigan et Huron.

Les niveaux d'eau sont mesurés à plusieurs endroits le long des rives des Grands Lacs et de leurs voies interlacustres par la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), aux États-Unis, et par le Service hydrographique du Canada (SHC), au Canada (SHC, 2008). Plusieurs limnimètres du réseau actuel sont en service depuis 1918 seulement, tandis que d'autres fournissent des mesures (dont certaines peu fiables) depuis les années 1840.

L'historique des niveaux d'eau mesurés est insuffisant pour permettre de bien comprendre la variabilité du niveau des lacs. Les régimes de creux et de crêtes, qui montrent un certain degré de périodicité à l'échelle du millénaire, sont visibles dans les historiques reconstitués des niveaux d'eau remontant avant la période de relevé (USGS, 2005; Wilcox *et al.*, 2007; Sellinger *et al.*, 2007). On peut aussi employer des modèles stochastiques pour produire des séquences plausibles d'apports d'eau reproduisant d'importantes caractéristiques statistiques d'observations passées qui ne se trouvent pas dans le bref historique de relevé (Fagherazzi, 2011). Ces modèles peuvent servir à l'analyse statistique et à l'évaluation des plans de régularisation, ce qui permet d'envisager de possibles périodes prolongées de temps humide et de temps sec, dépassant celles des relevés historiques.

Situations et tendances de la fluctuation des niveaux d'eau des Grands Lacs

Les hydrogrammes des figures 1 à 5 montrent certaines similarités intéressantes entre les niveaux observés de chaque lac (Wilcox *et al.*, 2007). En général, les niveaux étaient les plus élevés à la fin des années 1920, au milieu des années 1950 et du début des années 1970 au milieu des années 1990. Les périodes d'étiage les plus marquée ont eu lieu au milieu des années 1920, au milieu des années 1930 et au milieu des années 1960 (Wilcox *et al.*, 2007). Les niveaux ont recommencé à baisser en 1998 (Sellinger *et al.*, 2007). Quoique moins bien documentés, des bas niveaux se sont aussi produits à la fin des années 1890, après une longue période de hautes eaux. Le niveau des lacs Michigan et Huron est constamment bas depuis 1999, et le niveau du lac Supérieur a atteint de nouveaux minimums records (depuis 1918) en août et en septembre 2007 (SHC, 2012; USACE, 2012). Une partie des niveaux extrêmes a été tempérée dans les lacs Supérieur et Ontario après la mise en place d'ouvrages de régularisation, respectivement en 1916 et en 1960 (Wilcox *et al.*, 2007). Dans le cas du lac Supérieur, la fourchette des fluctuations et le régime cyclique de crue et d'étiage n'ont pas changé aussi radicalement que dans le lac Ontario. Depuis 1998, le lac Ontario a généralement fluctué autour de sa moyenne à long terme, mais dans une plage réduite par rapport à ce qu'elle aurait été sans régularisation.

D'après les données historiques illustrées aux figures 1 à 5, les lacs semblent demeurer dans une certaine plage de niveaux, mais les paléodonnées indiquent une plage qui aurait été plus grande (Brown *et al.*, 2012). Les tendances dégagées à partir des données historiques concordent avec les cycles quasi périodiques de 160 et de 30-33 ans indiqués par les paléodonnées à l'échelle du lac (Baedke et Thompson, 2000). Les effets récents des changements climatiques observés sur la couverture de glace lacustre, la température à la surface de l'eau, l'évaporation, les précipitations imputables à l'effet de lac et la durée de la période de stratification pourraient jouer dans l'avenir sur les niveaux et les cycles quasi périodiques des Grands Lacs. Cela dit, les interactions entre ces effets du climat sont mal comprises, et on sait très mal comment les effets se traduiront sur les niveaux d'eau des Grands Lacs. Il existe manifestement une structure temporelle (des années de hautes eaux suivies d'années de basses eaux), mais les scientifiques ne savent toujours pas comment expliquer ou prévoir les cycles interannuels et décennaux. Malgré les

grands efforts déployés, les prévisions de niveau sur plus d'un mois ne sont pas encore suffisamment bonnes pour véritablement améliorer la régularisation des débits en provenant du lac Supérieur ou du lac Ontario.

Situation et tendances des apports nets des bassins aux lacs

Les séries d'apports mensuels et annuels permettent d'analyser trois éléments importants de l'apport net du bassin (ANB) et d'en chercher les tendances. Comme l'ont constaté Fortin et Gronewold (2011), la moyenne annuelle de l'eau que reçoit un lac sous forme de précipitations est généralement supérieure à la moyenne annuelle de l'eau qui s'en évapore. Surtout, le ruissellement moyen annuel est supérieur à la moyenne annuelle des précipitations nettes reçues (précipitations moins évaporation, ou P-E). Fortin et Gronewold (2011) indiquent qu'annuellement, le rapport des précipitations nettes sur le lac à l'ANB est, en moyenne, d'environ 20 % pour le lac Supérieur et les lacs Michigan et Huron, d'environ 1 % pour le lac Érié et d'environ 10 % pour le lac Ontario. Comme la contribution des précipitations nettes sur le lac est bien moindre que celle du ruissellement, il est crucial d'évaluer précisément l'élément ruissellement. La figure 6 (d'après Fortin et Gronewold, 2011) montre la moyenne annuelle des précipitations nettes sur le lac (P-E), le ruissellement et l'élément ANB pour le lac Supérieur et les lacs Michigan et Huron, de 1948 à 2008. Elle indique une diminution générale des précipitations nettes sur les trois lacs au cours des dernières décennies. Pour ce qui est du lac Ontario (non illustré), 2007 a été la première année dans la période 1948-2008 où les précipitations nettes ont été négatives.

Une analyse plus fine des précipitations nettes montre que les précipitations sur les lacs augmentent généralement en phase avec l'évaporation, ce qui amène une légère modification d'une année à l'autre des précipitations nettes. Toutefois, la tendance n'est pas universelle, comme on le voit facilement en comparant le lac Supérieur et les lacs Michigan et Huron, dans les diagrammes de la figure 6 plus loin. Dans le cas du lac Supérieur, les précipitations annuelles semblent assez stables, alors que l'évaporation paraît augmenter. Les lacs Michigan et Huron montrent aussi une tendance à la hausse de l'évaporation depuis 1948, qui semble s'accompagner d'une tendance à la hausse des précipitations. La tendance de l'évaporation a été documentée à de nombreuses occasions, et on l'attribue généralement à la diminution de la couverture glacielle, comme le signale Assel (2009) et comme il a été constaté à l'étape I de l'EIGLA (2009).

Changements climatiques et niveaux d'eau

L'Étude internationale des Grands Lacs d'amont visait d'abord à évaluer les possibilités de régularisation des débits sortants et des niveaux d'eau du lac Supérieur de manière à ce que les effets bénéfiques profitent aux Grands Lacs d'amont. Des travaux ont été réalisés pour mieux comprendre l'hydroclimatologie des Grands Lacs et les incidences des changements climatiques et comment ces éléments influeraient sur la décision de régularisation. On a notamment tiré des projections climatiques à partir d'ensembles d'exécutions du Modèle de circulation générale (MCG), de modèles climatiques régionaux (MCR), de diverses approches de modélisation statistique, de l'analyse de données paléoclimatiques, de données obtenues de deux nouvelles tours de mesure des flux turbulents (servant à mesurer l'évaporation d'une nappe d'eau libre) et d'innovations dans la modélisation des réponses des systèmes lacustres au climat. Les conclusions ont grandement aider à mieux comprendre le plus grand système d'eau douce du monde (Brown *et al.*, 2012; EIGLA, 2012).

Il y a beaucoup d'incertitude quant à la façon dont les changements climatiques, en particulier ceux touchant les précipitations, se répercuteront sur les apports d'eau nets du bassin et sur les niveaux et débits d'eau dans la région des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Le GEIGLA a entrepris d'élaborer un vaste éventail de méthodes pour établir des scénarios plausibles de variabilité et d'évolution du climat. Il a défini un processus pour utiliser les diverses sources d'informations sur le climat en vue d'éclairer la prise de décision. La démarche a consisté à d'abord caractériser la sensibilité d'une décision aux changements des conditions climatiques, puis à évaluer l'éventualité de ces changements d'après diverses sources d'informations climatiques, en tenant compte de la crédibilité respective de celles-ci, jaugée par des spécialistes (Brown *et al.*, 2012).

L'analyse des scénarios éventuels a fourni le contexte pour déterminer les plages plausibles des séries d'apport net

du bassin. Diverses méthodes ont été employées dans l'EIGLA pour établir les scénarios d'apport : réduction d'échelle, par méthode dynamique ou statistique, des scénarios modélisés du climat planétaire (Angel et Kunkel, 2010; Lofgren et Hunter, 2010; MacKay et Seglenieks, 2010), production stochastique de séries d'ANB dans des conditions contemporaines et dans des conditions de changements climatiques (Fagherazzi, 2011) et utilisation de paléoséries d'ANB (Ghile *et al.*, 2012). Ces méthodes ont été conçues afin de fournir un éventail de scénarios climatiques plausibles pour l'avenir dans le but d'évaluer le plan de régularisation. On a constaté que les séries stochastiques élaborées par Fagherazzi (2011) englobaient tout l'éventail des scénarios possibles obtenus des diverses méthodes. Ces séries reproduisent le mieux les statistiques des ANB historiques tout en introduisant une plage de variabilité sur un horizon de 30 ans qui s'accorde bien avec les diverses méthodes de projection des changements climatiques (Brown *et al.*, 2012). On n'a pas cherché à affecter les scénarios d'une probabilité d'occurrence; ils sont considérés comme plausibles et donc susceptibles de se concrétiser.

Les modèles climatiques régionaux (MCR) dont les résultats ont servi à l'EIGLA laissaient croire que les niveaux des lacs avaient peu de chance de chuter et qu'ils pourraient demeurer près de leur moyenne contemporaine au cours des 30 prochaines années (Lofgren *et al.*, 2011; MacKay et Seglenieks, 2010). Les nouvelles méthodes de modélisation du type MCR qui tiennent compte des rétroactions atmosphériques ont été évaluées, et on a déterminé que celles-ci étaient importantes. En général, les MCR semblent montrer des augmentations systématiques de l'évaporation et des précipitations pour la plupart des systèmes lacustres, ce qui s'accorde avec ce qui a été observé depuis 1948. Il se peut que les effets des changements climatiques augmentent pour les raisons suivantes : saisonnalité amplifiée du niveau des lacs, amenuisement de la couverture de glace des lacs et des voies interlacustres en hiver, augmentation des tempêtes au printemps et augmentation de la vitesse des vents.

Pour l'avenir proche (les 10 à 20 prochaines années), les séries stochastiques d'ANB offrent sans doute la représentation la plus utile des niveaux d'eau sous un climat incertain (Brown *et al.*, 2012). En dépit des changements climatiques, à l'heure actuelle, rien n'indique que les statistiques des relevés historiques ne sont pas valables (Brown *et al.*, 2012). Les données actuelles sur les ANB des Grands Lacs montrent une variabilité interannuelle et décennale forte, mais aucune réponse pouvant être attribuée de façon concluante, avec une certitude statistique, aux changements climatiques (Brown *et al.*, 2012). Pour les 30 prochaines années, l'EIGLA laisse croire que la « variabilité naturelle » masquera vraisemblablement tout forçage imputable aux émissions de gaz à effet de serre. Pour la période qui suivra, les projections du Modèle de circulation générale (MCG) présenteraient plus d'avantages. Cela dit, vu les limites des projections du MCG pour la région des Grands Lacs, il est évident qu'à l'heure actuelle, il n'y a pas de représentation satisfaisante des effets des changements climatiques sur les niveaux d'eau dans le proche avenir. Néanmoins, d'après tous les scénarios d'apport d'eau analysés, le risque de niveaux extrêmes, débordant la plage historique, demeure plausible à court ou à long terme. Sans qu'on puisse en déterminer l'ampleur, la durée ou le moment, le risque de conditions plus humides ou plus sèches amenant des niveaux extrêmes, hors de la plage historique, ne peut être ignoré. Il s'agit d'un aspect important à prendre en considération lorsqu'on évalue l'efficacité d'un plan de régularisation dans des conditions modifiées, lorsqu'on détermine s'il convient de réviser le plan en fonction de l'évolution des conditions et lorsqu'on envisage d'autres mesures pour gérer le risque.

Gestion – défis et possibilités

La CMI a soumis à la consultation publique en 2012 un plan révisé de régularisation de l'hydrosystème du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Ce plan révisé favorise le rétablissement des zones humides et des habitats d'espèces clés en permettant des débits plus naturels et continue d'assurer une protection importante aux autres intérêts (CMI, 2012). L'Étude internationale des Grands Lacs d'amont a débouché sur la recommandation d'un plan amélioré de régularisation des débits sortants du lac Supérieur, étant entendu que la régularisation des débits passés par les ouvrages en place dans la rivière St. Marys permet peu de réduire les extrêmes, en particulier en aval du lac Supérieur. Quels que soient les plans de régularisation qu'adopte la CMI à l'égard des lacs Supérieur et Ontario, il demeurera un risque de niveaux d'eau extrêmes, et il faudra soutenir les efforts de surveillance et de modélisation pour continuer à évaluer les risques et à composer avec les incertitudes et les conditions changeantes afin d'éclairer

les décisions de gestion.

Les connaissances sont vastes sur les effets généraux de l'évolution du climat, mais il est très difficile de quantifier avec certitude les répercussions de cette évolution sur les niveaux d'eau et leur interaction avec d'autres facteurs naturels ou anthropiques qui influent sur les niveaux.

Malgré l'absence de certitude, tout porte à croire que des niveaux d'eau débordant la plage historique sont plausibles et, on ne peut les ignorer, car ils sont manifestement survenus dans le passé (Baedke et Thompson, 2000). Comme nous l'avons indiqué plus haut, les niveaux d'eau qui fluctuent peuvent avoir d'importantes répercussions sur de nombreux secteurs économiques et sur les écosystèmes.

En général, une alternance de périodes de hauts et de bas niveaux est favorable aux écosystèmes, comme l'ont montré l'Étude sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (2006) et l'EIGLA (2012). Toutefois, des liens complexes qui combinent la plage, le moment de l'année, la fréquence et la durée des niveaux d'eau sont susceptibles de causer des problèmes. Il y a des risques écosystémiques qui peuvent être maîtrisés en partie par la régularisation, en particulier pour ce qui est du lac Ontario et du cours supérieur du fleuve Saint-Laurent (Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 2006; CMI, 2012), et d'autres qui ne peuvent être maîtrisés. Dans les lacs d'amont, les risques maîtrisables par l'adaptation des plans de régularisation se limitent aux effets des niveaux bas du lac Supérieur et des faibles débits de la rivière St. Marys. Les effets rattachés à la rivière St. Marys se prêtent mieux aux remèdes de la régularisation, parce que les solutions sont généralement de très courte durée et modifient peu le bilan hydrique. Tous les autres risques écosystémiques des Grands Lacs d'amont nécessitent d'autres moyens de gestion (EIGLA, 2012).

La régularisation multilac par l'aménagement de nouveaux barrages dans d'autres voies interlacustres pourrait aider à atténuer les changements de niveau dans les lacs qui ne sont pas régularisés actuellement. Toutefois, elle n'éliminerait pas entièrement le risque de niveaux extrêmes et elle pourrait prendre des dizaines d'années à mettre en œuvre, coûter des milliards de dollars et éventuellement avoir des effets écologiques importants (EIGLA, 2012)

Les efforts des administrations pour concerter la gestion des risques et mettre en commun les solutions efficaces ont été limités et, jusqu'ici, rarement centrés sur les incidences à long terme de phénomènes climatiques extrêmes ou sur la planification en prévision d'un avenir incertain (Donahue, 2010). Comme les niveaux d'eau observés sur une période relativement courte ne sont pas nécessairement garants des niveaux futurs et qu'il y a des facteurs confondants – ajustement glacio-isostatique, tempêtes, embâcles et influences humaines sur le système –, la gestion adaptative offre peut-être la meilleure solution pour faire face aux changements climatiques et composer avec les incertitudes qui s'y rapportent (Brown *et al.*, 2012).

La gestion adaptative est un processus d'« apprentissage par la pratique ». Elle offre une démarche systématique et itérative destinée à améliorer les interventions par le suivi à long terme, la modélisation et l'évaluation. Elle permet de reprendre et d'amender les décisions à la lumière de connaissances ou d'informations nouvelles et de l'évolution des conditions. La gestion adaptative sera un moyen important de parer aux risques de l'évolution des niveaux dans les Grands Lacs. De nombreux organismes qui s'occupent des Grands Lacs ont déjà commencé à élaborer ou à appliquer un cadre de planification pour la gestion adaptative. La CMI propose cette gestion dans le contexte de la nouvelle approche envisagée pour gérer les niveaux et débits d'eau dans l'hydrosystème du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent, et le GEIGLA a proposé une stratégie de gestion adaptative dans le rapport qu'il a présenté à la CMI en mars 2012. Pour être efficace, la gestion adaptative nécessitera une coordination binationale et l'appui des organismes.

