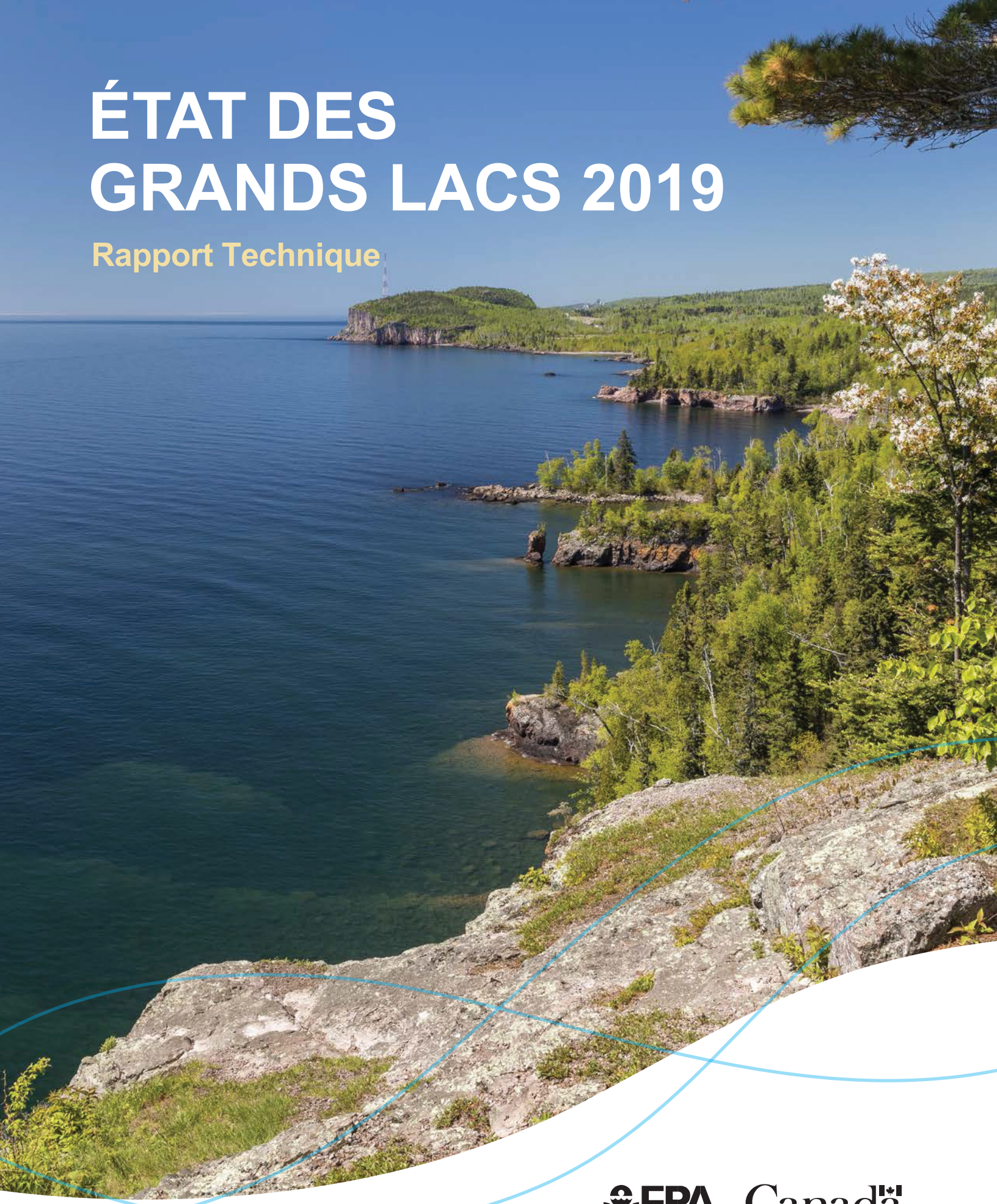
ÉTAT DES GRANDS LACS 2019

Rapport Technique



EPA Canada

Environnement et Changement Climatique Canada et la U.S. Environmental Protection Agency

Cat. No. : En161-3/1F-PDF (en ligne)
ISSN 2292-1222 (en ligne)
EPA 905-R-20-004

Référence suggérée : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis 2019. *État des Grands Lacs 2019 – Rapport technique*. N° de catalogue En161-3/1F-PDF. EPA 905-R-20-004. Disponible sur binational.net.

Photo en page couverture : Environnement et Changement climatique Canada

État des Grands Lacs 2019

par les gouvernements du Canada et des États-Unis d'Amérique

Préparé par Environnement et Changement Climatique Canada
et la
U.S. Environmental Protection Agency

Table des Matières

Eau Potable : Rapports techniques sur les sous-indicateurs

Eau potable traitée sous-indicateur rapport... **1**

Plages : Rapports techniques sur les sous-indicateurs

Avis relatifs aux plages sous-indicateur rapport ... **13**

Consommation de poissons : Rapports techniques sur les sous-indicateurs

Contaminants dans le poisson comestible sous-indicateur rapport ... **37**

Produits chimiques toxiques : Rapports techniques sur les sous-indicateurs

Produits chimiques toxiques dans les sédiments sous-indicateur rapport ... **52**

Produits chimiques toxiques dans l'eau sous-indicateur rapport... **66**

Produits chimiques toxiques dans les poissons sous-indicateur rapport ... **82**

Substances chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté sous-indicateur rapport... **118**

Produits chimiques toxiques dans l'atmosphére sous-indicateur rapport... **142**

Habitat et espèces : Rapports techniques sur les sous-indicateurs

Invertébrés des terres humides côtières sous-indicateur rapport ... **175**

Poissons des milieux humides côtiers sous-indicateur rapport ... **192**

Amphibiens des terres humides côtières sous-indicateur rapport ... **214**

Oiseaux des terres humides côtières sous-indicateur rapport ... **239**

Végétaux des terres humides côtières sous-indicateur rapport ... **265**

Milieux humides côtiers : échelle et composition sous-indicateur rapport ... **281**

Connectivité des habitats aquatiques sous-indicateur rapport ... **287**

Phytoplancton sous-indicateur rapport ... **296**

Zooplancton sous-indicateur rapport ... **304**

Benthos sous-indicateur rapport ... **316**

Diporeia sous-indicateur rapport ... **328**

Esturgeon jaune sous-indicateur rapport ... **338**

Poissons-proies sous-indicateur rapport ... **358**

Touladi sous-indicateur rapport ... **372**

Doré jaune sous-indicateur rapport ... **387**

Oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux et ichtyophages sous-indicateur rapport ... **398**

Nutriments et Algues : Rapports techniques sur les sous-indicateurs

Éléments nutritifs dans les lacs sous-indicateur rapport ... **404**

Efflorescences algales nuisibles sous-indicateur rapport ... **419**

Cladophora sous-indicateur rapport ... **436**

Qualité de l'eau des affluents sous-indicateur rapport ... **454**

Espèces envahissantes : Rapports techniques sur les sous-indicateurs

Taux d'invasion d'espèces aquatiques non indigènes sous-indicateur rapport... **465**

Impacts d’espèces aquatiques envahissantes sous-indicateur rapport …… **483**
Grande lamproie marine sous-indicateur rapport ..…… **499**
Moules de la famille des Dreissénidés sous-indicateur rapport ……..…….... **509**
Espèces terrestres envahissantes sous-indicateur rapport …...…….…... **520**
Eaux souterraines : Rapports techniques sur les sous-indicateurs
Qualité des eaux souterraines sous-indicateur rapport ….…….. **537**
Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques : Rapports techniques sur les sous-indicateurs
Couvert forestier sous-indicateur rapport ……..….. **558**
Couverture terrestre sous-indicateur rapport ……..… **568**
Durcissement des rives sous-indicateur rapport ..……..... **579**
Facteurs de stress associés aux bassins versants sous-indicateur rapport.....……..... **589**
Débit de base attribuable à l’écoulement souterrain sous-indicateur rapport ..…….…... **614**
Instabilité des affluents sous-indicateur rapport ….…….…..... **623**
Population humaine sous-indicateur rapport ……..…….. **640**
Quantités de précipitations sous-indicateur rapport …… **656**
Niveaux d’eau sous-indicateur rapport ……..... **662**
Température des eaux de surface sous-indicateur rapport ……..……..… **675**
Couverture de glace sous-indicateur rapport ……..…….…… **687**

Sous-indicateur : Eau potable traitée

Évaluation globale
État : Bon
Tendances :
Tendance sur 10 ans (2007-2017)* : Inchangée
Tendance à long terme (2004-2017) : Inchangée**
Justification : Huit millions et demi de Canadiens et environ 30 millions d'Américains puisent leur eau potable à même les Grands Lacs. La qualité globale de l'eau de source et de l'eau traitée du bassin des Grands Lacs est « Bonne ». Tout au long de la période de 2007 à 2017, le réseau de surveillance de l'eau de l'Ontario a rarement trouvé, dans les sources d'eau, des concentrations de contaminants chimiques dépassant les normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario (NQEPO). Les analyses n'ont également jamais démontré la présence de contaminants radiologiques à des concentrations dépassant les NQEPO. De plus, au cours de la période allant de 2004 à 2017, le pourcentage des résultats des analyses de l'eau traitée ayant dépassé les NQEPO a toujours été faible. ** Remarque : La tendance à long terme est fondée uniquement sur les données de l'Ontario.

De 2015 à 2017, 95 % de la population humaine totale vivant dans les États américains des Grands Lacs, soit l'Illinois, l'Indiana, le Michigan, le Minnesota, l'État de New York, l'Ohio, la Pennsylvanie et le Wisconsin, et approvisionnée en eau par le réseau public, a eu accès à de l'eau potable respectant toutes les normes sanitaires de qualité applicables. La tendance demeure inchangée, et à la lumière des indices calculés allant de 95,8 % (en 2012) à 96,0 % (en 2017) pour la population desservie par de l'eau potable satisfaisant toutes les normes sanitaires des États des Grands Lacs, aucune augmentation ou diminution importante de la qualité de l'eau potable traitée n'a été observée. *Remarque : Une tendance sur six ans sera utilisée pour estimer la tendance sur dix ans, puisque seulement six années de données cohérentes ont été utilisées pour les calculs dans le présent rapport. L'évaluation de la situation et de la tendance relativement à la qualité de l'eau potable est la même que dans les rapports précédents.

Évaluation lac par lac
Pour le présent rapport, aucune évaluation individuelle du bassin de chacun des Grands Lacs n'a été préparée.

Définitions relatives à l'évaluation des situations
Ontario :
Bon : Au moins 99 % des analyses de l'eau potable traitée répondent aux normes.
Passable : Entre 97 et 98,9 % des analyses de l'eau potable traitée répondent aux normes.
Médiocre : Moins de 97 % des analyses de l'eau potable traitée répondent aux normes.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

É.-U. :
Bon : Au moins 95 % de la population desservie a eu accès à de l'eau potable traitée répondant à toutes les normes sanitaires.
Passable : Entre 90 % et 95 % de la population desservie a eu accès à de l'eau potable traitée répondant à toutes les normes sanitaires.
Médiocre : 90 % de la population desservie a eu accès à de l'eau potable traitée répondant à toutes les normes sanitaires.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions relatives à l'évaluation des tendances
Ontario :
S'améliore : Augmentation du pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui respectent les normes.
Inchangée : Aucun changement dans le pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui respectent les normes.

Se détériore : Diminution du pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui respectent les normes.
Indéterminée : Aucune donnée n'est disponible afin d'établir la tendance relative aux analyses de l'eau potable traitée qui respectent les normes.

É.-U. :
S'améliore : Augmentation du pourcentage de la population desservie ayant accès à de l'eau potable traitée répondant à toutes les normes sanitaires.
Inchangée : Aucun changement dans le pourcentage de la population desservie ayant accès à de l'eau potable traitée répondant à toutes les normes sanitaires.
Se détériore : Diminution du pourcentage de la population desservie ayant accès à de l'eau potable traitée répondant à toutes les normes sanitaires.
Indéterminée : La tendance relative aux violations au droit à l'eau potable traitée n'est pas déterminée, ou les données ne sont pas disponibles.

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

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur vise à :

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

Objectif écosystémique
Les sources d'eau potable traitée devraient être exemptes de contaminants chimiques, microbiens et radiologiques nocifs, et l'eau devrait être propre à la consommation.

Ce sous-indicateur appuie le travail effectué pour atteindre l'objectif général n° 1 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait être « une source d'eau potable salubre et de qualité supérieure ».

Mesure
Ce sous-indicateur mesurera les concentrations de substances chimiques, comme les métaux (p. ex., le plomb) et d'autres composés inorganiques, les pesticides, les radionucléides (p. ex., le tritium), les sous-produits de la désinfection de l'eau potable (p. ex., les trihalométhanes), ainsi que les paramètres microbiens comme les bactéries dans l'eau potable traitée et l'eau brute, s'il y a lieu. Les mesures microbiologiques porteront notamment sur les coliformes totaux et *E. coli* (Ontario et É.-U.), ainsi que sur *Giardia* et *Cryptosporidium* (É.-U. uniquement). Parmi les contaminants chimiques qui seront mesurés, on retrouve notamment le fluorure, le plomb, le sélénium, le trichloroéthène, la microcystine-LR, l'acide nitrilotriacétique, l'atrazine, les nitrates et les nitrites, l'arsenic, l'uranium, le baryum, et potentiellement les composés associés au goût et à l'odeur.

Remarque : la turbidité est habituellement mesurée par des dispositifs de surveillance montés en ligne à la station d'épuration des eaux (SEE). La turbidité est un paramètre opérationnel, et la plupart des données sur la turbidité sont recueillies à la SEE et ne sont pas accessibles aux fins de production de rapports. Il n'y a pas de normes de qualité pour le carbone organique total et le carbone organique dissous.

Ontario :

- Pourcentage des analyses de l'eau potable respectant les normes – eau potable traitée
- Pourcentage des systèmes d'approvisionnement en eau potable respectant les normes – eau brute

É.-U. : L'évaluation de l'eau potable traitée repose sur le calcul du pourcentage de la population desservie pendant une année donnée au cours de laquelle les réseaux d'aqueduc communautaires fournissent de l'eau potable respectant toutes les normes sanitaires applicables, tel que déclaré par le Safe Drinking Water Information System (SDWIS) pour le bassin des Grands Lacs. Sur le plan sanitaire, il se peut que des infractions aient lieu et que l'eau potable traitée dans une installation de traitement ou ailleurs dans le réseau de distribution ne respecte pas les

normes. Les infractions peuvent être dues à des concentrations élevées de produits chimiques (p. ex., atrazine, nitrates, nitrites, métaux lourds) ou aux exigences en matière de traitement.

État de l'écosystème

Même une eau de bonne qualité doit subir un traitement pour qu'elle puisse être consommée en toute sécurité. Afin de réduire le risque de voir la contamination de l'eau atteindre le robinet du consommateur, et pour maintenir les coûts de traitement de l'eau potable au niveau le plus bas possible, il faut des efforts de tous les instants pour réduire la contamination microbienne, chimique et radiologique des sources d'eau.

Ontario

Le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario a fourni les données du volet canadien du présent rapport. Le Programme de surveillance de l'eau potable (PSEP) du ministère a fourni des données sur les sources d'eau, et la Division de la conformité en matière d'eau potable et d'environnement du ministère a fourni les données portant sur l'eau potable traitée. Le PSEP est un programme à participation volontaire et à vocation scientifique qui est administré en partenariat avec les municipalités et les Premières Nations. La Division de la conformité en matière d'eau potable et d'environnement est la principale responsable des activités opérationnelles et des programmes de protection et de distribution d'eau potable en Ontario, de la source jusqu'au robinet.

Les données relatives aux sources d'approvisionnement en eau proviennent de certains réseaux municipaux de distribution d'eau potable aux résidences et aux Premières Nations. Les données sur l'eau traitée proviennent de tous les réseaux municipaux d'approvisionnement en eau potable résidentielle et représentent donc la grande majorité de l'eau consommée par la population ontarienne. Les données portant à la fois sur les sources d'approvisionnement en eau et sur l'eau traitée proviennent de réseaux dont les sources comprennent non seulement les Grands Lacs, mais aussi des lacs, des rivières et des eaux souterraines intérieurs.

Dans le présent rapport, on compare les résultats d'analyse d'échantillons d'eaux de source et d'eau traitée aux Normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario (NQEPO). Les NQEPO constituent les normes relatives à la santé humaine de l'Ontario qui sont applicables aux paramètres microbiens, chimiques et radiologiques dans l'eau potable traitée.

<u>Sources d'approvisionnement en eau</u>

Une source d'eau de bonne qualité constitue un élément important du filet de sécurité assurant la salubrité de l'eau potable. Les sources d'eau potable dans le bassin des Grands Lacs comprennent les Grands Lacs, ainsi que des lacs, rivières et eaux souterraines intérieurs. Les microbes, les produits chimiques et les substances radioactives peuvent contaminer les sources d'eau potable. Il faut traiter la source d'eau pour qu'elle soit sans danger. En général, les eaux de surface exigent un traitement plus poussé que les eaux souterraines puisqu'elle n'est pas filtrée naturellement, comme l'eau souterraine.

Le tableau 1 présente les résultats d'analyses de l'eau réalisées par le PSEP concernant treize paramètres, ainsi que les résultats d'un test de dépistage de rayonnements. Le volet ontarien du rapport sur les sous-indicateurs compare les concentrations de contaminants dans les sources d'eau aux normes de qualité de l'eau traitée. Les douze premiers paramètres (arsenic à uranium) sont des paramètres chimiques. Ils ont été choisis parce qu'ils se sont présentés en de fortes concentrations aux États-Unis ou au Canada, ou parce qu'ils représentent une catégorie de contaminants (atrazine pour les pesticides et microcystine-LR pour les toxines des algues). Le treizième paramètre, soit le tritium, est un paramètre radiologique. Il a été inclus afin d'examiner les répercussions potentielles de l'industrie électronucléaire. Le test de dépistage de rayonnements visait à déterminer si d'autres paramètres radiologiques dépassaient les normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario (NQEPO). Les microbes représentent une partie importante de tous les cas de dépassement des NQEPO. Cependant, la surveillance des sources d'approvisionnement en eau dans le cadre du PSEP n'incluait pas de paramètres biologiques puisque le PSEP se penche sur les paramètres chimiques et radiologiques.

Le tableau 1 résume les données relatives à 109 des 118 réseaux d'eau potable, selon l'année. En 2007, deux des réseaux étaient des réseaux des Premières Nations, et ce nombre a augmenté à quatre en 2015.

Au cours de la période de 2007 à 2017, les seuls paramètres de l'eau dont les concentrations dépassaient les NQEPO étaient ceux du trichloroéthène, du fluorure, du plomb, du sélénium, de la microcystine-LR, de l'acide nitrilotriacétique et de l'arsenic. Lorsqu'un paramètre présentait une concentration élevée pendant plus d'une année, il s'agissait toujours de répétitions d'occurrences aux mêmes réseaux d'aqueduc. Les concentrations élevées de trichloroéthène,

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

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

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada				X
L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et dans les limites acceptables pour le présent rapport	X (Ontario)	X* (US)		

Notes explicatives :
* = L'EPA des États-Unis est au courant des inexactitudes et de la sous-déclaration de certaines données du système d'information sur la salubrité de l'eau potable de l'EPA des États-Unis. L'EPA collabore avec les États pour améliorer la qualité des données.

Limites des données
La plupart des contaminants dans l'eau potable dépassent rarement les recommandations, et bon nombre d'entre eux se situent sous leur limite de détection analytique. Comme il est impossible de déterminer la concentration absolue de certains contaminants, il est difficile d'en présenter la variation.

Les données sur l'eau traitée proviennent de tous les réseaux municipaux d'eau potable résidentiels de l'Ontario et représentent donc la grande majorité de l'eau consommée par les Ontariens; à noter, cependant, que ces données ne comprennent aucune statistique provenant des réseaux non municipaux, non résidentiels et des puits privés. Les données sur l'eau de source et l'eau traitée proviennent de réseaux dont les sources comprennent non seulement les Grands Lacs, mais aussi les lacs intérieurs, les rivières et les eaux souterraines; la qualité de l'eau des Grands Lacs est donc meilleure que celle indiquée au tableau 1. La surveillance des sources d'approvisionnement en eau aux États-Unis n'est pas exigée ni réglementée.

En ce qui concerne les données américaines, il importe de souligner que ce ne sont pas tous les habitants d'un comté frontalier où passe la frontière du bassin des Grands Lacs qui puisent leur eau à même les Grands Lacs; ainsi, ces statistiques démographiques ne sont pas représentatives du nombre de personnes qui puisent leur eau potable dans les Grands Lacs. Elles représentent plutôt les populations vivant dans les comtés des Grands Lacs.

Renseignements supplémentaires

Les données relatives à l'eau brute (échantillons de sources d'eau prélevés à l'intérieur des usines de traitement de l'eau) sont comprises dans le présent rapport lorsqu'elles sont disponibles, car elles sont pertinentes à l'état de l'environnement et à la protection de la qualité de l'eau des sources d'approvisionnement. La bonne qualité des sources d'approvisionnement en eau permet d'assurer la qualité et la sûreté de l'eau potable et de déterminer l'ampleur du traitement requis. Bien que la qualité de la source d'eau soit très importante, le traitement est lui aussi essentiel pour fournir une eau potable salubre et de qualité aux résidents du bassin des Grands Lacs. L'objectif principal des informations présentées dans ce sous-indicateur est de s'assurer que toute l'eau potable fournie est protégée à sa source et traitée de manière à ce qu'elle soit potable.

L'eau traitée et l'eau brute, lorsqu'elles sont disponibles, sont incluses dans le présent rapport afin de fournir une représentation plus exacte de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. De plus, il existe d'autres indicateurs qui aident à déterminer la qualité globale de l'eau dans l'écosystème du bassin des Grands Lacs. Combinés, ces indicateurs témoignent de la qualité générale de l'eau dans les Grands Lacs et établissent les tendances à cet égard.

En Ontario et aux États-Unis, les critères sanitaires ne sont généralement pas établis pour les sources d'approvisionnement en eau. La partie ontarienne du rapport sur les sous-indicateurs compare les niveaux de contaminants dans les sources d'approvisionnement en eau aux normes de qualité de l'eau traitée.

Il serait utile que les États-Unis et le Canada poursuivent leurs efforts pour arrêter une méthodologie normalisée d'évaluation de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs afin d'établir des paramètres de comparabilité.

Cet indicateur évalue la qualité de l'eau potable traitée, mais il faut noter que des problèmes de qualité de l'eau potable peuvent survenir si les réseaux de distribution d'eau sont compromis.

Remerciements

Auteurs : Pat McInnis, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs, Toronto (Ontario), 2018.
416-235-6204, patrick.mcinnis@ontario.ca
Cary McElhinney, United States Environmental Protection Agency Region 5, Chicago, Illinois
312-886-4313, mcelhinney.cary@epa.gov
Contributors:
Eric Sulej, Environmental Protection Agency des États-Unis, région 5, Chicago (Illinois)
312-886-3473, sulej.eric@epa.gov

Sources d'information

Environnement Canada et la U.S. Environemntal Protection Agency. 2014. *États-Unis et Grands Lacs 2011*. Nº de cat. : En161-3/1-2011F-PDF. EPA 950-R-13-002.

Ontario Ministry of the Environment, Conservation and Parks, Drinking Water Surveillance Program dataset, 2018
Contact : Pat McInnis, 416-235-6204, patrick.mcinnis@ontario.ca

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel 2016-2017 de l'inspectrice en chef de l'eau potable*, https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-annuel-2016-2017-de-linspectrice-en-chef-de-leau-potable
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel 2015-2016 de l'inspectrice en chef de l'eau potable*, https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-annuel-2015-2016-de-linspectrice-en-chef-de-leau-potable

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel 2014-2015 de l'inspectrice en chef de l'eau portable*, https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-annuel-2014-2015-de-linspectrice-en-chef-de-leau-portable

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspectrice en chef de l'eau potable 2013-2014*, https://archive.org/details/rapportannuel20100mini22461/page/n3

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel 2010-2011 : Inspecteur en chef de l'eau potable*, https://archive.org/details/annualreport201000snsn21683

SDWIS Federal Reports Advanced Search: http://ofmpub.epa.gov/apex/sfdw/f?p=108:1:::NO::P1_REPORT :WS

Enforcement and Compliance History Online (ECHO) SDWA Dashboard: https://echo.epa.gov/trends/comparative-maps-dashboards/drinking-water-dashboard

Liste des tableaux

Tableau 1. Pourcentage des réseaux d'eau potable dont les résultats aux analyses de certains paramètres des sources d'eau menées par le PSPE respectent les normes ontariennes sur la qualité de l'eau potable.
Source : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs, Programme de surveillance de l'eau potable

Liste des figures

Figure 1. Tendance en pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui sont conformes aux normes de la qualité de l'eau potable de l'Ontario dans le cas des réseaux municipaux de distribution d'eau potable résidentielle.
Sources :
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel 2016-2017 de l'inspectrice en chef de l'eau potable*, https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-annuel-2016-2017-de-linspectrice-en-chef-de-leau-potable
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel 2015-2016 de l'inspectrice en chef de l'eau potable*, https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-annuel-2015-2016-de-linspectrice-en-chef-de-leau-potable
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel 2014-2015 de l'inspectrice en chef de l'eau portable*, https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-annuel-2014-2015-de-linspectrice-en-chef-de-leau-portable
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspectrice en chef de l'eau potable 2013-2014*, https://archive.org/details/rapportannuel20100mini22461
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel 2010-2011 : Inspecteur en chef de l'eau potable*, https://archive.org/details/annualreport201000snsn21683
Figure 2. Infractions aux normes sanitaires et systèmes non conformes
Source : Safe Drinking Water Information System de l'EPA des É.-U.
Figure 3. Pourcentage des systèmes et de la population qui satisfont à toutes les normes sanitaires
Source : Safe Drinking Water Information System de l'EPA des É.-U.
Figure 4. Population touchée par les dépassements des concentrations dans l'eau potable
Source : Safe Drinking Water Information System de l'EPA des É.-U.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Arsenic	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	99 %
Atrazine	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	---	---	---	---	---	100 %
Barium	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Fluorure	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %
Plomb	99 %	99 %	100 %	100 %	99 %	100 %	100 %	100 %	99 %	100 %	100 %
Microcystine-LR*	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	94 %	94 %	100 %
Acide nitrilotriacétique	100 %	98 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	---	---
Nitrates	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Nitrites	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Sélénium	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	100 %	100 %	100 %
Trichloroéthène	97 %	99 %	98 %	98 %	98 %	98 %	98 %	99 %	99 %	98 %	98 %
Uranium	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Tritium	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Autres substances radiologiques	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

*Un seul des réseaux présentait une concentration de microcystine-LR supérieure à la norme

Tableau 1. Pourcentage des réseaux d'eau potable dont les résultats aux analyses de certains paramètres des sources d'eau menées par le PSPE respectent les normes ontariennes sur la qualité de l'eau potable.
Source : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs, Programme de surveillance de l'eau potable

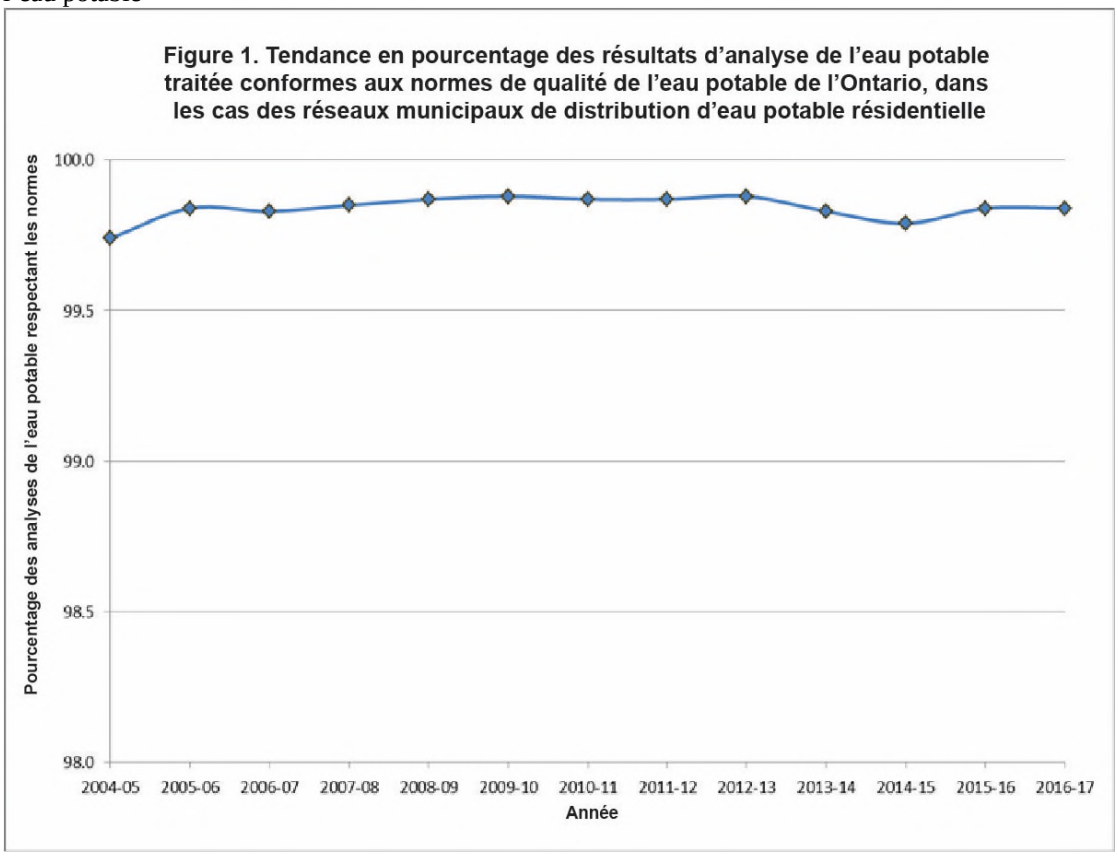


Figure 1. Tendance en pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui sont conformes aux normes de la qualité de l'eau potable de l'Ontario dans le cas des réseaux municipaux de distribution d'eau potable résidentielle.
Sources : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport*

annuel 2016-2017 de l'inspectrice en chef de l'eau potable, https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-annuel-2016-2017-de-linspectrice-en-chef-de-leau-potable
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel 2015-2016 de l'inspectrice en chef de l'eau potable*, https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-annuel-2015-2016-de-linspectrice-en-chef-de-leau-potable
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel 2014-2015 de l'inspectrice en chef de l'eau portable*, https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-annuel-2014-2015-de-linspectrice-en-chef-de-leau-portable
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspectrice en chef de l'eau potable 2013-2014*, https://archive.org/details/rapportannuel20100mini22461
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel 2010-2011 : Inspecteur en chef de l'eau potable*, **https://archive.org/details/annualreport201000snsn21683**

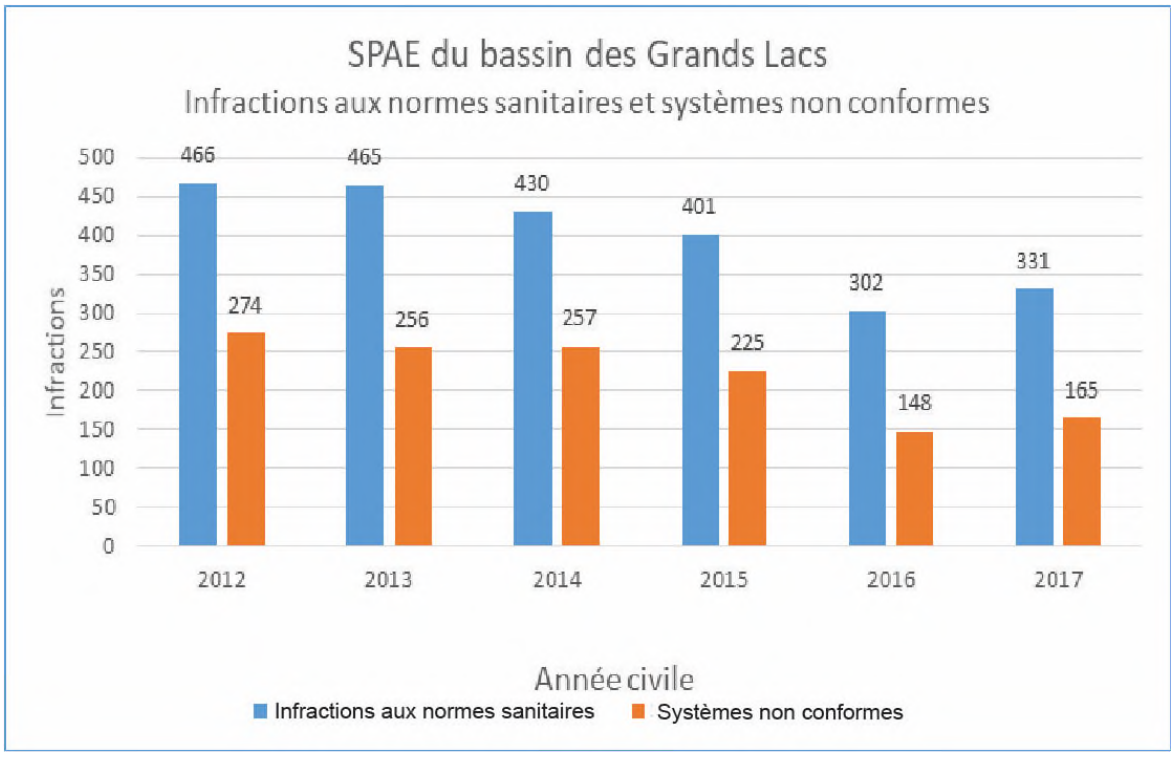


Figure 2. Infractions aux normes sanitaires et systèmes non conformes
Source : Safe Drinking Water Information System de l'EPA des É.-U.