Commentaires des auteurs

Le but de l'indicateur, tel qu'il est actuellement défini, de rendre compte de la situation des niveaux d'eau annuels et des tendances récentes, ne porte pas directement sur les objectifs ou les conditions écosystémiques. Les auteurs proposent donc que, dans sa prochaine version, le rapport sur cet indicateur accorde une plus grande attention aux

incidences et aux risques et aux vulnérabilités que suppose la modification des niveaux d'eau plutôt que de simplement rendre compte des niveaux, qui, en eux-mêmes, ne révèlent pas grand-chose sur l'état de l'écosystème.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité	X					
2. Les données sont traçables à leur source d'origine	X					
La source des données est connue, fiable et respectée	X					
4. La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs	X					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables aux fins du présent rapport	X					

Remerciements

Auteurs :

Wendy Leger, Environnement Canada, Burlington (Ontario) (2012).
Scudder Mackey, Habitat Solutions NA, Beach Park (Illinois) (2012).
Ralph Moulton, Environnement Canada, Burlington (Ontario) (2012).
Mirtha Cápiro, USEPA, Région 5, Land and Chemicals Division, Chicago (Illinois) (2011).

Collaborateurs :

Chuck Southam, Environnement Canada, Burlington (Ontario) (2012).
Nanette Noorbakhsh, United States Army Corps of Engineers, Detroit (Michigan) (2012).
John Lenters, École des sciences naturelles et Département des géosciences, Université du Nebraska-Lincoln, Lincoln (Nebraska) (2011).
Sarah Neville, Paul Bertram, USEPA, Bureau du programme national des Grands Lacs, Chicago (Illinois) (2011).

Réviseurs :

David Fay, Environment Canada, Cornwall (Ontario).
Gail Faveri, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
Mike Shantz, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
Linda Mortsch, Environnement Canada, Waterloo (Ontario).
Jim Bruce, membre de la Société royale du Canada, Ottawa (Ontario).
Casey Brown, Université du Massachusetts, Amherst (Massachusetts).
Doug Wilcox, Université de l'État de New York, Buffalo (New York).
Drew Gronewold, National Oceanic and Atmospheric Administration, Ann Arbor (Michigan).
John Kangas, United States Army Corps of Engineers, Chicago (Illinois).
Debbie Lee, United States Army Corps of Engineers, Cleveland (Ohio).

0Sources d'information

Angel, J.R. et K.E. Kunkel. 2010. « The response of Great Lakes water levels to future climate scenarios with an emphasis on lacs Michigan et Huron ». *Journal of Great Lakes Research*, vol. 36, supplément 2 : 51-58.

Assel, R.A. 2009. *Changes in Great Lakes Ice Regime and the Relationship to Lake Levels*. Document établi pour

l'Étude internationale des Grands Lacs d'amont. Ann Arbor, Michigan, 17 p.

Baedke, S.J., et Thompson, T.A. 2000. « A 4,700-year record of lake level and isostasy for Lake Michigan ». *Journal of Great Lakes Research*, 26(4) : 416-426.

Booth, R.K., et Jackson, S.T. 2003. « A high-resolution record of late-Holocene moisture variability from a Michigan raised bog, USA ». *The Holocene*, 13(6) : 865-878.

Brown, C., Lefever, D., Moody, P., et Morales, J. 2012. *Decision Making under Climate Change Uncertainty in the International Upper Great Lakes Study : Synthesis Report*. University of Massachusetts, Amherst. Document établi pour l'Étude internationale des Grands Lacs d'amont.

CCDHHBGL (Comité de coordination des données hydrauliques et hydrologiques de base sur les Grands Lacs / Coordinating Committee on Great Lakes Basic Hydraulic and Hydrologic Data). 1992. *IGLD 1985 – Brochure on the International Great Lakes Datum 1985*. http://www.lre.usace.army.mil/Portals/69/docs/GreatLakesInfo/docs/IGLD/BrochureOnTheInternationalGreatLakesDatum1985.pdf

CMI (Commission mixte internationale). 2012. *Lac Ontario et fleuve Saint-Laurent (LOFSL) : une nouvelle voie vers l'avenir*. http://www.ijc.org/loslr/fr/index.php.

CMI (Commission mixte internationale). 2008. Conseil international du lac Supérieur. http://ijc.org/boards/ilsbc/mandat/?lang=fr.

Clites, A.H., et Quinn, F.H. 2003. « The history of Lake Superior regulation : Implications for the future ». *Journal of Great Lakes Research*, 29(1) :157-171. http://www.glerl.noaa.gov/pubs/fulltext/2003/20030026.pdf.

Donahue, Michael. 2011. *An Institutional/Governance Analysis for Implementing a Non-regulation Adaptive Response to Water Level Related Impacts*. Livre blanc établi pour le Groupe de travail technique sur la gestion adaptative de l'Étude internationale des Grands Lacs d'amont. Le 5 mai 2011.

EIGLA (Étude internationale des Grands Lacs d'amont). 2012. *Lake Superior Regulation : Addressing Uncertainty in Upper Grealt Lakes Water Levels*. Groupe d'étude international des Grands Lacs d'amont, rapport final, chapitre 4. [Rapport sommaire publié en français sous le titre *Régularisation du lac Supérieur : Face à l'incertitude des niveaux d'eau des Grands Lacs d'amont*.]

EIGLA (Étude internationale des Grands Lacs d'amont). 2009. *Impacts on Upper Great Lakes Water Levels : St. Clair River*. Rapport final établi pour la Commission mixte internationale, décembre 2009, 225 p. [Rapport sommaire publié en français sous le titre *Impacts sur les niveaux d'eau des Grands Lacs d'amont : la rivière Sainte-Claire*.]

Fagherazzi, L. 2011. *Stochastic Modeling and Simulation of the Great Lakes System*. Document établi pour l'Étude internationale des Grands Lacs d'amont.

Fortin, V., et Gronewold, A.D. 2011. « Water Balance of the Laurentian Great Lakes ». *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs*, Encyclopedia of Earth Sciences Series, July 2011, doi : 10.1007/978-1-4020-4410-6.

Ghile, Yonas, Moody, Paul, et Brown, Casey. 2012. *Paleo-reconstructed Net Basin Supply Scenarios for the Upper Great Lakes*. Document établi pour l'Étude internationale des Grands Lacs d'amont. Janvier 2012.

GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat). 2007. *Bilan 2007 des changements climatiques : rapport de synthèse*. Genève (Suisse).

Grannemann, N.G., Hunt R.J., Nicholas, J.R., Reilly, T.E., et Winter, T.C. 2000. *The importance of ground water in the Great Lakes region*. United States Geological Survey. Water Resources Investigation Report 00-4008. http://mi.water.usgs.gov/reports/Grannemann9.html.

Grannemann, N.G., et Weaver, T.L. 1999. *An annotated bib1iography of selected references on the estimated rates of direct ground-water discharge to the Great Lakes*. United States Geological Survey. Water Resources Investigation Report 98-4039. http://mi.water.usgs.gov/pubs/WRIR/WRIR98-4039/WRIR98-4039LW.php.

Great Lakes Commission, 2003. *Toward a water resources management decision support system for the Great Lakes-St. Lawrence River basin—Status of data and information on water resources, water use, and related ecological impacts*, Ann Arbor, Michigan, 142 p.

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 final. Rapport présenté à la Commission mixte internationale, le 23 mars 2006, 160 p. http://losl.org/reports/finalreport-f.html.

Hanrahan, J. L., Kravtsov, S.V., et Roebber, P.J. 2010. « Connecting past and present climate variability to the water levels of Lakes Michigan and Huron », *Geophys. Res. Lett.*, 37, L01701, doi:10.1029/2009GL041707.

Lofgren, B. M., et Hunter, T.S. 2010. *Final Report : NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory's contributions to the activity « Comparative analysis of net basin supply components and climate change impacts on the upper Great Lakes »*. NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory, 42 p.

Lofgren, B., Hunter, T., et Wilbarger, J. 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.

MacKay, M., et Seglenieks, F. 2010. *Simulated Net Basin Supply for the Upper Great Lakes with the Canadian Regional Climate Model, Part II : Climate Change Analysis.* Document établi pour l'Étude internationale des Grands Lacs d'amont.

Neff, B.P., et Killian, J.R. 2003. *The Great Lakes water balance–Data availability and annotated bibliography of selected references*. United States Geological Survey. Water Resources Investigation Report 02-4296.

http://www.google.ca/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&frm=1&source=web&cd=1&cad=rja&ved=0CCoQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.glc.org%2Fwateruse%2Fwrmdss%2Ffinalreport%2Fpdf%2FABpaperFINALPUBLISHED.pdf&ei=I2gWUsrFNcX1qwG3rYFw&usg=AFQjCNF59usC-E1n5xdyPSMWAKCWk0Cz5w

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2008a. Tides and currents data base. National Ocean Service. http://tidesandcurrents.noaa.gov/station_retrieve.shtml?type=Great%20Lakes%20Water%20Level%20Data&state

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2008b. North American Geoid Project. National Geodetic Service. http://www.ngs.noaa.gov/GEOID/NAG/NAG.html

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2008c. *Updating the International Great Lakes Datum.* National Ocean Service. http://hydrography.ca/assets/files/2008conference/session_4/P4-1_Landon_and_Gill.pdf

Piggott, A., B. Neff, B., et M. Hinton. 2007. Commission géologique du Canada. « Débit de base attribuable à l'évacuation des eaux souterraines », dans *État des Grands Lacs 2007*, USEPA et Environnement Canada.

Sellinger, C.E., Stow, C.A., Lamon, E.C., et Qian, S.S. 2007. « Recent water level declines in the lacs Michigan et Huron system ». *Environ. Sci. Technol.*, 42 :367-373.

Shaffer, K.H., et Runkle, D.L. 2007. *Consumptive water-use coefficients for the Great Lakes Basin and climatically similar areas*. United States Geological Survey. Scientific Investigations Report 2007-5197.
http://pubs.usgs.gov/sir/2007/5197/pdf/SIR2007-5197_low-res_all.pdf.

SHC (Service hydrographique du Canada). 2008. *Marées et niveaux d'eau*. http://www.charts.gc.ca/index-eng.asp

SHC (Service hydrographique du Canada). 2012. *Bulletin de niveaux d'eau mensuels*. Service hydrographique du Canada – Région du Centre et de l'Arctique. http://www.waterlevels.gc.ca/C&A/bulletin_f.html.

Transports Canada, United States Army Corps of Engineers, Department of Transportation (États-Unis), Corporation de gestion de la Voie maritime du Saint-Laurent, Saint Lawrence Seaway Development Corporation, Environnement Canada et U.S. Fish and Wildlife Service. 2007. *Étude des Grands Lacs et de la Voie maritime du Saint-Laurent : rapport final*. http://www.greatlakes-seaway.com/fr/pdf/GLSL-Final-Report-Fr.pdf

USACE (United States Army Corps of Engineers). 2012. Detroit District. *Monthly Bulletin of Great Lakes Water Levels*. http://www.lre.usace.army.mil/Missions/GreatLakesInformation/GreatLakesWaterLevels/WaterLevelForecast/MonthlyBulletinofGreatLakesWaterLevels.aspx

USACE (United States Army Corps of Engineers). 2008. *Great Lakes water levels. Historic data*. Detroit District, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office.

http://www.lre.usace.army.mil/Missions/GreatLakesInformation/GreatLakesWaterLevels/HistoricalData.aspx

USACE (United States Army Corps of Engineers). 2005. *John Glenn Great Lakes Basin Program Strategic Plan*. Rapport principal, version définitive. http://www.lre.usace.army.mil/Missions/CivilWorks/ProjectManagement/PlanningandStudies.aspx

USACE (United States Army Corps of Engineers). 2000. *Living with the lakes–Understanding and adapting to Great Lakes water level changes*. Detroit District, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office. http://www.glc.org/living/pdf/lakelevels.pdf

USGS (United States Geological Survey). 2008. National Monitoring Network. http://acwi.gov/monitoring/network/pilots/index.html

USGS (United States Geological Survey). 2005. *Great Lakes basin water availability and use–A study of the national assessment of water availability and use program*. Fiche d'information. http://pubs.usgs.gov/fs/2005/3113.

Wilcox, D.A, Thompson, T.A., Booth, R.K., et Nicholas, J.R. 2007. *Lake-level variability and water availability in the Great Lakes*, United States Geological Survey Circular 1311, 25 p.

Liste des figures

Figure 1. Écarts de la moyenne annuelle des niveaux d'eau du lac Supérieur par rapport à la moyenne à long terme (1918-2010). Toutes les données sont obtenues du réseau d'indicateurs de niveaux d'eau dans les Grands Lacs et référencées dans le Système de référence international des Grands Lacs de 1985 (SRIGL 1985).
Source : United States Army Corps of Engineers, district de Detroit, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office.

Figure 2. Écarts de la moyenne annuelle des niveaux d'eau des lacs Michigan et Huron par rapport à la moyenne à long terme (1918-2010). Toutes les données sont obtenues du réseau d'indicateurs de niveaux d'eau dans les Grands Lacs et référencées dans le Système de référence international des Grands Lacs de 1985 (SRIGL 1985).
Source : United States Army Corps of Engineers, district de Detroit, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office.

Figure 3. Écarts de la moyenne annuelle des niveaux d'eau du lac Sainte-Claire par rapport à la moyenne à long terme (1918-2010). Toutes les données sont obtenues du réseau d'indicateurs de niveaux d'eau dans les Grands Lacs et référencées dans le Système de référence international des Grands Lacs de 1985 (SRIGL 1985).
Source : United States Army Corps of Engineers, district de Detroit, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office.

Figure 4. Écarts de la moyenne annuelle des niveaux d'eau du lac Érié par rapport à la moyenne à long terme (1918-2010). Toutes les données sont obtenues du réseau d'indicateurs de niveaux d'eau dans les Grands Lacs et référencées dans le Système de référence international des Grands Lacs de 1985 (SRIGL 1985).
Source : United States Army Corps of Engineers, district de Detroit, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office.

Figure 5. Écarts de la moyenne annuelle des niveaux d'eau du lac Ontario par rapport à la moyenne à long terme (1918-2010). Toutes les données sont obtenues du réseau d'indicateurs de niveaux d'eau dans les Grands Lacs et référencées dans le Système de référence international des Grands Lacs de 1985 (SRIGL 1985).
Source : United States Army Corps of Engineers, district de Detroit, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office.

Figure 6. Bilan hydrique du lac Supérieur et des lacs Michigan et Huron.
Source : Fortin et Gronewold (sous presse).

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2011

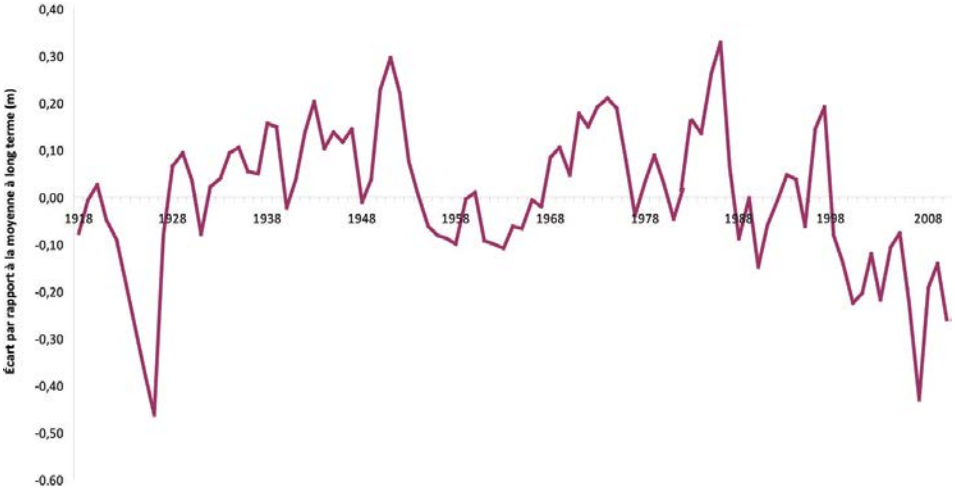


Figure 1. Écarts de la moyenne annuelle des niveaux d'eau du lac Supérieur par rapport à la moyenne à long terme.
Source : United States Army Corps of Engineers, district de Detroit, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office.

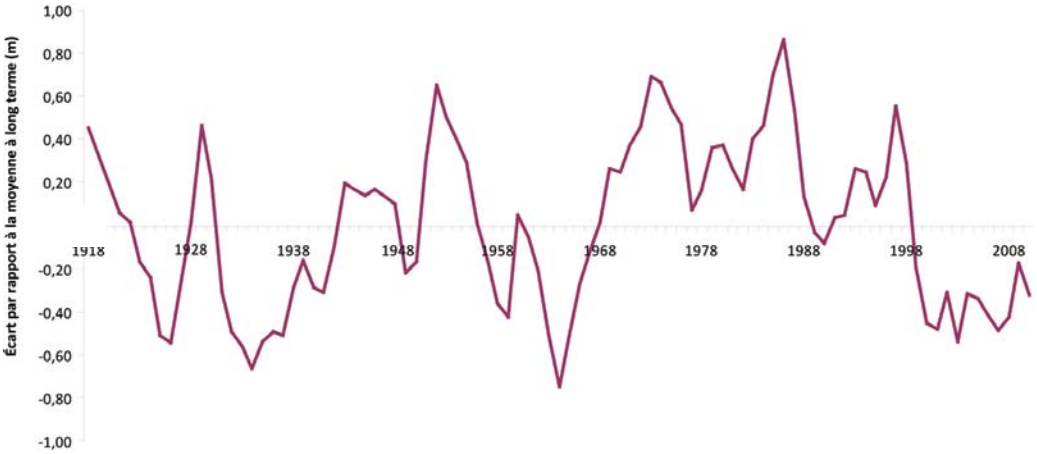


Figure 2. Écarts de la moyenne annuelle des niveaux d'eau des lacs Michigan et Huron par rapport à la moyenne à long terme.
Source : United States Army Corps of Engineers, district de Detroit, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office.

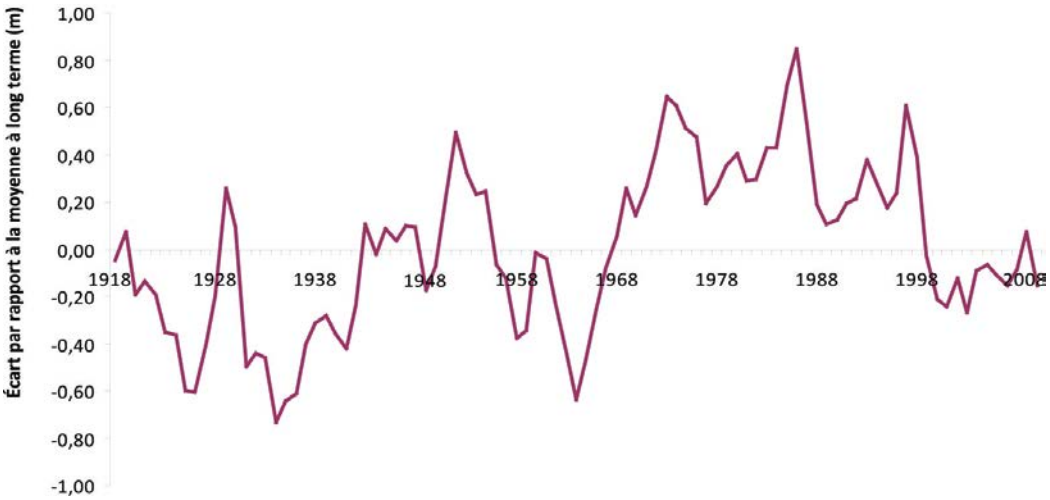


Figure 3. Écarts de la moyenne annuelle des niveaux d'eau du lac Sainte Claire par rapport à la moyenne à long terme.
Source : United States Army Corps of Engineers, district de Detroit, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office.

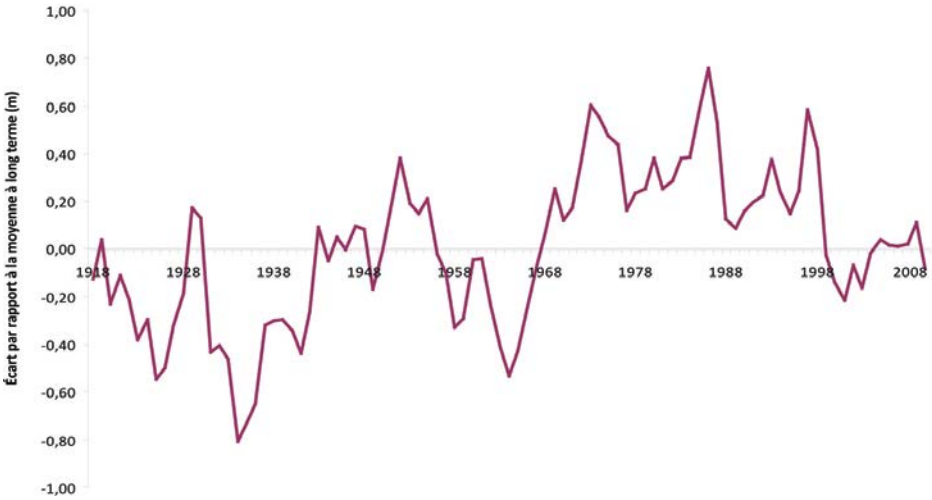


Figure 4. Écarts de la moyenne annuelle des niveaux d'eau du lac Érié par rapport à la moyenne à long terme.
Source : United States Army Corps of Engineers, district de Detroit, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office.

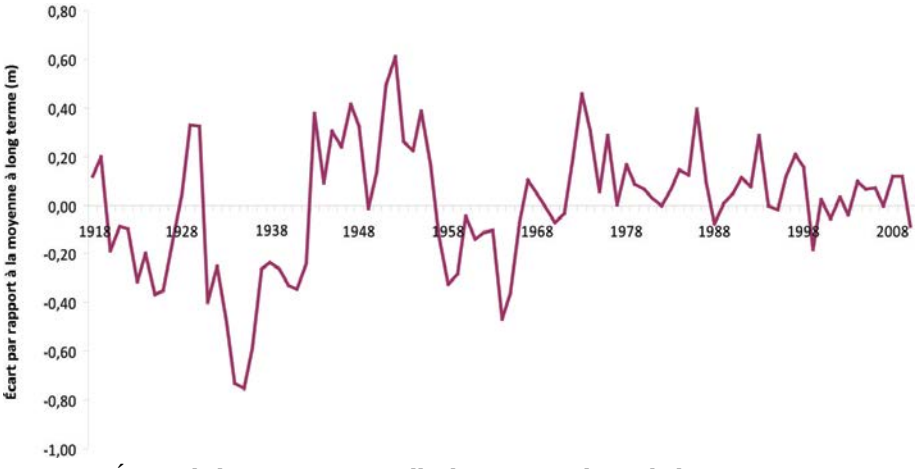


Figure 5. Écarts de la moyenne annuelle des niveaux d'eau du lac Ontario par rapport à la moyenne à long terme.
Source : United States Army Corps of Engineers, district de Detroit, Great Lakes Hydraulics and Hydrology Office.

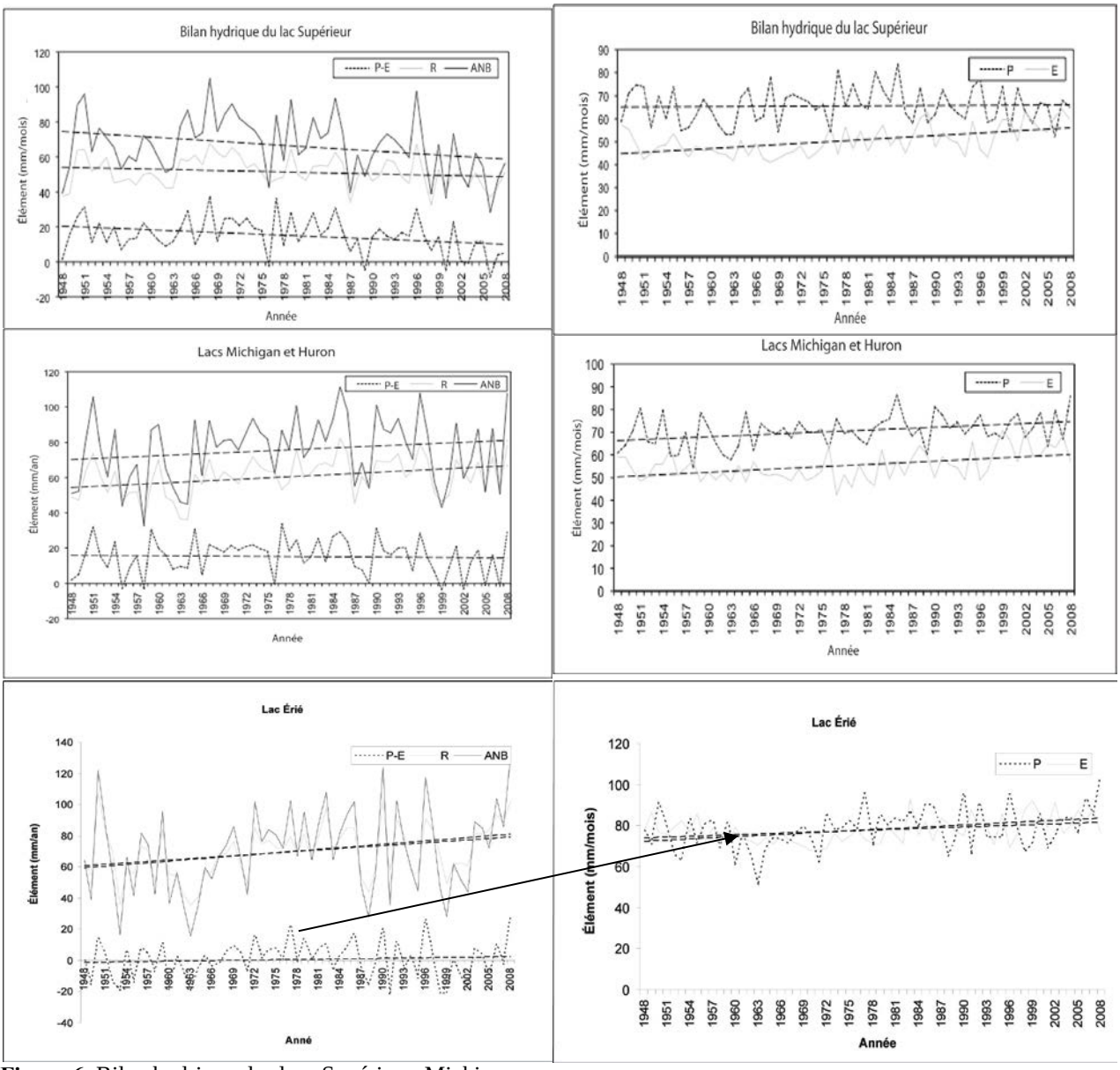


Figure 6. Bilan hydrique des lacs Supérieur, Michigan, Huron et Érié.
Source : Fortin et Gronewold (2011).

Indice des stresseurs du bassin versant

Évaluation globale :
État : Le présent rapport sur l'indice des stresseurs du bassin versant (ISBV) est le premier portant sur cet indicateur nouvellement dérivé. Par conséquent, il n'existe pour l'instant aucun cadre de référence permettant d'évaluer l'état global du bassin. Le bassin, une entité unique au monde, a fait l'objet d'un développement qui va de modéré à intense, selon les zones. La distribution spatiale des agents de stress (ou stresseurs) dans chacun des bassins versants est fonction de la géomorphologie du bassin. Une bonne partie du secteur sud du bassin, dont le sous-sol très riche est naturellement propice aux forêts caducifoliées, a été mise en valeur à des fins agricoles et résidentielles (figure 1), alors que le secteur nord (le Bouclier canadien) reste encore très peu développé (figure 1). Si on tient compte de l'effet cumulé des agents de stress (densité de la population, densité du réseau routier, développement agricole, conversion des terres pour des usages non naturels et rejets de sources ponctuelles) dans les Grands Lacs, l'état des lacs Michigan, Érié et Ontario est « mauvais », alors que les lacs Huron et Supérieur sont respectivement dans un état « passable » et « bon ». Donc, du point de vue opérationnel, on a établi que l'état global du bassin des Grands Lacs est « passable ». La figure 2 présente la distribution des valeurs de l'indice des stresseurs du bassin versant de tous les bassins versants à l'échelle du bassin des Grands Lacs.
Tendance : Non évaluée. Le présent rapport est le premier portant sur l'indice des stresseurs du bassin versant (ISBV).

Évaluation lac par lac :
État : Le tableau 1 présente le sommaire des degrés estimés de stress (risque de dégradation) subis par chaque Grand Lac en fonction de 5 éléments liés aux bassins versants, ainsi que la valeur combinée de l'indice des stresseurs du bassin versant.

Les bassins versants du lac Supérieur présentent un risque minimal de dégradation causée par l'activité humaine (figure 3). Pour chacune des catégories de stresseurs, beaucoup plus que 20 % des bassins versants et de la superficie totale du bassin du lac Supérieur se trouvent dans le quintile inférieur de stress. Par conséquent, les valeurs de l'indice des stresseurs du bassin versant se situant également dans le quintile inférieur de stress, son état global est « bon ».

À l'opposé, les lacs Ontario et Érié occupent l'autre extrémité de l'échelle de l'indice des stresseurs du bassin versant (voir les figures 4 et 5 respectivement). Comme très peu des bassins versants de ces deux lacs se trouvent dans les quantiles inférieurs, leur état est classé de « mauvais » à « passable » selon les éléments, et leur état global est « mauvais » (ce qui correspond au risque le plus élevé de dégradation). L'état des bassins versants du lac Érié est « mauvais » (risque élevé de dégradation) à cause du grand nombre d'entre eux qui se situent dans le quintile supérieur pour ce qui concerne le stress lié à l'agriculture (figure 6), la proportion des terres mises en valeur et la densité de population (tableau 1). À l'inverse, même si l'état du lac Ontario a été jugé « passable » pour 4 des 5 catégories de stresseurs (tableau 1), son indice des stresseurs du bassin versant combiné lui confère la cote « mauvais » état (tableaux 2a et 2b; figure 4).

Étant donné que très peu des bassins versants du lac Michigan se trouvent dans le quintile inférieur pour ce qui est du stress lié à l'agriculture à l'échelle du bassin, le résultat pour ce paramètre est « mauvais » (tableau 1). Par contre, très peu de zones du bassin versant du lac Michigan ont une forte densité de population. Les autres conditions de stress étant « passables », l'état global du lac Michigan est classé comme étant « mauvais » (risque élevé de dégradation; voir les tableaux 2a et 2b). La figure 7 montre la distribution de l'indice des stresseurs du bassin versant à l'échelle du lac Michigan.

Le lac Huron se classe au milieu par rapport aux autres Grands Lacs. Son état est « bon » (risque faible de dégradation) pour ce qui concerne la superficie de terres mises en valeur et la densité du réseau routier, et

« passable » dans les autres catégories de stresseurs, ce qui lui donne un état « passable » selon l'indice des stresseurs du bassin versant (figure 8).

Autres échelles spatiales

L'évaluation et le classement qui en découlent pour chaque élément de l'indice des stresseurs du bassin versant s'appliquent aux terres riveraines et non aux lacs eux-mêmes. Cependant, il existe de nombreuses preuves démontrant que les effets du stress terrestre se répercutent sur les habitats aquatiques les plus étroitement liés à chaque bassin versant. Niemi *et al.* (2007); Peterson *et al.* (2007), ainsi que Yurista et Kelly (2009) ont montré que la corrélation entre le stress terrestre et les éléments nutritifs d'origine hydrique était plus élevée dans les affluents et les terres humides riveraines. Bien qu'elle s'amenuise à mesure qu'on s'éloigne du rivage, la corrélation reste statistiquement significative aux endroits où l'eau a plus de 10 mètres de profondeur. Plus le stress est élevé, plus le risque de dégradation des caractéristiques biologiques des lacs augmente. Récemment, Allan *et al.* (2013) ont fait une évaluation qualitative de ces liens et ont démontré qu'ils posaient une menace (ou un risque de dégradation) à l'échelle des lacs et des bassins.

Objet

L'indice des stresseurs du bassin versant (ISBV) mesure le degré de stress relatif subi par les bassins versants et dont l'effet se répercute sur la qualité de l'environnement des Grands Lacs, afin d'évaluer si l'activité humaine nuit à la qualité de l'eau, à la vie dépendant du milieu aquatique et aux processus naturels dans les bassins versants des Grands Lacs. Dans la série des indicateurs de l'état des Grands Lacs, l'indice des stresseurs du bassin versant est un indicateur de pression de la catégorie Utilisation des ressources et stresseurs physiques.

Objectif relatif à l'écosystème

L'effet combiné des stresseurs du bassin versant ne devrait pas compromettre l'intégrité physique, biologique et chimique des Grands Lacs, telle qu'elle est définie aux annexes 2 et 13 de l'*Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1987* (restauration et protection des utilisations bénéfiques; pollution de sources non ponctuelles).

Conditions écologiques

Le degré de stress relatif attribuable à 5 types d'activité humaine terrestre dans le bassin des Grands Lacs (d'une superficie de 51 462 074 ha) a été mesuré pour chacun des 5 971 bassins de drainage dans la région des Grands Lacs (analyse par système d'information géographique Arc Hydro; Hollenhorst *et al.*, 2007). Aux fins de l'analyse, les mesures de diverses sources ont été compilées et évaluées pour les paramètres suivants : **densité du réseau routier**; **densité de la population**; **superficie relative du territoire agricole**; **superficie relative du territoire bâti**; **nombre de sources ponctuelles de rejets**. Les valeurs brutes de chaque variable ont été converties pour obtenir le score « relatif » standard de chaque bassin versant. Les scores de chaque variable ont été échelonnés de 0 (valeur minimale observée dans le bassin) à 1 (valeur maximale observée dans le bassin). Les cinq scores relatifs standard de chacun des bassins versants ont ensuite été additionnés pour obtenir la somme des valeurs relatives. La somme des valeurs relatives a été convertie sur une échelle de 0 à 1 (0 correspondant à la valeur minimale à l'échelle du bassin et 1 à la valeur maximale à l'échelle du bassin). Cette mesure combinée de l'activité humaine globale dans le bassin versant correspond à l'indice des stresseurs du bassin versant. L'indice est calculé à partir de données de cartes et de relevés produits entre 2000 et 2007 (Ciborowski *et al.*, 2011).