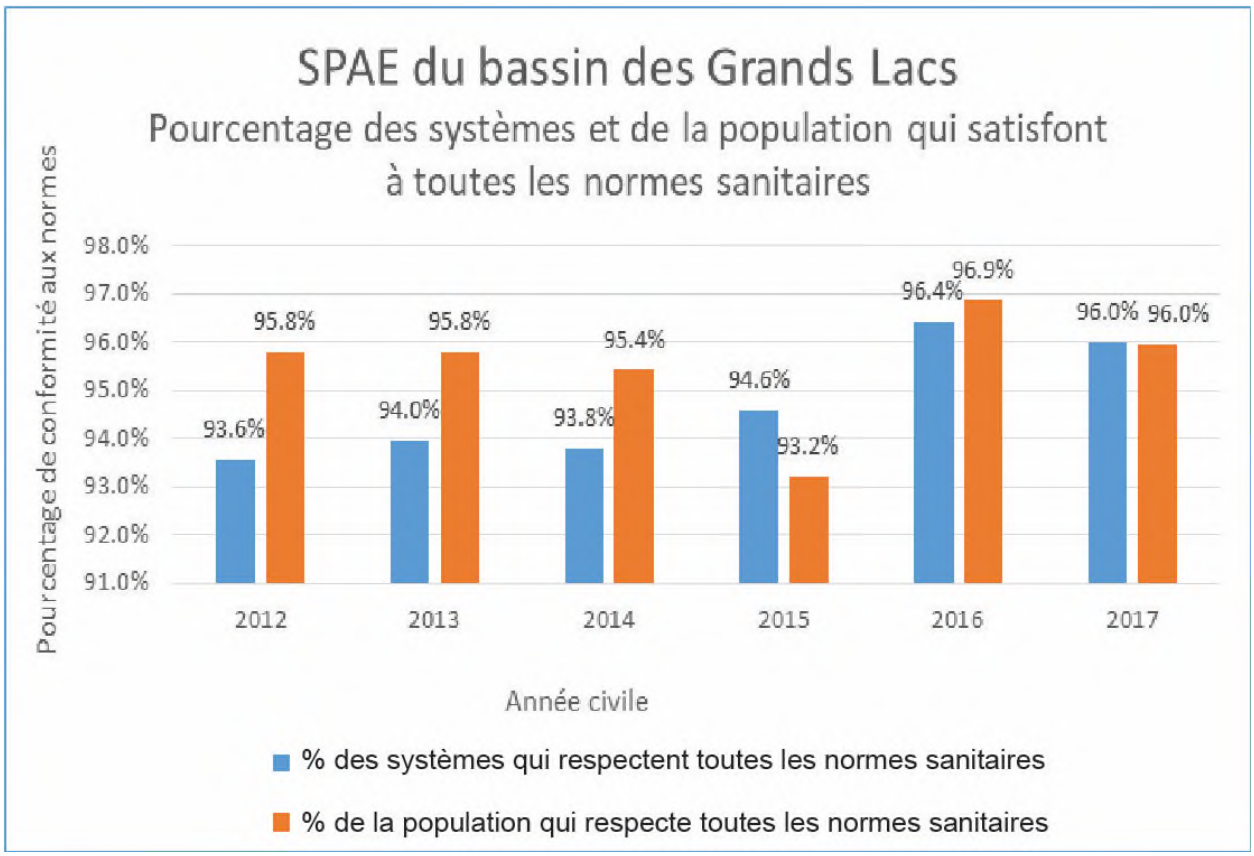


Figure 3. Pourcentage des systèmes et de la population qui satisfont à toutes les normes sanitaires
Source : Safe Drinking Water Information System de l'EPA des É.-U.

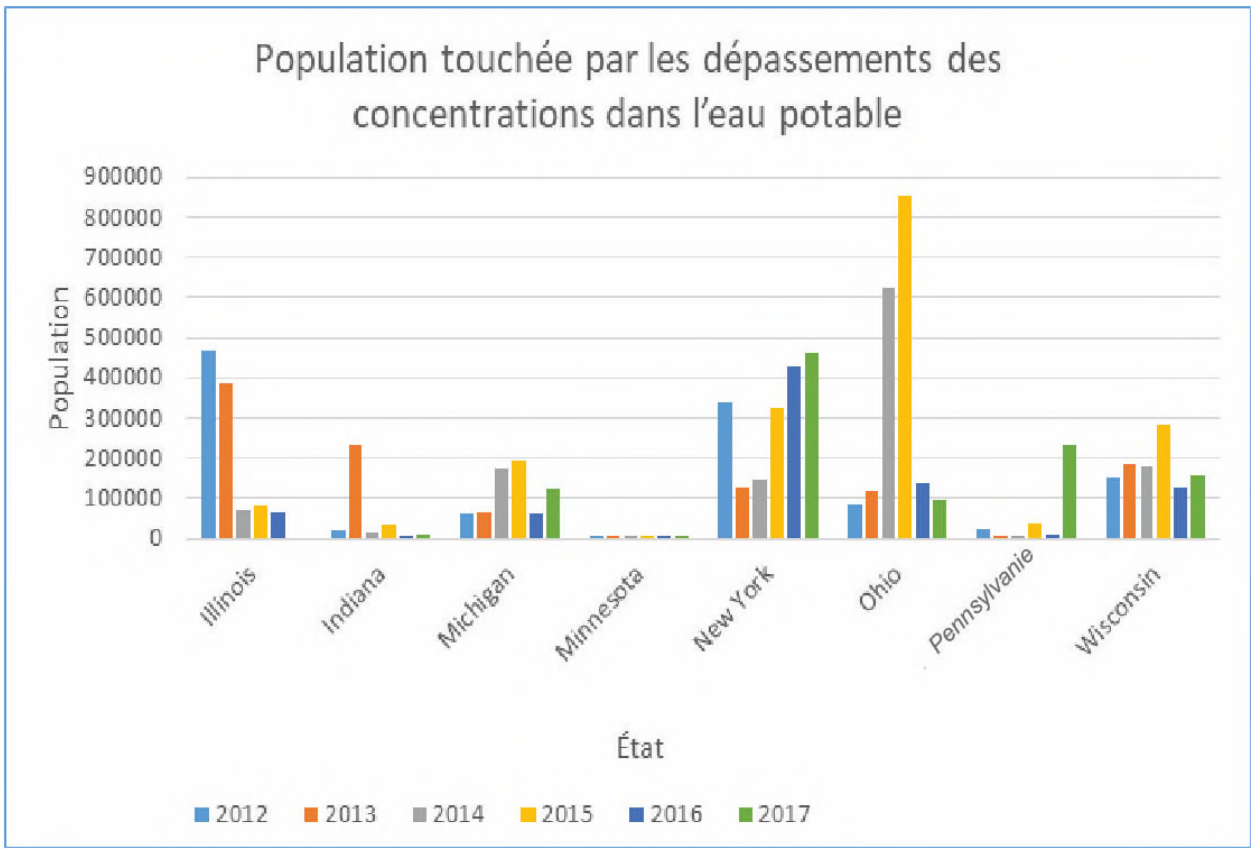


Figure 4. Population touchée par les dépassements des concentrations dans l'eau potable
Source : Safe Drinking Water Information System de l'EPA des É.-U.

Sous-indicateur : Avis relatifs aux plages

Évaluation globale
État : Bon
Tendances :
Tendance sur dix ans : Inchangée
Tendance à long terme (1999-2017)* : Inchangée
Justification : De 2015 à 2017, les plages canadiennes des Grands Lacs surveillées étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 82 % de la saison de baignade. Les plages canadiennes des Grands Lacs étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade 4 % plus souvent dans l'ensemble pour la période de 2015 à 2017 en comparaison avec la période précédente (2011-2014). De 2015 à 2017, les plages américaines des Grands Lacs surveillées étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 93 % de la saison de baignade, et cette tendance a été décrite comme inchangée depuis 2008. Dans l'ensemble, les plages surveillées des Grands Lacs sont jugées bonnes par les deux pays, et la tendance sur dix ans pour le pourcentage des plages des Grands Lacs ouvertes et sécuritaires pour la baignade est décrite comme Inchangée. Bien que la situation se soit améliorée depuis le rapport de 2017, allant de passable à bonne pour devenir bonne pour les plages surveillées des Grands Lacs, la tendance sur dix ans est décrite comme inchangée parce que les changements globaux ont été minimes sur la période de dix ans. La tendance à long terme des plages canadiennes surveillées des Grands Lacs est également décrite comme inchangée. *Remarque : les tendances à long terme sont fondées uniquement sur des données canadiennes pour les évaluations globales et lac par lac.

Les définitions pour l'évaluation de l'état des plages et des tendances suivent la section Évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Bon
Tendance sur dix ans : Inchangée à se détériore
Tendance à long terme (2005 à 2017)* : Inchangée
Justification : De 2015 à 2017, les plages canadiennes surveillées du lac Supérieur ont été jugées bonnes parce qu'elles répondaient aux normes bactériennes de l'Ontario et qu'elles étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 90 % de la saison de baignade. Les plages canadiennes surveillées du lac Supérieur étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 88 % de la saison en 2008-2010 et 89 % de la saison en 2011-2014, et la tendance canadienne sur dix ans est décrite comme inchangée. De 2015 à 2017, les plages américaines du lac Supérieur ont été jugées bonnes parce que les plages étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 95 % de la saison de baignade. Les plages américaines surveillées du lac Supérieur étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 98 % de la saison en 2008-2010 et 96 % de la saison en 2011-2014, et la tendance américaine s'est légèrement détériorée depuis 2008. Dans l'ensemble, les plages surveillées du lac Supérieur sont jugées bonnes par les deux pays, et la tendance sur dix ans est décrite comme étant Inchangée à Détérioration. *Remarque : la tendance à long terme est fondée uniquement sur les données canadiennes pour l'évaluation du lac Supérieur.

Lac Michigan

État : Bon
Tendance sur dix ans : Inchangée
Tendance à long terme (2000-2017) : Inchangée*
Justification : De 2015 à 2017, les plages surveillées du lac Michigan ont été jugées bonnes parce que les plages étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 95 % de la saison de baignade. Les plages américaines surveillées du lac Michigan étaient également ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 95 % de la saison en 2008-2010 et 2011-2014. Par conséquent, la tendance sur dix ans est décrite comme inchangée. * Données tirées des chiffres du rapport de 2017.

Lac Huron (dont la rivière St. Marys)
État : Bon
Tendance sur dix ans : Inchangée
Tendance à long terme (1999 à 2017)* : Inchangée
Justification : De 2015 à 2017, les plages canadiennes surveillées du lac Huron ont été jugées bonnes parce qu'elles répondaient aux normes bactériennes de l'Ontario et qu'elles étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 83 % de la saison de baignade. Les plages canadiennes surveillées du lac Huron étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 83 % de la saison en 2008-2010 et 82 % en 2011-2014, et la tendance canadienne sur dix ans est décrite comme inchangée. De 2015 à 2017, les plages américaines surveillées du lac Huron ont été jugées bonnes parce que les plages étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 98 % de la saison de baignade. Les plages américaines surveillées du lac Huron étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade à 97 % en 2008-2010 et 2011-2014, et la tendance américaine sur dix ans est décrite comme inchangée. Dans l'ensemble, les plages surveillées du lac Huron sont jugées bonnes par les deux pays, et la tendance sur dix ans est décrite comme inchangée. *Remarque : la tendance à long terme est fondée uniquement sur les données canadiennes pour l'évaluation du lac Huron.

Lac Érié (dont l'écosystème St. Clair et rivière Detroit)
État : Passable
Tendance sur dix ans : Inchangée
Tendance à long terme : (1999 à 2017)* : Se détériore
Justification : De 2015 à 2017, les plages canadiennes surveillées du lac Érié ont été jugées passables parce qu'elles répondaient aux normes bactériennes de l'Ontario et qu'elles étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 74 % en moyenne de la saison. Les plages canadiennes surveillées du lac Érié étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 78 % de la saison en 2008-2010 et 69 % en 2011-2014, et la tendance canadienne sur dix ans est décrite comme inchangée. Bien que la tendance canadienne sur dix ans soit inchangée, Pourcentage de jours où les plages étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade a augmenté de 5 % depuis la dernière période de déclaration (2011-2014), ce qui illustre les améliorations récentes. De 2015 à 2017, les plages américaines surveillées du lac Érié ont été jugées passables parce que les plages étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 82 % de la saison. Les plages américaines surveillées du lac Érié étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade à 85 % en 2008-2010 et à 80 % en 2011-2014, et la tendance américaine sur dix ans est décrite comme inchangée. Dans l'ensemble, les plages surveillées du lac Érié sont jugées passables par les deux pays, et la tendance sur dix ans est décrite comme inchangée. *Remarque : la tendance à long terme est fondée uniquement sur les données canadiennes pour l'évaluation du lac Érié.

Lac Ontario (dont la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Bon
Tendance sur dix ans : S'améliore
Tendance à long terme (1999 à 2017)* : Inchangée
Justification : De 2015 à 2017, les plages canadiennes surveillées du lac Ontario ont été jugées bonnes parce qu'elles répondaient aux normes bactériennes de l'Ontario et qu'elles étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 83 % de la saison. Les plages canadiennes surveillées du lac Ontario étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 75 % de la saison en 2008-2010 et 77 % en 2011-2014, et la tendance canadienne sur dix ans affiche une amélioration. De 2015 à 2017, les plages américaines surveillées du lac Ontario ont été jugées bonnes parce que les plages étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 94 % de la saison de baignade, et la tendance américaine sur dix ans affiche une amélioration. Dans l'ensemble, les plages surveillées du lac Ontario sont jugées bonnes par les deux pays, et la tendance sur dix ans affiche une amélioration.
*Remarque : la tendance à long terme est fondée uniquement sur les données canadiennes pour l'évaluation du lac Ontario.

Définition pour l'évaluation de l'état des plages
Bon : Plus de 90 % des jours de plage disponibles aux États-Unis ou plus de 80 % des jours de plage au Canada respectent les normes bactériennes et les plages demeurent ouvertes à la baignade.
Passable : De 80 % à 89,99 % des jours de plage disponibles aux États-Unis ou de 70 % à 79,99 % des jours de plage au Canada respectent les normes bactériennes et les plages demeurent ouvertes à la baignade.

Médiocre : Moins de 79,9 % des jours de plage disponibles aux États-Unis ou moins de 69,99 % des jours de plage au Canada respectent les normes bactériennes et les plages demeurent ouvertes à la baignade.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions pour l'évaluation des tendances
S'améliore : le pourcentage de jours de plage conformes aux normes bactériennes évolue vers des conditions plus acceptables.
Inchangée : le pourcentage de jours de plage qui répondent aux normes bactériennes ne montre aucun changement.
Se détériore : le pourcentage de jours de plage qui répondent aux normes bactériennes montre un éloignement des conditions acceptables.
Indéterminée : les mesures n'indiquent pas une tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance.

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

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

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

Objectif écosystémique
Il faut pouvoir utiliser les eaux à des fins récréatives en toute sécurité. Les eaux qui sont utilisées pour les activités récréatives et avec lesquelles le corps humain entre en contact devraient être exemptes d'agents pathogènes, comme les bactéries, les parasites et les virus, qui peuvent nuire à la santé humaine. Ce sous-indicateur appuie les efforts investis en faveur de l'Objectif général 2 de l'Accord de 2012 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, selon lequel les eaux des Grands Lacs devraient « permettre la baignade et d'autres activités récréatives sans restriction due à des préoccupations environnementales quant à la qualité ».

Mesure
Ce sous-indicateur mesure le pourcentage de jours où, au cours de la saison des plages, les plages surveillées des Grands Lacs au moyen de programmes de sécurité des plages sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade. Par exemple, s'il est dit que « 93 % des plages étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade », cela ne signifie pas que les plages ont été ouvertes 93 jours au cours de la saison; cela veut dire que les plages ont été, en moyenne, ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 104 jours sur les 112 de la saison de la baignade (c.-à-d. 93 %). Cette saison s'étend en général de la fin de semaine du jour du Souvenir/de la fête de la Reine à la fin de semaine de la fête du Travail; cela peut toutefois varier pour certains comtés et bureaux de santé, si bien que tous les jours de plage signalés par les comtés et les bureaux de santé sont utilisés dans ce rapport. Le nombre de jours où chaque plage était ouverte et sécuritaire pour la baignade a été calculé selon cette norme et l'on considère qu'il cadre avec les rapports antérieurs sur l'état des Grands Lacs (auparavant connus sous le nom de rapports de la CEEGL).

Au Canada, les plages sont échantillonnées à une fréquence allant d'une fois par mois à un échantillonnage quotidien, selon le bureau de santé. Aux États-Unis, la fréquence de la surveillance des plages varie d'un État à l'autre, d'un échantillonnage hebdomadaire à un échantillonnage quotidien, selon le financement et le personnel disponibles, ce qui rend difficile la comparaison de la qualité des eaux de plage entre les États. Les plages non surveillées sont exclues de ce sous-indicateur. Les plages non surveillées sont saisies dans les bases de données américaines comme

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

Conditions écologiques

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

La norme provinciale de l'Ontario est de 100 unités formant des colonies (UFC) d'*E. coli* par 100 ml, selon la moyenne géométrique d'au moins un échantillon par semaine prélevé dans cinq sites d'échantillonnage par plage au minimum (Protocole concernant l'utilisation de l'eau à des fins récréatives, 2014). Le protocole sur la gestion des plages stipule que les plages de 1 000 m de longueur ou plus doivent avoir un site d'échantillonnage par 200 m, et qu'au moins cinq échantillons doivent être prélevés à chacun des sites (Document d'orientation sur la gestion des plages, 2014). Dans certains cas, les bureaux de santé de l'Ontario ont mis en œuvre une procédure d'échantillonnage plus fréquente que celle qui est prévue par le gouvernement provincial. Lorsque les concentrations d'*E. coli* dépassent la norme, un message indique que les eaux de la plage sont considérées comme dangereuses pour la santé des baigneurs jusqu'à avis contraire. En moyenne, en Ontario, la saison des plages 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 certains bureaux de santé. Les différences entre la durée de la saison des plages, le nombre de plages où les échantillonnages sont effectués chaque saison ainsi que leur fréquence peuvent fausser le résultat final du calcul du pourcentage de plages ouvertes et sécuritaires pour la baignade tout au long de la saison.

Aux États-Unis, l'Environmental Protection Agency (EPA) conseille d'utiliser une valeur (Beach Action Value − BAV) pour prendre les décisions relatives aux messages ou aux avis de fermeture de plage. Tout échantillon supérieur à la BAV pourrait donner lieu à une notification jusqu'à ce qu'un échantillon inférieur à la BAV ait été prélevé. Les BAV de l'EPA sont décrites dans les critères relatifs à la qualité de l'eau utilisée à des fins récréatives (Recreational Water Quality Criteria − RWQC), qui ont été révisés en décembre 2012, conformément à la législation sur l'évaluation environnementale des plages et la santé des côtes (*Beaches Environmental Assessment and Coastal Health Act* – loi BEACH). Les critères révisés tiennent compte des plus récentes connaissances scientifiques et visent à protéger les membres de la population contre l'exposition à des niveaux nocifs d'agents pathogènes lors de la participation à des activités au cours desquelles ils sont en contact avec l'eau.

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

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

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

Plages canadiennes des Grands Lacs

Le pourcentage des plages canadiennes surveillées des Grands Lacs qui ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2015 à 2017 a été en moyenne de 82 % pendant la saison de la baignade (figure 1).
Pourcentage de jours où les plages canadiennes surveillées des Grands Lacs ont respecté les normes bactériennes de l'Ontario et ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade est en moyenne de 79 % de la saison de baignade sur une période de dix ans (2008-2017). La tendance sur dix ans est décrite comme inchangée, car il n'y a eu qu'une amélioration de 1 % par rapport au pourcentage de plages qui étaient sécuritaires et ouvertes à la baignade dans le rapport de 2017, tout en notant que cette tendance ne reposait que sur quatre années de données, de 2011 à 2014. De plus, les plages canadiennes des Grands Lacs étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade à 78 % en 2011-2014 (Rapport technique État des Grands Lacs de 2017) et à 79 % en 2008-2010 (rapport État des Grands Lacs de 2011), ce qui confirme la tendance inchangée de l'évaluation 2019. Toutefois, l'augmentation à partir de 78 % (données de 2011-2014) jusqu'à 82 % pour les données des trois années les plus récentes (2015-2017) reflète une tendance à l'amélioration à court terme en ce qui concerne les avis sur les plages canadiennes des Grands Lacs.

La tendance à long terme pour les plages canadiennes des Grands Lacs a été jugée inchangée. La moyenne à long terme des plages ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison de baignade était de 83 %. Le pourcentage de plages surveillées qui respectent les normes du rapport de 2019 est de 1 % inférieur à la moyenne à long terme et de 3 % supérieur à la moyenne sur dix ans. Cette analyse repose sur le nombre de jours où les plages ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade au cours d'une saison de baignade. Veuillez remarquer que le présent rapport porte sur le nombre réel de jours où les plages sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade, de sorte que les résultats diffèrent légèrement de ceux des rapports globaux des bureaux de santé. Par suite du délai entre l'échantillonnage de l'eau des plages et la réception des résultats, il arrive que les bureaux de santé ne diffusent pas d'avis pour des jours où une plage est en fait impropre à la baignade. Puisque les données géométriques relatives à E. coli sont examinées une fois la saison terminée, le présent rapport porte sur les jours au cours de la saison des plages où il était sécuritaire de se baigner pendant toute la saison de la baignade. Selon le protocole de chaque bureau de santé et la plage, la durée de la saison de baignade pendant laquelle la plage est activement surveillée peut varier, tout comme la fréquence de la surveillance. Au cours de la période 2015-2017, la durée moyenne de la saison de baignade était de 91 jours. Les saisons de baignade moyennes du lac Érié et du lac Ontario ont été plus longues que celles des lacs Huron et Supérieur. L'emplacement plus au sud du lac Érié et du lac Ontario leur procure une plus longue période de températures plus chaudes, ce qui leur permet de commencer et de terminer plus tôt leur saison de baignade. D'après la durée moyenne de la saison de baignade pour les plages canadiennes surveillées des Grands Lacs de 2015 à 2017, une plage dont l'état est Bon serait ouverte de 73 à 91 jours pendant la saison de baignade. Une plage dont l'état est passable serait ouverte 63 à 72 jours, et une plage dont l'état est médiocre serait ouverte moins de 63 jours pendant la saison de baignade moyenne 2015-2017.

Le pourcentage moyen de toutes les plages canadiennes des Grands Lacs surveillées qui sont ouvertes pendant toute la saison de baignade (100 %) de 2015 à 2017 était de 22 %, soit une légère baisse par rapport aux 26 % de 2011 à 2014. Le pourcentage de plages canadiennes surveillées des Grands Lacs dont l'état était Bon (ouvertes 80 % ou plus de la saison de baignade) entre 2015 et 2017 était de 64 % dans l'ensemble (figure 3), ce qui représente une amélioration par rapport au pourcentage de 58 % en 2011-2014. De 2015 à 2017, 111 plages en moyenne (64 %) affichaient un état « Bon », 26 plages (15 %) affichaient l'état « Passable » (ouvertes de 70 à 79,9 % pendant la saison de baignade) et 36 plages (21 %) affichaient l'état « Médiocre » (ouvertes moins de 70 % pendant la saison de baignade) (figure 4).

Plages canadiennes du lac Supérieur
De 2015 à 2017, les plages canadiennes surveillées du lac Supérieur ont été jugées bonnes dans l'ensemble. Ces plages respectaient les normes bactériennes de l'Ontario et étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 90 % de la saison de baignade (figure 6). Le pourcentage moyen de plages canadiennes surveillées du lac Supérieur ouvertes toute la saison de baignade (100 %) de 2015 à 2017 était de 38 %, ce qui représente une baisse par rapport à 51 % en 2011-2014. Le pourcentage des plages canadiennes surveillées du lac Supérieur affichant l'état « Bon » au cours de la période 2015-2017 était de 85 %, une amélioration par rapport à 76 % en 2011-2014. En 2015-2017, une moyenne de 22 plages canadiennes du lac Supérieur a été surveillée. Sur ces 22 plages, 19 en moyenne (85 %) affichent l'état « Bon », trois plages (12 %) affichent l'état « Passable » et une plage (3 %) affiche l'état « Médiocre » (figure 5). D'après les données de 2005 à 2017, la moyenne à long terme des plages canadiennes du lac Supérieur surveillées qui étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade était de 89 % et la tendance est considérée comme inchangée. Les données de 2015-2017 indiquent que le lac Supérieur ne dépassait que de 1 % la moyenne à long terme, tandis que la moyenne sur dix ans correspondait à la moyenne à long terme, soit 89 %.

Plages canadiennes du lac Huron
De 2015 à 2017, les plages canadiennes surveillées du lac Huron ont été jugées bonnes dans l'ensemble. Ces plages respectaient les normes bactériennes de l'Ontario et étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 83 % de la saison de la baignade (figure 10). Le pourcentage moyen des plages canadiennes surveillées du lac Huron ouvertes toute la saison de baignade (100 %) de 2015 à 2017 était de 29 %, ce qui représente une diminution par rapport aux 36 % de 2011 à 2014. Le pourcentage moyen de plages canadiennes surveillées du lac Huron affichant l'état « Bon » (ouvertes 80 % ou plus de la saison de baignade) entre 2015 et 2017 était de 66 %, une légère amélioration par rapport à 65 % en 2011-2014. En 2015-2017, une moyenne de 55 plages canadiennes du lac Huron a été surveillée, soit un nombre inférieur aux 63 plages surveillées en 2011-2014. Parmi ces 55 plages, 37 en moyenne (66 %) affichaient l'état « Bon » (ouvertes 80 % ou plus de la saison de baignade), sept plages en moyenne (13 %) affichaient l'état « Passable » (ouvertes 70 à 79,9 % de la saison de baignade) et 12 plages (21 %) affichaient l'état « Médiocre » (ouvertes moins de 70 % de la saison de baignade) (figure 9).

Plages canadiennes du lac Érié
De 2015 à 2017, les plages canadiennes surveillées du lac Érié ont été jugées passables dans l'ensemble. Ces plages respectaient les normes bactériennes de l'Ontario et étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 74 % de la saison de la baignade (figure 13). D'après les données de 2015-2017, le pourcentage moyen des plages canadiennes surveillées du lac Érié qui sont ouvertes pendant toute la saison de baignade (100 %) était de 11 %, ce qui représente une amélioration par rapport à 9 % en 2011-2014. Le pourcentage des plages canadiennes surveillées du lac Érié affichant l'état « Bon » (ouvertes 80 % ou plus de la saison de baignade) entre 2015 et 2017 était de 48 %, une amélioration par rapport à 36 % en 2011-2014. Les données de 2015-2017 indiquent qu'une moyenne de 41 plages canadiennes du lac Érié a été surveillée, un nombre supérieur aux 38 plages surveillées en 2011-2014. Sur ces 41 plages, une moyenne de 20 plages (48 %) affichait l'état « Bon » (ouvertes 80 % ou plus de la saison de baignade), huit plages (20 %) affichaient l'état « Passable » (ouvertes de 70 à 79,9 % de la saison de baignade) et 13 plages (32 %) affichaient l'état « Médiocre » (ouvertes moins de 70 % de la saison de baignade) (figure 12).

Plages canadiennes du lac Ontario
De 2015 à 2017, les plages surveillées du lac Ontario canadien ont été évaluées et se sont vu attribuer l'état « Bon ». Ces plages respectaient les normes bactériennes de l'Ontario et étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant en moyenne 83 % de la saison de la baignade (figure 16). Le pourcentage des plages canadiennes surveillées du lac Ontario ouvertes toute la saison de baignade (100 %) de 2015 à 2017 était de 15 %, ce qui représente une diminution par rapport à 17 % en 2011-2014. Le pourcentage de plages surveillées ouvertes à 80 % ou plus pendant la saison de la baignade entre 2015 et 2017 était de 65 % dans l'ensemble. En 2015-2017, 56 plages canadiennes surveillées du lac Ontario ont été surveillées en moyenne, soit moins que les 64 plages surveillées en 2011-2014. De ces 56 plages, 36 en moyenne (65 %) affichaient l'état « Bon » (ouvertes 80 % ou plus de la saison de baignade), huit plages (15 %) affichaient l'état « Passable » (ouvertes de 70 à 79,9 % de la saison de baignade) et 11 plages (20 %) affichaient l'état « Médiocre » (ouvertes moins de 70 % de la saison de baignade) (figure 15).

La variabilité annuelle des conditions météorologiques, le nombre de plages surveillées, les hauts niveaux d'eau et la durée de la saison de baignade peuvent avoir une incidence sur le nombre de jours où les plages sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison de baignade. Il est difficile de comparer la fréquence des affichages

entre le Canada et les États-Unis, parce que ceux-ci utilisent des critères différents d'évaluation de la qualité de l'eau des Grands Lacs.

Plages américaines des Grands Lacs

Depuis 2008, les plages américaines des Grands Lacs ont été évaluées comme étant bonnes, et la tendance dans le pourcentage des plages américaines des Grands Lacs surveillées ouvertes et sécuritaires pour la baignade est décrite comme étant inchangée (figure 2). Dans l'ensemble, le pourcentage des plages américaines des Grands Lacs surveillées qui étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2015 à 2017 était en moyenne de 93 %, ce qui est semblable aux périodes de déclaration de 2011-2014 (93 %) et de 2008-2010 (94 %). Les plages américaines du lac Supérieur sont évaluées comme étant bonnes, et la tendance du pourcentage de jours pendant lesquels les plages américaines du lac Supérieur sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade se détériore légèrement (figure 7). Les plages américaines du lac Huron et du lac Michigan sont évaluées comme étant bonnes et la tendance du pourcentage de jours où les plages sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade depuis 2008 est décrite comme inchangée (figures 8 et 11). Les plages américaines du lac Érié sont jugées passables et montrent une tendance générale inchangée quant au pourcentage de jours où les plages sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade depuis 2008 (figure 14). Toutefois, les plages américaines du lac Érié en 2016 et 2017 ont montré une amélioration quant au pourcentage de jours d'ouverture depuis 2012 à 2014. Les plages américaines du lac Ontario sont jugées bonnes et la tendance s'améliore légèrement (figure 17).

Liens

Niveaux d'eau

- À la fin de mai 2017, les niveaux d'eau du lac Ontario étaient de 82 cm (32 po) au-dessus de la moyenne, soit le niveau le plus élevé depuis le début des relevés en 1918, ce qui a entraîné des inondations et une érosion généralisées le long de la rive du lac Ontario. Les niveaux d'eau élevés du lac Ontario ont réduit l'accès aux plages et les mises à l'eau dans les marinas au printemps 2017, en plus de submerger les quais. Dans tous les autres Grands Lacs, les niveaux d'eau étaient supérieurs d'au moins 22 cm (8,7 po) à la moyenne. (Great Lakes Quarterly Climate Impacts and Outlook : juin 2017, 2017).
- Neuf plages canadiennes surveillées du lac Ontario ont été exclues de l'ensemble de données de 2017 parce qu'elles ont été fermées pendant toute la saison de baignade de 2017 en raison des niveaux d'eau élevés, de l'érosion, de débris ou de conditions dangereuses. Trois plages canadiennes du lac Ontario et une plage canadienne du lac Érié ont été fermées pendant une partie de la saison de baignade de 2017 en raison de niveaux d'eau élevés ou de conditions dangereuses. En 2016, une plage canadienne du lac Ontario et une plage canadienne du lac Huron ont toutes deux été fermées pendant une partie de la saison de baignade de 2016 en raison de niveaux d'eau élevés ou de conditions dangereuses. Les plages fermées pendant seulement une partie de la saison de baignade ont été incluses dans l'évaluation 2015-2017.
- À la fin d'août 2017, les niveaux d'eau étaient supérieurs à la moyenne pour tous les Grands Lacs. Les niveaux d'eau dépassaient la moyenne de 25 à 48 cm (10 et 19 po), le lac Ontario se situant à 41 cm (16 po) au-dessus de la moyenne et le lac Érié à 48 cm (19 po) au-dessus de la moyenne. En 2016, les niveaux d'eau des Grands Lacs à la fin août variaient de 2 cm (0,8 po) sous la moyenne à 28 cm (11 po) au-dessus de la moyenne. Les niveaux d'eau du lac Ontario étaient de 2 cm sous la moyenne à la fin août 2016.
- Les phénomènes météorologiques extrêmes qui se sont produits pendant la saison de baignade d'août 2016, y compris l'éclosion d'une tornade qui a touché certaines parties de l'Indiana, du sud-ouest de l'Ontario et du nord-ouest de l'Ohio, pourraient avoir contribué aux niveaux d'eau élevés et aux conditions dangereuses qui ont causé la fermeture partielle des plages du lac Ontario et du lac Érié pendant la saison. Les moyennes des niveaux d'eau sont fondées sur les niveaux d'eau de 1918 à l'année précédente; par exemple, les données de 2017 sont comparées à la moyenne des niveaux d'eau de 1918 à 2016.