À défaut de données biologiques permettant d'étalonner les scores obtenus pour chaque stresseur, nous avons utilisé le 20e centile de la distribution des scores de chacune des variables de stress et l'indice des stresseurs du bassin versant comme critères pour déterminer si l'état d'un bassin versant est « bon » ou « passable ». Nous avons également utilisé le 80e centile de la distribution comme démarcation entre « passable » et « mauvais ». Les bassins versants dont l'état est « bon » posent un risque minimal de dégradation de la biocénose des habitats aquatiques récepteurs des Grands Lacs. Les bassins versants dont l'état est « mauvais » présentent un risque élevé d'héberger des écosystèmes endommagés. Le tableau 3 présente les valeurs brutes correspondant au risque minimal et maximal,

des 20e et 80e centiles pour chacun des éléments ayant un impact sur les Grands Lacs, ainsi que l'indice des stresseurs du bassin versant. Les prochaines évaluations de l'état seront fondées sur ces valeurs.

Liens

La dégradation des conditions biologiques ou des processus écosystémiques des Grands Lacs est souvent attribuable aux diverses formes de stress anthropique sur les sols adjacents. L'indice des stresseurs du bassin versant est un indicateur de pression quantifiant le risque de dégradation de l'intégrité biologique de divers habitats aquatiques.

Comme il n'existe pas pour l'instant de données corroboratives permettant de faire le lien entre les conditions biologiques et des types particuliers de stresseurs terrestres, on a eu recours aux quintiles pour caractériser l'état de la région riveraine de chacun des Grands Lacs en fonction des cinq catégories de stresseurs décrites ci-dessus. Malgré son caractère arbitraire, la répartition des données en quartiles ou en quintiles sert traditionnellement à désigner les conditions autres que les conditions de référence (« non-référence ») aux fins de la définition des indices d'intégrité biotique (USEPA, 2000).

Nous avons désigné le 20e centile (condition de référence-non-référence, ou bon-passable) et le 80e centile (condition de non-dégradation-dégradation, ou passable-mauvais) comme démarcations pour chacun des gradients des stresseurs à l'échelle du bassin aux fins de la classification de l'état des bassins versants de chaque Grand Lac, soit « bon » (l'état de référence, associé à un faible risque de dégradation attribuable à un stress terrestre); « mauvais » (état de dégradation, associé à un risque élevé de détérioration attribuable à un stress terrestre) ou « passable » (risque intermédiaire), conformément aux discussions tenues lors de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CEEGL). Les démarcations seront revues quand on connaîtra le degré de stress nécessaire pour provoquer des changements biologiques d'abord dans les cours d'eau, les terres humides, ainsi que les zones riveraines et éloignées du rivage d'un bassin versant dont on connaît les scores pour un stresseur donné. À la faveur de projets comme *Testing and Refining Great Lakes Environmental Indicators* (GLEI-2, Johnson *et al*., 2010) et *Implementing Great Lakes Coastal Wetland Monitoring* (Uzarski *et al.*, 2010), financés par la Great Lakes Restoration Initiative, des données sont recueillies qui permettront bientôt de préciser les démarcations.

Défis liés à la gestion et perspectives

Les différents éléments et l'indice des stresseurs du bassin versant global ont été mesurés pour chaque bassin versant des Grands Lacs à partir de données recueillies entre 2000 et 2007. Les gestionnaires peuvent s'en servir pour évaluer le risque de dégradation attribuable aux cinq variables mesurées dans une zone riveraine donnée. Quand on aura précisé la démarcation entre bon-passable et passable-mauvais sur la base des changements observés dans la biocénose, on pourra déterminer quelles zones sont les plus exposées au dépérissement biologique (à proximité des rivages) et présentent le meilleur potentiel de restauration (celles dont les scores des éléments de stress dépassent à peine la démarcation). Selon toute vraisemblance, c'est dans ces zones que l'investissement dans la protection ou la restauration devrait s'avérer le plus rentable.

Commentaires des auteurs

Les valeurs de l'indice des stresseurs du bassin versant fourniront une mesure indépendante du stress propre à un site aux fins de l'évaluation des réactions biologiques, qui servira notamment à l'étalonnage des divers bioindicateurs en voie d'élaboration dans le cadre de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs. L'un des principaux points faibles vient de l'âge des données sur l'utilisation des terres à la base des indices, qui ont été recueillies voilà 7 à 15 ans. Il se peut que les données ne reflètent plus la réalité, notamment dans les régions où le développement rapide justifie d'autant plus l'évaluation.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnue	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.						X
2. Les données peuvent être reliées aux sources d'origine.	X					
3. La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.	X					
4. La couverture géographique et l'échelle des données sont adaptées au bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et dans les limites acceptables pour le présent rapport relatif à cet indicateur.	X					

Remerciements

Auteurs :

Jan J.H. Ciborowski, Département des sciences biologiques, Université de Windsor, 401 Sunset Avenue, Windsor (Ontario) Canada N9B 3P4

George E. Host, Terry A. Brown, Paul Meysembourg et Lucinda B. Johnson, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN, 55811

Collaborateurs :

Gerald L. Niemi (scientifique et chercheur principal, NRRI, University of Minnesota Duluth), Nicholas P. Danz (University of Wisconsin – lac Supérieur) et Thomas Hollenhorst (Environmental Protection Agency des États-Unis, Mid-Continent Ecology Division National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Duluth, MN 55804), tous membres du projet Great Lakes Environmental Indicators, ont participé à l'élaboration conceptuelle de la définition de l'indice combiné. Scudder D. Mackey (Habitat Solutions NA) et Li Wang (Université de Windsor) ont pour leur part contribué à la mise en concordance et au regroupement des données canadiennes et américaines en un ensemble de données commun. Sandra E. George (Environnement Canada, Burlington) et Mike Robertson (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough) ont été d'une grande aide pour l'obtention de licences et l'acquisition des données cartographiques nécessaires à la définition des indices de stresseur combinés. Les coordonnateurs de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (Rob Hyde, Nancy Stadler-Salt, Stacey Cherwaty-Pergentile, Environnement Canada, Burlington, Ontario), en collaboration avec Paul Horvatin et Karen Rodriguez (Environmental Protection Agency des États-Unis GLNPO, Chicago, Illinois) ont joué un rôle déterminant dans la production du document de réflexion sur les stresseurs du bassin versant à l'origine des itérations et des calculs les plus récents de l'indice des stresseurs du bassin versant.

Le projet à la base de ces données a été financé initialement par le programme Science to Achieve Results (STAR) Estuarine and Great Lakes (EaGLe) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, par l'intermédiaire des projets Great Lakes Environmental Indicators (GLEI) et Reference Condition (accords EPA/R-8286750 et EPA/R-82877701 de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, respectivement), ainsi que par la National Space and Aeronautics Administration des États-Unis (NAG5-11262). Nous tenons également à souligner la participation d'Environnement Canada (accords KW405-09-1987-O et KW405-10-1831R-O) à la mise à jour et à l'élargissement des données à l'ensemble du bassin des Grands Lacs.

Sources d'information :

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 », *Proceedings of the National Academy Science*, vol. 110, p. 372 à 377.

Ciborowski, J.J.H., G.E. Host, T.A. Brown, P. Meysembourg et L.B. Johnson. 2011. « Linking Land to the Lakes: the linkages between land-based stresses and conditions of the Great Lakes », document technique de base préparé à l'intention d'Environnement Canada en vue de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs de 2011, Erie, PA (47 pages et annexes).

Hollenhorst, T., T.N. Brown, L.B. Johnson, J.J.H. Ciborowski et G.E. Host. 2007. « A multi-scale watershed delineation approach for developing ecological indicators of Great Lakes coastal ecosystems », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 33 (3e supplément), p. 13 à 26.

Host, G.E., T.N. Brown, T.P. Hollenhorst, L.B. Johnson et J.J.H. Ciborowski. 2011. « High-resolution assessment and visualization of environmental stressors in the Lake Superior basin », Aquatic Ecosystem Health and Management Society, vol. 14, p. 376 à 385.

Johnson, L.B., G.L. Niemi, E. Reavie, V. Brady, R. Axler, G. Host, J.J.H. Ciborowski et N. Danz. 2010. « Great Lakes Indicator Consortium – GLEI-II Indicator Testing and Refinement », document soumis dans le cadre de la USEPA Great Lakes Restoration Initiative, 2010-2013.

Niemi, G.L., J.R. Kelly et N.P. Danz. 2007. « Environmental Indicators for the Coastal Region of the North American Great Lakes: Introduction and Prospectus », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 33 (3e supplément), p. 1 à 12.

Peterson, G.S., M.E. Sierszen, P.M. Yurista et J.R. Kelly. 2008. « Stable nitrogen isotopes of plankton and benthos reflect a landscape-level influence on Great Lakes coastal ecosystems », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 33, p. 27 à 41.

Uzarski, D.G. *et al.* 2010. « Great Lakes Indicator Consortium: Implementing Great Lakes Coastal Wetland Monitoring », document soumis dans le cadre de la USEPA Great Lakes Restoration Initiative, 2010-2011.

Yurista, P.M. et J.R. Kelly. 2009. « Spatial patterns of water quality and plankton from high-resolution continuous in situ sensing along a 537-km nearshore transect of western Lake Superior, 2004 », p. 439 à 471, dans M. Munawar (dir.), *The State of Lake Superior*, *Aquatic Ecosystems Health and Management Ecovision Series*.

Liste des tableaux

Tableau 1. Sommaire de l'état (risque de dégradation biologique des eaux adjacentes) pour ce qui concerne 5 variables de stresseurs terrestres et l'indice combiné des stresseurs du bassin versant dans chacun des Grands Lacs, suivant la proportion relative des bassins versants et de leur région représentée dans les quintiles inférieurs et supérieurs de chaque catégorie de stresseur. Les données et les cartes détaillées lac par lac illustrant la distribution des bassins versants en « bon » ou en « mauvais » état sont issues de Ciborowski *et al*. (2011).

Tableau 2a. Nombre de bassins versants et surface du bassin versant de chaque Grand Lac représentés dans les quintiles inférieurs et supérieurs des scores combinés des stresseurs du bassin versant

Tableau 2b. Proportion des bassins versants et de la surface du bassin versant de chaque Grand Lac représentés dans les quintiles inférieurs et supérieurs des scores combinés des stresseurs du bassin versant

Tableau 3. Valeurs brutes des 5 éléments de l'indice combiné des stresseurs du bassin versant correspondant aux risques minimaux et maximaux (paramètres d'échelle), et démarcations entre les conditions de référence-de non-référence (valeurs brutes dans le 20e centile pour tous les bassins versants en 2000) et de non-dégradation-de dégradation (valeurs brutes dans le 80e centile pour tous les bassins versants en 2000) dans l'ensemble des bassins versants des Grands Lacs.

Liste des figures

Figure 1. Distribution de l'intensité de la mise en valeur des terres (superficie relative des terres mises en valeur, en pourcentage) à l'échelle du bassin des Grands Lacs en 2000-2001, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants à l'échelle des terres mises en valeur.

Figure 2. Distribution des valeurs de l'indice des stresseurs du bassin versant (ISBV) combiné (SomRel – somme des valeurs d'intensité relatives de la superficie relative des terres agricoles, en pourcentage, de la superficie relative des terres mises en valeur, en pourcentage, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de population et de la densité du réseau routier pour chacun des bassins versants à l'échelle du bassin des Grands Lacs), illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.
Figure 3. Distribution des stresseurs combinés (SomRel – somme des intensités relatives de l'activité agricole, de la mise en valeur des terres, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de la population et de la densité du réseau routier) pour chacun des bassins versants du lac Supérieur, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.
Figure 4. Distribution des stresseurs combinés (SomRel – somme des intensités relatives de l'activité agricole, de la mise en valeur des terres, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de la population et de la densité du réseau routier) pour chacun des bassins versants du lac Ontario, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité), L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.
Figure 5. Distribution des stresseurs combinés (SomRel – somme des intensités relatives de l'activité agricole, de la mise en valeur des terres, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de la population et de la densité du réseau routier) pour chacun des bassins versants du lac Érié, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.
Figure 6. Distribution de l'intensité des activités agricoles (superficie relative de terres agricoles en pourcentage) à l'échelle du lac Érié en 2002 (États-Unis) et en 2006 (Canada), illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.
Figure 7. Distribution des stresseurs combinés (SomRel – somme des intensités relatives de l'activité agricole, de la mise en valeur des terres, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de la population et de la densité du réseau routier) pour chacun des bassins versants du lac Michigan, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.
Figure 8. Distribution des stresseurs combinés (SomRel – somme des intensités relatives de l'activité agricole, de la mise en valeur des terres, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de la population et de la densité du réseau routier) pour chacun des bassins versants du lac Huron, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.

Dernière mise à jour
30 juillet 2013

Autorisations et liens
L'utilisation judicieuse des cartes et des tableaux est autorisée par les auteurs ainsi que par les bailleurs de fonds du projet ((Environnement Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis, au nom de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs).

	Catégorie de stresseur (risque de stress)					
Lac	Terres agricoles	Sources ponctuelles	Superficie des terres mises en valeur	Densité du réseau routier	Densité de la population	Stress combiné du bassin versant
Ontario	Passable	Passable	Passable	Passable	Mauvais (supérieur)	Mauvais (supérieur)
Érié	Mauvais (supérieur)	Passable	Mauvais (supérieur)	Passable	Mauvais (supérieur)	Mauvais (supérieur)
Huron	Passable	Passable	Bon (inférieur)	Bon (inférieur)	Passable	Passable
Michigan	Mauvais (supérieur)	Passable	Passable	Passable	Bon (inférieur)	Mauvais (supérieur)
Supérieur	Bon (inférieur)	Bon (inférieur)	Bon (inférieur)	Bon (inférieur)	Bon (inférieur)	Bon (inférieur)

Tableau 1. Sommaire de l'état (risque de dégradation biologique des eaux adjacentes) pour ce qui concerne 5 variables de stresseurs terrestres et l'indice combiné des stresseurs du bassin versant dans chacun des Grands Lacs, suivant la proportion relative des bassins versants et de leur région représentée dans les quintiles inférieurs et supérieurs de chaque catégorie de stresseur. Les données et les cartes détaillées lac par lac illustrant la distribution des bassins versants en « bon » ou en « mauvais » état sont issues de Ciborowski *et al*. (2011).

Scores à l'échelle du bassin			**Score combiné du stress du bassin versant**			
Lac	N[bre] de bassins versants	Superficie totale (ha)	N[bre] de bassins versants/ quantile inférieur (échelle du bassin)	Superficie totale de ces bassins versants	N[bre] de bassins versants/quantile supérieur (échelle du bassin)	Superficie totale de ces bassins versants
Ontario	816	6 492 391	20	1 341	340	3 305 851
Érié	1 047	7 835 019	71	9 389	440	6 895 817
Huron	1 496	12 880 829	370	1 290 473	138	2 887 869
Michigan	1 081	11 711 965	49	14 570	238	7 378 519
Supérieur	1 531	12 541 870	684	8 474 758	39	58 434
Total	5 971	51 462 074	1 194	9 790 531	1 195	20 526 490

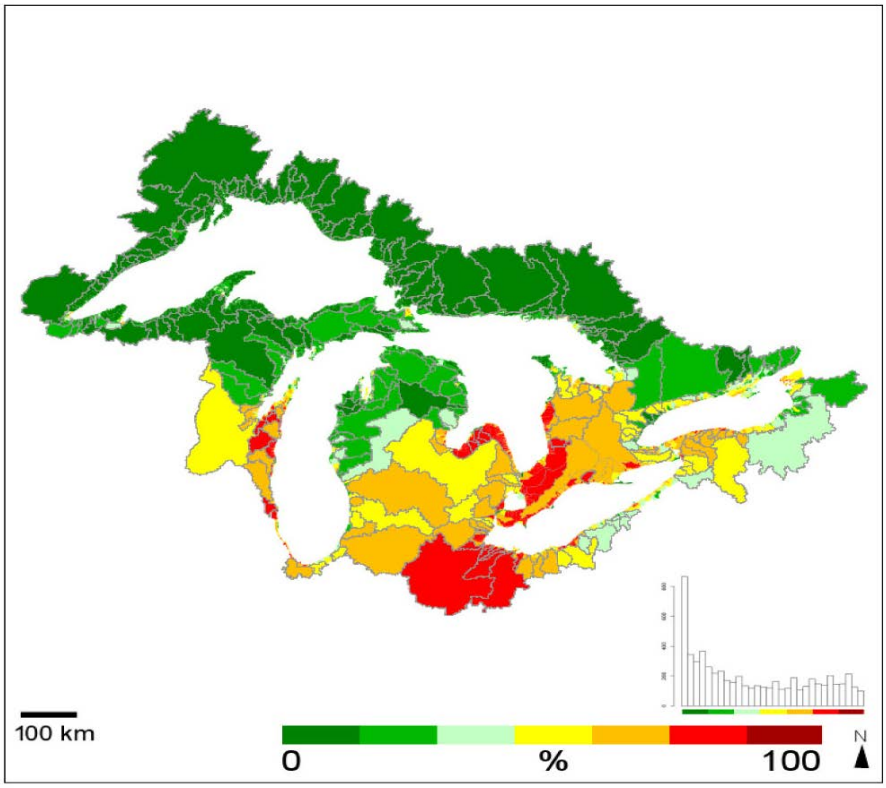
Tableau 2a. Nombre de bassins versants et surface du bassin versant de chaque Grand Lac représentés dans les quintiles inférieurs et supérieurs des scores combinés des stresseurs du bassin versant

Scores à l'échelle du bassin	**Score combiné du stress du bassin versant**				
Lac	% bassins versants/quantile inférieur	% superficie quantile inférieur	% bassins versants/quantile supérieur	% superficie quantile supérieur	Évaluation provisoire
Ontario	2,5	0,02	41,7	50,9	Mauvais
Érié	6,8	0,1	42,0	88,0	Mauvais
Huron	24,7	10,0	9,2	22,4	Passable
Michigan	4,5	0,1	22,0	63,0	Mauvais
Supérieur	44,7	67,6	2,5	0,5	Bon
Total	20,0	19,0	20,0	39,9	

Tableau 2b. Proportion des bassins versants et de la surface du bassin versant de chaque Grand Lac représentés dans les quintiles inférieurs et supérieurs des scores combinés des stresseurs du bassin versant

Variable	Risque minimal	20e centile (Bon-passable)	80e centile (Passable-mauvais)	Risque maximal (99e centile)
Densité du réseau routier (km/km^2)	0	0,50	3,76	13,66
Densité de la population (personne/km^2)	0	1,111	98,65	3,81 x 10^3
Rejets sources ponctuelles (sources/km^2)	0	0,00	0,00	0,77
Terres agricoles (%)	0	0,00	54,94	100,00
Terres mises en valeur (%)	0	1,35	29,29	100,00
Score combiné du stress	0	0,407	0,713	1,000

Tableau 3. Valeurs brutes des 5 éléments de l'indice combiné des stresseurs du bassin versant correspondant aux risques minimaux et maximaux (paramètres d'échelle), et démarcations entre les conditions de référence-de non-référence (valeurs brutes dans le 20e centile pour tous les bassins versants en 2000) et de non-dégradation-de dégradation (valeurs brutes dans le 80e centile pour tous les bassins versants en 2000) dans l'ensemble des bassins versants des Grands Lacs.



Terres converties pour des usages non naturels dans le bassin des Grands Lacs

Figure 1. Distribution de l'intensité de la mise en valeur des terres (superficie relative des terres mises en valeur, en pourcentage) à l'échelle du bassin des Grands Lacs en 2000-2001, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants à l'échelle des terres mises en valeur.

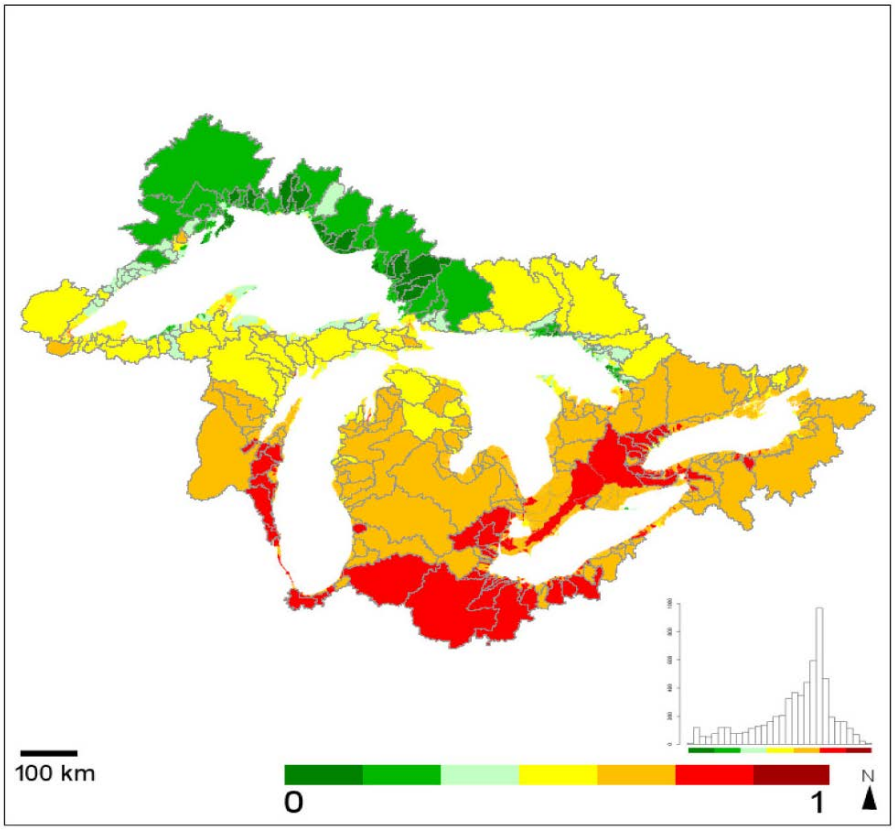


Figure 2. Distribution des valeurs de l'indice des stresseurs du bassin versant (ISBV) combiné (SomRel – somme des valeurs d'intensité relatives de la superficie relative des terres agricoles, en pourcentage, de la superficie relative des terres mises en valeur, en pourcentage, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de population et de la densité du réseau routier pour chacun des bassins versants à l'échelle du bassin des Grands Lacs), illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.

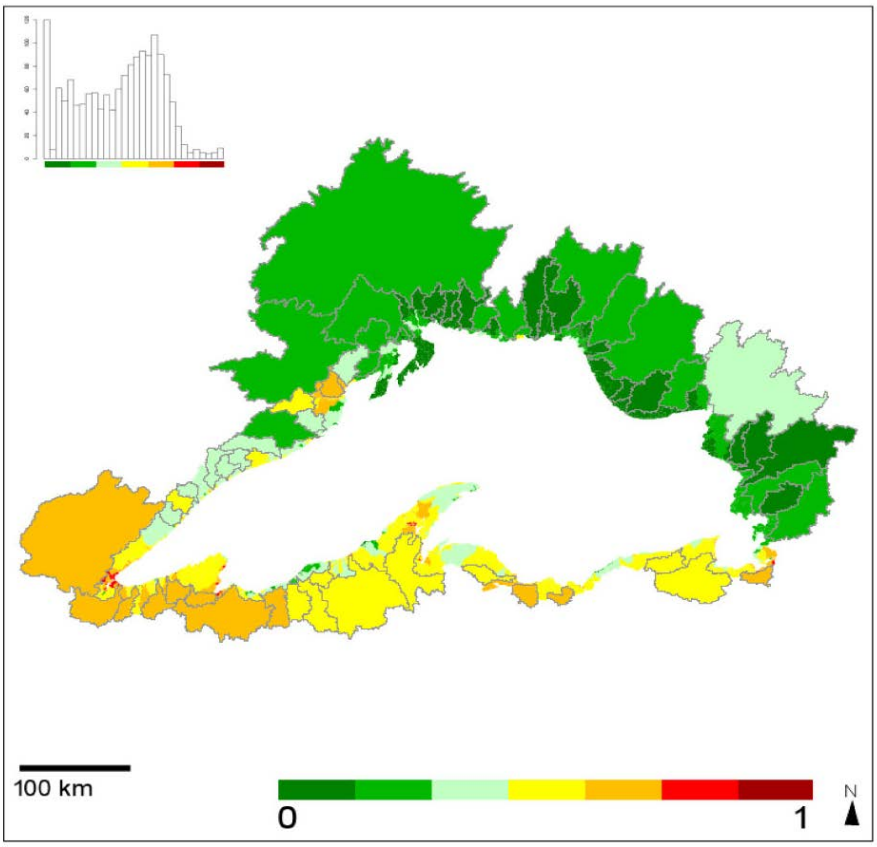


Figure 3. Distribution des stresseurs combinés (SomRel – somme des intensités relatives de l'activité agricole, de la mise en valeur des terres, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de la population et de la densité du réseau routier) pour chacun des bassins versants du lac Supérieur, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.

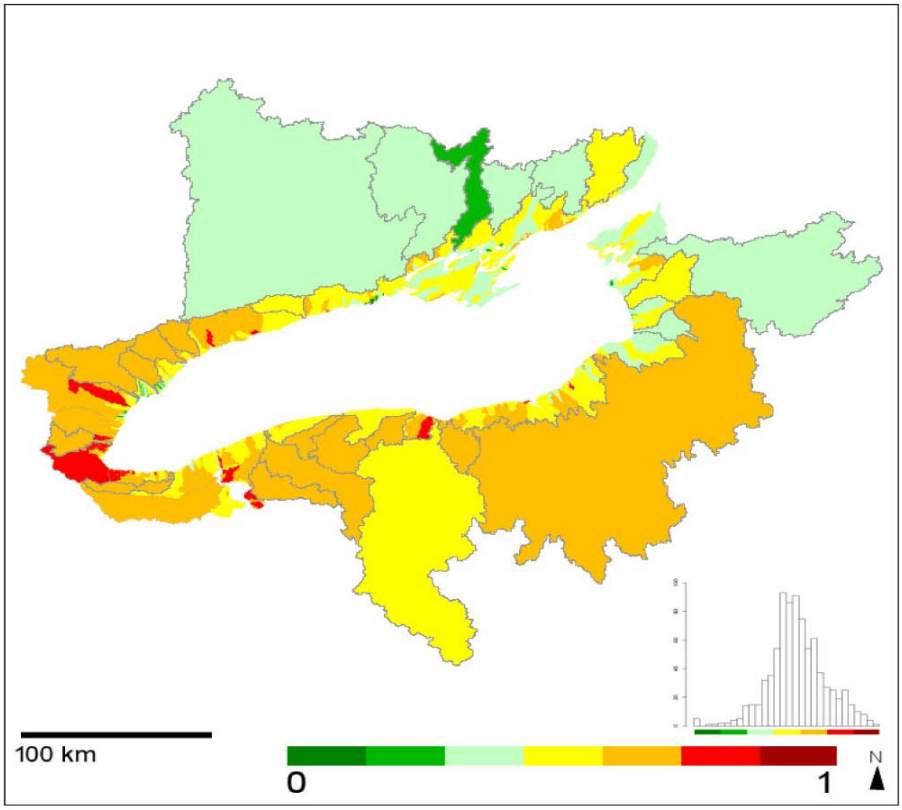


Figure 4. Distribution des stresseurs combinés (SomRel – somme des intensités relatives de l'activité agricole, de la mise en valeur des terres, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de la population et de la densité du réseau routier) pour chacun des bassins versants du lac Ontario, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité), L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.

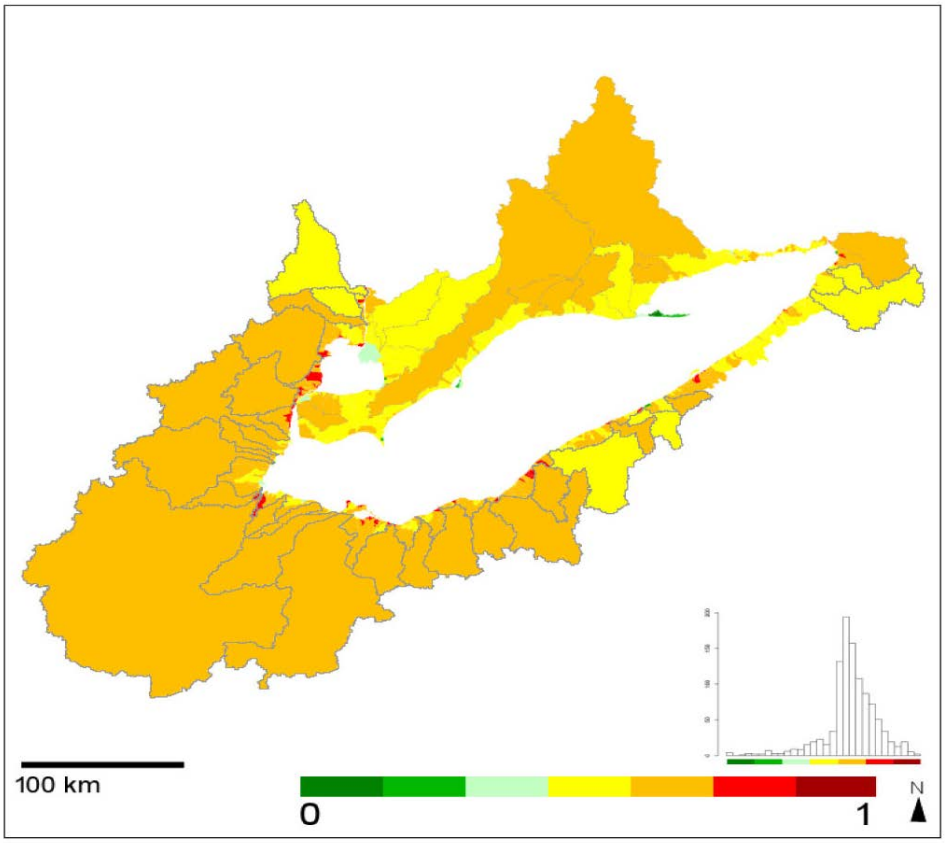


Figure 5. Distribution des stresseurs combinés (SomRel – somme des intensités relatives de l'activité agricole, de la mise en valeur des terres, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de la population et de la densité du réseau routier) pour chacun des bassins versants du lac Érié, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.

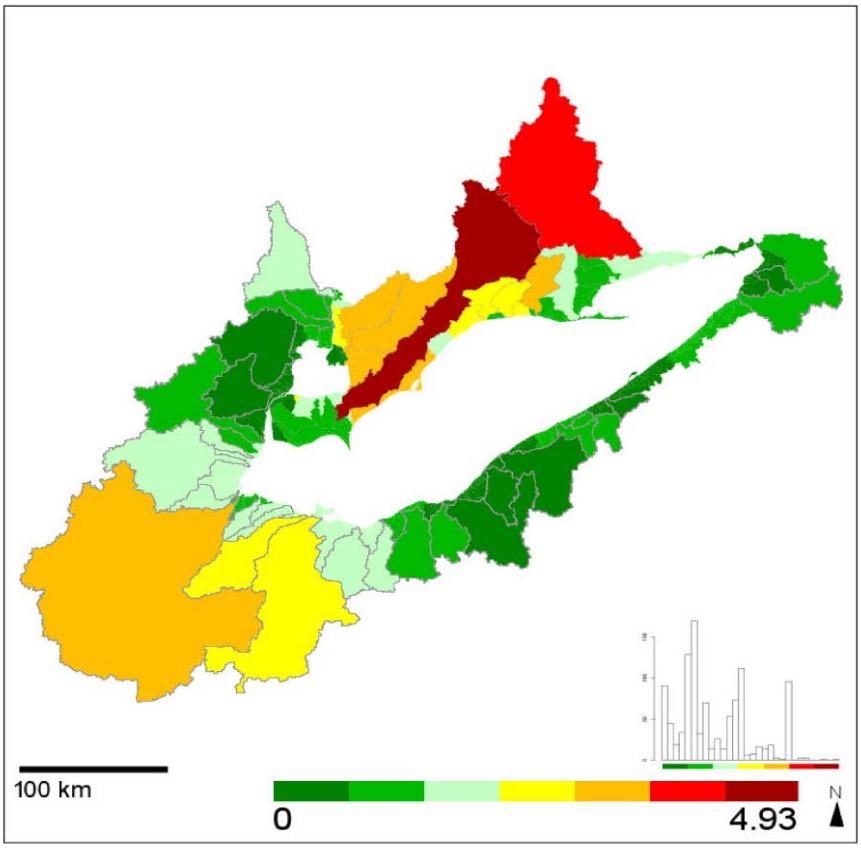


Figure 6. Distribution de l'intensité des activités agricoles (superficie relative de terres agricoles en pourcentage) à l'échelle du lac Érié en 2002 (États-Unis) et en 2006 (Canada), illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.