Quantités de précipitations

- Les fortes précipitations et le ruissellement des eaux pluviales peuvent accroître les pathogènes dans les eaux utilisées à des fins récréatives en les déversant directement dans les eaux de surface avoisinantes. Le ruissellement des eaux pluviales peut recueillir des agents pathogènes dans le sol, le sable, les rues ou les terres agricoles. De fortes précipitations peuvent submerger les réseaux d'égouts unitaires ou les municipalités dont l'infrastructure vieillit, ce qui entraîne le rejet d'eaux usées non traitées ou d'eaux pluviales dans

les ruisseaux, les rivières, les drains ou les lacs. De fortes précipitations et le ruissellement des eaux pluviales peuvent également perturber et remettre en suspension les agents pathogènes dans les sédiments et le sable de plage (Patz, Uejio et McLellan, 2008).

- Les avis peuvent être le résultat des charges bactériennes des affluents et les épisodes de précipitations extrêmes. Améliorer le traitement des eaux usées en réponse à ces pressions pourrait réduire le nombre d'avis. La mise en œuvre de pratiques de gestion exemplaires et de l'infrastructure verte pour réduire le volume du ruissellement pluvial pourrait aussi réduire le nombre d'avis relatifs aux plages. (Podolsky et MacDonald, 2008).
- Le printemps et l'été 2017 ont tous deux connu des niveaux de précipitations supérieurs à la moyenne; de mars à mai 2017, 126 % des précipitations moyennes ont été enregistrées au printemps et de juin à août, 110 % des précipitations moyennes ont été enregistrées pendant l'été, le mois le plus élevé étant juin avec 135 % de précipitations moyennes.
- De l'eau non traitée a été déversée dans le lac Ontario pour atténuer les inondations causées par de fortes précipitations. En mai 2017, on a signalé que les niveaux d'*E. coli* dans le port de Toronto dépassaient de 16 à 30 fois les niveaux sécuritaires pour le contact humain ou la navigation de plaisance. (Great Lakes Quarterly Climate Impacts and Outlook : juin 2017, 2017).

Cladophora/prolifération d'algues nuisibles (PAN)

- Une plage canadienne du lac Érié a été fermée pendant une partie de la saison de baignade de 2017 en raison de la présence excessive d'algues qui a empêché l'échantillonnage, mais elle n'a pas été échantillonnée pour que l'on détermine si les algues étaient toxiques. La plage a été ajoutée à l'ensemble des données de 2017 et à l'évaluation de 2015-2017.
- Les fleurs qui produisent des toxines détériorent la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, ce qui peut avoir des effets néfastes sur la santé. Ainsi, la disponibilité des eaux de baignade récréatives et sécuritaires diminue avec la présence de proliférations d'algues nuisibles (Centers for Disease Control and Prevention, 2018). Les PAN peuvent couvrir la surface d'un lac et bloquer la lumière du soleil. Les rayons du soleil pénètrent à la surface de l'eau et causent des dommages cellulaires aux bactéries sous la surface. Ainsi, les PAN peuvent donner lieu à de plus grandes quantités d'organismes bactériens dans les Grands Lacs (Ali, 2018).
- *Cladophora* peut faciliter la prolifération de bactéries nocives comme *E. coli*. De plus, les tapis de *Cladophora* abritent la bactérie *E. coli*, ce qui permet à la bactérie de survivre dans les eaux récréatives (Englebert et coll., 2008).
- *E. coli* a également une association unique et forte avec *Cladophora*. *Cladophora* fournit en effet un habitat propice à la persistance et à la croissance de bactéries indicatrices et d'agents pathogènes potentiels, ce qui peut à son tour réduire la qualité de l'eau des plages récréatives (USGS, 2009).

Espèces envahissantes – moules dreissénidées

- L'Université d'État du Michigan a examiné la qualité de l'eau de 45 plages du lac Michigan de 2000 à 2014 et a constaté que les concentrations d'*E. coli* ont diminué au fil du temps, probablement en raison de la présence de moules quagga (Ali, 2018). Par conséquent, il y a eu moins d'avis et de fermetures de plages.
- Les moules dreissénidées ont recouvert une grande partie du fond des Grands Lacs de tapis à forte densité. La filtration par les moules dreissénidées produit des eaux plus claires, ce qui permet aux rayons UV de pénétrer à la surface. La lumière du soleil peut causer des dommages cellulaires chez les bactéries, ce qui explique la diminution des concentrations *d'E. coli* dans le lac Michigan (Ali, 2018). Cependant, les dommages cellulaires peuvent aussi avoir des répercussions sur les « bonnes » bactéries, qui sont responsables du maintien de la santé de l'écosystème en recyclant le carbone et les nutriments.

Efforts scientifiques de citoyens ou autres corpus de connaissances

- Le Great Lakes Institute for Environmental Research (GLIER) de l'Université de Windsor a mené un projet d'analyse de la qualité de l'eau pour déterminer l'emplacement des concentrations élevées d'*E. coli* et pour déterminer pourquoi elles sont élevées. Le GLIER a fait appel à des citoyens scientifiques pour l'aider à recueillir des échantillons d'eau le long du lac Érié, du lac St.Clair, de la rivière Detroit et des voies navigables du comté de Windsor-Essex. Les citoyens scientifiques ont reçu des directives sur les procédures d'échantillonnage de l'eau, les trousses d'échantillonnage de l'eau, les dates d'échantillonnage

et les lieux de dépôt des échantillons. En 2016, une vingtaine de citoyens scientifiques ont prélevé des échantillons d'eau pour le projet au cours de l'été. En 2017, une campagne éclair sur l'eau a eu lieu le 19 août, au cours de laquelle des citoyens scientifiques ont prélevé des échantillons d'eau le même jour à 450 endroits. Les échantillons prélevés ont été analysés par les chercheurs du GLIER à l'aide d'une technique d'ADN pour identifier les microbes, dont *E. coli*. Les chercheurs du GLIER espèrent utiliser cette information pour la cartographie et la modélisation des points chauds d'*E. coli* dans le comté de Windsor-Essex. La circonscription des points chauds pourrait servir à déterminer quand diffuser des avis concernant l'eau, afficher des avis de fermeture des plages et aider les responsables de la santé publique à identifier les sources probables d'éclosions microbiennes (Heath, 2017; Roberts, 2017).

- Le Lake Huron Centre for Coastal Conservation a un programme appelé Coast Watchers qui fait appel à des citoyens scientifiques bénévoles pour recueillir des données d'observation et de mesure le long des plages du lac Huron. Certaines des données recueillies par Coast Watchers comprennent la hauteur et la direction des vagues, les débris sur les plages, y compris les algues, les carcasses et les déchets, ainsi que la présence et la population des oiseaux de rivage et des goélands sur la plage. Grâce au programme Coast Watchers, il est possible d'établir un ensemble de données à long terme qui pourrait permettre de suivre les conditions et les tendances de la santé côtière du lac Huron. Le Lake Huron Centre for Coastal Conservation organise des ateliers communautaires pour éduquer les résidents locaux sur l'intendance du littoral et inciter les membres de la collectivité locale à surveiller la qualité des eaux riveraines et contribuer à en améliorer la qualité (The Lake Huron Centre for Coastal Conservation, 2018).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées, validées ou dont la qualité est assurée par une agence ou un organisme reconnu.	X			
Les données proviennent d'un générateur de données connu, fiable et respecté et sont traçables aux sources originales.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données sont appropriées au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources américaines sont comparables à celles du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables pour ce rapport sur les sous-indicateurs.	X			

Limites des données

- Une variabilité des données d'une année à l'autre peut découler des fluctuations de la surveillance et des rapports et peut ne pas être uniquement attribuable aux augmentations ou diminutions réelles des concentrations de contaminants microbiens. De plus, la variabilité des conditions météorologiques d'une année à l'autre peut influer sur la variabilité des numérations bactériennes. Les virus et les parasites, bien que préoccupants dans les eaux utilisées à des fins récréatives, sont difficiles à isoler et à quantifier à l'heure actuelle, et des techniques de mesure réalisables n'ont pas encore été élaborées.
- Bien qu'*E. coli* et *Enterococcus* soient considérés comme des indicateurs fiables de danger potentiel pour la santé humaine, leur présence n'est pas nécessairement liée à une contamination fécale.
- Bien que les données obtenues des États-Unis et du Canada soient comparables sur le plan de la qualité des données provenant de la source, les données ne sont PAS comparables sur le plan des affichages réels sur les plages, puisque chaque pays utilise des critères d'affichage différents.
- Les États-Unis affichent une plage comme dangereuse si les concentrations d'*E. coli* sont supérieures à 235 *E. coli* par 100 mL (l'État du Michigan utilise 130 *E. coli* cfu par 100 mL comme MG de 30 jours et un maximum de 300 *E. coli* cfu par 100 mL), tandis que le Canada affiche une plage comme dangereuse si les concentrations d'*E. coli* sont supérieures aux critères de l'Ontario, soit 100 *E. coli* par 100 mL.
- À l'échelle provinciale au Canada, le ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario (MSSLDO) a augmenté la concentration de référence provinciale en janvier 2018. La nouvelle norme de qualité des eaux utilisées à des fins récréatives est une concentration moyenne géométrique (minimum de

cinq échantillons) inférieure à 200 *E. coli* par 100 mL et une concentration maximale inférieure à 400 *E. coli* par 100 mL dans un seul échantillon. Les normes canadiennes et américaines qui concernent *E. coli* seront donc semblables, rendant les données plus comparables dans les futurs rapports binationaux.

- La tendance à long terme évalue l'ensemble des données disponibles pour les plages canadiennes des Grands Lacs. Les lacs Érié, Ontario et Huron ont des ensembles de données de qualité depuis 1999. Toutefois, les données de surveillance des plages du lac Supérieur n'ont pas été recueillies de façon uniforme avant 2005. Par conséquent, l'évaluation des tendances à long terme du lac Supérieur comprend les données de 2005 à 2017, tandis que les autres lacs sont évalués en fonction des données de surveillance de 1999 à 2017.
- Il est difficile à l'heure actuelle de présenter un rapport sur les avis relatifs aux plages liés aux proliférations d'algues nuisibles. Certains bureaux de santé notent la présence d'une prolifération lorsqu'ils procèdent à des analyses pour *E. coli*. Des analyses spécialisées et coûteuses demeurent toutefois nécessaires pour déterminer si les algues sont toxiques. Les messages et les avis de fermeture résultant de proliférations algales et de prolifération d'algues toxiques pourraient dans l'avenir faire partie du présent rapport, mais le sous-indicateur actuel suit le pourcentage de jours pendant lesquels les plages sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade, selon les niveaux d'*E. coli*, au cours de chacune des saisons de baignade.
- Les fréquences de surveillance des plages varient d'un État à l'autre. De l'information sur l'élaboration de programmes nationaux de surveillance des plages se trouve dans le document *National Beach Guidance and Performance Criteria for Grants de l'EPA*, à l'adresse : http://www2.epa.gov/beach-tech/national-beach-guidance-and-required-performance-criteria-grants. En tant qu'organismes subventionnaires de la *BEACH Act*, les États sont tenus d'élaborer un plan de surveillance à plusieurs niveaux qui doit traiter adéquatement de la fréquence et de l'emplacement de la surveillance, ainsi que de l'évaluation des eaux récréatives côtières en fonction d'un examen des données de surveillance existantes, des périodes d'utilisation récréative des eaux, de la nature et de l'étendue de l'utilisation des eaux, de la proximité de sources de pollution ponctuelle et diffuse connues, et des répercussions du ruissellement des eaux de pluie sur ces dernières. L'objectif d'un plan de surveillance à plusieurs niveaux est de définir des combinaisons d'activités de surveillance qui s'harmonisent avec les priorités établies (niveaux), qui conviennent au niveau de risque et à l'utilisation d'une plage donnée, de ventiler efficacement les ressources de surveillance disponibles et de tenir compte des circonstances propres au site. Un programme subventionné en vertu de la *BEACH Act* doit accorder la priorité à l'utilisation des fonds de subvention pour la surveillance en fonction de l'utilisation des eaux et des risques pour la santé humaine. Par exemple, le Michigan, qui compte des centaines de plages côtières, surveille ses plages de niveau 1 une fois par semaine, tandis que l'Illinois surveille nombre de ses plages sept jours par semaine. La proportion annuelle de plages du Michigan dont l'état est « Ouverte » se situe en moyenne à environ 97 % du temps, tandis que celle de l'Illinois se situe plutôt dans la fourchette de 89 %. Les plages de niveau 1 ou de « priorité élevée » sont surveillées plus fréquemment que les plages de niveau 3, dont certaines ne le sont pas du tout. Les fréquences de surveillance pour chaque entité peuvent être consultées sur le système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA (sous « Report Selection ») à l'adresse suivante : http://watersgeo.epa.gov/beacon2/reports.html.
- La plupart des plages des Grands Lacs canadiens font l'objet d'une surveillance hebdomadaire, mais certaines peuvent être surveillées plus ou moins fréquemment en fonction des ressources des services de santé, de la fréquence d'utilisation par le public, de l'historique des dépassements des plages et des conditions actuelles. Les plages surveillées peuvent être fermées plus longtemps que nécessaire en raison de dépassements, ou les plages peuvent rester ouvertes si les concentrations d'*E. coli* dépassent les seuils de sécurité entre les jours de surveillance. Les bureaux de santé publique de l'Ontario sont généralement chargés de surveiller les plages de leur comté, mais ils ne surveillent pas nécessairement toutes les plages de leur région.
- À l'heure actuelle, le contenu canadien du présent rapport comprend des données sur la qualité de l'eau de plage provenant des bureaux de santé publique de l'Ontario et ne comprend pas les données sur la qualité de l'eau dans les parcs provinciaux ni d'autres sources de données sur la qualité de l'eau des plages.
- Le pourcentage moyen de jours où les plages américaines des Grands Lacs étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pour la période 2008-2014, calculé dans le présent rapport, diffère légèrement des calculs effectués dans le rapport précédent en raison de la gestion des données dans la base de données BEACON. Si des erreurs dans les données sont détectées, les données sont supprimées de la base de données. Par conséquent, les données consultées en 2014 pourraient différer des données consultées en 2019. Les données de ce rapport ont été consultées dans BEACON en mars-avril 2019.

Renseignements supplémentaires

La pollution supplémentaire de sources ponctuelles et diffuses dans les zones côtières, qui est due à la croissance démographique et à l'utilisation accrue des terres, peut donner lieu à un plus grand nombre d'avis, particulièrement lorsque le temps est pluvieux. À moins que les sources de contamination ne soient réduites ou éliminées (ou que de nouvelles sources soient introduites), les échantillons provenant des plages des Grands Lacs contiennent généralement des concentrations de bactéries semblables après des phénomènes météorologiques dont les conditions sont semblables (surtout la direction des vents et le volume et la durée des précipitations). Si des épisodes de médiocre qualité de l'eau utilisée à des fins récréatives peuvent être associés à des événements particuliers (par exemple à des phénomènes météorologiques d'une certaine intensité), la prévision des épisodes au cours desquels la numération bactérienne est élevée pourrait s'améliorer.

Des recherches en génomique menées par Tom Edge, chercheur à Environnement et Changement climatique Canada, pourraient aussi devenir une technique de plus en plus importante dans le domaine de l'analyse des plages. Les recherches de l'Initiative de recherche et de développement en génomique (IRDG) utilisent des marqueurs de l'ADN pour identifier les bactéries présentes dans le tube digestif des goélands afin de distinguer la contamination fécale des goélands marins de celle des autres oiseaux et animaux. Dans les centres urbains où les populations de goélands sont nombreuses, la contamination fécale des goélands a été décelée dans des échantillons d'eau prélevés sur les plages, dans les eaux de ruissellement de stationnements et plus encore. Il s'agit d'une solution ciblée et rentable prometteuse pour mesurer la contamination d'échantillons d'eau par les matières fécales des goélands qui pourrait mieux cibler les sources d'*E. coli* dans les Grands Lacs. Les gestionnaires de plages considèrent maintenant les goélands comme une source de contamination, de même que les réseaux d'égouts et le ruissellement lorsqu'il y a fermeture d'une plage en raison d'un dépassement de concentration d'*E. coli*. Les gestionnaires des plages d'Ottawa, de Britannia et de l'île Petrie ont pris des mesures pour limiter l'accès des goélands aux plages dans le but de réduire leur contamination fécale et d'améliorer la qualité de l'eau. Cette recherche se poursuit dans le cadre de l'IRDG. Des techniques de séquençage de l'ADN sont utilisées pour mieux caractériser et comprendre la diversité microbienne dans les échantillons d'eau. Des renseignements plus complets sur les microorganismes aquatiques aideront à cerner les menaces de pollution et à prendre des décisions éclairées sur la protection de la qualité de l'eau (gouvernement du Canada, 2016).

Les activités de recherche en cours dans les secteurs public et privé ainsi que dans les universités des deux pays pourraient révéler de nouveaux indicateurs et donner naissance à de nouvelles méthodes de détection. Bien que les virus et les parasites soient à l'heure actuelle préoccupants dans les eaux récréatives, ils sont difficiles à isoler et à quantifier, et des techniques de mesure applicables n'ont pas encore été mises au point. Quoique considérés comme des indicateurs fiables des dangers éventuels pour la santé humaine, *E. coli* ou les entérocoques ne sont pas nécessairement liés à la contamination fécale.

On commence à utiliser les nouvelles méthodes de détection rapide à plusieurs endroits des Grands Lacs pour donner au public de l'information en temps réel sur la qualité de l'eau des plages. Le service de santé de la Ville de Racine utilise la méthode rapide de la réaction en chaîne de la polymérase (PCR) quantitative pour *E. coli* à la plage North, ainsi que la méthode de culture pendant 18 heures (Colilert) pour valider la méthode. Racine a été la première entité des Grands Lacs à se servir de la PCR quantitative pour *E. coli*. Les services de traitement de l'eau de Wilmette, en Illinois, et les services de santé de Milwaukee, au Wisconsin, ont également procédé à quelques analyses pour comparer l'utilisation de la culture et de la PCR quantitative pour *E. coli* à certaines de leurs plages. Diverses entités du Michigan commencent de plus à utiliser la méthode rapide de la PCR quantitative pour *E. coli* en même temps que la méthode Colilert. Le bureau de la recherche et du développement de l'EPA à Cincinnati, en Ohio, a aidé le Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan (Michigan Department of Environmental Quality − MDEQ) en offrant de la formation à plusieurs services de santé de l'État. Il est possible d'utiliser cette méthode pour surveiller la qualité de l'eau des plages, mais c'est très coûteux.

Plage de Bluffer's Park

Comme nous l'avons mentionné précédemment, l'état de la qualité de l'eau des plages des Grands Lacs est modulé par des facteurs nuisibles comme les agents pathogènes et *E. coli.* Cependant, il y a eu des cas où des plages dont l'eau était de médiocre qualité et qui ont été jugées dangereuses pour la baignade ont connu une amélioration remarquable grâce aux efforts de conservation de l'eau. Par conséquent, certaines de ces plages répondent maintenant aux normes de qualité de l'eau et sont maintenant ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant 80 à 100 % de la saison de baignade.

Par exemple, Bluffer's Park Beach, située à Scarborough, était autrefois dangereuse pour la baignade pendant 93 % de la saison. Les principales causes de la médiocre qualité de l'eau sont l'urbanisation et les pratiques d'aménagement. En 2006, la Lake Ontario Waterkeeper, Toronto and Region Conservation Authority (TRCA) et la ville de Toronto ont réalisé une enquête approfondie sur la plage. Ces parties ont travaillé ensemble et ont créé un système de dunes et de milieux humides pour atténuer les fortes concentrations d'*E. coli* (Wallis, 2016). Aujourd'hui, Bluffer's Beach est considérée comme une plage « drapeau bleu », ce qui lui permet de réussir les tests de qualité de l'eau plus de 90 % du temps et de satisfaire aux normes de gestion environnementale et de sécurité (Lake Ontario Waterkeeper, s. d.).

Remerciements

Auteurs :

Peggy Donnell, région 5, EPA, États-Unis
Nathalie Whaley, Environnement et Changement climatique Canada, Burlington (Ontario);
(Étudiante coop à l'Université de Waterloo, 2017-2018)
Katie Bockwoldt, participante à la recherche de l'Oak Ridge Institute for Science and Education du Great Lakes National Program Office de l'EPA des États-Unis

Collaborateurs :

Stacey Cherwaty-Pergentile, Environnement et Changement climatique Canada
Jenique Kennedy, Environnement et Changement climatique Canada, Burlington, Ontario (Étudiante coop à l'Université de Waterloo, 2018)
Tracie Greenberg, Environnement et Changement climatique Canada, Burlington (Ontario)
Holiday Wirick, région 5, EPA, États-Unis

Sources d'information

Données sur les plages des Grands Lacs fournies par l'EPA
http ://watersgeo.epa.gov/beacon2/

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

Ashley Wallis. 2016. *Blue Flag, A Reminder of the Great Transformation of Bluffer's Park Beach*. https://environmentaldefence.ca/2016/04/11/blue-flag-a-reminder-of-the-great-transformation-of-bluffers-park-beach/

Bulletin trimestriel des impacts liés au climat et aperçu saisonnier : Région des Grands Lacs, septembre 2015, affiché dans https://binational.net/fr/.

Bulletin trimestriel des impacts liés au climat et aperçu saisonnier : Région des Grands Lacs, septembre 2016, affiché dans https://binational.net/fr/.

Bulletin trimestriel des impacts liés au climat et aperçu saisonnier : Région des Grands Lacs, septembre 2017, affiché dans : https://binational.net/fr/.

Centers for Disease Control and Prevention. Harmful Algal Blooms. 2018
https://www.cdc.gov/features/harmful-algal-blooms/index.html, consulté le 31 août 2018.
Environmental Defence. 2015. *Blue Flag Canada*. http://environmentaldefence.ca/issues/blue-flag-canada/map, consulté le 30 octobre 2015.

Erik T. Englebert, Colleen McDermott, Gregory T. Kleinheinz. 2008. *Effects of the nuisance algae, Cladophora, on*

Escherichia coli at recreational beaches in Wisconsin. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969708005500?via%3Dihub, consulté le 17 décembre 2018.

Exploring the Environment Water Quality. 2004. Water Quality Assessment: Physical: Temperature. http://www.cotf.edu/ete/modules/waterq3/WQassess4h.html, consulté le 31 août 2018.

Initiative de R-D en génomique. Rapport annuel sur le rendement, 2016-2017, Gouvernement du Canada. http://grdi-irdg.collaboration.gc.ca/obj/doc/reports-rapports/2016-2017-irdg-rapport-annuel.pdf, consulté le 26 septembre 2019.

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

Harvey A. Bootsma, Erika T. Jensen, Erica B. Young, John A. Berges. 2004. *Cladophora Research and Management in the Great Lakes.* http://seagrant.wisc.edu/home/Portals/0/Files/Water%20Quality/Dec_05_Cladophora_Research_Workshop_Proceedings_2.pdf, consulté le 31 août 2018.

Keith Matheny. Surprising Species helps Lake Michigan E.coli Levels. 2018. https://www.freep.com/story/news/local/michigan/2018/05/25/lake-michigan-quagga-mussels/644699002/, consulté le 31 août 2018.

Krystyn Tully. 2014. *Toronto's Beach Renaissance*. http://www.waterkeeper.ca/blog/2014/11/18/torontos-beach-renaissance, consulté le 5 septembre 2018.

Lake Huron Centre for Coastal Conservation. 2015. *The Trouble with Beach Grooming*. Consulté à l'adresse www.lakehuron.ca le 30 octobre 2015.

Lake Ontario Waterkeeper. S. d. *Bluffers Beach.* https://www.theswimguide.org/beach/29?set_language=fr, consulté le 5 septembre 2018.

Laura Alonso-Saez, Joseph M. Gasol, Thomas Lefort, Julia Hofer et Ruben Sommaruga. 2006. *Effect of Natural Sunlight on Bacterial Activity and Differential Sensitivity of NaturalBacterioplankton Groups in Northwestern Mediterranean Coastal* Waters. 2006, https://aem.asm.org/content/72/9/5806.full, consulté le 31 août 2018.

Lester Graham. 2018. *Invasive Mussels help Beaches and Damage Lakes*. http://www.michiganradio.org/post/invasive-mussels-help-beaches-and-damage-lakes, consulté le 31 août 2018.

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

Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs. 2016. *Rapport sur la qualité de l'eau en Ontario, 2014*. https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-sur-la-qualite-de-leau-en-ontario-2014, consulté le 4 septembre 2018 (anglais seulement).

Ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario. 2014. *Document d'orientation sur la gestion des plages, 2014.* https://web.archive.org/web/20150617024103/http:/www.health.gov.on.ca/fr/pro/programs/publichealth/oph_standards/docs/guidance/guide_beachf.pdf.

Ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario. 2014. *Protocole concernant l'utilisation de l'eau à des fins récréatives, 2014 (modifié à partir du Protocole de gestion des plages, 2008).* https://web.archive.org/web/20150617023853/http://www.health.gov.on.ca/fr/pro/programs/publichealth/oph_standards/docs/recreational_waterf.pdf.

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

Tanveer Ali. 2018. *Chicago Beaches have less Bacteria thanks to an Invasive Animal, Study Says.* https://chicago.suntimes.com/news/lake-michigan-beaches-ecoli-study/, consulté le 31 août 2018.

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, consulté le 18 août 2008.

U.S. Environmental Protection Agency's Beach Advisory and Closing On-line Notification (BEACON) system. https://watersgeo.epa.gov/beacon2/

U.S. Environmental Protection Agency. 2012. *Recreational Water Quality Criteria*. http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/health/recreation/upload/RWQC2012.pdf

U.S. Geological Survey. 2009. *Algal (Cladophora) Mats Harbor High Concentrations of Indicator Bacteria and Pathogens.* http://www.seagrant.wisc.edu/home/Portals/0/Files/Water%20Quality/Cladophora%20fact%20sheet%202009_approved.pdf

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

Liste des figures

Figure 1. Pourcentage de jours pendant lesquels les plages canadiennes surveillées des Grands Lacs étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 80 % ou plus; Passable = 70 à 79,99 %; et Médiocre = <69,99 %.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017
Figure 2. Pourcentage de jours où les plages américaines des Grands Lacs ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.
Figure 3. Pourcentage de jours où les plages canadiennes des Grands Lacs ont fait l'objet d'une surveillance et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres de 2008 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017
Figure 4. Pourcentage de jours où les plages canadiennes des Grands Lacs ont fait l'objet d'une surveillance et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres de 2015 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017
Figure 5. Pourcentage de jours où les plages du lac Supérieur canadien ont été surveillées et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres de 2008 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017
Figure 6. Pourcentage de jours où les plages du lac Supérieur canadien ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 80 % ou >; Passable = 70 à 79,99 % ; et Médiocre = < 69,99 %.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017
Figure 7. Pourcentage de jours où les plages américaines du lac Supérieur étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017.
Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.
Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis.
Figure 8. Pourcentage de jours où les plages du lac Michigan aux États-Unis étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.

Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis.
Figure 9. Pourcentage de jours où les plages canadiennes du lac Huron ont été surveillées et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres de 2008 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017
Figure 10. Pourcentage des jours où les plages du lac Huron canadien ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 80 % ou >; Passable = 70 à 79,99 %; et Médiocre = < 69,99 %.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017
Figure 11. Pourcentage de jours où les plages américaines du lac Huron étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.
Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis.
Figure 12. Pourcentage de jours où les plages canadiennes du lac Érié ont été surveillées et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres de 2008 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017
Figure 13. Pourcentage des jours où les plages canadiennes du lac Érié ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 80 % ou >; Passable = 70 à 79,99 % ; et Médiocre = < 69,99 %.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017
Figure 14. Pourcentage de jours où les plages américaines du lac Érié étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.
Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis.
Figure 15. Pourcentage de jours où les plages canadiennes du lac Ontario ont été surveillées et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres 2008 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017
Figure 16. Pourcentage de jours où les plages canadiennes du lac Ontario ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison de baignade de 2008 à 2017. Bon = 80 % ou >; Passable = 70 à 79,99 % ; et Médiocre = < 69,99 %.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017
Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis.
Figure 17. Pourcentage de jours où les plages du lac Ontario aux États-Unis ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.
Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis.

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs de 2019, Rapport technique

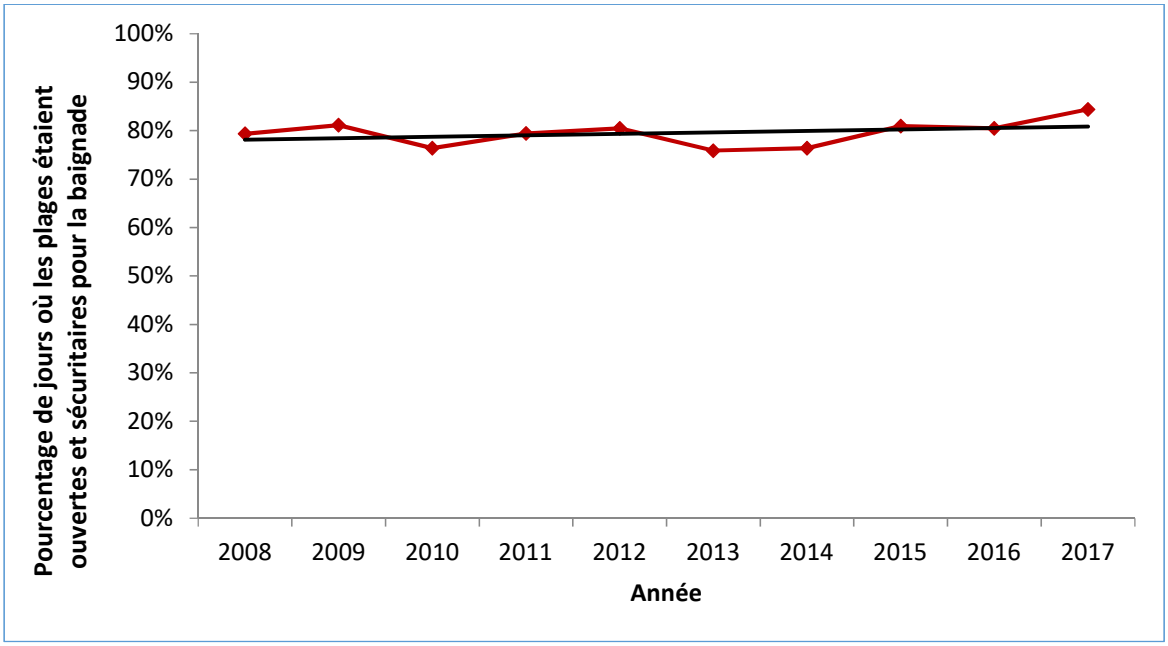


Figure 1. Pourcentage de jours où les plages canadiennes surveillées des Grands Lacs étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 80 % ou plus; Passable = 70 à 79,99 %; et Médiocre = <69,99 %. Source : Données recueillies par les bureaux de santé de l'Ontario situés à proximité des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé à la section des sources d'information), 2017

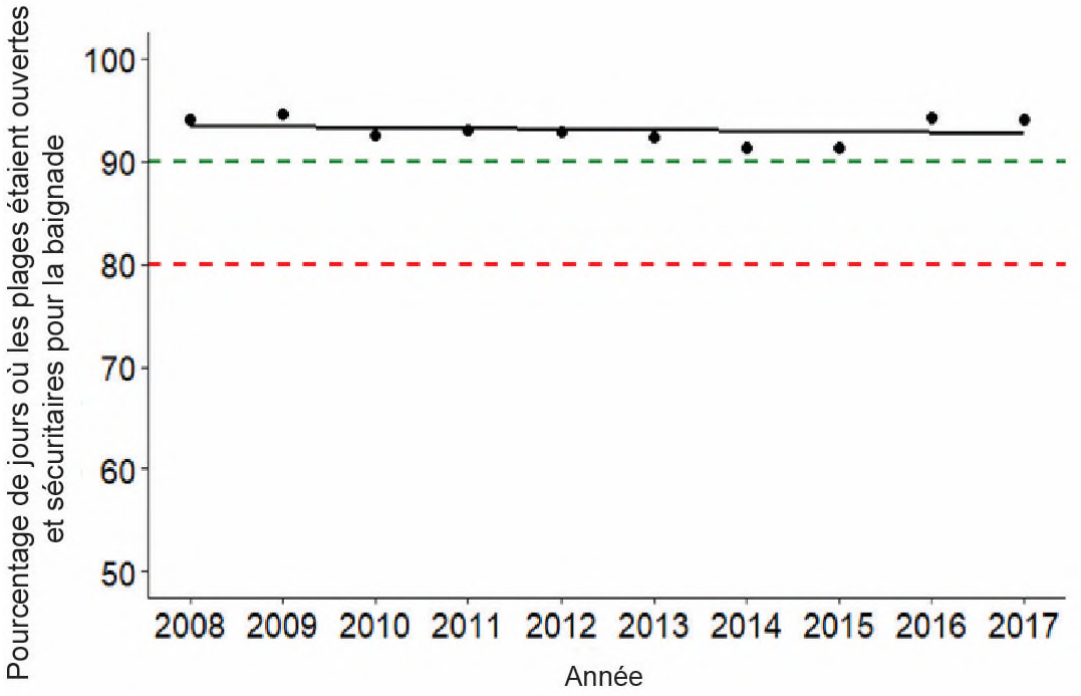


Figure 2. Pourcentage de jours où les plages américaines des Grands Lacs ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.
Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis. Les données ont été recueillies en mars et en avril 2019.

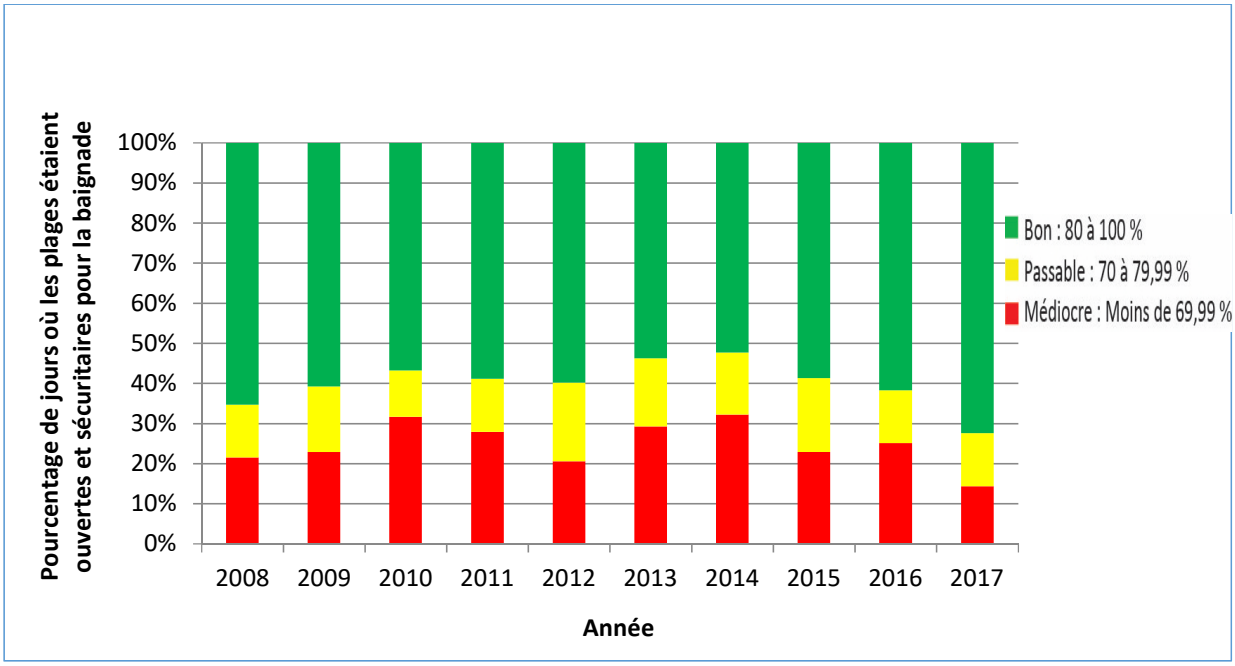


Figure 3. Pourcentage de jours où les plages canadiennes des Grands Lacs ont fait l'objet d'une surveillance et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres de 2008 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017

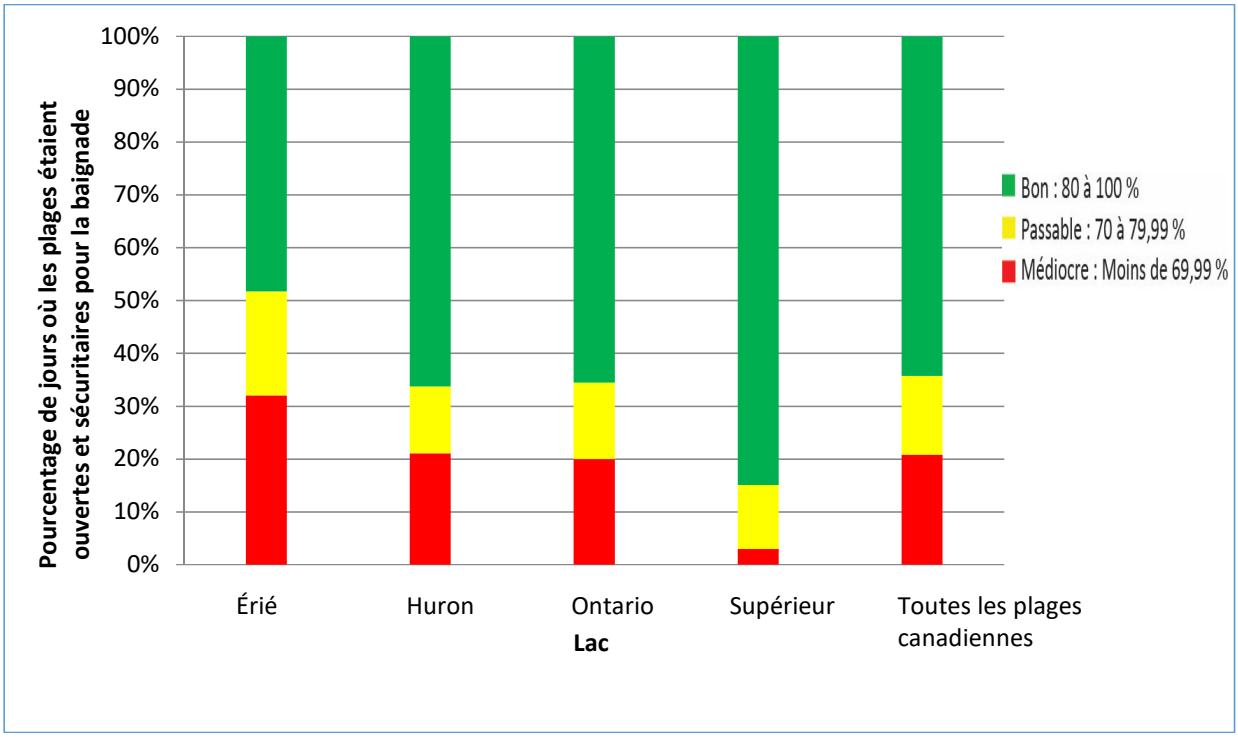


Figure 4. Pourcentage de jours où les plages canadiennes des Grands Lacs ont fait l'objet d'une surveillance et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres de 2015 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017

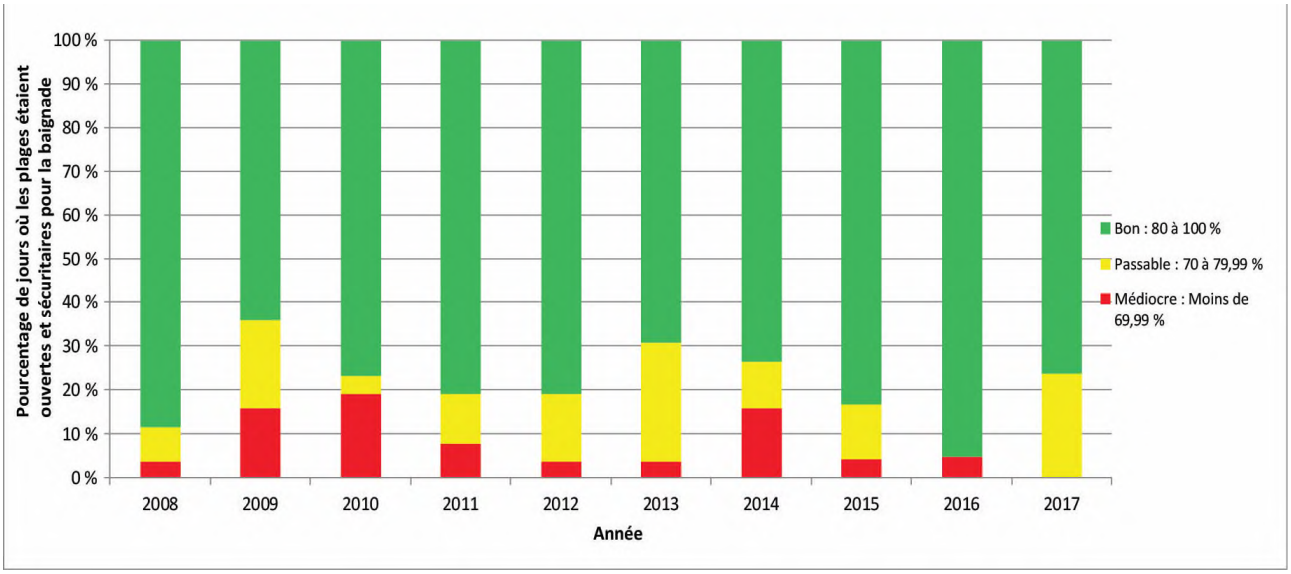


Figure 5. Pourcentage de jours où les plages canadiennes du lac Supérieur ont été surveillées et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres de 2008 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017

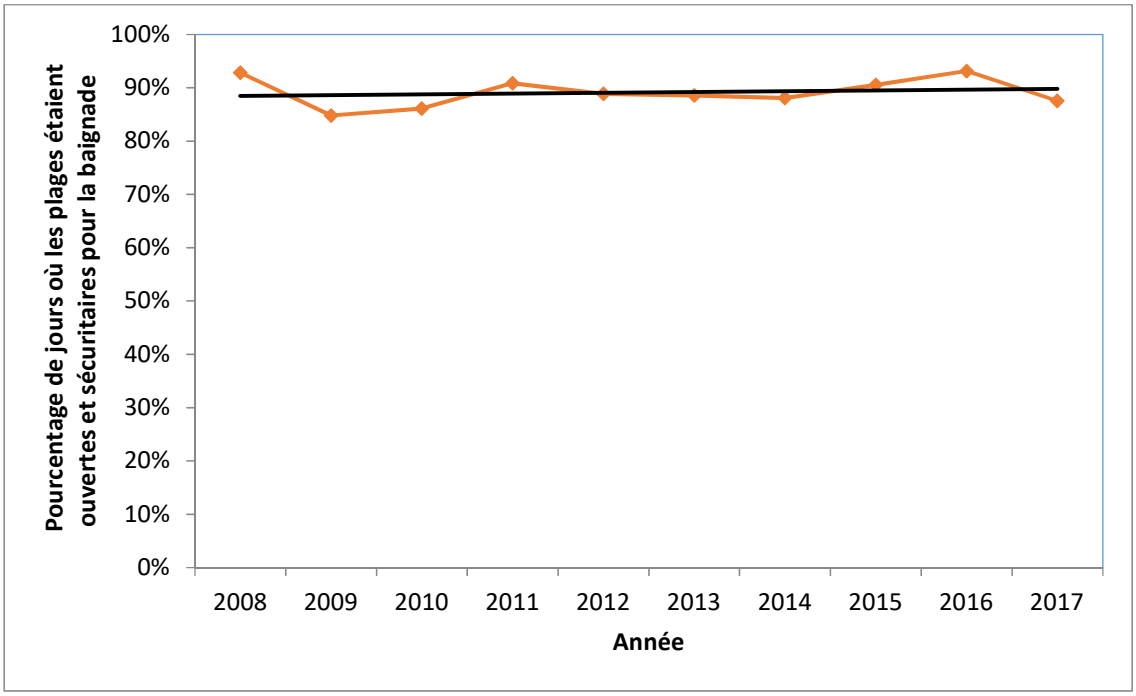


Figure 6. Pourcentage de jours pendant lesquels les plages canadiennes surveillées du lac Supérieur ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 80 % ou >; Passable = 70 à 79,99 % ; et Médiocre = < 69,99 %.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017

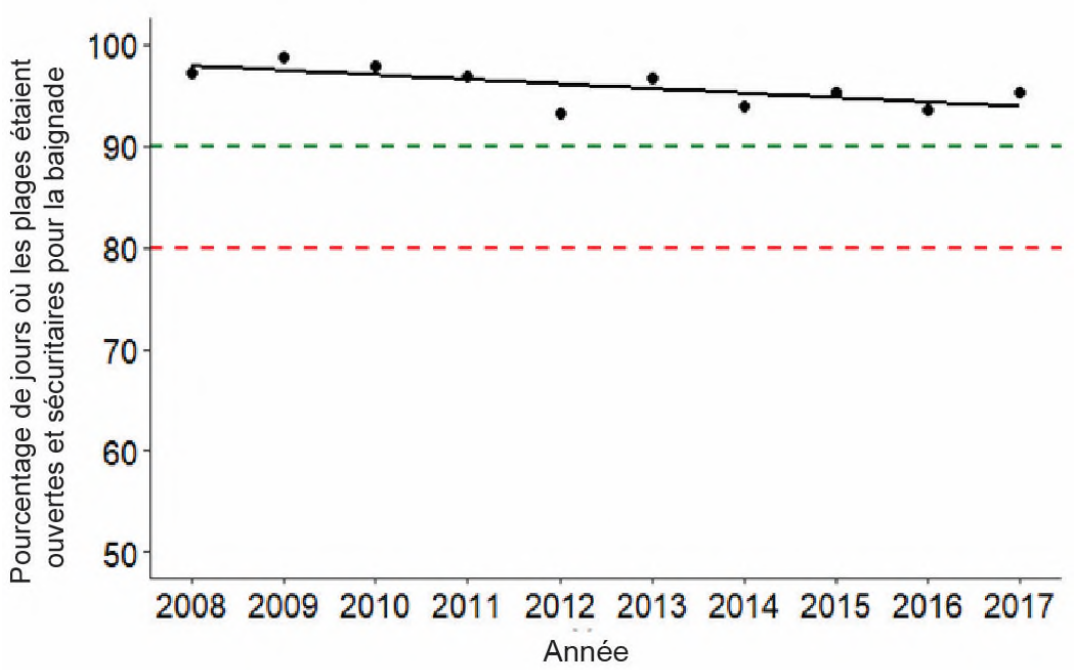


Figure 7. Pourcentage de jours où les plages américaines du lac Supérieur étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017.
Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.
Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis. Les données ont été recueillies en mars et en avril 2019.

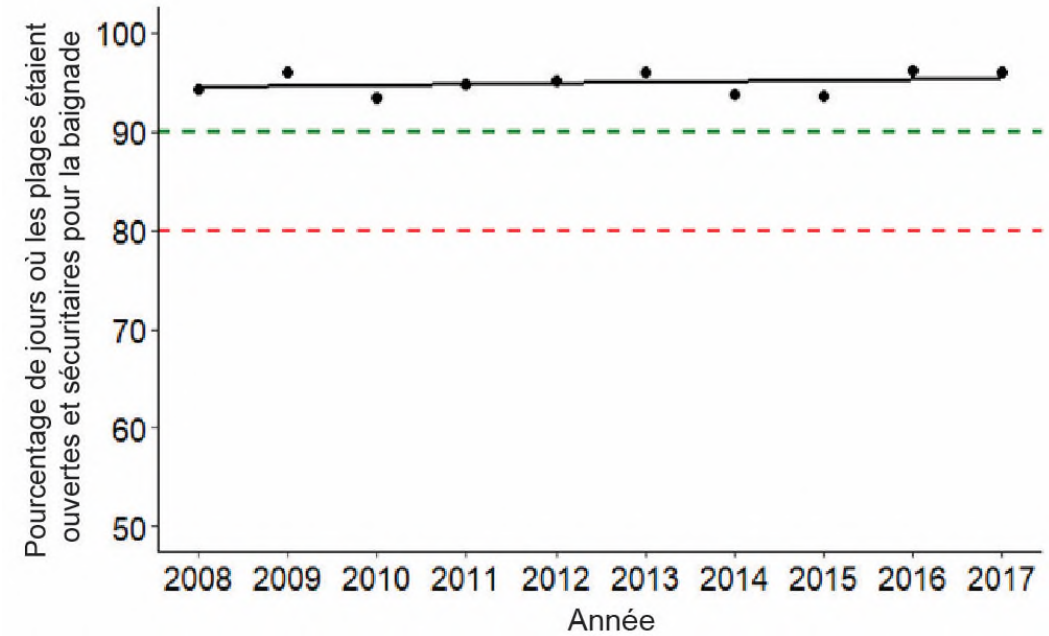


Figure 8. Pourcentage de jours où les plages américaines du lac Michigan étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.
Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis. Les données ont été recueillies en mars et en avril 2019.

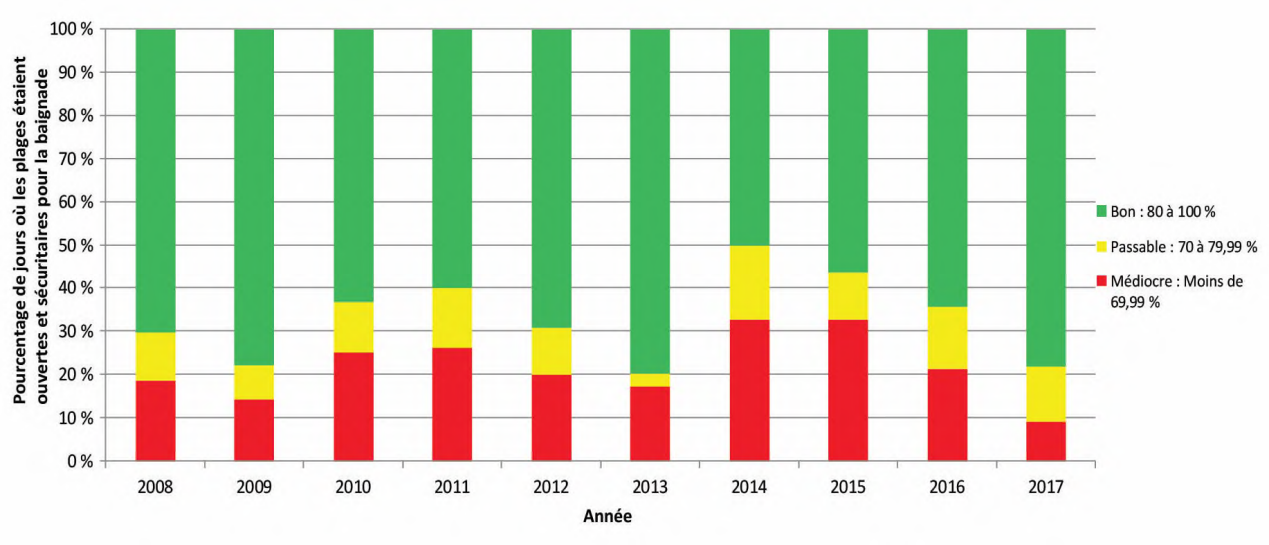


Figure 9. Pourcentage de jours où les plages canadiennes du lac Huron ont été surveillées et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres de 2008 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017

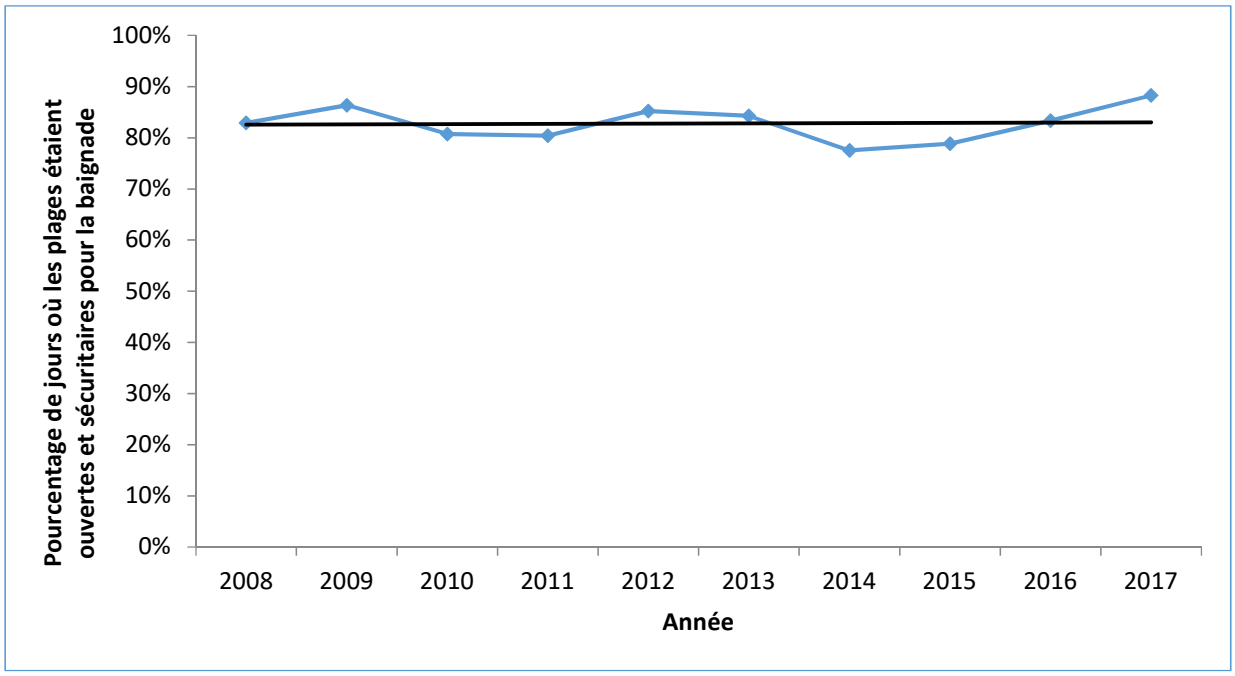


Figure 10. Pourcentage des jours où les plages canadiennes surveillées du lac Huron ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 80 % ou >; Passable = 70 à 79,99 %; et Médiocre = < 69,99 %.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017



Figure 11. Pourcentage de jours où les plages américaines du lac Huron étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.
Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis. Les données ont été recueillies en mars et en avril 2019.

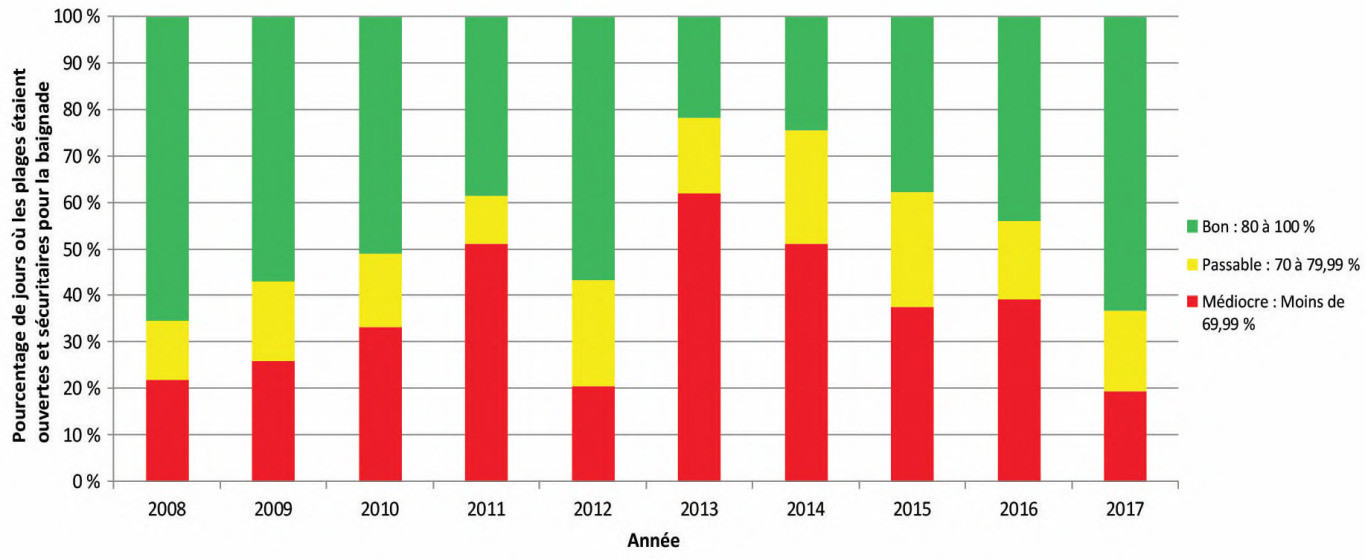


Figure 12. Pourcentage de jours où les plages canadiennes du lac Érié ont été surveillées et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres de 2008 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017

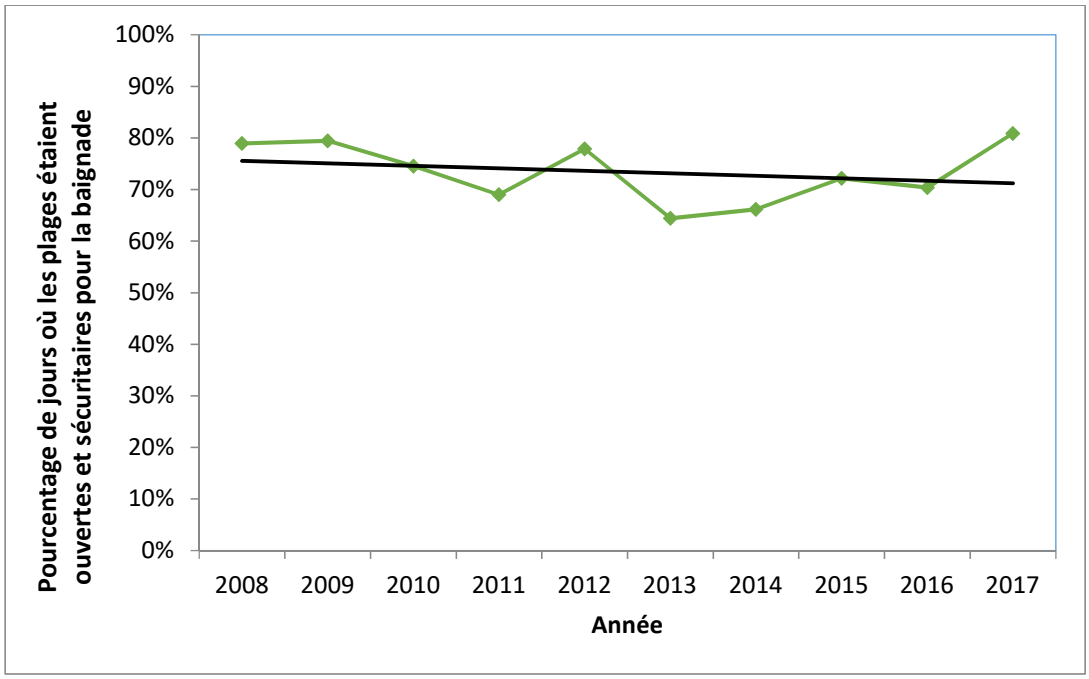


Figure 13. Pourcentage des jours où les plages canadiennes du lac Érié ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 80 % ou >; Passable = 70 à 79,99 % ; et Médiocre = < 69,99 %.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017

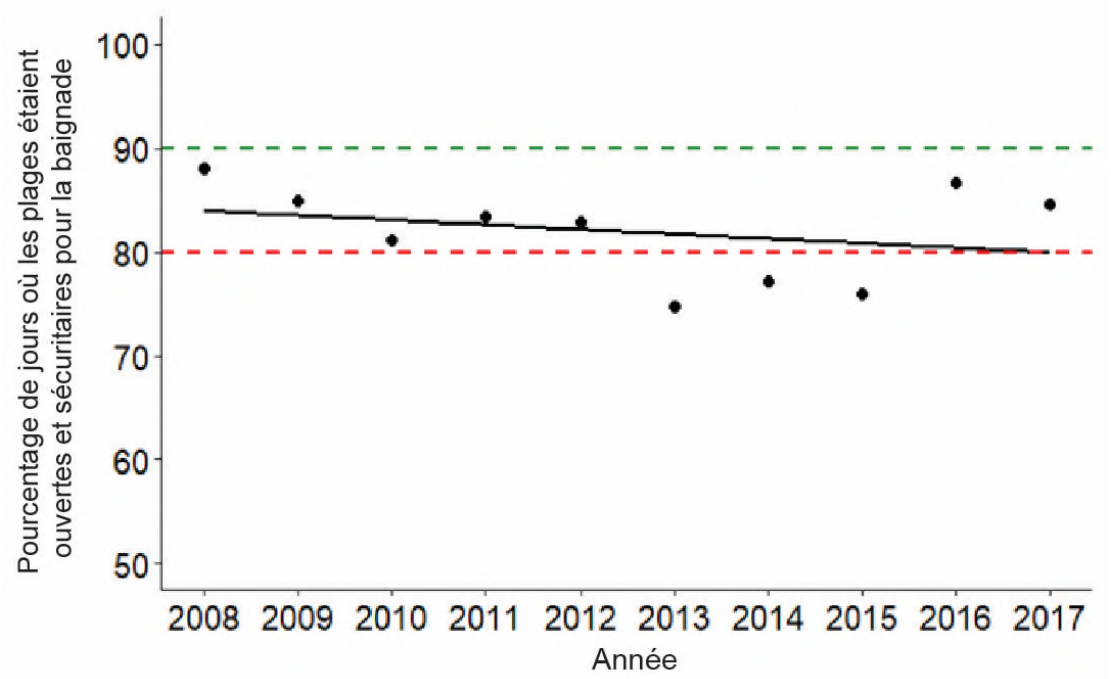


Figure 14. Pourcentage de jours où les plages américaines du lac Érié étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.
Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis. Les données ont été recueillies en mars et en avril 2019.