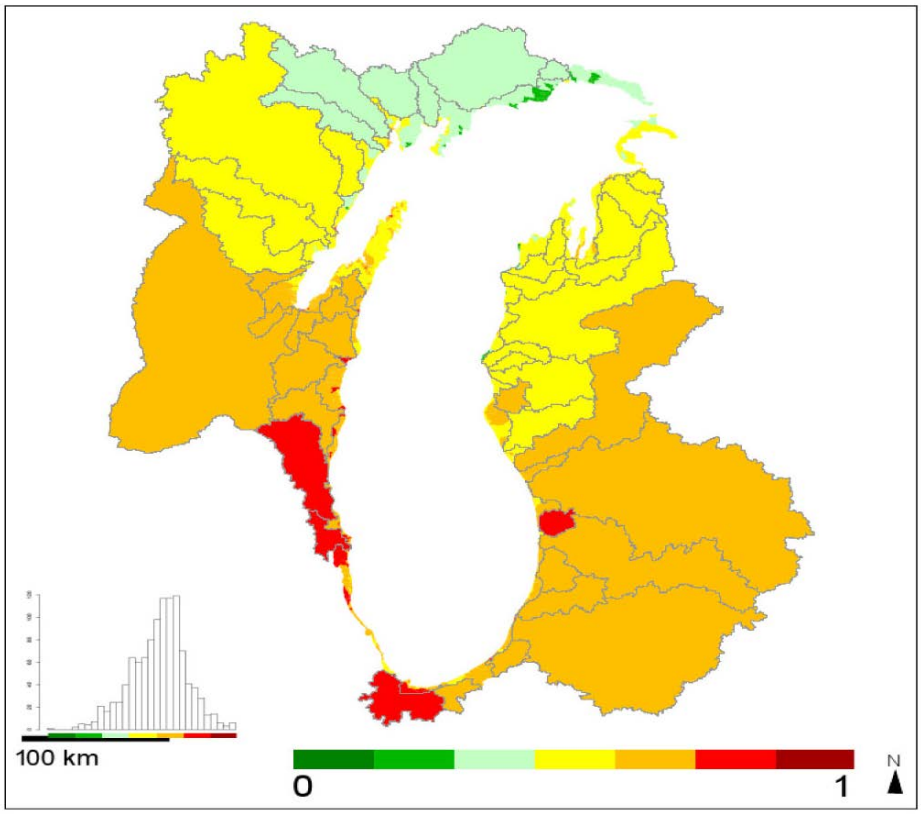
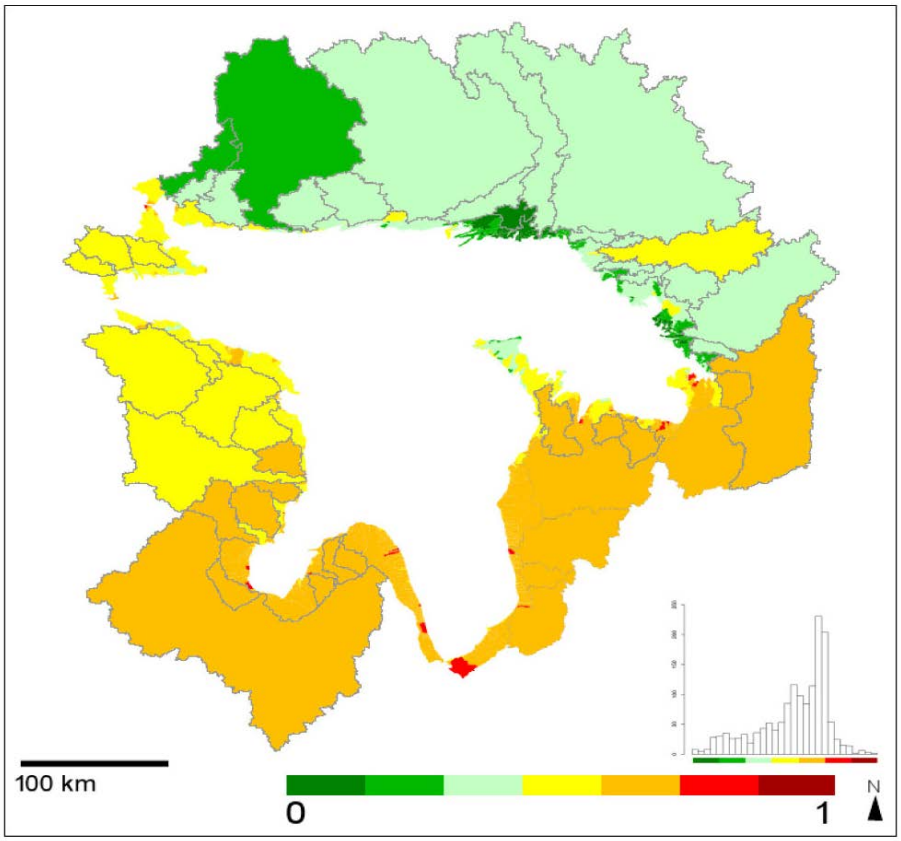


Figure 7. Distribution des stresseurs combinés (SomRel – somme des intensités relatives de l'activité agricole, de la mise en valeur des terres, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de la population et de la densité du réseau routier) pour chacun des bassins versants du lac Michigan, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.



Somme relative à l'échelle du lac Huron

Figure 8. Distribution des stresseurs combinés (SomRel – somme des intensités relatives de l'activité agricole, de la mise en valeur des terres, de la densité des rejets de sources ponctuelles, de la densité de la population et de la densité du réseau routier) pour chacun des bassins versants du lac Huron, illustrée suivant un code de couleurs (le vert foncé correspondant à la plus faible intensité, le jaune à l'intensité moyenne et le brun à la plus forte intensité). L'histogramme en médaillon illustre la distribution de fréquence des bassins versants sur l'échelle des sommes relatives.

Biomasse de zooplancton

Évaluation globale

Situation : **Indéterminée**

Tendance : **Indéterminée (évolue)**

Justification : **Des changements dans la taille et la structure de la communauté de zooplancton se produisent dans les lacs Michigan, Huron et Ontario : la biomasse totale diminue et, alors que la communauté était auparavant composée de cladocères et de copépodes cyclopoïdes, elle est maintenant constituée de copépodes calanoïdes, ce qui concorde avec les répercussions de l'oligotrophisation et de la présence d'espèces envahissantes. Les conséquences sur les communautés de poissons demeurent inconnues.**

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Situation : Bonne

Tendance : Inchangée

Justification : La communauté de zooplancton, stable en été, est dominée par les copépodes calanoïdes de grande taille.

Lac Michigan

Situation : Indéterminée

Tendance : Indéterminée (évolue)

Justification : La biomasse de cladocères en été est en déclin depuis 2002. En été, la taille moyenne du zooplancton a augmenté par suite de l'augmentation du nombre de calanoïdes de grande taille. La communauté actuelle (2006) est un indicateur d'un système froid et improductif.

Lac Huron

Situation : Indéterminée

Tendance :Indéterminée (évolue)

Justification : La biomasse totale en été a diminué de façon radicale depuis 2002 en raison du moins grand nombre de daphnies, de bosminidés et de copépodes cyclopoïdes. En été, la taille moyenne du zooplancton augmente. La communauté actuelle (2006) est un indicateur d'un système froid et improductif.

Lac Érié

Situation : Indéterminée

Tendance : Indéterminée

Justification : La biomasse et la composition de la communauté de zooplancton de crustacés en été varient dans chaque bassin. Il s'agit de la communauté de zooplancton la plus diversifiée dans les Grands Lacs. On n'a observé aucune tendance entre 1998 et 2006.

Lac Ontario

Situation : Indéterminée

Tendance : Indéterminée (évolue)

Justification : On y trouve le plus faible pourcentage de copépodes calanoïdes de tous les Grands Lacs. La biomasse totale en été a diminué depuis 2003 en raison d'un déclin des copépodes cyclopoïdes. Il se peut que l'espèce envahissante *Bythotrephes* influe sur la taille de la communauté et la répartition spatiale.

Buts

- L'indicateur des populations de zooplancton évalue les caractéristiques de la communauté de zooplancton dans le temps et l'espace; il sera utilisé pour déduire les changements dans le temps de la prédation des vertébrés ou des invertébrés, de la productivité du système, du type et de l'intensité de la prédation, et du transfert d'énergie dans les Grands Lacs, ou de tout autre processus dynamique du réseau trophique.
- Pour caractériser la communauté de zooplancton, on utilise les mesures suivantes : la composition et la biomasse totale de crustacés, la longueur moyenne de crustacés et le nombre de calanoïdes par rapport à l'ensemble de cladocères et de cyclopoïdes.
- L'indicateur des populations de zooplancton est inclus dans la série d'indicateurs de l'état des Grands Lacs, dans la catégorie portant sur les organismes dépendants des milieux aquatiques.

Objectif pour l'écosystème

Il s'agit de maintenir l'intégrité biologique des Grands Lacs et de favoriser une pêche saine et diversifiée, conformément aux buts et objectifs du PAP et de la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL). Cet indicateur appuie les décisions relatives aux utilisations bénéfiques, tel qu'il est indiqué à l'annexe 2, particulièrement la diminution des populations de phytoplancton et de zooplancton. La relation entre les paramètres examinés par cet indicateur et les objectifs relatifs à l'écosystème indiqués précédemment n'a pas été complètement établie. Par conséquent, il n'y a pas encore d'objectifs quantitatifs précis pour cet indicateur.

Gannon et Stemberger (1978) ont constaté que les cladocères et les copépodes cyclopoïdes sont plus abondants dans les eaux enrichies de nutriments des Grands Lacs, alors que les copépodes calanoïdes dominent les communautés oligotrophes. Ils ont signalé que des secteurs des Grands Lacs où la densité de copépodes calanoïdes comprend plus de 50 p. 100 de la communauté de zooplancton de crustacés en été (c.-à-d. que le nombre de calanoïdes par rapport à l'ensemble de cyclopoïdes et de cladocères est plus grand que 1) pourraient être classifiés comme étant oligotrophes. Des objectifs clairs n'ont cependant pas encore été définis.

Le poisson planctonophage choisit souvent sa nourriture en fonction de la taille du plancton, éliminant les cladocères et les copépodes de plus grande taille. Les densités élevées de poissons planctonophages peuvent donc donner lieu à une réduction de la taille moyenne du zooplancton dans une communauté. Mills *et al.* (1987) ont constaté que la taille moyenne du zooplancton de crustacés > 0,8 mm était associée à des rapports du nombre de prédateurs par rapport à celui de crapets > 0,2. Cependant, leur recherche a été menée dans de petits lacs où l'eau est tiède et où il est probable que ce soit les cladocères qui prédominent et non les copépodes calanoïdes. L'universalité de cette relation reste à déterminer. Plus particulièrement, des questions ont été soulevées quant à son applicabilité aux systèmes comportant de grands nombres de copépodes calanoïdes, aux systèmes touchés par les cladocères et les dreissénidés prédateurs ainsi qu'aux situations où la structure de la taille de la communauté de zooplancton de crustacés découle principalement du type d'aliments ou de leur disponibilité plutôt que de leur prédation.

Conditions écologiques

À l'heure actuelle, les données de surveillance de l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA) en ce qui concerne les crustacés sont seulement disponibles jusqu'en 2006 en raison du retard dans l'analyse des échantillons. Des précisions sur les méthodes d'échantillonnage et d'analyse du zooplancton sont données par Barbiero *et al.* (2001). La biomasse estivale des communautés de zooplancton de crustacés dans les eaux du large du lac Supérieur est demeurée à un niveau relativement faible, mais stable, depuis au moins 1998 (figure 1). La communauté de plancton est dominée par les copépodes calanoïdes de grande taille (*Leptodiaptomus sicilis* et *Limnocalanus macrurus*) qui sont caractéristiques des écosystèmes oligotrophes d'eau froide. Depuis 2003, la biomasse de cladocères et de copépodes cyclopoïdes dans le lac Huron a diminué radicalement, alors que la biomasse totale est très semblable à celle dans le lac Supérieur en 2006. Les données de 2005 et de 2006 indiquent qu'il est possible qu'un déclin semblable soit en train de se produire dans le lac Michigan, bien que cette possibilité soit en partie contrebalancée par une augmentation de la biomasse de *L. macrurus*. L'été, les communautés dans les deux lacs sont de plus en plus semblables à celle du lac Supérieur, et présentent les caractéristiques, quant à la

composition et à l'abondance, d'un système froid et oligotrophe. L'abondance des cyclopoïdes a également commencé à montrer des signes de déclin dans le lac Ontario. La raison d'être de ces déclins n'est pas encore connue, bien que l'on ait présenté récemment des données probantes indiquant que les diminutions de la production primaire seraient un facteur déterminant des changements observés dans le lac Huron (Barbiero *et al.*, 2011). D'autres causes possibles sont les interactions des espèces exotiques ou la pression découlant de la prédation par le poisson.

La proportion de copépodes calanoïdes dans le lac Supérieur est demeurée relativement stable à 70 %, indiquant la présence de conditions oligotrophes (figure 2). Les communautés de zooplancton en été dans le lac Michigan et le lac Huron ont montré une proportion croissante de copépodes calanoïdes ces dernières années, ce qui indique une augmentation de l'oligotrophisation. La production primaire, et en particulier la prolifération printanière de phytoplancton, a considérablement diminué dans les deux lacs parallèlement aux modifications dans les communautés de zooplancton. Dans le cas du lac Michigan, la proportion accrue de calanoïdes est attribuable à une augmentation du nombre de *L. macrurus* et à une diminution des populations de cladocères, alors que dans le lac Huron, elle découle principalement du déclin substantiel des populations de cladocères et de copépodes cyclopoïdes. Le lac Ontario présente la plus faible proportion de calanoïdes, suivi de près par le bassin Ouest du lac Érié enrichi de nutriments. Les valeurs pour les bassins Centre et Est du lac Érié sont à des niveaux intermédiaires et montrent une variation interannuelle considérable.

La longueur moyenne du zooplancton de crustacés dans les eaux du large des Grands Lacs est généralement supérieure au printemps comparativement à l'été (figure 3). Au printemps, la taille moyenne du zooplancton dans l'ensemble des Grands Lacs est près de 0,8 mm ou plus. La longueur moyenne dans le lac Supérieur diminue durant l'été en raison de la production de copépodites immatures, mais elle se situe tout de même au-dessus du critère. Les longueurs moyennes en été dans le lac Huron et le lac Michigan demeurent élevées et ont commencé à montrer des augmentations ces dernières années, probablement en raison de l'augmentation de *L. macrurus* signalée ci-dessus. Dans le lac Érié et le lac Ontario, la longueur moyenne du zooplancton subit un déclin considérable en été. On ne sait pas si ce déclin est attribuable à la pression exercée par les prédateurs ou à l'abondance accrue de bosminidés (longueur moyenne de 0,4 mm) et de cyclopoïdes immatures (longueur moyenne de 0,65 mm).

Liens

Divers facteurs peuvent influer sur la taille et la structure de la communauté de zooplancton. Comme un certain nombre d'espèces de poissons s'en nourrissent, des changements dans la composition des espèces et la structure de la taille de la communauté peuvent découler de l'évolution des populations de poissons planctivores (voir Wells, 1970) ou, inversement, avoir un impact sur les communautés de poissons-proies par les effets ascendants, comme il est indiqué ci-après. Les espèces envahissantes peuvent aussi nuire aux communautés de zooplancton, que ce soit de manière directe, par exemple la prédation par le cladocère *Bythotrephes longimanus*, une espèce envahissante prédatrice (Barbiero et Tuchman, 2004), ou de manière indirecte, un exemple étant l'altération du cycle et du transport des nutriments causée par les moules dreissenidées (Vanderploeg *et al.*, 2012).

Gestion – défis et possibilités

Les changements dans les communautés de zooplancton dans le lac Huron et le lac Michigan et, dans une moindre mesure, dans le lac Ontario cadrent avec les diminutions de la teneur en nutriments observées dans les trois lacs et pourraient être une conséquence des activités de réduction des nutriments conjuguées, peut-être, aux effets des dreissenidées. La diminution des cladocères dans les deux premiers lacs de même que le déclin récent des populations d'amphipodes benthiques du genre *Diporeia* pourraient constituer une diminution de la base alimentaire des poissons-proies, ce qui nécessiterait de rajuster les objectifs relatifs à l'empoissonnement. Cependant, il reste à bien déterminer le mécanisme précis régissant ces déclins et la force relative des effets ascendants par rapport aux effets de haut en bas.

Pressions

Une importante menace pour les communautés de zooplancton des Grands Lacs provient des espèces envahissantes. La prolifération continue des populations de dreissenidés pourrait avoir un impact sur les communautés de zooplancton par la modification de la structure et de l'abondance du phytoplancton, dont le zooplancton dépend pour se nourrir. La prédation des cladocères exotiques *Bythotrephes longimanus* et *Cercopagis pengoi* peut également avoir un impact sur l'abondance et la composition du zooplancton. Les espèces envahissantes de cladocères prédateurs ont eu un impact majeur sur la structure des communautés de zooplancton dans les Grands Lacs (Barbiero et Tuchman, 2004).