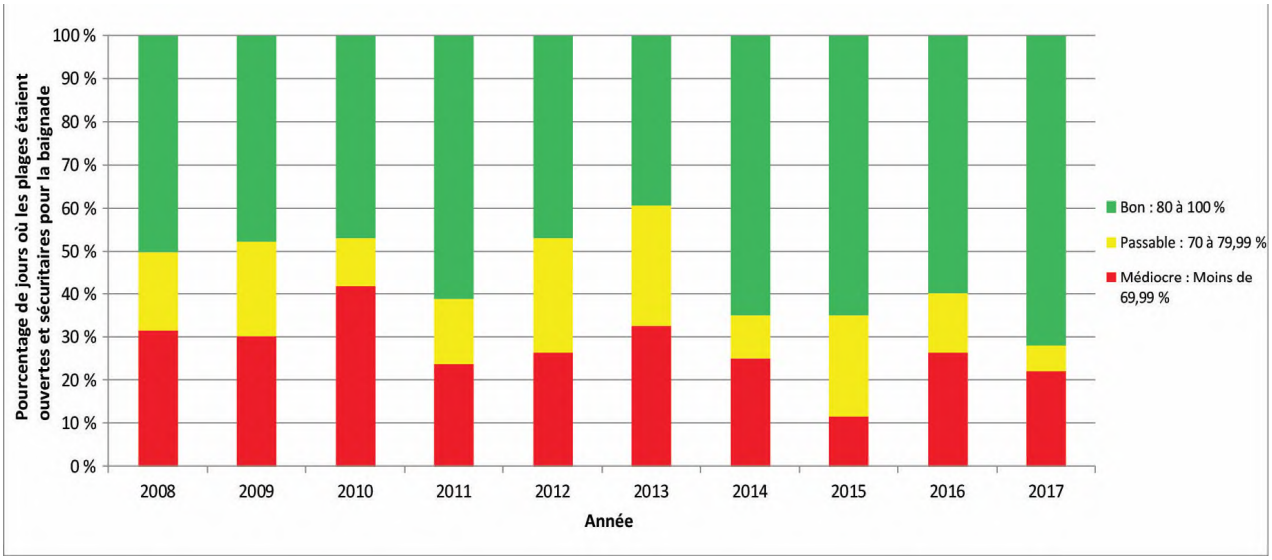


Figure 15. Pourcentage de jours où les plages canadiennes du lac Ontario ont été surveillées et ont été jugées bonnes, passables ou médiocres 2008 à 2017.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017

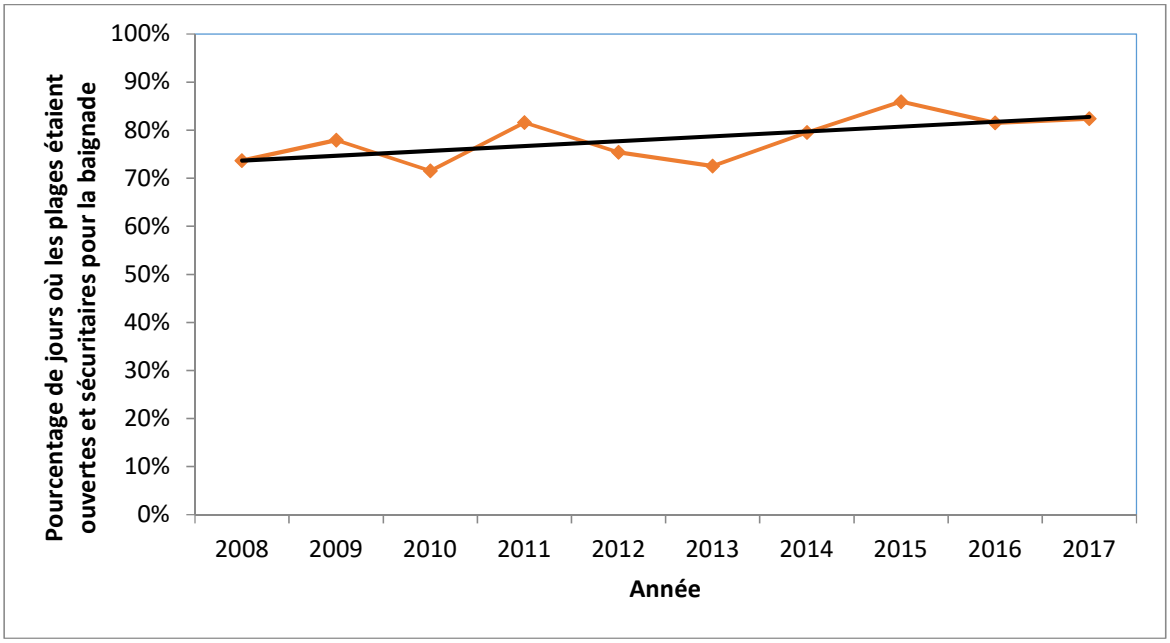


Figure 16. Pourcentage de jours où les plages canadiennes du lac Ontario ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison de baignade de 2008 à 2017. Bon = 80 % ou >; Passable = 70 à 79,99 % ; et Médiocre = < 69,99 %.
Source : Données recueillies auprès des bureaux de santé de l'Ontario situés le long des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé cités dans la section Sources d'information), 2017

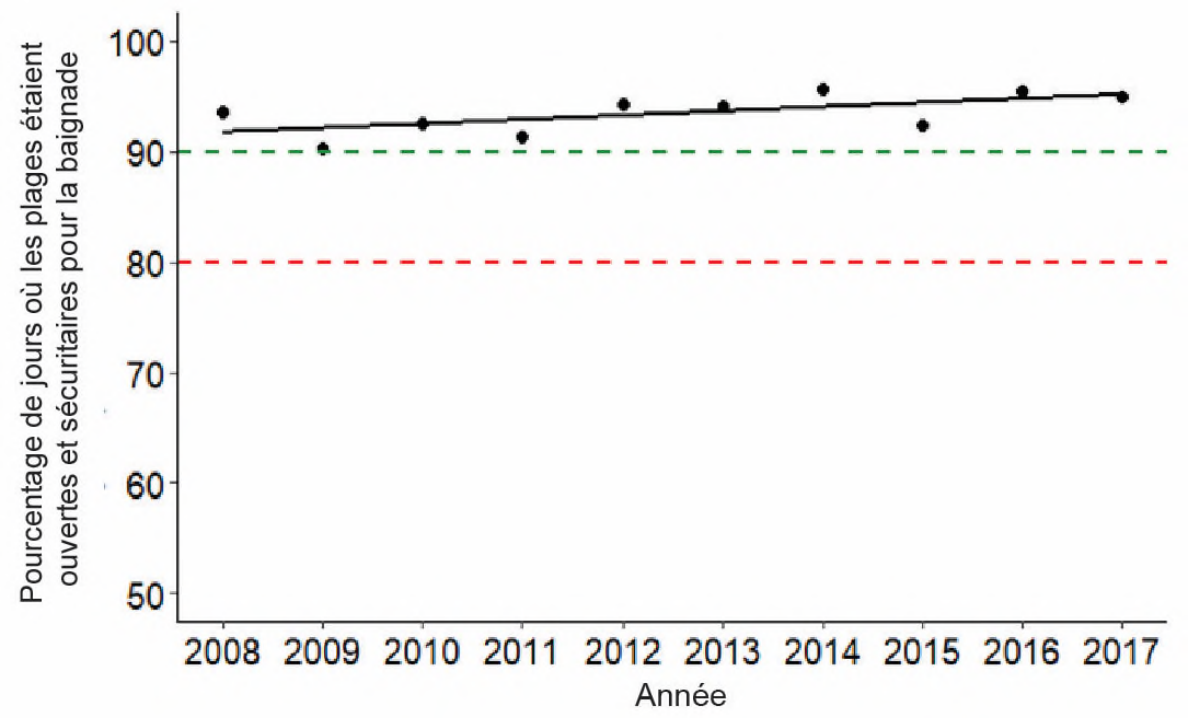


Figure 17. Pourcentage de jours où les plages américaines du lac Ontario ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2008 à 2017. Bon = 90 % ou >; Passable = 80 à 89,99 % ; et Médiocre = < 79,99 %.
Source : Données recueillies dans les États américains et transmises au système BEACON (Beach Advisory and Closing Online Notification) de l'EPA des États-Unis. Les données ont été recueillies en mars et en avril 2019.

Sous-indicateur : Contaminants dans le poisson comestible

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme : S'améliore
Justification : Les biphényles polychlorés (BPC) sont à l'origine de la plupart des avis sur la consommation du poisson dans tous les Grands Lacs. Les concentrations de BPC semblent avoir diminué dans le poisson des lacs Ontario et Michigan au cours des dernières années, mais elles semblent demeurer stables dans celui des lacs Érié, Huron et Supérieur sur une période de 10 ans. Dans l'ensemble, les concentrations de BPC dans le poisson comestible des Grands Lacs ont diminué considérablement (de plus de 90 % dans certains cas) depuis l'interdiction imposée à la fin de la décennie 1970. Les concentrations actuelles dépassent toutefois certains paramètres. Les concentrations de mercure sont à la baisse ou stables selon l'espèce de poisson et le lac et entraîneraient des restrictions sur la consommation de poisson. Les concentrations récentes de tout autre contaminant actuel ou de nouveaux contaminants connus préoccupants (NCP) n'entraînent habituellement pas de restrictions de la consommation de poisson. Depuis le dernier rapport, les plus récentes mesures de BCP pour les lacs Michigan et Ontario, où les concentrations étaient autrefois les plus élevées dans les Grands Lacs, sont plus faibles et continuent de s'améliorer. Les concentrations de BPC du lac Huron ont aussi diminué depuis le dernier cycle de rapport, en 2017. Les concentrations de BPC des lacs Supérieur et Érié semblent stables, mais semblent aujourd'hui plus élevées dans le lac Érié que dans les autres Grands Lacs.

Les évaluations de l'état des de la tendance sont basées sur des données générées par le Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario pour les lacs Supérieur, Huron, Érié et Ontario, tandis que celles pour le lac Michigan sont fondées sur les données fournies par les États du Michigan, du Wisconsin, de l'Illinois et de l'Indiana. L'exploitation d'une source de données unique, comme la Province, permet des comparaisons plus justes d'un cycle de rapport à l'autre, mais pourrait ne pas refléter l'état ou les tendances à l'échelle des États. La recherche et l'intégration de données supplémentaires provenant d'États américains seront une priorité des prochains rapports.

Les définitions des états et tendances figurent à la suite de la section Évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1975-2016) : S'améliore
Justification : Les concentrations de BPC et de mercure dans le poisson du lac Supérieur ont diminué considérablement au cours des 40 dernières années et plus, mais elles n'ont pas changé depuis les années 1990. Environ 44 % des avis pour la population générale et sensible (femmes en âge de procréer et enfants) portant sur les eaux canadiennes des Grands Lacs ont des restrictions de <8 repas par mois. Les récentes mesures (depuis le Rapport technique sur l'état des Grands Lacs de 2017 [RT EGL 2017]) ne permettent pas de déterminer les concentrations de PCB et de mercure depuis quelques années. Le toxaphène demeure présent dans certains poissons du lac Supérieur et entraîne quelques restrictions (allant de 1 ou 2 repas par an à 4 repas par mois).

Lac Michigan
État : Passable
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1975-2016) : S'améliore
Justification : Les concentrations de BPC dans le poisson du lac Michigan ont toujours été les pires de tous les Grands Lacs. Des diminutions importantes au fil du temps ont toutefois rapproché les concentrations de celles d'autres lacs au cours des dernières années ou, dans certains cas, les ont fait baisser en dessous de celles-ci. Les concentrations de BPC et de mercure semblent diminuer surtout et ces substances demeurent les contaminants qui

causent la diffusion du plus grand nombre d'avis sur la consommation de poisson. Depuis la publication du rapport d'EGL de 2017, on constate des améliorations continues des concentrations de BPC et de mercure dans les plus récentes mesures.

Lac Huron
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1975-2016) : S'améliore
Justification : Les concentrations de BPC et de mercure ont diminué dans le poisson du lac Huron au cours des décennies 1970 et 1980, mais les concentrations de mercure et, jusqu'à un certain point, celles de BPC, semblent stables depuis. Les perturbations de la structure de la chaîne alimentaire du lac Huron causées par les espèces envahissantes peuvent avoir contribué à ralentir les diminutions au cours des dernières années. Environ 46 % des avis pour la population générale et sensible portant sur les eaux canadiennes des Grands Lacs demeurent restrictifs (<8 repas par mois). Malgré les concentrations de mercure et de BPC plus ou moins stables depuis les 20 dernières années, il était encourageant d'observer de plus faibles concentrations de BPC dans les plus récentes mesures depuis le rapport de 2017; toutefois, les concentrations de mercure, elles, étaient soit stables, soit légèrement plus élevées.

Lac Érié
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1975-2016) : S'améliore-inchangée
Justification : Les concentrations de BPC et de mercure ont toujours été moins élevées dans le poisson du lac Érié que dans celui des autres Grands Lacs. Les tendances des concentrations de BPC et de mercure sont demeurées généralement inchangées au cours des 10 dernières années. La tendance à long terme pour les concentrations de BPC est à l'amélioration. La tendance à long terme pour les concentrations de mercure est inchangée en raison des concentrations légèrement plus élevées en mercure depuis le milieu des années 1990. L'altération de la chaîne alimentaire du lac Érié par des espèces envahissantes comme les moules dressenidés et le gobie à taches noires ont probablement eu un effet sur les concentrations de contaminants dans le poisson du lac Érié. Environ 60 % des avis pour la population générale et sensible portant sur les eaux canadiennes des Grands Lacs ont des restrictions de < 8 repas par mois.

Lac Ontario
État : Passable
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1975-2016) : S'améliore
Justification : Tout comme dans le cas du lac Michigan, les concentrations de BPC dans le poisson du lac Ontario ont toujours été parmi les plus élevées des Grands Lacs. Des diminutions importantes (plus de 90 % dans de nombreux cas) au fil du temps ont toutefois produit des concentrations presque semblables ou, dans certains cas, plus faibles que dans les autres lacs récemment. Les concentrations de BPC et de mercure semblent surtout à la baisse dans les deux cas. Environ 62 % des avis pour la population générale et sensible portant sur les eaux canadiennes des Grands Lacs ont des restrictions de < 8 repas par mois. Les plus récentes concentrations de mercure observées depuis le rapport de l'EGL 2017 semblent similaires aux observations des 5 dernières années tandis que les concentrations de BPC se sont encore améliorées.

Définitions de l'évaluation des situations
Bon : Les concentrations de contaminants préoccupants dans les filets de poisson permettent la consommation de 8 repas ou plus par mois.
Passable : Les concentrations de contaminants préoccupants dans les filets de poisson permettent la consommation de 1 à 4 repas par mois.
Médiocre : Les concentrations de contaminants préoccupants dans les filets de poisson permettent la consommation de moins de 1 repas par mois.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou ne suffisent pas à évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions de l'évaluation de la tendance
S'améliore : Les concentrations de contaminants préoccupants diminuent de façon significative sur le plan statistique.

Inchangée : Les concentrations de contaminants préoccupants ne diminuent ni n'augmentent avec assez de puissance statistique pour détecter un taux de changement annuel de 5 % dans 80 % des cas.
Se détériore : Les concentrations de contaminants préoccupants augmentent de façon significative sur le plan statistique.
Indéterminée : Les concentrations de contaminants préoccupants ne dessinent pas une tendance générale claire et/ou la puissance statistique ne permet pas de détecter un taux de changement annuel de 5 %.

Paramètres et/ou cibles

L'évaluation des composés d'intérêt dans les filets de poisson peut nous aider à suivre les progrès réalisés en vue de l'atteinte de l'objectif écosystémique, défini ainsi : « Le poisson dans l'écosystème des Grands Lacs devrait être comestible sans danger. Les contaminants produits par des activités humaines ne devraient pas en limiter la consommation. » Les évaluations comprendront l'examen de la tendance suivie par la concentration des contaminants préoccupants (p. ex. les BPC et le mercure) dans les filets de poisson. Une tendance à la baisse pour la concentration de ces composés représente une amélioration des conditions environnementales et une potentielle réduction de l'exposition aux contaminants par la consommation de poisson des Grands Lacs. L'élimination des avis restrictifs sur la consommation de poisson des Grands Lacs pourrait également constituer un paramètre approprié.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur sert à évaluer les concentrations de composés qui présentent un risque pour la santé humaine et à déduire le préjudice que pourrait causer la consommation de poisson des Grands Lacs. On accordera une importance spéciale aux composés intégrés dans l'avis sur la consommation du poisson comme les composés persistants, bioaccumulables et toxiques (PBT), y compris le mercure et les BPC dans les filets de poisson des Grands Lacs.

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

Objectif écosystémique

Le poisson dans l'écosystème des Grands Lacs devrait être comestible sans danger. Les contaminants produits par des activités humaines ne devraient pas en limiter la consommation.

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

Les agences des États-Unis et du Canada surveillent les contaminants présents dans le poisson comestible des Grands Lacs afin de produire les avis sur la consommation sécuritaire. Ce sous-indicateur évalue la situation de l'écosystème en comparant les concentrations de contaminants dans les poissons à celles qui entraînent la diffusion d'un avis sur la consommation. On utilise alors le résultat pour établir un lien entre la situation de l'écosystème et l'objectif général nº 3 de l'AQEGL.

Mesure

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

Dans la Province de l'Ontario, les poissons sont recueillis une fois par an, conformément au Programme de surveillance des contaminants des poissons du Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (MEPNP). Les échantillons des États-Unis sont collectés conformément aux programmes des États américains sur les Grands Lacs. Les concentrations et les tendances pour les produits chimiques PBT dans la

partie la plus comestible du poisson (c.-à-d. le filet) sont évaluées et comparées aux catégories d'avis du Guide de consommation du poisson de l'Ontario et du protocole pour un avis uniforme de consommation du poisson de sport des Grands Lacs.

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

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

Conditions écologiques

Contexte

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

<u>Programme de surveillance des contaminants des poissons de l'Ontario</u>

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

le Guide de consommation du poisson de l'Ontario qui présente des recommandations sur la consommation liées à la taille de chaque espèce et emplacement analysés. L'édition 2015-2016 du Guide de consommation du poisson de l'Ontario présente des recommandations aux pêcheurs sportifs, aux pêcheurs de subsistance et à leur famille, aux collectivités métisses et des Premières Nations qui veulent déterminer quelles espèces de poisson et de quelle taille pris dans des plans d'eau de l'Ontario il est possible de consommer de façon à minimiser l'exposition aux toxines. Le guide présente de l'information sur plus de 2 300 endroits de la province de l'Ontario, y compris une soixantaine de régions couvrant les eaux canadiennes des Grands Lacs.

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

L'Office of Water, le Great Lakes National Program Office et l'Office of Research and Development de l'EPA des É.-U. ont collaboré pour mener l'étude sur les tissus des poissons et la santé humaine dans la région des Grands Lacs. L'étude a été lancée en 2010 dans le contexte du programme d'évaluation nationale de l'état des côtes (NCCA) de l'Agence et il s'agit de la première étude statistique portant sur les contaminants dans le poisson des Grands Lacs. On a prélevé des échantillons de poisson de 157 endroits choisis au hasard en 2010 et de 152 endroits choisis au hasard en 2015 dans les cinq Grands Lacs des États-Unis. Des échantillons de filets ont été analysés pour y repérer la concentration de mercure, de BPC, de PBDE, de SPFA et d'acides gras oméga-3 en 2010. On a analysé les échantillons de filet pour en déterminer la concentration en mercure, en BPC, en SPFA, en dioxines et en furanes, en produits chimiques nouveaux et en acides gras oméga-3 et oméga-6 en 2015. Toutes les données pour 2010 ont été publiées et les données pour 2015 ont été partagées avec les collaborateurs des États-Unis. Ces données devraient être publiées sous peu. La répétition de cette étude en 2020 est en considération.

Great Lakes Consortium for Fish Consumption Advisories

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

BPC

Les concentrations de BPC totaux dans le poisson ont varié de quelques centaines à des milliers de nanogrammes par gramme (ng/g) au cours de la décennie 1970 (figure 1). Dans beaucoup de cas, ces concentrations historiques dépassaient le paramètre recommandé de BPC fixé à environ 2 000 ng/g à l'époque (tableau 1). Les BPC ont été interdits à la fin de la décennie 1970, ce qui en a fait baisser la concentration dans l'environnement. Les concentrations de BPC ont diminué considérablement au cours des quatre décennies dans tous les Grands Lacs (figure 1). Les diminutions ont varié selon le type de poisson et de lac, mais elles ont pu dépasser >90 % dans beaucoup de cas. Les concentrations récentes de BPC dans les poissons de certaines tailles des cinq Grands Lacs n'atteignent pas 500 ng/g.

Des études scientifiques réalisées entre les décennies 1980 et 2000 ont mis en évidence la plus grande toxicité des BPC, ce qui a entraîné une diminution des paramètres recommandés avec le temps. Les paramètres recommandés actuellement dans le cas d'une restriction rigoureuse de la consommation de poisson (c.-à-d. au plus un à deux repas par mois) s'établissent à environ 200 ng/g, ce qui représente un ordre de grandeur de moins. Même si les concentrations de BPC dans le poisson ont diminué considérablement, les BPC demeurent une substance préoccupante pour la santé des êtres humains qui consomment le poisson des Grands Lacs.

Même si les concentrations de BPC semblent à la baisse dans beaucoup de cas, et en particulier dans les lacs Ontario et Michigan où les concentrations de BPC dans le poisson ont toujours été les plus élevées, une tendance stable commence à se dégager dans les lacs Érié et Supérieur. Même si une variabilité plus importante et des diminutions plus lentes à des concentrations inférieures sont typiques et si d'autres facteurs de stress (p. ex., espèces envahissantes, changements climatiques) peuvent contribuer à la stabilité des tendances, les concentrations de BPC dans les lacs Érié, Huron et Supérieur n'ont pas beaucoup diminué depuis la fin de la décennie 1980.

Mercure

Les concentrations de mercure dans le poisson ont toujours dépassé plus souvent les paramètres des avis sur la consommation de poisson (figure 2). Les concentrations ont diminué en général au cours des quatre dernières décennies et celles que l'on retrouve dans le poisson de certaines tailles des cinq Grands Lacs sont maintenant inférieures à 0,2-0,3 µg/g (figure 2). Ces concentrations devraient permettre de consommer de quatre à huit repas par mois dans le cas de la population sensible (tableau 1).

Le doré jaune peut être considéré comme une des meilleures espèces indicatrices pour le mercure. Les données de surveillance montrent que les concentrations de mercure continuent de diminuer dans les lacs Ontario et Michigan. Comme dans le cas des BPC, les concentrations semblent toutefois demeurées stables dans les lacs Érié et Huron. Les données de surveillance réunies portant sur le touladi et le saumon quinnat révèlent aussi une tendance à la stabilisation des concentrations de mercure dans le poisson du lac Supérieur.

SPFA

Des contaminants émergents, comme les SPFA, dans le poisson comestible des Grands Lacs demeurent, pour les États des Grands Lacs et la province de l'Ontario, une priorité en matière de surveillance et de contrôle. La Province de l'Ontario et les États du Minnesota et du Michigan étudient des sources d'acides perfluoroalkylés dans le poisson et diffusent des recommandations propres à chaque site où l'on a trouvé une forte concentration d'acide perfluorooctane sulfonique (PFOS), un produit chimique de la famille des SPFA. De même, on a découvert des concentrations élevées d'acide PFOS dans le poisson de onze endroits de l'intérieur de l'Ontario et l'on a diffusé des recommandations propres à chaque site. Dans une publication récente sur les SPFA, issue de l'évaluation nationale des conditions côtières et de l'évaluation nationale des rivières et des cours d'eau, on indiquait que les acides PFOS constituaient les SPFA les plus dominantes contenues dans leurs échantillons et les concentrations maximales de PFOS atteignaient 127 et 80 ng/g dans les échantillons de cours d'eau urbains et des échantillons provenant des Grands Lacs respectivement (Stahl, et coll. 2014). Les concentrations d'acide PFOS dans des espèces communes de poisson des Grands Lacs n'ont toutefois pas entraîné la diffusion d'avis qui seraient plus restrictifs que ceux qui sont attribuables aux BPC ou au mercure (Gandhi et coll. 2017b). C'est pourquoi on n'a pas procédé à une évaluation détaillée des SPFA lors du présent cycle de rapport, mais il en sera tenu compte au besoin dans des rapports à venir.

Toxaphène et mirex

Les précédents cycles de rapport ont déterminé que le toxaphène et le mirex sont moins préoccupants que les contaminants dominants à l'origine des avis sur la consommation, comme les BPC et le mercure, dans l'optique du risque pour la santé humaine posé par la consommation de poisson. C'est pourquoi le toxaphène et le mirex ne feront plus l'objet d'un rapport dans ce sous-indicateur.

Acides gras oméga-3

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

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

Les acides gras oméga-3 sont des acides gras polyinsaturés (AGPI) qui contiennent trois gras importants sur le plan nutritif : l'acide α-linolénique (AAL), l'acide eicosapentaenoïque (AEP) et l'acide docosahexaenoïque (ADH). Le corps humain est incapable de synthétiser les acides gras oméga-3, mais il peut les tirer de l'alimentation. On trouve en général l'AAL dans des huiles végétales, tandis que l'on trouve couramment l'AEP et l'ADH dans les huiles de poisson, les algues et le phytoplancton. Les avantages associés à la consommation d'acides gras oméga-3

comprennent une amélioration de la capacité cognitive et de la santé cardiovasculaire. Il se peut toutefois, selon les concentrations présentes, que les bienfaits produits par la consommation d'acides gras oméga-3 contenus dans le poisson des Grands Lacs ne l'emportent pas sur le risque d'exposition humaine à des produits chimiques toxiques préoccupants comme le mercure et les BPC. Les recherches sur la relation entre le risque et l'avantage de la consommation de poisson se poursuivent. Les chercheurs essaient d'accroître la masse de connaissances actuelles en 1) produisant des données sur les acides gras contenus dans les espèces de poisson des Grands Lacs, qui présentent actuellement une lacune importante; 2) comparant les concentrations de ces acides gras à celles des contaminants; 3) intégrant finalement ces données dans des avis sur la consommation de poisson (Ginsberg et coll. 2009; Ginsberg et coll. 2015; Groth et coll. 2017; Neff et coll. 2014a; Stern et coll. 2011; Turyk et coll. 2012; Williams et coll. 2014).

Depuis quelques années, les gouvernements des provinces et des États chargés de diffuser des avis sur la consommation se penchent à la fois sur les risques et sur les avantages découlant de la consommation de poisson des Grands Lacs lorsqu'ils diffusent leurs avis. Bien que quelques analyses quantitatives basées sur le mercure et les acides gras ont été effectuées (Ginsberg 2016), à l'heure actuelle, ils y parviennent sur le plan qualitatif en évaluant à la fois la charge de contaminants du poisson et les concentrations d'acides gras. Même s'il faut davantage de données de surveillance pour comprendre les concentrations d'acides gras dans le poisson des Grands Lacs, des éléments de preuve indiquent qu'il peut constituer une bonne source d'acides gras polyinsaturés à chaîne longue bénéfiques. Par exemple, des évaluations récentes effectuées par l'Office of Science and Technology de l'EPA des É.-U. et la province de l'Ontario indiquent que les concentrations d'AEP et d'ADH dans des espèces communes des Grands Lacs augmentent en fonction de la taille du poisson (figure 3). Ces affirmations sont étayées par une évaluation récente portant sur 13 poissons sportifs du Wisconsin qui a établi un lien positif entre la taille du poisson et les acides gras totaux de tous les poissons évalués, mais a déterminé que le lien n'était pas positif dans le cas d'aucune espèce en particulier (Williams et coll. 2014). L'étude a en outre montré que parmi les espèces évaluées, les salmonidés contenaient généralement les plus fortes concentrations d'acides gras totaux tandis que les percidés et les centrarchidés contenaient des concentrations plus faibles, et que l'alimentation constituait un meilleur prédicteur de concentrations d'acides gras que la famille taxonomique (Williams et coll. 2014).

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

Les rapports à venir sur ce sous-indicateur continueront de porter avant tout sur les composés bénéfiques comme les acides gras dans les espèces de poissons les plus consommées par la population des Grands Lacs et pourront permettre de comparer les risques et les bienfaits liés à la consommation de poisson et de suivre les concentrations de ces composés au fil du temps. Comme on le signale dans le Guide de consommation du poisson de l'Ontario 2015-2016, « il est clair que la consommation de poisson peut présenter et des bienfaits et des risques. La vraie question est la suivante : « les bienfaits liés à la consommation de poisson l'emportent-ils sur les risques présentés pour notre santé? » La réponse est « Ça dépend. Elle dépend de divers facteurs, comme le niveau de contaminants en question et les niveaux des divers éléments nutritifs (p. ex., acides gras oméga-3, vitamines, etc.) qui varient beaucoup suivant l'espèce et la taille du poisson et ils sont propres à un lieu. Même si des études scientifiques ont commencé à évaluer les risques et les bienfaits pour la santé de la consommation de poisson, nous n'en avons pas une idée très claire à cause des bienfaits différents des divers éléments nutritifs et des risques pour la santé présentés par différents contaminants. Il devient donc difficile de comparer dans chaque cas les bienfaits et les risques. En raison des limites actuelles, les conseils fournis dans ce guide continuent de reposer uniquement sur le risque des contaminants… » (tiré de http://www.ontario.ca/environment-and-energy/guide-eating-ontario-fish). Les rapports à venir continueront de montrer l'évolution des concentrations de contaminants dans le poisson et pourront aussi

décrire le bienfait de la consommation de poisson des Grands Lacs, ce qui produira une évaluation plus complète des « qualités halieutiques ».

Liens

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

- Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers
  - Les concentrations de produits chimiques toxiques observées dans les parties comestibles du poisson peuvent être mises en relation avec leurs concentrations dans les poissons entiers. Ainsi, les tendances présentées pour les touladis et les dorés jaunes entiers sont comparables à celles présentées dans le présent indicateur pour les parties comestibles de ces espèces.
- Produits chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté
  - Les produits chimiques toxiques retrouvés dans les oiseaux aquatiques coloniaux et piscivores présentent un lien étroit avec les concentrations de ces produits chimiques observées dans les poissons entiers et les parties de poisson comestibles susceptibles d'être consommés par les oiseaux aquatiques.
- Produits chimiques toxiques dans l'eau
  - Les poissons sont exposés aux produits chimiques toxiques par leur alimentation et par l'absorption par leurs branchies. Les concentrations de produits toxiques dans l'eau peuvent ainsi être un indicateur d'une exposition partielle des poissons, et un lien peut être fait avec les concentrations retrouvées dans les parties comestibles des poissons.
- Produits chimiques toxiques dans les sédiments
  - Il est possible de tracer un lien entre les concentrations de produits chimiques toxiques dans le poisson et les concentrations correspondantes dans les sédiments, les poissons pouvant absorber des produits chimiques toxiques par l'entremise d'espèces de niveau trophique inférieur, comme les benthos, qui sont en contact avec les sédiments par les processus de leurs réseaux alimentaires.

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

Évaluation de la qualité des données

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

Limites des données

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

Renseignements supplémentaires

Pour le moment, les BPC, le mercure et le chlordane sont les seuls produits chimiques PBT visés par des protocoles uniformes d'avis sur la consommation de poisson dans tout le bassin des Grands Lacs des États-Unis. Le groupe de travail sur les avis relatifs à la consommation du poisson sportif des Grands Lacs est en train de rédiger d'autres avis uniformes sur les PBT afin de limiter la confusion que peut causer dans le public la diffusion d'avis divers portant sur les mêmes espèces de poisson dans tout le bassin.

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

Les programmes de surveillance des États-Unis et du Canada visent davantage les contaminants émergents. Le Great Lakes National Program Office de l'EPA des É.-U. ne prélève ni n'analyse plus des filets de poisson sportif, mais l'office a lancé un programme de surveillance d'urgence des contaminants présents dans des poissons entiers pour déterminer la présence ou l'absence de contaminants émergents d'intérêt et qui informera les programmes de surveillance et de conseil des États. Le programme a vu le jour en 2011 et les résultats en sont communiqués par divers moyens, y compris les rapports sur la situation des Grands Lacs à mesure qu'ils sont reçus.

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

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

Remerciements

Auteurs : Satyendra P. Bhavsar, Programme de surveillance des contaminants des poissons, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario
Pat McCann, Fish Advisory Program, Minnesota Department of Health

Sources d'information

MEPNP Carte du Guide de consommation du poisson de l'Ontario − https://www.ontario.ca/fr/environnement-et-energie/consommation-du-poisson-de-lontario
Programmes de surveillance et de conseil des États − https://www.health.state.mn.us/communities/environment/fish/consortium/members.html

Great Lakes Human Health Fish Tissue Study − http://www2.epa.gov/fish-tech/studies-fish-contamination
Leanne Stahl, Environmental Protection Agency des É.-U., OST
Baline Snyder, TetraTech
Chip McCarty, Computer Sciences Corporation

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

Personnes-ressources pour les données des États incluses dans le présent sous-indicateur
Brian Koch, Illinois Environmental Protection Agency
Sean Strom, Wisconsin Department of Natural Resources
Ali Meils, Indiana Department of Environmental Management
Joe Bohr, Michigan Department of Environmental Quality

Publications citées

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

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

French, T.D., Petro, S., Reiner, E.J., Bhavsar, S.P., Jackson, D.A. 2011. Thirty-year time series of PCB concentrations in a small invertivorous fish (Notropis Hudsonius): An examination of post-1990 trajectory shifts in the Lower Great Lakes. Ecosystems 14: 415–429, 2011.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Groth 3rd, E., 2017. Scientific foundations of fish-consumption advice for pregnant women: Epidemiological evidence, benefit-risk modeling, and an integrated approach. Environmental Research, 152:386-406
Hogan, L.S., Marschall, E., Folt, C., Stein, R.A., 2007. How non-native species in Lake Erie influence trophic transfer of mercury and lead to top predators. J. Great Lakes Res. 33:46–61.

Krabbenhoft, D.P., and Sunderland, E.M., 2013, Global change and mercury: Science, 341(6153)1457-1458.
Lorber, M. 2008. Exposure of Americans to polybrominated diphenyl ethers. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 18, 2-19.

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

Neff, M. R., Bhavsar, S. P., Braekevelt, E., et Arts, M. T. 2014b. Effects of different cooking methods on fatty acid profiles in four freshwater fishes from the Laurentian Great Lakes region. Food Chemistry, 164, 544-550.

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

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

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

Stern, A.H., Korn, L.R., 2011. An Approach for Quantitatively Balancing Methylmercury Risk and Omega-3 Benefit in Fish Consumption Advisories. Environmental Health Perspectives. 119(8):1043-1046. DOI:10.1289/ehp.1002824.

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

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

Liste des tableaux

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

Liste des figures

Figure 1. Concentrations totales de BPC (ng/g) dans cinq espèces de poisson des Grands Lacs observées entre 1975 et 2016, l'accent étant mis sur l'an 2000 et les années suivantes. Les mesures portant sur le lac Michigan ont utilisé des filets avec la peau et celles qui portent sur les autres lacs, des filets sans la peau. Les lignes en traits rouges représentent un paramètre sanitaire binational estimé pour la population générale.
Sources : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 2. Concentrations de mercure total (µg/g) dans cinq espèces de poisson des Grands Lacs observées entre 1975 et 2016. Les mesures portant sur le lac Michigan ont utilisé des filets avec la peau et celles qui portent sur les autres lacs, des filets sans la peau. Les lignes en traits rouges et verts représentent un paramètre sanitaire binational estimé pour les populations générale et sensible respectivement
Sources : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 3. Comparaison des APE + ADH (mg/g) à la longueur (cm) d'espèces communes des Grands Lacs. Les mesures portent sur les échantillons recueillis entre 2010 et 2017.
Sources : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et Environmental Protection Agency des É.-U.

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs de 2019, Rapport technique

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

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

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

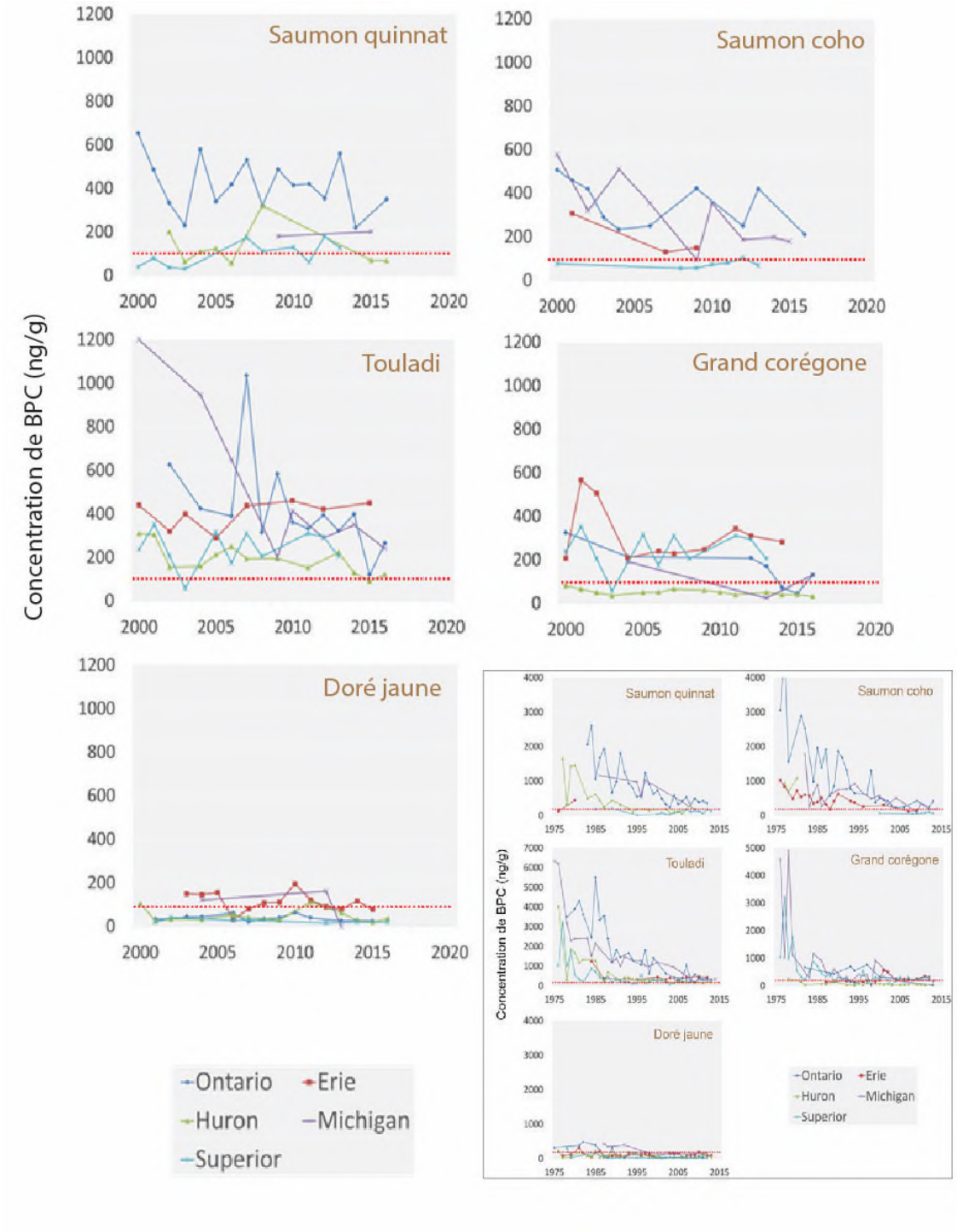


Figure 1. Concentrations totales de BPC (ng/g) dans cinq espèces de poissons des Grands Lacs observées entre 1975 et 2016, l'accent étant mis sur l'an 2000 et les années suivantes. Dans le cas du lac Michigan, les mesures portaient sur les filets avec la peau et dans celui des autres lacs, sur les filets sans la peau. Les lignes pointillées rouges représentent un étalon binational approximatif lié à la santé de la population générale.
Sources : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et Environmental Protection Agency des É.-U.

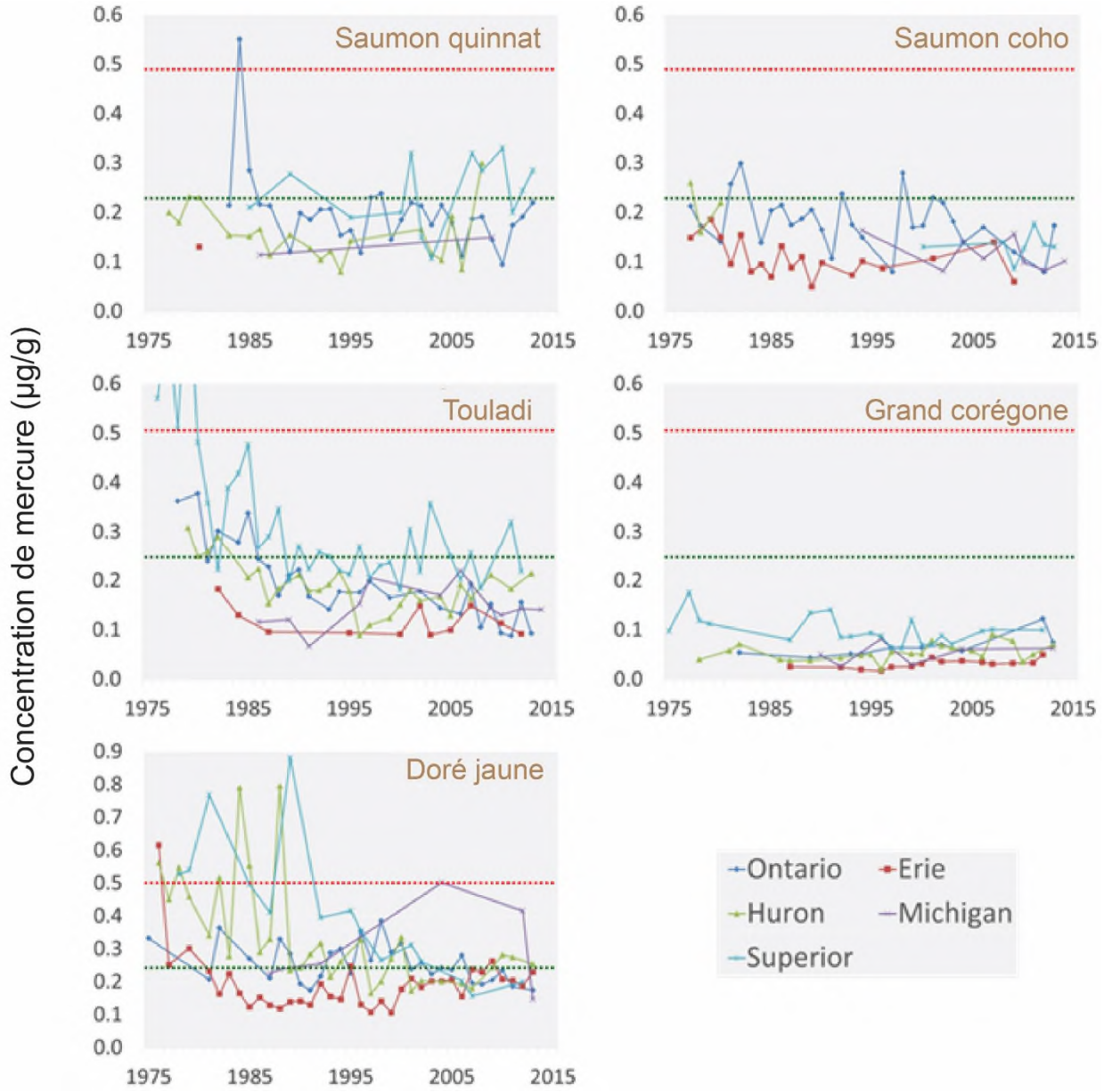


Figure 2. Concentrations de mercure total (µg/g) dans cinq espèces de poissons des Grands Lacs observées entre 1975 et 2016. Les mesures portant sur le lac Michigan ont utilisé des filets avec la peau et celles qui portent sur les autres lacs, des filets sans la peau. Les lignes en traits rouges et verts représentent un paramètre sanitaire binational estimé pour les populations générale et sensible respectivement. Sources : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et Environmental Protection Agency des É.-U.

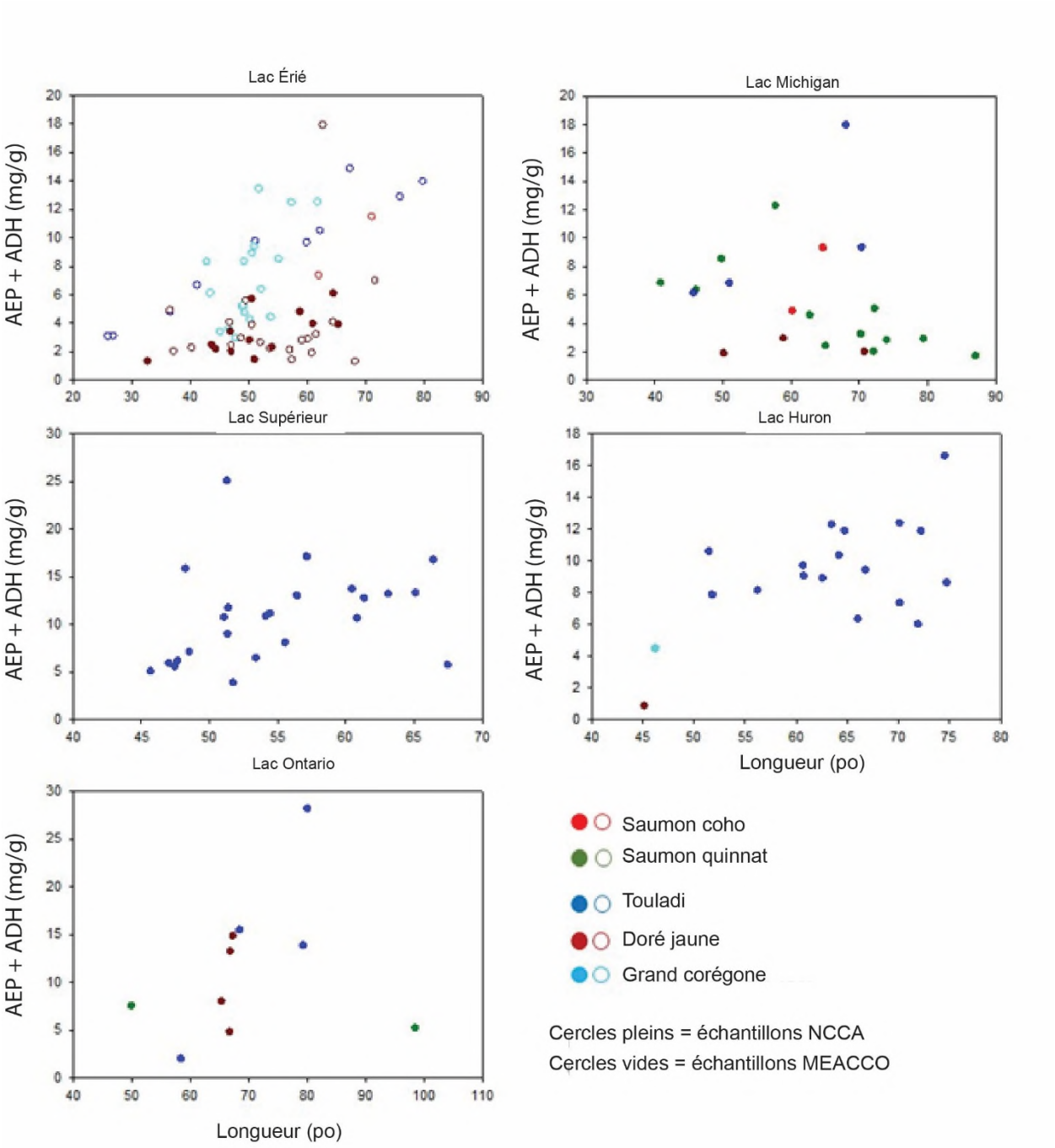


Figure 3. Comparaison des APE + ADH (mg/g) à la longueur (cm) d'espèces communes des Grands Lacs. Les mesures portent sur les échantillons recueillis entre 2010 et 2017.
Sources : Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario et Environmental Protection Agency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

Sous-indicateur : Produits chimiques toxiques dans les sédiments

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Comparaison sur dix ans : Inchangée
Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore
Justification : De façon générale, la teneur en contaminants existants qui sont persistants, bioaccumulatifs ou toxiques a diminué dans les sédiments des Grands Lacs. Les tendances à long terme dans le cas d'un grand nombre de contaminants existants, y compris le mercure, sont à la baisse ou stables. Les teneurs en composés existants, y compris les BPC et le DDT, sont en général inférieures aux valeurs recommandées par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) en ce qui concerne la qualité des sédiments tandis que celles d'autres contaminants, y compris le mercure, l'arsenic, les dibenzo-*p*-dioxines et dibenzofuranes polychlorés (DDPC/DFPC) et les polybromodiphényléthers (PBDE) dépassent parfois les concentrations indiquées dans les recommandations, particulièrement dans le lac Ontario. Les contaminants émergents et nouveaux présentent un intérêt, car leurs concentrations ont tendance à augmenter dans beaucoup de cas et il faut les étudier plus à fond pour déterminer les limites acceptables.

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

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Comparaison sur dix ans : Inchangée
Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore
Justification : Le lac Supérieur est le plus grand, le plus froid et le plus profond des Grands Lacs. Des processus physiques comme des cycles des contaminants plus longs et des taux moins élevés de volatilisation ont fait baisser les taux de diminution des concentrations de certains contaminants existants par rapport aux autres Grands Lacs. Les concentrations types de contaminants dans les sédiments en eau profonde au large sont toutefois très faibles et les rejets atmosphériques en sont la principale source. Ce sont les concentrations les plus élevées des Grands Lacs, toutefois les concentrations de toxaphène ont diminué d'un ordre de grandeur depuis leur crête au cours de la décennie 1980. Les concentrations de cuivre et de plomb dépassent souvent les recommandations les plus strictes sur la qualité des sédiments à cause de la géochimie du bassin hydrographique (bouclier précambrien), tandis que des sources régionales historiques associées à l'exploitation minière et aux fonderies causent probablement le dépassement des recommandations relatives à l'arsenic. Les concentrations de certains ignifugeants bromés (IB), y compris le BDE 209, le dechlorane 604 et le décabromodiphényléthane (DBDPE), sont les plus faibles des Grands Lacs, mais elles sont toutefois à la hausse et il leur faut de respectivement 7 à 24 ans, de 5 à 38 ans et de 5 à 16 ans pour doubler (Guo 2015), en raison des mêmes processus physiques qui influent sur les concentrations des contaminants existants.

Lac Michigan
État : Passable
Comparaison sur dix ans : Inchangée
Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore
Justification : Le lac Michigan est constitué d'un bassin nord froid, profond et boisé et d'un bassin méridional plus urbanisé. Les dépôts atmosphériques constituent une source de première importance de la plupart des contaminants présents dans les sédiments à cause de la vaste superficie du lac, mais les apports provenant des affluents et d'autres sources locales sont importants également (Lepak et coll. 2015; Zhang et coll. 2009; Eisenreich et Strachan 1992). La concentration de certains produits chimiques dans les sédiments est élevée dans certains cas, dans des secteurs comme Green Bay, à des endroits situés sur les rives est du lac ou dans le bassin sud. Les concentrations de mercure sont les plus élevées à Green Bay, où les sources industrielles et dérivées du bassin géographique produisent les apports les plus importants (Lepak et coll. 2015). La concentration de certains ignifugeants est la plus élevée dans le

lac Michigan comparativement à la partie supérieure des Grands Lacs (on n'évalue pas les secteurs inférieurs des Grands Lacs), les concentrations les plus fortes sont présentes dans la partie sud-est du lac et à proximité des dunes Sleeping Bear (Guo 2015). Les concentrations de BPC baissent, mais très lentement. Dans le lac Michigan, leur demi-vie dans les sédiments est de 32 à 179 ans (Li et coll. 2009). Les CPF, qui ont remplacé les SPFO et les APFO plus connus se trouvent actuellement à des concentrations comparables à celles des SPFO et des APFO dans les sédiments du lac Michigan (Codling et coll. 2014).

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)
État : Bon
Comparaison sur dix ans : Inchangée
Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore
Justification : Sur le plan de la contamination des sédiments, le lac Huron ressemble au lac Supérieur, car il est vaste, froid et profond et les contaminants proviennent principalement des dépôts atmosphériques. Les concentrations types de contaminants dans les sédiments sont très faibles, mais celles de DDPC/DFPC, de nickel et de cuivre dépassent les recommandations dans les secteurs du port de Spanish et du chenal Whalesback à cause de l'activité industrielle et minière historique locale. Les concentrations en arsenic dépassent les recommandations dans le tiers du lac et pourraient être en hausse (ECCC). Les taux de sédimentation très faibles ont une incidence négative sur le rétablissement naturel dans le lac.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)
État : Passable
Comparaison sur dix ans : S'améliore
Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore
Justification : La contamination du lac Érié présente un gradient spatial évident : les concentrations diminuent du bassin occidental vers le bassin oriental et du sud vers le nord du bassin central. Cette répartition spatiale dans le lac Érié est attribuable à des activités industrielles dans le bassin hydrographique des principaux affluents, y compris les rivières Détroit et Sainte-Claire qui, avec la rivière Maumee, ont des effets hydrodynamiques sur la rive sud. La qualité des sédiments du bassin oriental demeure excellente. Les diminutions dans tout le lac des concentrations de contaminants existants dans les sédiments sont impressionnantes, le repli dépassant 50 % dans le cas du mercure, des BPC, de l'hexachlorobenzène (HCB), du DDT et du plomb (tableau 1). Les initiatives et les mesures correctives prises par le gouvernement ont effectivement réduit les sources ponctuelles dans tout le bassin des Grands Lacs. Le lac Érié affichait le taux de sédimentation le plus élevé de tous les Grands Lacs et c'est pourquoi la diminution des concentrations de contaminants existants dans les sédiments de fond y est la plus importante. La concentration moyenne d'oligoéléments ne dépasse plus la concentration sans effet prévu (CSEP) fédérale fixée par le CCME pour les trois bassins du lac. Cependant, la concentration produisant un effet probable (CEP) est parfois dépassée dans le bassin occidental (tableau 2).

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara)
État : Passable
Comparaison sur dix ans : S'améliore
Tendance à long terme (1970-2015) : S'améliore
Justification : De tous les Grands Lacs, c'est dans le lac Ontario que la qualité des sédiments demeure la plus mauvaise. Ce sont les concentrations de DDPC/DFPC et de mercure (tableau 2) qui dépassent le plus souvent en fréquence et en importance les lignes directrices du CCME sur la qualité des sédiments. Ce problème de contaminants existants découle de l'activité industrielle historique dans le bassin hydrographique de la rivière Niagara et de l'influence de sources dans les lacs situés en amont, ce qui provoque à terme l'accumulation de contaminants dans les strates sédimentaires du lac Ontario. Toutefois, les concentrations actuelles de contamination par les DDPC/DFPC représentent une diminution de 53 % par rapport à la crête de la décennie 1970. Le mercure continue de dépasser la CEP dans des secteurs de dépôt situés au large, mais dans tout le lac, on observe des diminutions allant jusqu'à 90 %. Les tendances de la plupart des produits chimiques existants dans le lac Ontario indiquent une amélioration de la qualité des sédiments avec le temps. La plupart des concentrations d'IB sont peut-être faibles, mais celles du dechlorane plus, qui découlent aussi de l'activité d'anciens sites industriels dans le bassin de la rivière Niagara, sont plusieurs fois plus élevées dans le lac Ontario que dans les autres Grands Lacs. Les concentrations de bisphénol A (BPA) sont de 5 à 10 fois plus élevées dans les ports de Hamilton et de Toronto que dans les sédiments des eaux libres des lacs, ce qui montre que les zones urbaines sont les principales sources de BPA et que les usines de traitement des eaux usées en sont les principaux vecteurs (ECCC).

Définitions relatives à l'évaluation de la situation
Bon : Les valeurs mesurées indiquent que les concentrations de produits chimiques toxiques satisfont aux objectifs établis pour l'écosystème ou qu'elles sont autrement acceptables.
Passable : Les valeurs mesurées indiquent que les concentrations de produits chimiques toxiques ne satisfont pas aux objectifs établis pour l'écosystème, mais qu'elles présentent des conditions minimalement acceptables.
Médiocre : Les valeurs mesurées indiquent que les concentrations de produits chimiques toxiques ne présentent pas des conditions minimalement acceptables et que l'écosystème est gravement touché.

Définitions relatives à l'évaluation de la tendance
S'améliore : Diminution de la concentration ou de la fréquence de détection de produits chimiques toxiques.
Inchangée : Aucun changement à la concentration ou à la fréquence de détection de produits chimiques toxiques.
Se détériore : Augmentation de la concentration ou de la fréquence de détection de produits chimiques toxiques.
Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou suffisantes pour évaluer les tendances ou la fréquence de détection actuellement, ou les différents groupes de produits chimiques toxiques présentent des tendances contradictoires et les experts ne s'entendent pas sur une tendance globale.

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

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

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

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

Mesure
Ce sous-indicateur vise à évaluer les tendances temporelles et les distributions spatiales des produits chimiques toxiques dans les sédiments des cinq Grands Lacs. Pour chaque Grand Lac, on évaluera un éventail de substances chimiques appartenant à plusieurs catégories. Les produits chimiques évalués pourront inclure l'hexachlorobenzène (HCB), les biphényles polychlorés (BPC), le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), les dioxines, le plomb et le mercure, ainsi que les PBDE, les ignifugeants non bromés et les paraffines chlorées. Le rapport sur ce sous-indicateur inclura les résultats des activités de contrôle et de surveillance portant sur des produits chimiques toxiques actuellement préoccupants ou qui le deviendront. Les données de surveillance serviront à éclairer la sélection des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles pour l'annexe 3 de l'AQEGL, ainsi qu'à contrôler l'efficacité des mesures de prévention et de contrôle de la pollution portant sur ces composés et les progrès réalisés.

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

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

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

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

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

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

Conditions écologiques

Situation des contaminants dans les sédiments

En général, les sédiments des Grands Lacs constituent un puits principal pour contaminants, mais ils peuvent aussi en constituer une source à la suite de resuspension et de redistribution. L'enfouissement dans les sédiments constitue aussi un mécanisme de premier plan par lequel les contaminants sont séquestrés et ne peuvent se retrouver de nouveau dans la colonne d'eau. Dans le cadre d'une nouvelle initiative d'Environnement et Changement climatique Canada (2014), le prélèvement d'échantillons de sédiments des Grands Lacs selon le calendrier de l'ISCS permettront d'obtenir une évaluation plus détaillée (sur les plans spatial et temporel) à la fois pour les chenaux connecteurs et les Grands Lacs pour les besoins de rapports à venir sur la situation des Grands Lacs (appelés auparavant rapports de la CÉÉGL).

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

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

Situation des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM)

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

Les produits chimiques suivants constituent la première série de PCSPM :

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

Mercure et métaux

La répartition spatiale de la contamination par le mercure dans les sédiments des Grands Lacs représente de façon générale celle d'autres composés toxiques existants, y compris d'autres métaux et matières organiques comme les BPC, car l'accumulation d'un vaste éventail de contaminants propres à chaque lac peut être causée par des sources communes. On observe les concentrations de mercure les plus élevées dans les sédiments des lacs Michigan, Érié et Ontario dans les zones de dépôt au large caractérisées par leurs sédiments à grains fins. Il y a en général un lien entre les concentrations de contaminants et la taille des particules et c'est pourquoi la distribution du mercure est fonction non seulement des charges et de la proximité des sources, mais aussi du type de substrat et des caractéristiques bathymétriques. Une étude actuellement menée par ECCC permet de corroborer les conclusions d'une étude antérieure de Marvin et coll. (2004), selon lesquelles la contamination par le mercure est en général assez faible dans les lacs Huron, Michigan, Supérieur et, plus récemment, le lac Sainte-Claire, mais elles sont plus élevées dans le lac Ontario et le bassin occidental du lac Érié (figure 1). Les concentrations de mercure dans les Grands Lacs laissent à penser que la plus grande partie du lac Ontario, l'ouest du lac Érié et des zones au nord du lac Supérieur ont des concentrations qui dépassent encore les recommandations relatives à la CEP (figure 1). La contamination du lac Érié présente un gradient orienté vers une diminution des concentrations depuis le bassin occidental (moyenne de 410 ng/g) vers le bassin central (190 ng/g) et le bassin oriental (62 ng/g) [ECCC]. La distribution spatiale dans le lac Érié est influencée par l'activité industrielle dans les bassins des principaux affluents, y compris la rivière Détroit et des secteurs le long de la rive sud (Marvin et coll. 2004). Les sources et les charges de mercure qui atteignent le lac Huron semblent avoir diminué au point où on ne décèle aucune tendance spatiale. La contamination courante des sédiments est beaucoup moins élevée que les concentrations maximales observées du milieu de la décennie 1950 jusqu'au début de la décennie 1970 pour tous les lacs, ainsi que les réductions concomitantes dans les voies interlacustres, y compris la rivière Niagara, le secteur aval de la rivière Détroit et le secteur amont de la rivière Sainte-Claire, qui sont tous associés à une contamination historique par le mercure causée par le procédé chlore-alcali. Ces secteurs étaient aussi très industrialisés et constituaient des sources de premier plan de tout un éventail de substances toxiques persistantes dans les lacs ouverts, y compris les BPC. Des études réalisées plus récemment de 2012 à 2014 (Lepak et coll. 2015) et de 2013 à 2018 (figure 1; ECCC) concordent avec des études antérieures et révèlent que :

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

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

BPC

Les résultats d'études de Li et coll. (2009) sur les BPC réalisées au cours de la même période que l'étude de Burniston et coll. (2011) ont révélé que la concentration de BPC avait baissé de 30 % dans les Grands Lacs comparativement aux résultats rapportés par Eisenreich (1987), le lac Ontario affichant la diminution la plus importante. Les changements de la méthodologie d'analyse complexifient les comparaisons des concentrations totales de BPC aux résultats d'études historiques. La comparaison de sédiments de surface aux maximums sous-marins basée sur des techniques d'analyse semblables pourrait produire des résultats plus fiables. Si l'on compare la moyenne de tous les lacs dans le cas des sédiments superficiels aux maximums sous-marins, les réductions des concentrations de BPC dans les Grands Lacs ont varié de 5 % dans le lac Michigan à 94 % dans le lac Ontario. Dans le cas des BPC, même si une réduction de la production contribue à cette baisse, la diminution des concentrations peut aussi découler de la perte de congénères légers attribuable à la remise en suspension répétée de sédiments superficiels, à la désorption de congénères légers et à l'évaporation subséquente (dans le lac Michigan; Li et coll. 2009), ou à la déchloration réductrice anaérobie (dans le lac Ontario; Li et coll. 2009). À cause de la toxicité différente des congénères, la déchloration réductrice anaérobie pourrait réduire la toxicité due aux BPC (Li et coll. 2009). Les demi-vies de premier ordre ($t_{1/2}$) varient de 44,9 ans (lac Huron) à 9,7 ans (lac Supérieur). Voir le tableau 3. On trouve des demi-vies plus brèves à certains lieux (lacs Ontario, Érié, Supérieur) plus proches des sources d'affluents et qui réagissent donc davantage aux réductions des sources de BPC (Li et coll. 2009). Bien que les concentrations de BPC dépassent rarement les recommandations relatives à la CEP (277 ng/g BPC totaux) dans les sédiments des Grands Lacs en ce moment, elles demeurent hautes dans certaines zones de l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit.

Ignifugeants

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

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

halogénés dans le lac Érié (n = 10), y compris du HBCD, et de relever fréquemment la présence d'acide 2,3,4,5-tétrabromo-benzoïque de 2-éthylhexyle (TBB) et de bis(2-éthyl-1-hexyl)tétrabromophthalate (TBPH), quoiqu'en faibles quantités, dans la rivière Détroit (n = 12).

Composés perfluoroalkylés

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

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

Les sédiments de surface contiennent principalement de l'APFB et de l'acide perfluoro-n-hexanoïque (APFHx), ce qui laisse à penser que ces composés ne se lient peut-être pas aux sédiments en phase solide. Les concentrations d'APFB mesurées dans les sédiments profonds d'échantillons de carottes étaient plus élevées que ce qu'on aurait pu prédire étant données les quantités de substance fabriquées et utilisées. Les concentrations montrent que la contamination pourrait pénétrer dans la chaîne alimentaire (Codling et coll. 2018b). De façon générale, les concentrations de CPF ont augmenté dans le temps, ce qui correspond essentiellement à une utilisation accrue. Toutefois, les concentrations des CPF ayant fait l'objet de mesures ciblées ont diminué dans les sédiments. Par exemple, les concentrations de SPFO ont atteint un sommet en 2001 (Myers et coll. 2012). On a aussi souvent détecté la présence d'APFB et d'APFHx dans les sédiments de surface et dans les échantillons supérieurs de carottes, ce qui indique une variation des profils d'utilisation. Les distributions de CPF dans les carottes datées correspondaient généralement à une utilisation accrue, mais également aux propriétés physicochimiques qui influent sur la distribution. Les CPF dont les chaînes contiennent plus de sept atomes de carbone, y compris le sulfonate de perfluorooctane (SPFO), se lient plus fortement aux sédiments, ce qui a permis d'analyser leurs tendances temporelles avec plus de précision. Les CPF à courte chaîne, comme l'APFB, principal remplaçant des composés à huit atomes de carbone qui ont été éliminés, sont plus solubles et ont été détectés dans certaines couches de carottes à des profondeurs correspondant à des périodes antérieures à la fabrication. Par conséquent, l'analyse des tendances temporelles pour ces composés plus solubles à partir de carottes de sédiments est moins précise. En fonction de leurs propriétés physicochimiques, les sédiments ne sont peut-être pas le milieu le plus adapté à la surveillance (Codling et coll. 2018a).

Liens

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

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

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

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent de sources connues, fiables et respectées auxquelles il est possible de remonter.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables à celles provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données

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

Renseignements supplémentaires

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

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

Les efforts visant à contrôler les dépôts de contaminants existants ont entraîné une baisse des concentrations de contaminants dans les sédiments des eaux libres des Grands Lacs dans le cas d'un grand nombre de produits chimiques

existants. Il se peut toutefois que des produits chimiques comme des ignifugeants et des produits antiparasitaires d'usage courant soient des problèmes émergents et de possibles agents stressants futurs de l'écosystème. Ces résultats corroborent les observations faites à l'échelle mondiale qui indiquent que les grands centres urbains constituent des sources diffuses de produits chimiques très utilisés pour soutenir le mode de vie de notre société moderne.

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

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

Remerciements
Auteurs : Debbie Burniston, Division de la surveillance de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada, 867, promenade Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1
Meg Corcoran, Oak Ridge Institute for Science et boursière en éducation-recherche nommée aux Great Lakes National Program Office de l'Environmental Protection Agency des É.-U., Chicago (Illinois)
Chris Marvin, Direction de la recherche sur les contaminants aquatiques, Environnement et Changement climatique Canada, 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1
Todd Nettesheim, Great Lakes National Program Office de l'Environmental Protection Agency des É.-U., Chicago, (Illinois)

Sources d'information

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Liste des tableaux

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

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

Tableau 3. Demi-vie (t1/2) de premier ordre des BPC dans les sédiments des Grands Lacs.
Source : Li et coll. (2009)

Liste des figures

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

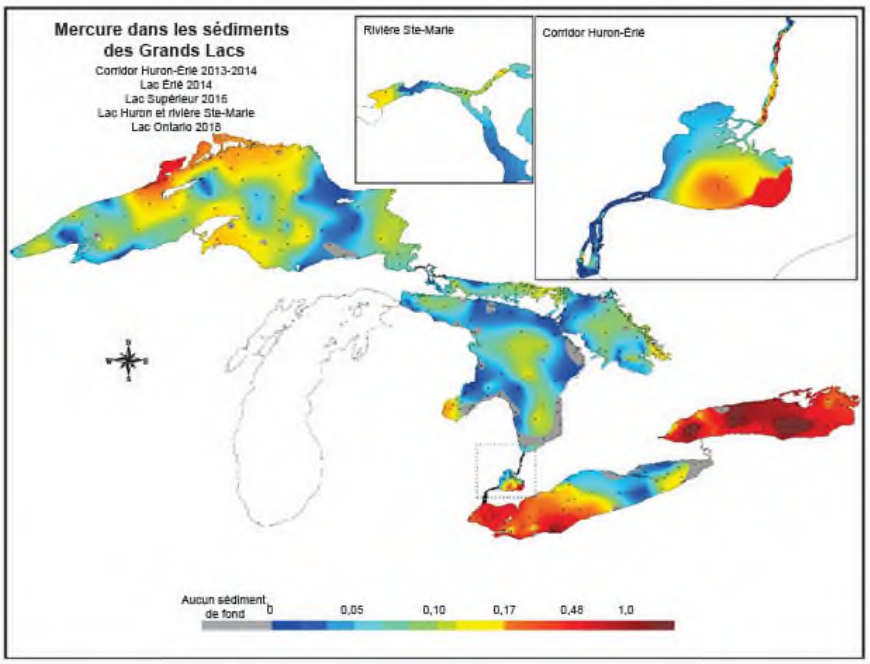


Figure 1. Distribution spatiale de la contamination par le mercure dans les sédiments superficiels dans les secteurs à eaux libres et les voies interlacustres des Grands Lacs. Source : Environnement et Changement climatique Canada.