Commentaires des auteurs

Actuellement, le besoin le plus pressant est l'élaboration de critères quantitatifs et objectifs qui pourraient s'appliquer à l'indicateur du zooplancton. L'applicabilité des paramètres actuels dans les Grands Lacs est pratiquement inconnue, tout comme le sont les limites qui correspondraient à une santé acceptable de l'écosystème.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sais pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.		X				
2. Les données sont traçables à leur source d'origine.		X				
3. La source des données est connue, fiable et respectée.		X				
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.						X
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.		X				

Remerciements

Auteurs :

Richard P. Barbiero, CSC, Chicago (Illinois), gloeotri@sbcglobal.net.

Collaborateurs :

Mary Balcer, Université du Wisconsin-Superior, Superior (Wisconsin).

Glenn J. Warren, Great Lakes National Program Office, U.S. Environmental Protection Agency, Chicago (Illinois).

Ora Johannsson, Pêches et Océans Canada, Burlington (Ontario).

Sources d'information

Barbiero, R.P., B.M. Lesht et G.J. Warren, 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., R.E. Little, et M.L. Tuchman, 2001. Results from the USEPA's biological open water surveillance program of the Laurentian Great Lakes: III. Zooplankton. *J. Great Lakes Res.* 27, 167–184.

Barbiero, R.P., et M.L Tuchman. 2004. « Changes in the crustacean communities of Lakes Michigan, Huron, and Erie following the invasion of the predatory cladoceran *Bythotrephes longimanus* ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 61:2111-2125.

Gannon, J.E., et R.S. Stemberger. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 97:16-35.

Johannsson, O.E., C. Dumitru et D.M. Graham. 1999. Examination of zooplankton mean length for use in an index

of fish community structure and application in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research,* 25:179-186.
Mills, E.L., D.M. Green et A. Schiavone. 1987. Use of zooplankton size to assess the community structure of fish populations in freshwater lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 7:369-378.
Vanderploeg, H.A., S.A. Pothoven, G.L. Fahnenstiel, J.F. Cavaletto, J.R. Liebig, C.A. Stow, T.F. Nalepa, C.P. Madenjian, et D.B. Bunnell. 2012. Seasonal zooplankton dynamics in Lake Michigan: Disentangling impacts of resource limitation, ecosystem engineering, and predation during a critical ecosystem transition. *J. Great Lakes Res.* 38:336-352
Wells, L. 1970. Effects of Alewife predation on zooplankton populations in Lake Michigan. *Limnol. Oceanogr.* 15:556-565

Liste des figures

Figure 1. Composition moyenne de la biomasse de zooplancton de crustacés aux stations du large des Grands Lacs, de 1998 à 2006, échantillonnées en août chaque année. Les échantillons ont été prélevés avec des filets à mailles de 153 µm à une profondeur de 100 mètres ou au fond de la colonne d'eau, la plus faible profondeur prévalant.
Source : Bureau du programme national des Grands Lacs de l'USEPA.

Figure 2. Pourcentage moyen de copépodes calanoïdes (par abondance) dans les communautés de zooplancton de crustacés des stations du large des Grands Lacs échantillonnées en août et septembre, de 1998 à 2006 (sauf en 2000). Les échantillons ont été prélevés avec des filets à mailles de 153 µm à une profondeur de 100 mètres ou au fond de la colonne d'eau, la plus faible profondeur prévalant. Un pourcentage de 50 % est le critère suggéré pour les lacs oligotrophes.
Source : Bureau du programme national des Grands Lacs de l'USEPA.

Figure 3. Longueurs moyennes individuelles du zooplancton de crustacés dans les Grands Lacs en avril et mai, et en août et septembre, de 1998 à 2006 (sauf en 2000). L'estimation des longueurs a été obtenue des données provenant d'échantillons prélevés avec des filets à mailles de 153 µm à une profondeur de 100 mètres ou au fond de la colonne d'eau, la plus faible profondeur prévalant. Les valeurs sont les moyennes arithmétiques de tous les sites échantillonnés dans chaque bassin. Il a été établi par Mills *et al.* (1987) que la longueur de 0,8 mm est associée à un rapport du nombre de prédateurs par rapport à celui de crapets > 0,2.
Source : Bureau du programme national des Grands Lacs de l'USEPA.

Dernière mise à jour

La mise à jour a été complétée dans la version de 2009 de l'*État des Grands Lacs.*
Une partie du contenu a été mis à jour dans la version 2011 de l'*État des Grands Lacs.*

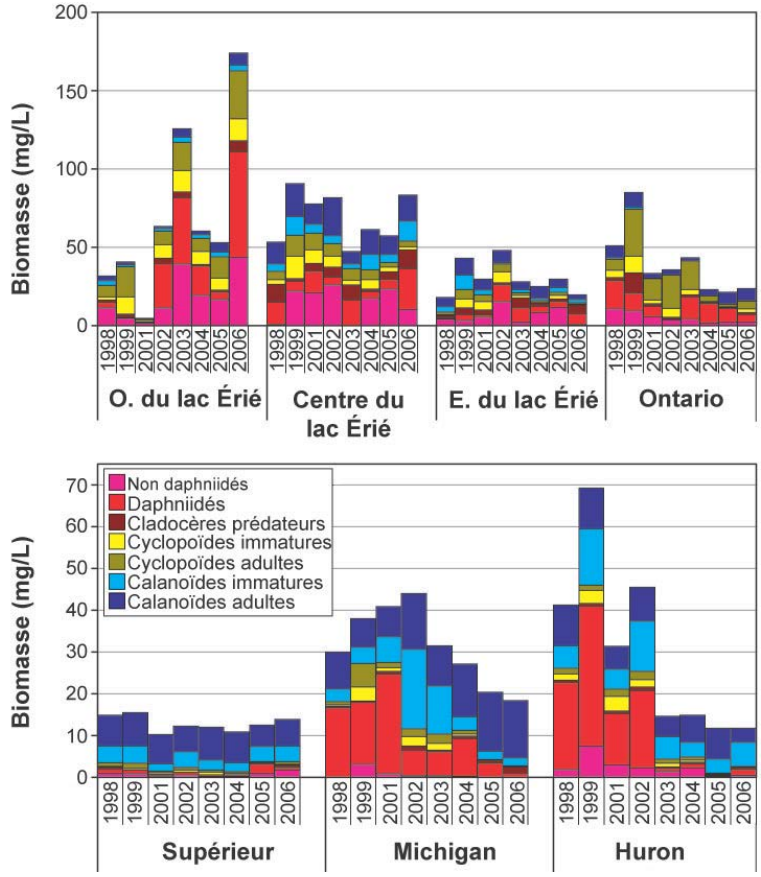


Figure 1. Composition moyenne de la biomasse de zooplancton de crustacés aux stations du large des Grands Lacs, de 1998 à 2006, échantillonnées en août chaque année. Les échantillons ont été prélevés avec des filets à mailles de 153 µm à une profondeur de 100 mètres ou au fond de la colonne d'eau, la plus faible profondeur prévalant.
Source : Bureau du programme national des Grands Lacs de l'USEPA.

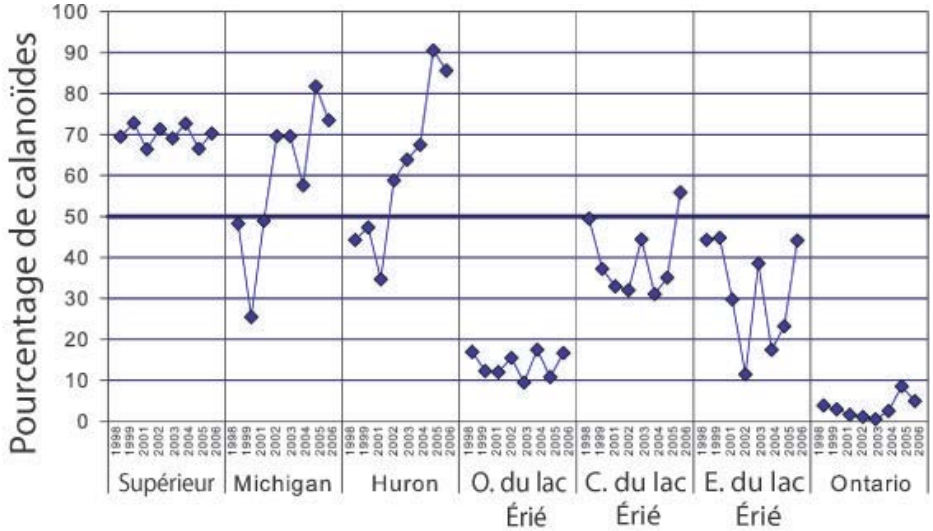


Figure 2. Pourcentage moyen de copépodes calanoïdes (par abondance) dans les communautés de zooplancton de crustacés des stations du large des Grands Lacs échantillonnées en août et septembre, de 1998 à 2006 (sauf en 2000). Les échantillons ont été prélevés avec des filets à mailles de 153 µm à une profondeur de 100 mètres ou au fond de la colonne d'eau, la plus faible profondeur prévalant. Un pourcentage de 50 % est le critère suggéré pour les lacs oligotrophes.
Source : Bureau du programme national des Grands Lacs de l'USEPA.

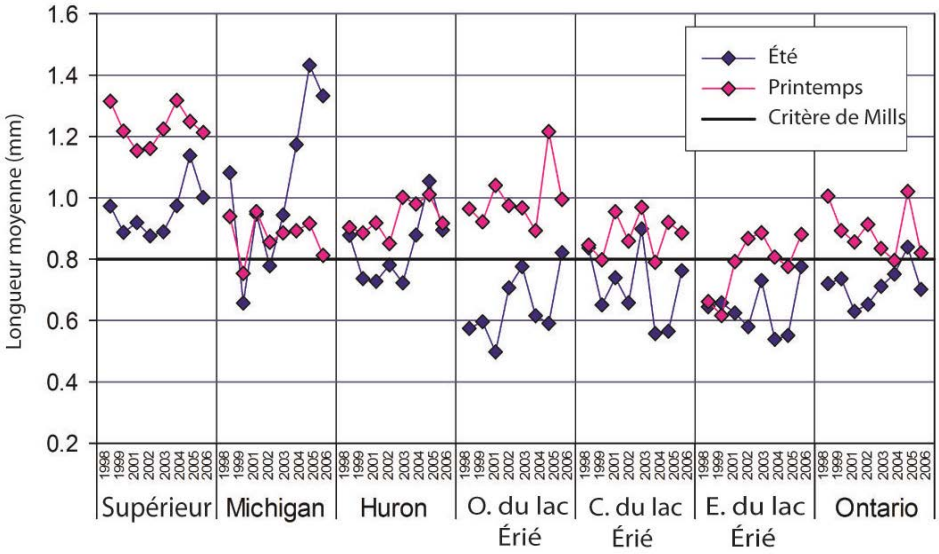


Figure 3. Longueurs moyennes individuelles du zooplancton de crustacés dans les Grands Lacs en avril et mai, et en août et septembre, de 1998 à 2006 (sauf en 2000). L'estimation des longueurs a été obtenue des données provenant d'échantillons prélevés avec des filets à mailles de 153 µm à une profondeur de 100 mètres ou au fond de la colonne d'eau, la plus faible profondeur prévalant. Les valeurs sont les moyennes arithmétiques de tous les sites échantillonnés dans chaque bassin. Il a été établi par Mills *et al.* (1987) que la longueur de 0,8 mm est associée à un rapport du nombre de prédateurs par rapport à celui de crapets > 0,2.
Source : Bureau du programme national des Grands Lacs de l'USEPA

5. Acronymes et abréviations

Agences et organisations

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CAMNet – Canadian Atmospheric Mercury Network/Réseau canadien de surveillance du mercure dans l'atmosphère
CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement
CDC – Center for Disease Control (U.S.)
CIS – Service canadien des glaces
CORA – Chippewa Ottawa Resource Authority
SCF – Service canadien de la faune
MPO – Ministère des Pêches et des Océans Canada
EC – Environnement Canada
ECO – Environmental Careers Organization
EERE – Office of Energy Efficiency and Renewable Energy (U.S. Department of Energy)
EIA – Energy Information Administration (U.S.)
RÉSÉ – Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques
FSC – Forest Stewardship Council
GERA – Gaia Economic Research Associates
GLBET – Great Lakes Basin Ecosystem Team (USFWS)
GLC – Great Lakes Commission
GLCWC – Great Lakes Coastal Wetlands Consortium
GLFC – Great Lakes Fishery Commission
GLNPO – Great Lakes National Program Office (U.S. EPA)
HPMS – Highway Performance Monitoring System (U.S.)
CMI – Commission mixte internationale
UICN – Union internationale pour la conservation de la nature
MDEQ – Michigan Department of Environmental Quality
MDNR – Michigan Department of Natural Resources
RNSPA – Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (EC)
NHEERL – National Health & Environmental Effects Research Laboratory (U.S. EPA)
NISC – National Invasive Species Council
NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration
RNCan – Ressources naturelles Canada
NRCS – Natural Resources Conservation Service (USDA)
NRRI – Natural Resources Research Institute (University of Minnesota – Duluth)
NYSDEC – New York State Department of Environmental Conservation
ODNR – Ohio Department of Natural Resources
ODW – Ohio Division of Wildlife
OFEC – Ontario Farm Environmental Coalition
OGS – Commission géologique de l'Ontario
OIPIS – Ontario Invasive Plant Information System
MAAO – Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario (maintenant MAAARO)
MAAARO – Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario
MEO – Ministère de l'Environnement de l'Ontario
MRNO – Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario
AASRO Association pour l'amélioration des sols et des récoltes de l'Ontario
ORISE – Oak Ridge Institute for Science and Education
PDEP – Pennsylvania Department of Environmental Protection
REMAP – Regional Environmental Monitoring and Assessment Program (U.S.)
TNC – The Nature Conservancy / Conservation de la nature
UKIH – United Kingdom Institute of Hydrology
USDA – U.S. Department of Agriculture
U.S. EPA – U.S. Environmental Protection Agency
USFDA – U.S. Food and Drug Administration
USFWS – U.S. Fish and Wildlife Service

USFS – U.S. Forest Service
USGS – U.S. Geological Survey
WBCSD – World Business Council for Sustainable Development
WDNR – Wisconsin Department of Natural Resources
WDO – Waste Diversion Organization (Ontario)
WiDPH – Wisconsin Department of Public Health
FMN – Fonds mondial pour la nature (Canada)

Unités de mesure

C – Celsius
cm – centimètre, 10^{-2} mètres
F – Fahrenheit
fg – femptogramme, 10^{-15} gramme
pi – pied (système anglais)
ha – hectare, 10 000 mètres carrés, 2,47 acres
lb – livre (système anglais)
kg – kilogramme, 1000 grammes, 2,2 livres
km – kilomètre, 0.62 milles
kt – kilotonne (anglaise): 2 x 10^6 livres; kilotonne métrique: 10^6 kg, 2,2 x 10^6 livres
kWh – kilowatt-heure
m – mètre
mg – milligramme, 10^{-3} gramme
mg/kg – milligramme par kilogramme, partie par million
mg/l – milligramme par litre
ml – millilitre, 10^{-3} litre
mm – millimètre, 10^{-3} mètre
MWh – mégawatt-heure
ng – nanogramme, 10^{-9} gramme
ng/g – nanogramme par gramme, partie par milliard
ng/l – nanogramme par litre
pg – picogramme, 10^{-12} gramme
pg/m^3 – picogramme par mètre cube
pH – par hydrogène (unité d'acidité)
ppb – partie par milliard
ppm – partie par million
tonne – tonne anglaise, 2 000 lb
tonne – tonne métrique, 1 000 kg, 2 200 lb
µg – microgramme, 10^{-6} gramme
µg/g – microgramme par gramme, partie par million
µg/l – microgramme par litre
µg/m^3 – microgramme par mètre cube
µm – micromètre, micron, 10^{-6} mètre

Produits chimiques

2,4-D – 2,4-dichlorophenoxyacetic acid
2,4,5-T – 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid
BaP – Benzo[α]pyrene
BDE – Brominated diphenyl ethers
BFR – Ignifuges bromés

CO – Monoxyde de carbone
DDT – 1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-chlorophényl) éthane ou dichlorodiphényl-trichloroéthane
DDD – 1,1-dichloro-2,2-bis(p-chlorophényl) éthane
DDE – 1,1-dichloro-2,2-bis(chlorophéyl) éthène ou dichlorodiphéyl-dichloroéthène
COD – Carbone organique dissout
HBCD – Hexabromocyclododécane
HCB – Hexachlorobenzène
α-HCH – Hexachlorocyclohèxane
γ-HCH – Lindane
HE – Époxide d'heptachlore
Hg – Mercure
MeHg – Méthylemercure
NAPH – Naphthalène
NO_2 – Dioxyde d'azote
NO_X – Oxydes d'azote
O_3 – Ozone
OC – Composé organochloré
OCS – Octachlorostyrène
HAP – Hydrocarbures aromatiques polycycliques
PBDE – Éther diphénylique polybromé
APC – Alcanes polychlorés
BPC – Biphényles polychlorés
PCDD – Polychlorodibenzoparadioxine
PCDF – Dibenzofuranne polychloré
PCN – Naphtalène polychloré
PFOA – Acide perfluorooctanoique
PFOS – Sulfonate perfluorooctanyle
PM10 – Particule atmosphérique de 10 microns de diamètre ou moins
PM2.5 – Particule atmosphériqie de 2,5 microns de diamètre ou moins
SO2 – Anhydride sulfureux
SPCB – Suite de congénères de BPC qui incluent la majeure partie de la masse des BPC dans l'environnement
TCDD – Tétrachlorodibenzo-p-dioxine
TCE – Trichloroéthylène
MDT – Matières dissoutes totales
MGT – Mercure gazeux total
COT – Carbone organique total
SRT – Soufre réduit total
COV – Composé organique volatil