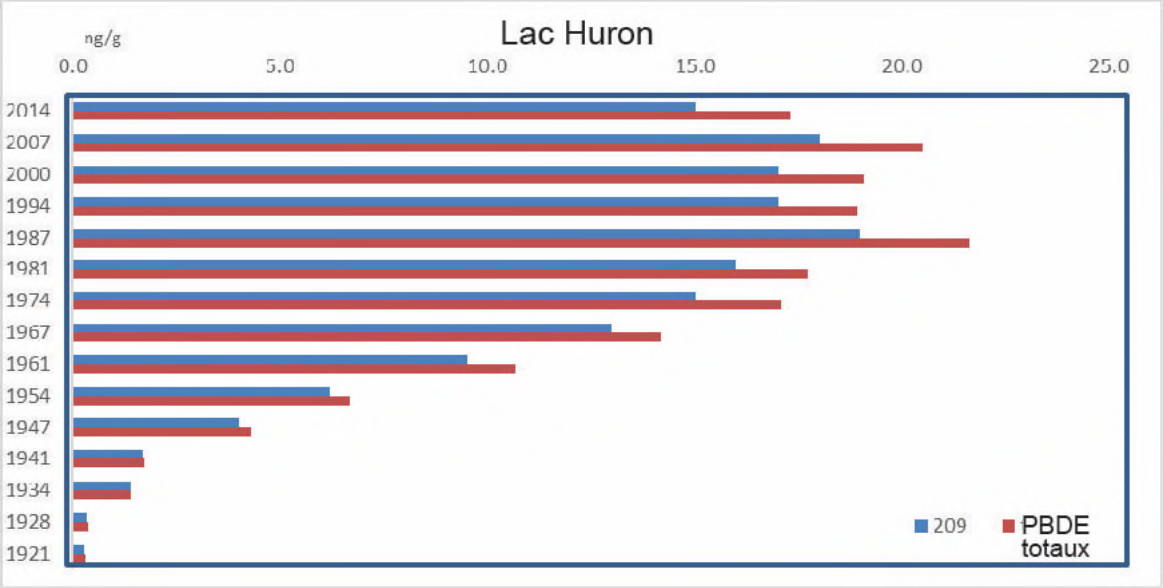


Figure 2. Tendances temporelles des concentrations de polybromodiphényléthers dans les sédiments du lac Huron. Source : Environnement et Changement climatique Canada.

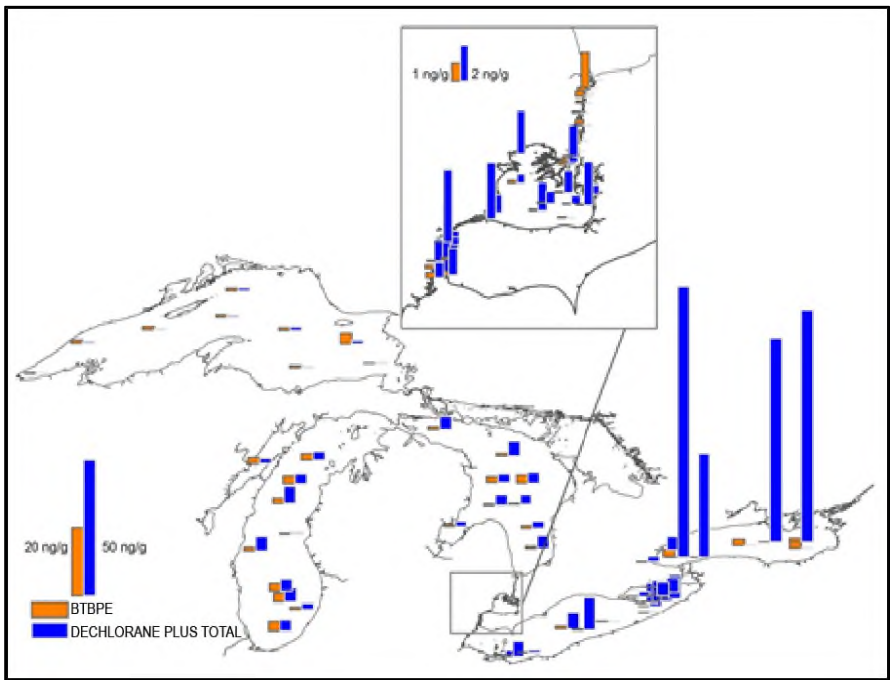


Figure 3. Distribution spatiale du BTBPE et du dechlorane plus (somme des isomères syn et anti) dans les Grands Lacs (échantillonnage : 2010-2014).
*S*ources : Lacs Supérieur, Michigan et Huron – Guo (2015), rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire, rivière Détroit et lac Érié – Environnement et Changement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

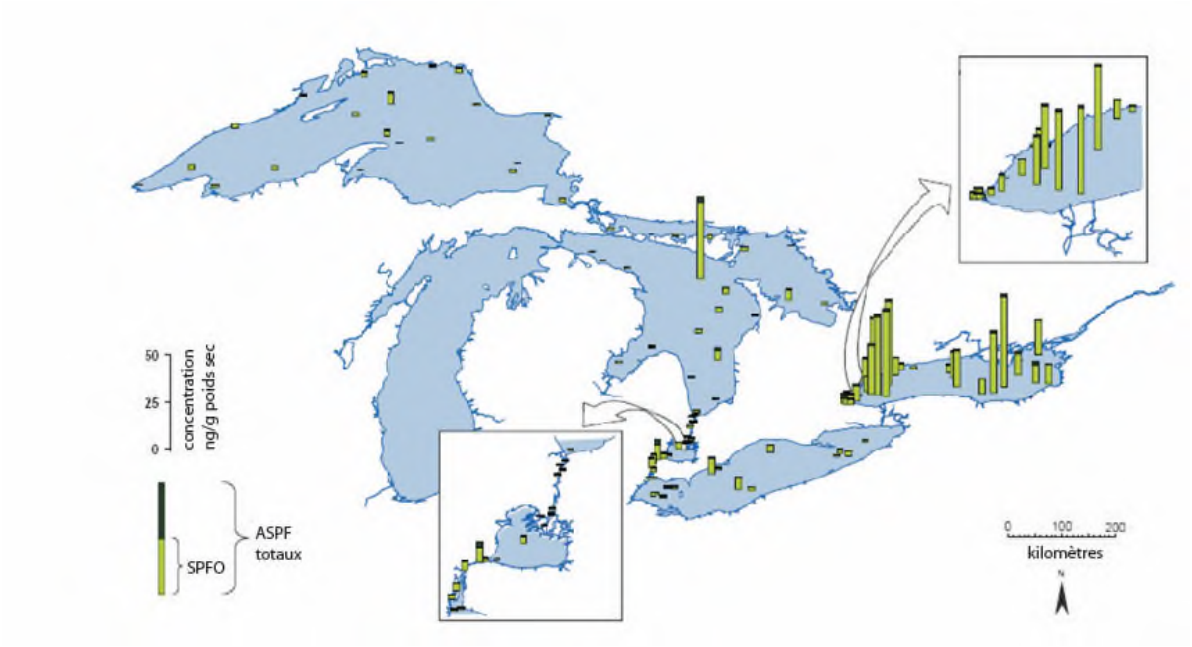


Figure 4. Concentrations des acides sulfoniques perfluorés (ASPF) totaux et d'acide perfluorooctane sulfonique dans les sédiments des Grands Lacs.
Source : Environnement et Changement climatique Canada

Sous-indicateur : Produits chimiques toxiques dans l'eau

(antérieurement désigné Concentrations de produits chimiques toxiques)

Évaluation globale
État : Bon
Tendances
Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2004-2017)* : Inchangée
Justification : Les composés chimiques dont il est question dans le présent rapport sont des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) ou des produits chimiques susceptibles de devenir des PCSPM en raison de leurs propriétés qui les rendent persistants, bioaccumulables et/ou toxiques (PBT). À long terme, la majorité des contaminants PBT hérités du passé ont diminué dans les eaux des Grands Lacs. Ces produits sont présents en concentrations globales plus faibles, bien que les données les plus récentes indiquent une évolution stable. On observe des dépassements occasionnels des valeurs recommandées pour la qualité de l'eau dans le cas des BPC totaux dans les lacs Érié et Ontario. Le nombre de composés surveillés s'accroît, ce qui enrichit nos connaissances. Pour certains PCSPM (les HBCD, les PBDE, les PFOS et les PFOA), les tendances sont indéterminées, et bien que l'on fasse état de la situation, cette dernière est incomplète en raison de lacunes sur le plan de la surveillance des composés dans tous les secteurs. Dans le cadre d'une évaluation antérieure, la situation a été jugée comme étant bonne. Le changement de situation à « passable » s'explique par la récente détection de PCSPM (voir ci-dessus) dans les eaux extracôtières.
*** La tendance à long terme relative aux produits chimiques évalués dans le présent rapport servira à déterminer la tendance sur 10 ans.**

La terminologie associée à l'évaluation de la situation et des tendances se trouve immédiatement après la section portant sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Passable
Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2005-2016)*: S'améliore
Justification :
En général, la qualité de l'eau dans le lac Supérieur est passable, mais celle-ci présente les plus fortes concentrations de certains composés, dont l'alpha-HCN, le gamma-chlordane, le lindane et le toxaphène, lesquels produits s'accumulent dans les eaux froides au fond du lac et disparaissent lentement en raison de la persistance des composés et du long temps de résidence de l'eau dans le lac. La concentration de ces composés décroît à long terme, mais elle n'a pas évolué ces dernières années. Le lac Supérieur présente des concentrations parmi les plus faibles pour divers nouveaux composés, dont les surfactifs perfluorés et les ignifuges bromés. Auparavant, la situation était jugée « bonne ». La modification à « passable » est fondée sur les récentes détections de PCSPM dans les eaux extracotières; toutefois, il ne s'est pas écoulé suffisamment de temps pour permettre l'évaluation de toutes les tendances relatives aux PCSPM.
* La tendance à long terme relative aux produits chimiques évalués dans le présent rapport servira à déterminer la tendance sur 10 ans.

Lac Michigan
État : Passable
Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2006-2015) : Indéterminée
Justification : On dispose de moins de données sur le lac Michigan; les données disponibles indiquent que la situation d'un grand nombre de composés est stable (cependant, les concentrations de dieldrine seraient à la baisse). Aucun dépassement des valeurs actuellement recommandées pour la qualité de l'eau n'a été constaté. Des données supplémentaires sur un ensemble de composés seront fournies par l'EPA américaine et figureront dans les futurs rapports sur l'état des Grands Lacs. Aucune tendance ne peut être dégagée en raison du manque de données et d'informations sur lesquelles fonder l'évaluation.

Lac Huron
État : Bon
Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2004-2017)*: Inchangée
Justification : Le lac Huron présente certaines des concentrations les plus faibles pour plusieurs contaminants. Cette situation s'explique par le fait que les sources sont peu nombreuses et que ce lac est moins exposé aux dépôts atmosphériques et aux longs séjours de composés persistants en raison de sa situation géographique. Il existe des données indiquant une augmentation des concentrations de HAP à la baie Georgienne, mais les valeurs sont faibles et aucune valeur recommandée pour la qualité de l'eau n'a été dépassée aux sites de surveillance. À long terme, la tendance est également à la baisse pour le mercure et plusieurs importants organochlorés hérités du passé.
* La tendance à long terme relative aux produits chimiques évalués dans le présent rapport servira à déterminer la tendance sur 10 ans.

Lac Érié
État : Passable
Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2004-2014)*: Inchangée
Justification : Le lac Érié présente des concentrations relativement élevées de sous-produits industriels et de certains organochlorés hérités du passé, puisqu'il se trouve en aval des sources historiques de pollution. Ce lac présente également les concentrations les plus élevées de certains HAP. Les pesticides actuellement en usage sont en général les plus concentrés au lac Érié et dans ses affluents, mais peu d'activités de surveillance ont été réalisées dernièrement. La variabilité observée est la plus marquée au lac Érié pour la plupart des paramètres contrôlés, et peu de tendances se dégagent. On relève une diminution importante du mercure total dans le bassin de l'est, seulement. Les plus récentes analyses de la qualité de l'eau n'indiquent aucun dépassement des valeurs recommandées pour la qualité de l'eau, aux endroits ayant fait l'objet d'une surveillance.
* La tendance à long terme relative aux produits chimiques évalués dans le présent rapport servira à déterminer la tendance sur 10 ans.

Lac Ontario
État : Passable
Tendance sur 10 ans/tendance à long terme (2004-2013)*: Inchangée
Justification : Comme ce lac se situe en aval des autres Grands Lacs et dans une région densément peuplée, on y relève des concentrations relativement élevées de certains contaminants, comme les HAP. D'ailleurs, une augmentation des concentrations de HAP totaux et de certains composés industriels a été observée. D'autres composés typiques des sources de produits de consommation (p. ex., PBDE et composés perfluorés) sont également présents en fortes concentrations. Les concentrations de plusieurs organochlorés sont à la baisse, comme dans les autres Grands Lacs.
* La tendance à long terme relative aux produits chimiques évalués dans le présent rapport servira à déterminer la tendance sur 10 ans.

Terminologie relative à l'évaluation de la situation
Bon : Les mesures montrent que les concentrations de produits chimiques toxiques respectent les objectifs écosystémiques, ou qu'elles sont acceptables.
Passable : Les mesures montrent que les concentrations de produits chimiques toxiques ne respectent pas les objectifs écosystémique, mais celles-ci présentent des conditions minimalement acceptables.
Médiocre : Les mesures montrent que les concentrations de produits chimiques toxiques ne présentent pas de conditions minimalement acceptables et qu'elles sont gravement affectées.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Terminologie relative à l'évaluation des tendances
S'améliore : Diminution de la concentration ou de la fréquence de détection des produits chimiques toxiques.
Inchangée : Aucun changement dans la concentration ou la fréquence de détection des produits chimiques toxiques.
Se détériore : Augmentation de la concentration ou de la fréquence de détection des produits chimiques toxiques.
Indéterminée : À l'heure actuelle, les données ne sont pas disponibles ou elles sont insuffisantes pour évaluer les tendances ou la fréquence de détection des concentrations de produits chimiques toxiques, ou les différents groupes de produits chimiques toxiques n'évoluent pas dans la même direction et les experts ne s'entendent pas sur l'orientation générale de la tendance.

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

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

Objectif écosystémique
Ce sous-indicateur appuie l'objectif général n° 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, qui est de veiller à ce que les eaux lacustres soient « à l'abri des polluants en des quantités ou dans des concentrations qui pourraient être nocives pour la santé humaine, la faune ou les organismes aquatiques du fait d'une exposition directe ou indirecte dans le cadre de la chaîne alimentaire ».

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

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

État écologique
Programmes et méthodes
Les gouvernements fédéraux canadien et américain surveillent les concentrations de produits chimiques toxiques dans les eaux des Grands Lacs. Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) possède des navires qui sillonnent les eaux afin de prélever des échantillons de qualité de l'eau dans le cadre du Programme de surveillance

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

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

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

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

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

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

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

- Hexabromocyclododécane (HBCD)
- Acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (APFC à LC)

- Mercure (Hg)
- Acide perfluorooctanoïque (APFO)
- Sulfonate de perfluorooctane (SPFO)
- Polybromodiphényléthers (PBDE)
- Biphényles polychlorés (BPC)
- Paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC)

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

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

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

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

Ignifuges
Dans le cadre de récents travaux menés dans chacun des Grands Lacs, des échantillons ont été recueillis afin de mesurer la présence de polybromodiphényléthers (PBDE) et d'autres ignifuges (Venier *et al*., 2014). Les résultats ont indiqué des concentrations élevées de ces produits dans les Grands Lacs inférieurs, et les configurations spatiales de celles-ci concordaient avec celles des produits de consommation comme source principale (figure 3). La configuration des congénères des PBDE rappelle celle des mélanges de penta-BDE et de déca-BDE. On a détecté d'autres ignifuges bromés dont la configuration reflète la large utilisation de ces produits de substitution pour le

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

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

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

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

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

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

Pesticides en usage

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

Toxaphène

Le taxophène ne fait pas l'objet d'une surveillance régulière, mais il incombe d'en parler en raison de sa pertinence par rapport aux Grands Lacs. Le toxaphène a été banni il y a une quarantaine d'années, et bien que son utilisation était très réduite dans le bassin des Grands Lacs, le transport atmosphérique et le dépôt de cette substance, jumelés à sa grande persistance et rétention dans les environnements froids, ont fait en sorte que ce produit chimique se retrouve en concentrations relativement élevées dans les Grands Lacs (Muir *et al*., 2006) et la chair des poissons (Xia *et al*., 2012). C'est dans le lac Supérieur que les concentrations de toxaphène sont les plus élevées. Environ 7 % des avis sur la consommation de poisson visant ce lac portent sur ce produit chimique (Ministère de l'Environnement et du Changement climatique de l'Ontario, 2015). Les concentrations de toxaphène dans tous les lacs est en diminution, sa demi-vie modélisée étant de 9,2 années dans le lac Supérieur (Xia *et al*., 2011 Des taux semblables de décroissance ont été relevés dans les poissons des Grands Lacs (Xia *et al*., 2012). On pourrait devoir attendre jusqu'à 30 ans pour que les concentrations dans les tissus du touladi au lac Supérieur diminuent pour atteindre les concentrations observées dans les autres Grands Lacs (Xia *et al*., 2011).).

Liens

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

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

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet

Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs			X	
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada		X		
L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et dans les limites acceptables pour le présent rapport	X			
Notes explicatives : Les données ont été recueillies à l'échelle du bassin au moyen de méthodes d'analyse uniformes. La couverture géographique est insuffisante pour permettre l'évaluation de toutes les zones, surtout celles à proximité des sources. D'autres données relatives au territoire américain sont en cours d'acquisition ou de production. Celles-ci seront intégrées dans les futurs rapports sur les sous-indicateurs.				

Limites des données

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

Informations supplémentaires

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

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

Les concentrations d'un grand nombre de contaminants organiques hérités du passé sont faibles dans les eaux extracôtières des Grands Lacs. Elles sont d'ailleurs en baisse par rapport à leurs maximums historiques, et leur évolution est lente. L'harmonisation du calendrier de surveillance avec la CSMI fera que des données sur ces composés seront recueillies moins fréquemment, ce qui est justifiable. Pour les PCSPM potentiels nécessitant une

surveillance, et pour ceux qui nécessitent une évaluation plus fréquente en raison de leur évolution dans l'environnement, le calendrier de surveillance pourrait s'écarter des exigences de la CSMI afin d'autoriser une surveillance adéquate.

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

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

Sources d'information

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Liste des tableaux

Tableau 1. Surveillance des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles dans les eaux des Grands Lacs. L'année de la surveillance la plus récente est indiquée.
Source : Environnement et Changement climatique Canada

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

Liste des figures

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

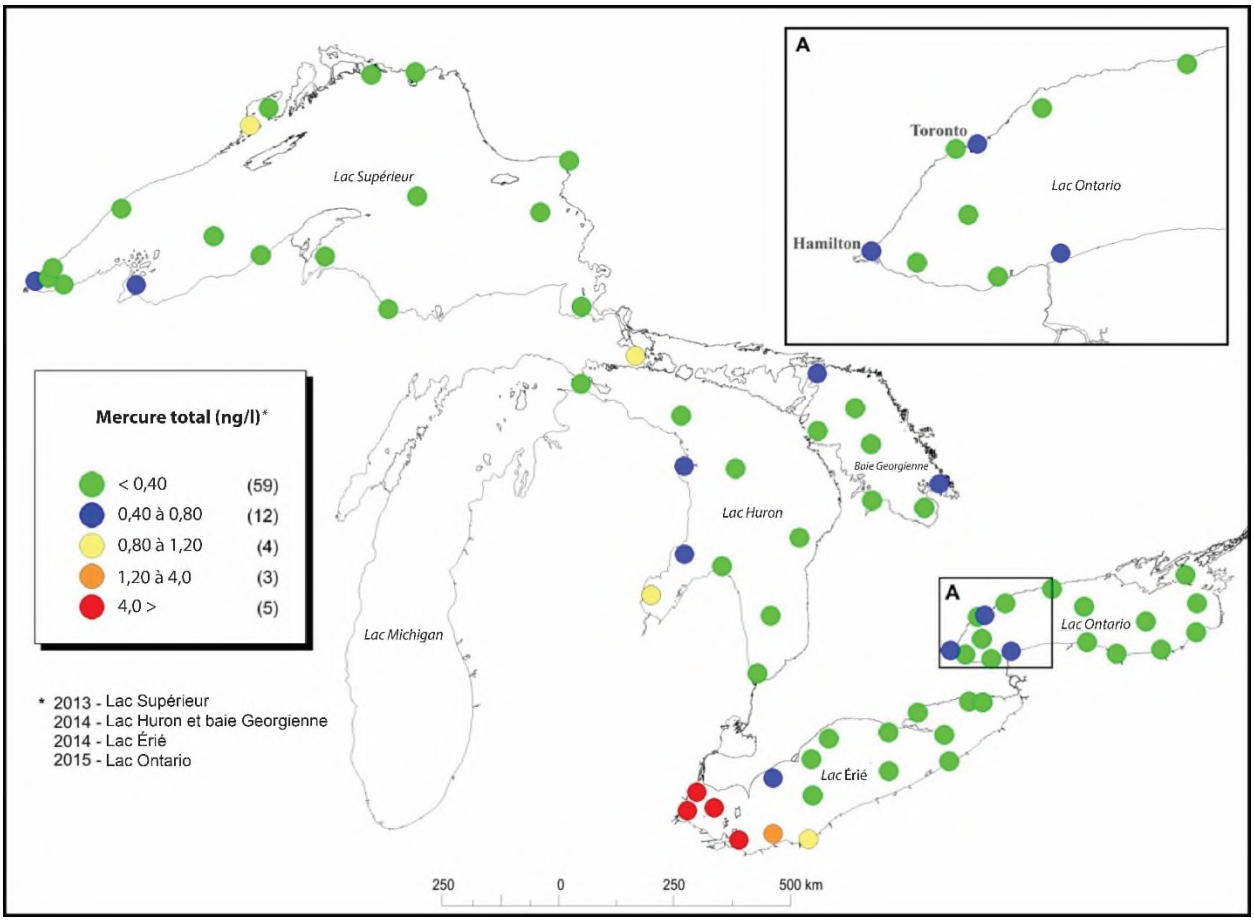
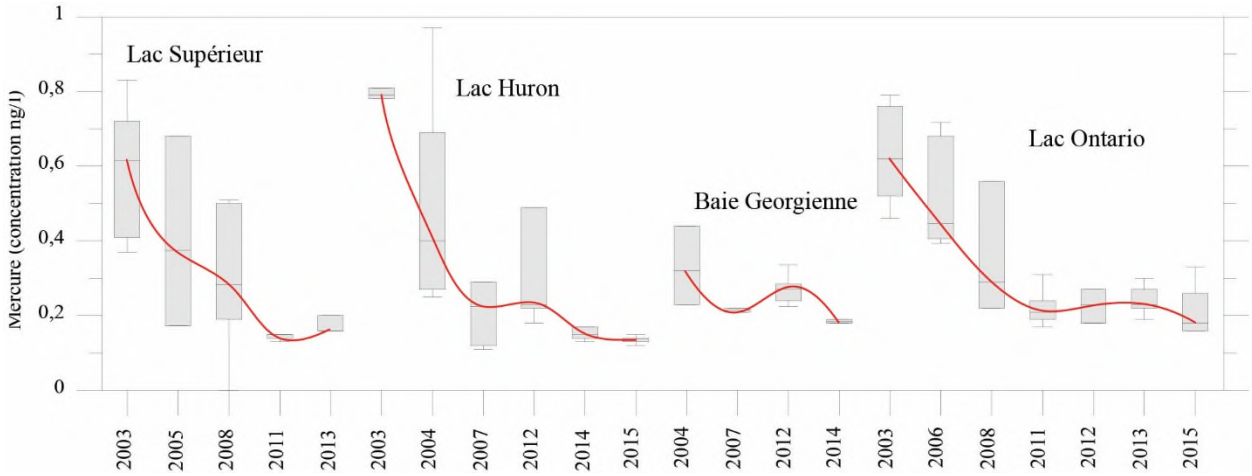


Figure 1. Répartition spatiale du mercure total dans les Grands Lacs. L'information consiste en des données printanières de surface le plus récemment disponibles dans toutes les stations. * = années correspondant aux données incluses dans les analyses portant sur le mercure total.
Source : Les données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

a)



b)

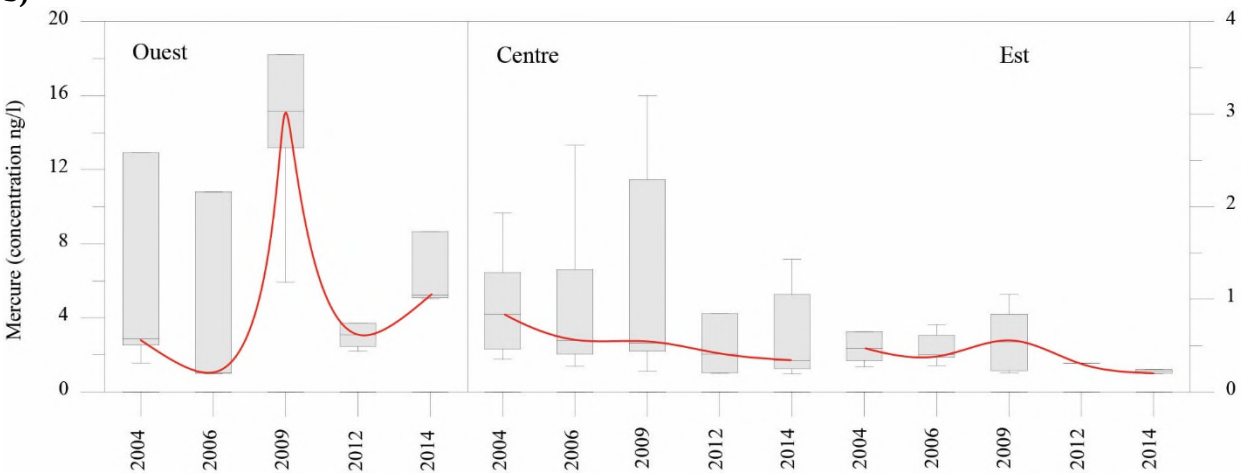


Figure 2. Variations temporelles du mercure total dans les Grands Lacs. L'information consiste en a) des données printanières de surface dans les stations extracôtières, et b) pour le lac Érié, en données printanières de surface dans l'ensemble des stations par bassin. Les données relatives au bassin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

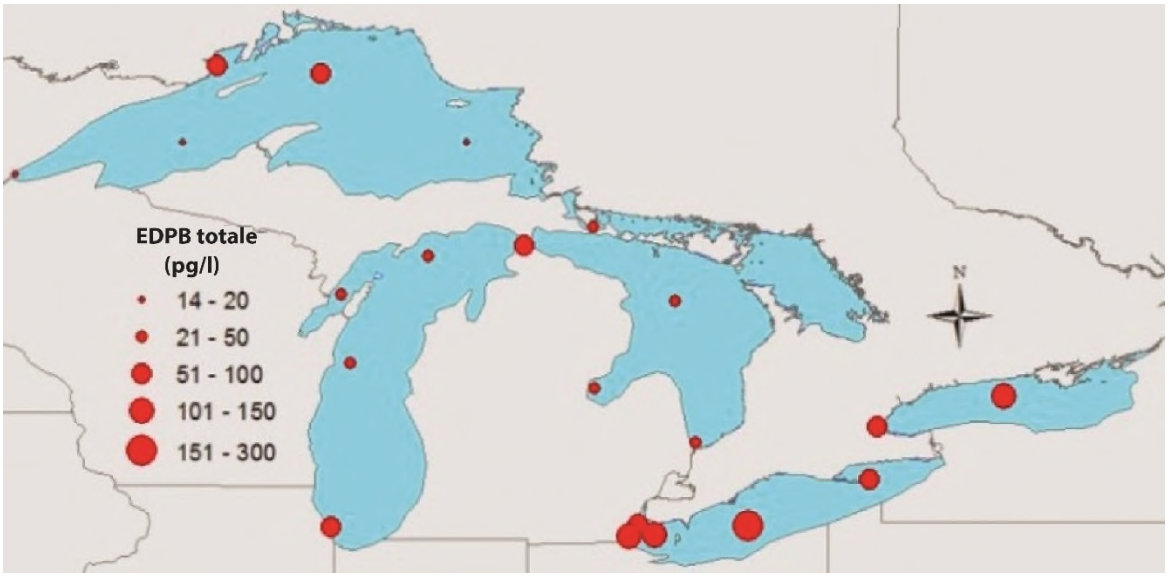


Figure 3. Répartition spatiale de la concentration de EDPB total, pg/L.
Source : Venier *et al.*, 2014

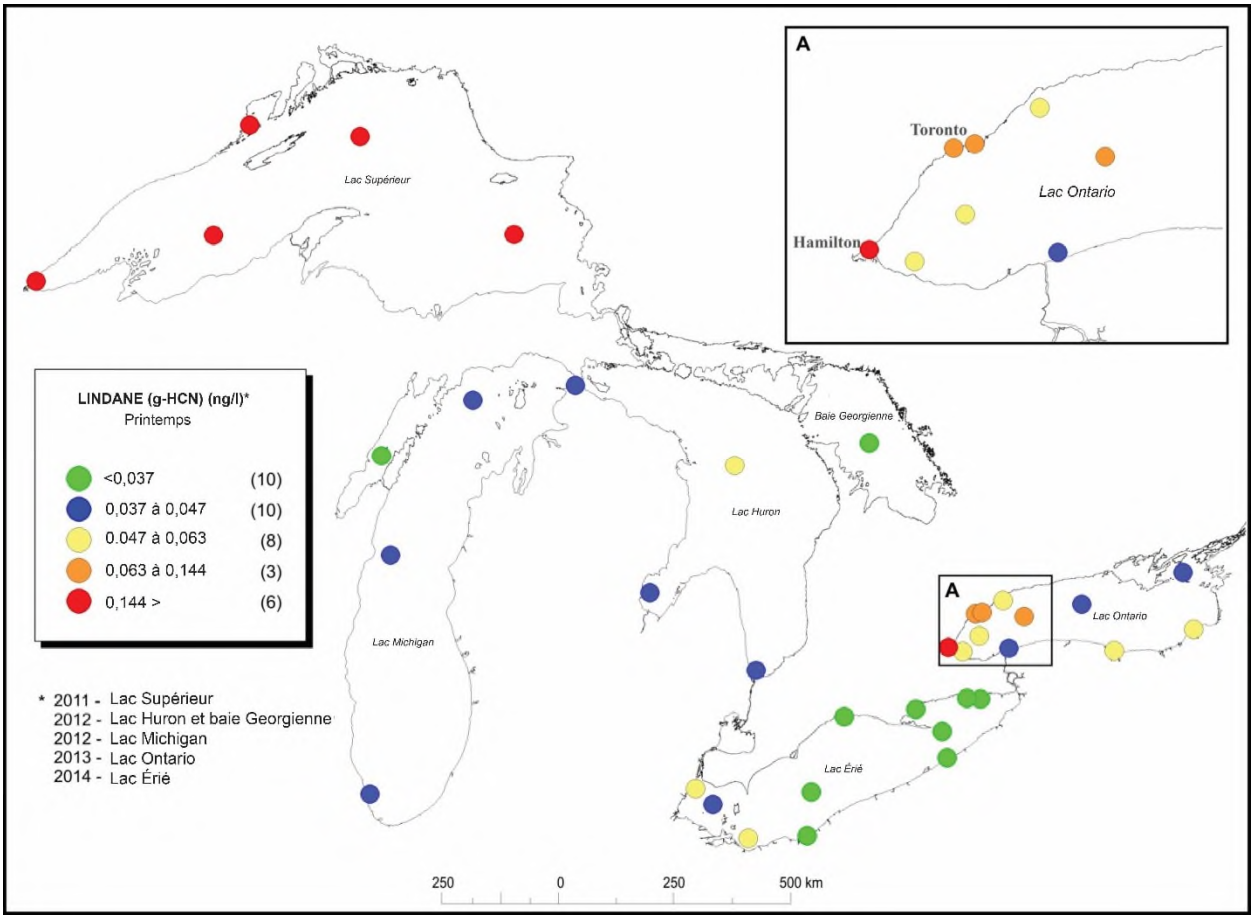


Figure 4. Répartition spatiale du lindane dissous (gamma hexachlorocyclohexane) dans les Grands Lacs. L'information consiste en données printanières de surface le plus récemment disponibles dans toutes les stations. * = années correspondant aux données incluses dans les analyses visant le lindane.
Source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

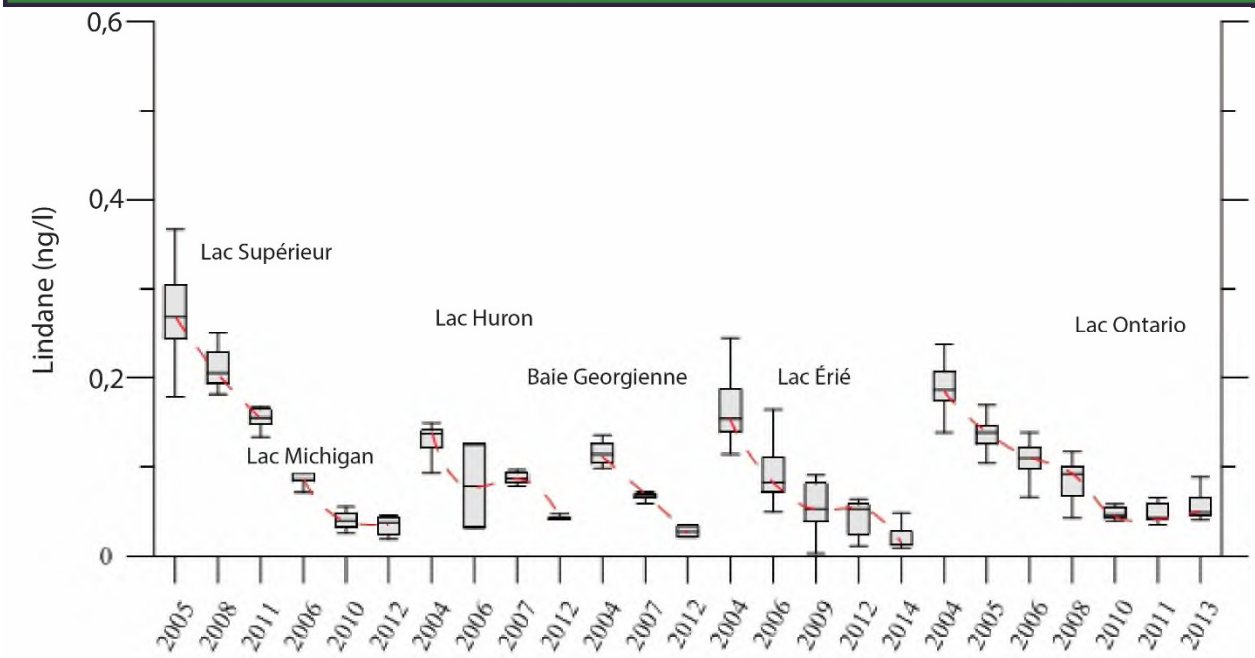


Figure 5. Variations temporelles du lindane dissous dans les Grands Lacs. L'information consiste en données printanières de surface dans les stations au large. Les données sont la médiane et les premier et troisième quartiles, ainsi que les valeurs 1,5x écart interquartile.
Source : Les données sont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

Sous-indicateur : Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans (2007-2016) : Inchangée
Tendance à long terme (1977-2016) : S'améliore
Justification : Bien que les concentrations de certains produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) continuent de dépasser les recommandations ou les cibles en matière de qualité de l'environnement, en moyenne, les concentrations de PCSPM sont proches des recommandations et le facteur de déviation moyenne (FDM) pour les PCSPM dans les poissons entiers demeurent dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui signifie qu'il n'est ni supérieur ni inférieur à zéro. L'état général du bassin des Grands Lacs est jugé « passable ». Les conditions à long terme se sont « améliorées » depuis le début de la surveillance en 1977, principalement en raison de la baisse des concentrations de BPC, de mercure et, plus récemment, de PBDE. Aucune tendance statistiquement significative du FDM n'a été observée au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions demeurent « inchangées ». Voir la section Conditions écologiques pour des explications plus détaillées sur la sélection des PCSPM et les objectifs des rapports qui les concernent. Depuis le dernier rapport, des améliorations ont été apportées à la méthodologie relative au FDM, y compris des changements aux produits chimiques inclus dans le FDM (retrait du DDT et ajout du HBCDD/HBCD) et de légers changements à la méthode utilisée pour calculer le FDM. Par conséquent, la comparaison directe du FDM par rapport à celui du précédent rapport à l'échelle des Grands Lacs et des bassins lacustres n'est pas possible et ne sera pas abordée dans l'évaluation lac par lac. Les concentrations de BPC, de PeBDE et de SPFO dépassent les recommandations ou les cibles en matière de qualité de l'environnement dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.