Autres

CQAA – Critères de qualité de l'air ambiant (Ontario)
OAA – Opération d'alimentation des animaux
SP – Secteur de préoccupation
ZA – Zone de l'activité
CPA – Cadre de politique agricole (Canada)
IQA – Indice de la qualité de l'air
ARET – Programme d'Accélération de la réduction/élimination des toxiques (Canada)
ATFS – American Tree Farm System
BA – Barbillons anormaux

BEACH – Beaches Environmental Assessment and Coastal Health (U.S. Act of 2000)
MRB – Maladie rénale bactérienne
MPG – Meilleures pratiques de gestion
BOB – Ballast à bord
DBO – Demande biochimique en oxygène
UBD – Utilisation bénéfique degrade
OCAA – Opérations concentrées d'alimentation des animaux
CAIR – Clean Air Interstate Rule
TRC – Test respiratoire à la caféine
C-CAP – Coastal Change and Analysis Program
CC/WQR – Consumer Confidence/Water Quality Report
LCPA – Loi canadienne sur la protection de l'environnement
CSIP – Cellules souches indéterminées pluripotentielles
CHT – Contaminants in Human Tissue Program (fait partie du projet EAGLE)
RMR – Région métropolitaine de recensement (Canada)
CNMP – Comprehensive Nutrient Management Plan (U.S.)
DO – Déversoir d'orage
PUE – Prise par unité d'effort
CUrLUS – Canadian Urban Land Use Survey
NPC – Norme pancanadienne (qualité de l'air)
SEP – Système d'eau potable (Canada)
EAGLE – Effects on Aboriginals of the Great Lakes (programme du Canada)
PSEP – Programme de surveillance de l'eau potable (Canada)
IPAE – Indice de prévalence d'anomalies externes
PEA – Plan environnemental en agriculture (Ontario)
SMP – Syndrome de mortalité précoce
OE – Occurrence d'élément
REP – Responsabilité élargie des producteurs
VP – Végétation pionnière
BOCH – Buts et objectifs pour la communauté halieutique
OCH – Objectifs pour la communauté halieutique
DF – Décoloration focale
FIA – Forest Inventory and Analysis (USDA Forest Service)
IQF – Indice de qualité floristique
GAP – Gap Analysis Program (évaluation de la couverture terrestre)
GES – Gaz à effet de serre
SIG – Système d'information géographique
IEGL – Indicateurs environnementaux des Grands Lacs
GLI – Great Lakes Initiative (U.S. EPA)
AQEGL – Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs
OGM – Organismes génétiquement modifiés
PSOGA – Programme de surveillance des oeufs des goélands argentés
CUH – Code d'unité hydrologique
IACI – International Alvar Conservation Initiative
RMDA – Réseau de mesure des dépôts atmosphériques
IIB – Indice d'intégrité biotique
SRIGL – Système de référence international des Grands Lacs (niveau d'eau)
CAMP – Concentration acceptable maximale provisoire
LAI – Lutte intégrée
SI – Superficie imperméable

PAP – Plan d'aménagement panlacustre
LE – Lésion
NEF – Niveau d'effet le plus faible
UT/CT – Utilisation des terres/couverture terrestre
CAM – Concentration acceptable maximale
TCDM – Technologie de contrôle disponible maximal
CMC – Concentration maximale de contaminants
MEI – Modified Environmental Index
MGJ – Million de gallons par jour (3785,4 m^3 par jour)
MLJ – Million de litres par jour (1 000 m3 par jour)
PSM – Programme de surveillance des marais
MSA – Metropolitan Statistical Area (U.S.)
PDSM – Production de déchets solides municipaux
ALENA – Accord de libre-échange nord-américain
NATTS – National Air Toxics Trend Site (U.S. network)
NATA – National Air Toxics Assessment (U.S.)
NEEAR – National Epidemiological and Environmental Assessment of Recreational [étude hydrologique]
NEI – National Emissions Inventory (U.S.)
NHANES – National Health and Nutrition Examination Survey (CDC)
NM – Act Nutrient Management Act
NMAN – Logiciel de planification de la gestion des nutriants (Ontario)
ENIS – Espèce non indigène
NISA – National Invasive Species Act
NLCD – National Land Cover Data
PGN – Plan de gestion des nutriants (Ontario)
CSENO – Concentrations sans effet nocif observable
DSENO – Doses sans effet nocif observable
NOBOB – Aucun ballast à bord
NPDES – National Pollution Discharge Elimination System (U.S.)
INRP – Inventaire national des rejets de polluants (Canada)
NRVIS – Système d'information sur les valeurs et les ressources naturelles de l'Ontario (MRNO)
UTN – Unités de turbidité formazine
UTN – Unités de turbidité néphélométrique
ODWQS – Norme de qualité de l'eau potable de l'Ontario
OPEP – Ontario Pesticides Education Program
STB – Substance toxiques persistante et biocumulative (chimique)
NEP – Niveau d'effet probable
PICA – Zones de priorité pour les îles
PNP – Permit Nutrient Plans (U.S.)
PGMN – Réseau provincial de surveillance des eaux souterraines (Ontario)
PGC – Plan de gestion corrective
DDR – Dose de référence
RPA – Resource Planning Act
TR – Tumeurs
SDWIS – Safe Drinking Water Information System (U.S.)
SFI® – Sustainable Forestry Initiative
SIP State – Implementation Plan
CÉÉGL – Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs
SITSO – Système d'information sur les terres du Sud de l'Ontario
SPP. – ou spp. Espèce

IQS – Indice de qualité des sédiments
DES – Déversoir d'égout sanitaire
VUS – Véhicule utilitaire sport
SWMRS – Seasonal Water Monitoring and Reporting System (Canada)
CCT – Changement de catégorie total
TCT – Règle des *coli*formes totaux
DJA – Dose journalière admissible
EQT – Équivalent toxique
TIGER – Topological Integrated Geographic Encoding and Reference (U.S. Census Bureau)
TM – Capteur TM
TRI – Toxics Release Inventory (U.S.)
CEE-ONU – Commission économique des Nations Unies pour l'Europe
VK – Voiture-kilomètre
WIC – Women Infant and Child (cliniques de santé du Wisconsin)
WISCLAND – Wisconsin Initiative for Statewide Cooperation on Landscape Analysis and Data
UTE – Usine de traitement de l'eau
UTEU – Usine de traitement des eaux usées
JDA – Jeunes de l'année

6. Remerciements

Les présents remerciements sont tirés des produits de la CÉÉGL de 2011 et de l'État des Grands Lacs de 2011.
Équipe de préparation de l'***État des Grands Lacs de 2011*** :

Environnement Canada

Nancy Stadler-Salt, responsable
Irina Izvyekov
Stacey Cherwaty-Pergentile Rick Czepita
Robert Hyde

United States Environmental Protection Agency

Paul Bertram, responsable
Elizabeth Hinchey Malloy
Jacqueline Adams
Karen Rodriguez
Paul Horvatin

Le présent rapport contient des contributions de dizaines d'auteurs et de contributeurs aux rapports sur les indicateurs ainsi qu'aux évaluations. Leur travail est sincèrement apprécié. Le temps et les efforts déployés bénévolement pour obtenir, évaluer et présenter les conditions des composantes de l'écosystème des Grands Lacs reflètent tout leur dévouement et leur coopération professionnelle. Le nom des auteurs et des contributeurs est indiqué à la fin de leurs parties respectives du rapport.

Plusieurs secteurs gouvernementaux et non gouvernementaux sont représentés par les auteurs et les contributeurs. Nous aimerions remercier les organisations suivantes. Nous avons tenté d'être précis; toute sous-représentation ou erreur de notre part est tout à fait involontaire et nous nous excusons à l'avance de toute omission possible) :

Organisations fédérales

Agence canadienne d'inspection des aliments
Section de surveillance des phytoravageurs
Environnement Canada
Service canadien de la faune
Région de l'Ontario
Division de la gestion durable de l'eau
Direction générale des communications
Conseil et soutien aux programmes – Ontario
Direction générale de l'intendance environnementale
Priorités stratégiques
Priorités – Émissions atmosphériques
Priorités – Écosystème et biodiversité (anciennement le Bureau de la Convention de la biodiversité)
Division des activités de protection de l'environnement – Région de l'Ontario
Section des urgences environnementales
Section de l'intégration des programmes
Service météorologique du Canada
Direction générale des sciences et de la technologie
Direction de la recherche sur la qualité de l'air
Section de la recherche en mesures et analyses (anciennement le Réseau international des dépôts atmosphériques)
Section de l'analyse en qualité de l'air (anciennement le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique)
Recherche climatique (anciennement la Direction générale de la recherche sur le climat et l'atmosphère)
Section des données et analyses climatiques
Direction des sciences et de la technologie de l'eau (anciennement l'Institut national de recherche sur les eaux)
Division de la recherche sur les conséquences pour les écosystèmes aquatiques
Section de la recherche en gestion des lacs
Division de la surveillance de la qualité de l'eau (anciennement la Division de la santé des écosystèmes)

- Direction des sciences de la faune et du paysage
  - Division des sciences et de la technologie du paysage (anciennement le Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques)
    - Toxicologie et maladies de la faune (anciennement le Centre national de la recherche faunique)
  - Secteur de l'intégration stratégique et des partenariats – Région de l'Ontario
    - Bureau environnemental des Grands Lacs
    - Section Gestion des Grands Lacs et section de reportage (anciennement le Bureau du conseiller scientifique régional)
    - Section Politiques et relations avec les autochtones
- Pêches et Océans Canada
  - Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
- National Oceanic and Atmospheric Administration
  - Great Lakes Environmental Research Laboratory
  - Great Lakes Sea Grant Network
  - Illinois-Indiana Sea Grant
  - Michigan Sea Grant
  - New York Sea Grant
  - Pennsylvania Sea Grant
- Ressources naturelles Canada
  - Centre canadien de télédétection
    - Géomatique Canada
  - Direction générale du Centre et du Nord
    - Commission géologique du Canada
  - Service canadien des forêts
- United States Army Corps of Engineers
  - Detroit District
  - Chicago District
- United States Coast Guard
  - Ninth Coast Guard District
- United States Department of Agriculture
  - Natural Resource Conservation Service
  - United States Forest Service
    - Northern Research Station
      - Forest Inventory and Analysis
    - Northeastern Area State and Private Forestry
- United States Department of Health and Human Services
  - Center for Disease Control
    - Agency for Toxic Substances and Disease Registry
      - Research Implementation Branch
- Federal Occupational Health
- United States Department of Interior
  - National Park Service
    - Great Lakes Network Office
    - Sleeping Bear Dunes National Lakeshore
- United States Environmental Protection Agency
  - Great Lakes National Program Office
  - Office of Research and Development
    - National Health and Environmental Effects Research Laboratory
      - Mid-Continent Ecology Division
    - National Exposure Research Laboratory
    - Environmental Sciences Division
      - Landscape Ecology Branch
  - Region 2
    - Watershed Management Branch
      - New York Watershed Management Section

Region 5
Land and Chemicals Division
Office of Public Affairs
Water Division
Waste, Pesticides, and Toxics Division
United States Fish and Wildlife Service
Alpena National Fish and Wildlife Conservation Office
Ashland National Fish and Wildlife Conservation Office
Green Bay National Fish and Wildlife Conservation Office
La Crosse Fish Health Center
Lower Great Lakes Fishery Resource Office
United States Geological Survey
Biological Resources Division
Great Lakes Science Center
Lake Erie Biological Station
Lake Ontario Biological Station
Lake Superior Biological Station
National Wildlife Health Center
Water Resources Division

Organisations provinciales et étatiques

Illinois Department of Natural Resources
Illinois Environmental Protection Agency
Division of Remediation Management
Indiana Department of Environmental Management
Natural Resources Damage Program
Indiana Department of Natural Resources
Indiana Finance Authority
Indiana Brownfields Program
Michigan Coastal Management Program
Michigan Department of Environmental Quality
Office of the Great Lakes
Remediation and Redevelopment
Michigan Department of Natural Resources
Minnesota Department of Natural Resources
Minnesota Pollution Control Agency
Environmental Indicators Unit
Voluntary Investigation and Cleanup Unit
New York Department of Environmental Conservation
Cape Vincent Fisheries Research Station
Great Lakes Programs
Ohio Department of Natural Resources
Ohio Division of Wildlife
Sandusky Fish Research Unit
Ohio Environmental Protection Agency
Lake Erie Program
Voluntary Action Program
Ohio Lake Erie Office
Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario
Ministère de l'Environnement de l'Ontario
Direction de la surveillance environnementale
Section de la surveillance de la qualité de l'air et de la production de rapports
Section de la surveillance de la qualité de l'eau et de la production de rapports
Unité des Grands Lacs

Unité du poisson gibier et de la surveillance biologique (anciennement le Programme de surveillance de la contamination du poisson gibier)
Ministère des Ressources naturelles de l'Ontario
Division des forêts
Direction de la gestion forestière
Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts
Division de la gestion des ressources naturelles
Direction de la pêche et de la faune
Section de la biodiversité
Direction des Grands Lacs
Unité de gestion des ressources du lac Érié
Unité de gestion des ressources des Grands Lacs supérieurs
Direction des terres et des eaux
Section des ressources en eau
Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario
Parcs Ontario
Pennsylvania Department of Environmental Protection
Great Lakes Office
Land Recycling Program
Presque Isle State Park Province de Québec
Whitefish Dunes State Park
Wisconsin Department of Health and Family Services
Wisconsin Department of Natural Resources
Division of Forestry
Wisconsin Division of Public Health
Remediation and Redevelopment Program

Organisations régionales et municipales

Ville de Barrie (Ontario), Canada
Ville de Cornwall (Ontario), Canada
Ville de Gary (Indiana), États-Unis
Environmental Affairs
Ville de Hamilton (Ontario), Canada
Huron County Health Unit (Ontario), Canada
Ville de Kitchener (Ontario), Canada
Ville de Kingston (New York), États-Unis
Brownfields and Initiatives
Ville de London (Ontario), Canada
Planning Division
Ville de Mississauga (Ontario), Canada
Oswego County Soil and Water Conservation District
Ville de Thunder Bay (Ontario), Canada
Planning Division
Ville de Toronto (Ontario), Canada
Economic Development Corporation

Organisations autochtones

Bad River Band of Lake Superior Tribe of Chippewa Indians
Chippewa Ottawa Resource Authority
Conseil des Mohawks d'Akwesasne
Haudenosaunee Environmental Task Force

Universités et collèges

Université Brock (Ontario), Canada
Université de Central Michigan (Michigan), États-Unis
Université Clemson (Caroline du Sud), États-Unis
Université Cornell (New York), États-Unis
    Department of Natural Resources
        Cornell Biological Field Station
Université d'État de Grand Valley (Michigan), États-Unis
    Annis Water Resources Institute
Université de l'Indiana (Indiana), États-Unis
Université McGill (Québec), Canada
    Musée Redpath
Université du Michigan (Michigan), États-Unis
    School of Natural Resources and the Environment
Université d'État du Michigan (Michigan), États-Unis
    Department of Zoology
    Department of Fisheries and Wildlife
    Michigan Natural Features Inventory
Université technologique du Michigan (Michigan), États-Unis
    Center for Science and Environmental Outreach
Université de Northern Michigan (Michigan), États-Unis
    Communications and Performance Studies
Université du Minnesota (Minnesota), États-Unis
    Department of Fisheries, Wildlife and Conservation Biology
Université de Minnesota-Duluth (Minnesota), États-Unis
    Large Lakes Observatory
    Natural Resources Research Institute
Université d'État de New York (New York), États-Unis
    Great Lakes Consortium
Université d'État de New York-Brockport (New York), États-Unis
    College of Environmental Science and Forestry
Universités associées d'Oak Ridge (Tennessee), États-Unis
    Oak Ridge Institute for Science and Education
Université Purdue (Indiana), États-Unis
    Human-Environment Modeling and Analysis Laboratory
Université de Toronto (Ontario), Canada
Université de Windsor (Ontario), Canada
    Great Lakes Institute for Environmental Research
    Department of Biological Sciences
Université de Wisconsin-Madison (Wisconsin), États-Unis
    Department of Forest Ecology and Management
Université de Wisconsin-Milwaukee (Wisconsin), États-Unis
    Great Lakes Water Institute
Universite de Wisconsin-Superior (Wisconsin), États-Unis
    Lake Superior Research Institute

Partenariats

Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques (RÉSÉ)

Commissions

Commission des Grands Lacs
Commission des pêcheries des Grands Lacs