Les définitions de l'évaluation de l'état et des tendances sont incluses à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
État : Passable
Tendances
Tendance sur 10 ans (2007-2016) : Inchangée
Tendance à long terme (1977-2016) : S'améliore
Justification : Dans le lac Supérieur, le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM sont inférieures aux cibles ou aux recommandations. Bien que cela soit vrai pour le mercure, le TeBDE, le HxBDE et le HBCD, les concentrations des autres PCSPM (BPC, PeBDE et SPFO) dépassent toujours les recommandations et les cibles en matière de qualité de l'environnement (tableau 1). Le FDM se situe dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui indique qu'il n'est ni supérieur ni inférieur à zéro et que les conditions globales à long terme sont « passables ». Malgré l'augmentation du FDM vers l'an 2000, en raison de l'ajout des PBDE à nos programmes de surveillance, les conditions « s'améliorent » depuis le début de la surveillance en 1977. Aucune tendance statistiquement significative n'a été observée au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions demeurent « inchangées ».

Lac Michigan
État : Passable
Tendances
Tendance sur 10 ans (2007-2016) : Inchangée
Tendance à long terme (1983-2016) : S'améliore
Justification : Dans le lac Michigan, le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM sont supérieures

aux cibles ou aux recommandations en matière de qualité de l'environnement (tableau 1). Les concentrations de BPC, de PeBDE et de HxBDE sont supérieures aux recommandations ou aux cibles, tandis que celles du mercure, du TeBDE et du HBCD sont inférieures aux recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement. Le FDM se situe dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui indique qu'il n'est ni supérieur ni inférieur à zéro et que les conditions globales sont « passables ». Depuis le début de la surveillance, les conditions « s'améliorent » dans le lac Michigan en raison de la diminution continue des concentrations de BPC, de TeBDE et de PeBDE. Aucune tendance statistiquement significative n'a été observée au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions demeurent « inchangées ».

Lac Huron
État : Passable
Tendances
Tendance sur 10 ans (2007-2016) : Inchangée
Tendance à long terme (1977-2016) : S'améliore
Justification : Dans le lac Huron, le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM sont inférieures aux cibles ou aux recommandations en matière de qualité de l'environnement (tableau 1). Les concentrations de mercure, de TeBDE et de HBCD sont inférieures aux recommandations ou aux cibles, tandis que celles des BPC, du HxBDE, du PeBDE et du SPFO sont supérieures aux recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement. Le FDM se situe dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui indique qu'il n'est ni supérieur ni inférieur à zéro et que les conditions globales sont « passables ». Depuis le début de la surveillance, les conditions « s'améliorent » dans le lac Huron, en grande partie en raison de la diminution des concentrations de BPC et de TeBDE. Aucune tendance statistiquement significative n'a été observée en ce qui concerne le FDM au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions demeurent « inchangées ».

Lac Érié
État : Passable
Tendances
Tendance sur 10 ans (2007-2016) : Inchangée
Tendance à long terme (1977-2016) : S'améliore
Justification : Dans le lac Érié, le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM sont inférieures aux cibles ou aux recommandations en matière de qualité de l'environnement (tableau 1). Les concentrations de mercure, de TeBDE, de HxBDE et de HBCD sont inférieures aux recommandations ou aux cibles, tandis que celles des BPC, du PeBDE et du SPFO sont supérieures aux recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement. Le FDM se situe dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui indique qu'il n'est ni supérieur ni inférieur à zéro et que les conditions globales sont « passables ». Depuis le début de la surveillance, les conditions « s'améliorent » dans le lac Érié, en grande partie en raison de la diminution des concentrations de BPC. Aucune tendance statistiquement significative n'a été observée en ce qui concerne le FDM au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions demeurent « inchangées ».

Lac Ontario
État : Passable
Tendances
Tendance sur 10 ans (2007-2016) : Inchangée
Tendance à long terme (1977-2016) : S'améliore
Justification : Dans le lac Ontario, le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM sont supérieures aux cibles ou aux recommandations en matière de qualité de l'environnement. Les concentrations de BPC, de PeBDE, de HxBDE et de SPFO sont supérieures aux recommandations ou aux cibles, tandis que celles du mercure, du TeBDE et du HBCD sont inférieures aux recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement. Le FDM se situe dans la zone jaune du graphique sur le FDM, ce qui indique qu'il n'est ni supérieur ni inférieur à zéro et que les conditions globales sont « passables ». Depuis le début de la surveillance, les conditions « s'améliorent » dans le lac Ontario, en grande partie en raison de la diminution des concentrations de BPC, de mercure et de PBDE. Aucune tendance statistiquement significative n'a été observée en ce qui concerne le FDM au cours des dix dernières années de surveillance, ce qui indique que les conditions demeurent « inchangées ».

Définitions de l'évaluation de l'état
Bon : Le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM dans les poissons sont inférieures aux

recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement (tableau 1) avec un intervalle de confiance à 95 %, ou qu'elles sont dans un état acceptable, c'est-à-dire dans la zone verte.
Passable : Le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM dans les poissons sont égales aux recommandations ou aux cibles ou s'en approchent, sans leur être supérieures ni inférieures (tableau 1), c'est-à-dire dans la zone jaune, avec un intervalle de confiance à 95 %.
Médiocre : Le FDM indique qu'en moyenne, les concentrations de PCSPM dans les poissons sont supérieures aux recommandations ou aux cibles en matière de qualité de l'environnement (tableau 1), c'est-à-dire dans la zone rouge, avec un intervalle de confiance à 95 %.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions de l'évaluation des tendances
S'améliore : Les concentrations de contaminants diminuent de façon statistiquement significative.
Inchangée : Les concentrations de contaminants n'augmentent pas et ne diminuent pas de façon statistiquement significative.
Se détériore : Les concentrations de contaminants augmentent de façon statistiquement significative.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Critères d'effet et/ou cibles
Ce sous-indicateur vise à déterminer la présence de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles dans les poissons entiers des Grands Lacs, de même qu'à fournir une interprétation et une explication de ce que représente la présence de ces produits chimiques pour la santé de l'écosystème des Grands Lacs. Comme l'AQEGL de 2012 ne contient pas de cibles binationales, on comparera les concentrations de contaminants à des recommandations en matière de qualité de l'environnement (p. ex., les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement [RFQE]) ou à d'autres seuils écotoxicologiques publiés. Les critères utilisés dans le présent rapport figurent dans le tableau 1. Les auteurs ont sélectionné ces critères en fonction de leur accessibilité, de leur statut (provisoires ou définitifs) et de leur pertinence; il s'agit, selon le meilleur jugement professionnel des auteurs, des critères les plus à même d'assurer la protection de l'écosystème des Grands Lacs.

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur vise à décrire les tendances spatio-temporelles de contaminants biodisponibles dans les espèces représentatives de poissons d'eau libre des Grands Lacs, à déduire l'efficacité des mesures de remise en état liées à la gestion des polluants critiques, à cerner la nature des produits chimiques préoccupants nouveaux et émergents et à en décrire les tendances.

Objectif écosystémique
Les eaux des Grands Lacs devraient être libres de substances toxiques nuisibles pour les populations de poissons et pour la faune. Ce sous-indicateur appuie le mieux le travail effectué pour atteindre l'objectif général n° 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 selon lequel les eaux des Grands Lacs devraient « être dépourvues de polluants en quantités ou en concentrations susceptibles de nuire à la santé humaine, à la faune ou aux organismes aquatiques, par exposition directe ou indirecte à travers la chaîne alimentaire ». Les programmes utilisés pour élaborer cet indicateur sont directement liés à l'annexe 3, Produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, et l'Annexe 10, Science, de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs de 2012.

Mesure
L'évaluation des situations et des tendances tient compte des concentrations de plusieurs produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM), dans de nombreuses espèces de poisson, dans les cinq Grands Lacs au fil du temps. Le facteur de déviation moyenne (FDM) a été peaufiné depuis le précédent cycle de rapport et est utilisé pour effectuer une évaluation globale des situations et des tendances à l'aide de multiples variables. Les évaluations globales et propres à chaque lac pour le sous-indicateur sont limitées aux PCSPM surveillés dans les poissons entiers, à savoir : le tetrabromodiphényléther, le pentatetrabromodiphényléther et l'hexatetrabromodiphényléther (TeBDE, PeBDE, HxBDE), le mercure total (Hg), les biphényles polychlorés totaux (BPC totaux), l'hexabromocyclododécane (HBCD) et le sulfonate de perfluorooctane (SPFO). Les données et les analyses pour le rapport sur ce sous-indicateur seront fournies par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et générées à partir de programmes existants et à long

terme de surveillance et de contrôle des contaminants dans les poissons du bassin des Grands Lacs. Comme les priorités en matière de surveillance des produits chimiques ont évolué au fil du temps, les PCSPM n'ont pas tous été mesurés dans chaque lac, chaque année et sur toute la durée des programmes de surveillance et de contrôle d'ECCC et de l'EPA des É.-U. Des échantillons individuels et composés d'homogénats de poissons entiers sont analysés pour recueillir des données sur les contaminants prioritaires présents dans les écosystèmes aquatiques des Grands Lacs. Les données sont soumises à une analyse statistique (par âge et taille de cohorte) pour déterminer la moyenne et la variance pour l'ensemble des espèces, des produits chimiques, des lacs et des années, ainsi pour établir des tendances temporelles.

Facteur de déviation moyenne (FDM)

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

$$(1) \qquad MDR = \frac{\sum_{j=1}^{P}\left(\frac{\sum_{i=1}^{n}\log\left(\frac{Ci}{T}\right)}{n}\right)j}{P}$$

Dans cette équation : P est le nombre de paramètres mesurés; n est le nombre de mesures effectuées au cours d'une période donnée pour chacun des paramètres; C est la concentration mesurée de chaque paramètre; et T est la cible ou la recommandation en matière de qualité de l'environnement. En bref, chaque concentration mesurée est divisée par la recommandation correspondante, la moyenne du coefficient obtenu est calculée pour chaque contaminant de chaque année de prélèvement, et la moyenne globale des moyennes individuelles pour les contaminants de chaque année est le FDM annuel. Le FDM a été calculé pour chaque année de la période des observations pour chacun des Grands Lacs à l'aide des paramètres et des recommandations qui figurent dans le tableau 1. La variance dans le calcul du FDM pour chacun des lacs a été prise en compte à toutes les étapes du calcul afin d'estimer la variance de chaque valeur annuelle du FDM. La variance pour la période de dix ans, y compris la plus récente valeur et les valeurs antérieures, a servi à caractériser l'écart type actualisé du FDM. On a jugé qu'une plage au-dessus et en dessous d'une valeur de zéro délimitée par un écart type de 1,96 représentait une valeur correspondant à des conditions écologiques « passables ». Cette plage correspondrait approximativement à l'intervalle de confiance à 95 % du FDM et toute valeur à l'intérieur de cette plage aurait un intervalle qui chevaucherait la limite entre des conditions écologiques « bonnes » et des conditions écologiques « faibles » (zéro).

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

Conditions écologiques

Contexte et méthode

Les programmes de surveillance à long terme (plus de 25 ans) des bassins, qui permettent de mesurer les concentrations de contaminants dans le corps entier de poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs (touladi et/ou doré jaune), sont mis en œuvre dans le cadre du Great Lakes Fish Monitoring and Surveillance Program (GLFMSP) par le Great Lakes National Program Office de l'EPA des É.-U., ainsi que dans celui des activités de suivi et de surveillance des contaminants dans le poisson du Programme de surveillance de la qualité des eaux douces d'ECCC. Ces programmes visent à déterminer les risques que posent les contaminants pour les poissons et les espèces sauvages qui s'en nourrissent et à suivre les tendances temporelles comme mesure des progrès réalisés vers les objectifs de l'écosystème. Le sous-indicateur Produits chimiques sources de préoccupations mutuelles dans

les poissons entiers des Grands Lacs fait partie de l'évaluation des indicateurs des produits chimiques toxiques dans les eaux des Grands Lacs, car les tendances à long terme des contaminants dans le biote fournissent de précieux indices sur l'abondance des PCSPM et d'autres contaminants bioaccumulatifs dans l'environnement. Les poissons absorbent les contaminants avec le temps dans l'ensemble de leur aire de répartition et ils permettent donc une évaluation plus générale de l'exposition environnementale que ne le permettrait un simple échantillon d'eau prélevé à un seul endroit à un moment précis. Les contaminants bioaccumulatifs sont aussi présents à de plus fortes concentrations dans le biote que dans l'eau, ce qui permet de déterminer de façon plus précise et rentable les concentrations de contaminants dans l'environnement. Il importe toutefois de signaler non seulement que les concentrations de contaminants dans le biote représentent la quantité de contaminants dans l'eau, mais aussi qu'elles sont le résultat de l'intégration de nombreuses interactions biologiques, chimiques et physiques (p. ex., processus de bioaccumulation et de bioamplification, variations du régime alimentaire et des taux de croissance).

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

Prélèvement de poissons et conception des programmes

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

Résumé portant sur tout le bassin

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

État des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM)

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 oblige le Canada et les États-Unis à établir quels produits chimiques sources de préoccupations mutuelles d'origine anthropique peuvent être nocifs pour la santé humaine ou l'environnement. Selon l'Accord, les Parties vont cibler des actions binationales sur ces produits. En mai 2016, le premier groupe de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles a été désigné dans le cadre d'un processus multipartite avalisé par les deux pays. Cet effort a été dirigé par le sous-comité des annexes sur les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, sur la base de conseils fournis par des experts du gouvernement, de l'industrie, des organisations non gouvernementales du domaine de l'environnement et des universités. Les huit produits chimiques suivants composent le premier groupe de PCSPM :

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

Pour les rapports sur l'État des Grands Lacs de 2019 et ultérieurs, les sous-indicateurs des produits chimiques toxiques appuieront les rapports sur les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) d'une manière plus complète, cohérente et transparente. L'information sur d'autres produits chimiques d'intérêt pour les Grands Lacs (autres que les PCSPM) est précieuse et sera incluse dans une section distincte ci-dessous, au besoin.

Biphényles polychlorés (BPC)

En règle générale, les concentrations totales de BPC (Arochlor 1254) chez les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des Grands Lacs ont diminué continuellement depuis l'élimination progressive de ces substances au cours des années 1970 (figure 8), et elles sont demeurées au-dessus de la cible de 100 ng/g établi dans l'amendement de l'AQEGL adopté en 1987. Les tendances à long terme des concentrations diminuent pour tous les lacs de façon statistiquement significative (tableau 3). Les tendances à court terme des concentrations diminuent généralement, mais pas de façon statistiquement significative (tableau 4). Des facteurs biologiques comme les changements dans les réseaux trophiques, lesquels entraînent des changements dans les taux de croissance des poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs, peuvent avoir une incidence sur les concentrations de BPC et les tendances associées à ce produit chimique. Pour tenir compte des changements dans les taux de croissance, le GLFMSP a modifié sa méthode de préparation d'échantillons composites, qui est maintenant fondée sur l'âge plutôt que la taille. De plus, la neutralisation de l'âge commence à être incorporée à des articles sur les tendances publiés dans des revues à comité de lecture (Zhou et coll., 2018).

Depuis le dernier rapport sur les sous-indicateurs de l'État des Grands Lacs en 2017, des BPC ont été mesurés uniquement chez les éperlans arc-en-ciel des lacs Huron et Supérieur. Les concentrations moyennes de BPC totaux dans les échantillons composés d'éperlans arc-en-ciel mesurées par Environnement et Changement climatique Canada étaient de 12 ng/g ph dans le lac Supérieur (2016) et de 18 ng/g ph dans le lac Huron (2017). ECCC a récemment changé de fournisseur de services de laboratoire pour l'analyse des BPC dans les tissus des poissons afin d'obtenir des seuils de détection (SD) plus bas. Comme le SD était de 50 ng/g ph, avant 2016, il est impossible de déterminer si les concentrations de BPC dans les éperlans arc-en-ciel des lacs Huron et Supérieur ont augmenté ou diminué depuis la dernière évaluation.

Mercure total (Hg)

Les tendances relatives aux concentrations de mercure total dans les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des Grands Lacs ont été variables dans l'espace dans tout le bassin, tant du point de vue du taux de diminution que de la signification statistique, de même qu'entre les programmes de surveillance administrés par ECCC et l'EPA des É.-U. au cours des derniers cycles de rapports (figure 9). Les concentrations de mercure continuent d'être inférieures à la cible environnementale de 300 ng/g ph, qui a été fixée en fonction du risque écologique du méthylmercure pour les poissons piscivores des Grands Lacs (Sandheinrich et coll., 2011). Les tendances à long terme des concentrations sont à la baisse dans les lacs Ontario, Supérieur et Michigan et légèrement

à la hausse dans les lacs Huron et Érié, avec une signification statistique partagée (tableau 3). Les tendances à court terme des concentrations, quel que soit le lac, sont partagées ne sont pas statistiquement significatives (tableau 4). Comme dans le cas des BPC, le GLFMSP incorpore des pratiques relatives à l'âge et à la neutralisation de l'âge à des articles sur les tendances publiés dans des revues à comité de lecture (Zhou et coll., 2017).

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

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

On observe aussi des tendances temporelles semblables en ce qui concerne les concentrations de mercure dans l'éperlan arc-en-ciel, un poisson-fourrage commun de beaucoup de poissons et d'oiseaux du bassin des Grands Lacs (figure 18). Les concentrations de mercure chez l'éperlan sont plus élevées dans le lac Supérieur et ont été très variables dans tous les lacs depuis le dernier rapport. La surveillance continue des concentrations de mercure dans le poisson de tous les lacs est justifiée afin d'évaluer adéquatement le risque futur pour les consommateurs de poissons du bassin des Grands Lacs, particulièrement dans les secteurs où les concentrations semblent augmenter. Les parties à l'AQEGL, soit le Canada et les États-Unis d'Amérique, ont désigné le mercure produit chimique source de préoccupations mutuelles.

Polybromodiphényléthers (PBDE)

Dans une étude nationale des concentrations de PBDE dans les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs de lacs de toutes les régions du Canada, les plus fortes concentrations ont été observées chez les poissons des Grands

Lacs et > 95 % des composés de PBDE dans les poissons étaient des tétra-, penta-, ou hexa-BDE (Gewurtz et coll., 2011). Les concentrations du mélange de tétra-BDE (BDE-47) dans les cinq Grands Lacs continue d'être inférieure à la cible des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) de 44 ng/g ph (figure 10). Les concentrations du mélange de penta-BDE (BDE-99 et BDE-100) dans les cinq Grands Lacs continuent d'être supérieures à la cible des RFQE de 13 ng/g ph (figure 11). Les concentrations du mélange d'hexa-BDE (BDE-153 et BDE-154) dans les cinq Grands Lacs sont généralement égales à la cible du RFQE de 4 ng/g ph ou inférieures à celle-ci (figure 12). En règle générale, les tendances à long terme des concentrations pour les trois mélanges BDE sont à la baisse, mais de légères hausses avec une signification statistique partagée ont été observées (tableau 3). Par ailleurs, les tendances à court terme des concentrations pour les trois mélanges BDE sont généralement variables, avec une signification statistique limitée (tableau 4). Comme dans le cas des BPC, le GLFMSP incorpore des pratiques relatives à l'âge et à la neutralisation de l'âge à des articles sur les tendances publiés dans des revues à comité de lecture.

Sulfonate de perfluorooctane (SPFO) et acide perfluorooctanoïque (APFO)
Le sulfonate de perfluorooctane (SPFO) est une substance synthétique qui appartient à une catégorie plus vaste de produits chimiques organofluorés qui sont partiellement ou complètement saturés de fluor. Le SPFO, les perfluorocarboxylates et leurs précurseurs sont utilisés principalement dans l'eau, l'huile, le sol, 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 matières combustibles. En 2002, son principal fournisseur a éliminé volontairement et progressivement le SPFO de la production. Toutefois, le Canada et les États-Unis utilisent toujours le SPFO en raison de certaines exemptions précises. De façon générale, le SPFO ne se retrouve pas dans les poissons entiers des Grands Lacs et ne sera pas abordé dans le présent sous-indicateur. Les tendances des concentrations de SPFO dans les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des Grands Lacs ont été variables d'un endroit à l'autre du bassin et entre les programmes de surveillance (figure 13). Ces tendances sont probablement dues aux variations dans les techniques d'analyse, qui continuent d'être mises au point et peaufinées. Les concentrations à long terme et à court terme dans l'ensemble des Grands Lacs demeurent supérieures à la cible des RFQE de 4,6 ng/g ph pour le régime alimentaire des mammifères. Les tendances à long terme et à court terme des concentrations, ainsi que leur signification statistique, varient entre les cinq lacs (tableaux 3 et 4). Comme le nombre d'années de données (> 10) n'était pas suffisant pour les poissons du lac Michigan au moment de l'élaboration du sous-indicateur, ces derniers n'ont pas été inclus dans l'évaluation globale de ce produit chimique.

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

Une récente étude sur la présence du HBCDD chez des poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs (touladi, doré jaune et omble de fontaine) a permis de déterminer la distribution spatiale du HBCDD prélevé en 2013 (n = 165) à 19 sites d'échantillonnage et en 2015 (n = 145) à 20 sites d'échantillonnage partout au Canada. Le HBCDD était mesurable dans au moins un échantillon de chaque site d'échantillonnage, peu importe l'année d'échantillonnage, à l'exception du doré jaune du bassin sud du lac Winnipeg (2013). Les sites d'échantillonnage situés dans les Grands Lacs laurentiens ou à proximité de ceux-ci présentaient des concentrations de ΣHBCDD plus élevées par rapport aux sites situés à l'est ou à l'ouest. Le HBCD possède 16 stéréo-isomères possibles qui présentent des activités biologiques différentes. La concentration moyenne de ΣHBCDD la plus élevée était de 72,6 ng/g ph dans les poissons du lac Huron-Goderich (2015). Sans égard au site d'échantillonnage, α-HBCDD était le congénère dominant suivi de γ-HBCDD, tandis que β-HBCDD était à peine détectable. Dans les poissons provenant du même plan d'eau, les coefficients de concentration des isomères α/γ étaient comparables. Le coefficient le plus élevé était de 20,8 dans les poissons du lac Ontario et le plus faible, de 6,3 dans les poissons du lac Memphrémagog (Québec), probablement en raison d'émissions plus récentes d'un mélange de HBCDD technique (principalement composé de γ-HBCDD, mais aussi de concentrations mesurables de α- et β-HBCDD). Les tendances temporelles du HBCDD dans les touladis du lac Ontario ont montré une importante tendance à la baisse pour γ-HBCDD, avec une

demi-vie estimée à 10 ans sur une période de 36 ans (1979-2015), et pour α-HBCDD, avec une demi-vie de 11 ans au cours des années 2008 à 2015. La proportion de α-HBCDD par rapport à ΣHBCDD a augmenté de façon significative de 1979 à 2015. L'étude a fourni de nouveaux renseignements sur les isomères du HBCDD dans les poissons d'eau douce du Canada. (Su et coll., 2018).

Paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC) et APFC à longue chaîne
Aucune nouvelle donnée n'est actuellement disponible pour les programmes de surveillance et de contrôle du Canada et des États-Unis. Bien que cette catégorie de composés soit une source de préoccupations mutuelles, les concentrations des études antérieures sont bien inférieures à la cible des RFQE pour les APCCC de 2 700 ng/g pl. Aucune information sur la situation ou les tendances de ces composés ne peut être fournie. Cependant, un résumé d'articles sur ces composés publiés dans des revues à comité de lecture est offert. Une étude précédente datant de 2015 portant sur les concentrations d'APC (acides perfluorocarboxyliques) dans le poisson des lacs canadiens a révélé que dans le poisson des Grands Lacs, les concentrations d'APC à chaîne moyenne (C14-C17) (APCCM) étaient plus élevées que celles d'APC à chaîne courte (C10-C13) (APCCC) (Saborido Basconcillo, Backus et coll. 2015). Les APC à chaîne moyenne peuvent être un élément important à surveiller et/ou à rechercher dans les Grands Lacs. Les concentrations d'acides perfluorocarboxyliques à chaîne moyenne (APCCM) étaient très semblables, à environ 12 ng/g dans le poisson des lacs Ontario, Érié et Huron, et à 4 ng/g dans celui du lac Supérieur. Dans les mêmes poissons, on a déterminé que les concentrations d'APCCC variaient de 3 à 5 ng/g.

Autres produits chimiques d'intérêt
Les programmes de surveillance et de contrôle des États-Unis et du Canada ont investi pour déterminer et quantifier des produits chimiques autres que des PCSPM et des produits chimiques émergents dans le cadre de l'Initiative de restauration des Grands Lacs et du Plan de gestion des produits chimiques du Canada. Des résumés de publications récentes sur l'identification et la quantification des produits chimiques autres que des PCSPM et des produits chimiques, ainsi que sur les méthodes connexes, sont fournis ci-après. Étant donné qu'un grand nombre de ces produits chimiques viennent d'être identifiés ou que des données à leur égard sont disponibles depuis peu seulement, il n'est pas possible d'en préciser la situation ni les tendances pour le moment. Les auteurs jugent toutefois qu'il est important d'insister sur ce travail et que ces composés pourront, si c'est justifié, figurer dans de futurs rapports sur les sous-indicateurs de l'état des Grands Lacs. Il importe aussi de signaler que la surveillance des produits chimiques émergents et le suivi continu des produits chimiques du passé constituent des éléments essentiels des programmes des deux pays.

Dioxines et furanes (PCDD/F)
Les programmes de surveillance et de contrôle du Canada et des États-Unis ont effectué une évaluation des tendances en matière de concentration des dibenzo-p-dioxines polychlorées (DDPC), des dibenzofuranes polychlorés (DFPC) et des biphényles polychlorés coplanaires (BPC-CP) chez des touladis et des dorés jaunes corrigés pour l'âge à partir d'échantillons recueillis entre 2004 et 2014. Des correctifs âge-contaminant ont été élaborés pour rendre compte avec précision des tendances des contaminants en raison des changements dans la structure par âge du touladi, ce qui a donné lieu au modèle âge-tendance (MAT). Le MAT fait appel à une régression âge-contaminant propre au lac étudié pour atténuer les effets d'une structure d'âge fluctuant du touladi afin d'améliorer directement les modèles de régression log-linéaire. Les résultats du MAT indiquent que la demi-vie (t1/2) et les diminutions en pourcentage des PCDD/F, des BPC-CP et de l'équivalent toxique (ET) (moyenne de -56 à 70 %) étaient assez uniformes et constants dans les Grands Lacs de 2004 à 2014. La grande majorité de l'ET associée avec les échantillons de touladi et de doré jaune provenant de tous les Grands Lacs est attribuable aux BPC-CP non-ortho (moyenne = 79 %), en comparaison avec les PCDD/F (moyenne = 21 %). En moyenne, les BPC-CP_126 ont représenté plus de 95 % de l'EQ total de BPC-CP. Une analyse rétrospective (1977-2014) des concentrations brutes de 2378-TCDF et de 2378-TCDD dans le touladi du lac Ontario ont révélé des diminutions de 94 % et de 96 %, respectivement. Les recommandations sur les résidus tissulaires pour la protection des espèces sauvages, selon l'EQ totale pour le touladi et le doré jaune, ont été uniformément dépassées dans tous les Grands Lacs (Pagano et coll., 2018).

Nouveaux contaminants organiques halogénés
Le GLFMSP a élaboré des méthodes de contrôle non ciblées pour identifier des produits chimiques nouveaux et émergents dans des échantillons de poisson entier. Les produits chimiques halogénés ont été identifiés à l'aide d'une combinaison d'étalons authentiques et de correspondances avec une banque de spectres, les estimations des formules moléculaires ayant été obtenues par interprétation exacte des spectres de masse. Les composés organiques halogénés

représentent l'un des plus grands groupes de produits chimiques présents dans l'environnement et ont fait l'objet de nombreuses études au cours des quatre dernières décennies étant donné qu'ils sont persistants, bioaccumulables et toxiques. En plus des produits chimiques halogénés actuellement visés par le GLFMSP, plus de 60 autres espèces halogénées ont été identifiées. La plupart semblent être des métabolites ou des produits de dégradation provenant de plus gros composés organiques halogénés. La classe de composés la plus abondante était celle des halométhoxyphénols, qui représentaient plus de 60 % de la concentration totale de composés halogénés dans les poissons prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des cinq Grands Lacs. Ces résultats illustrent la nécessité et l'utilité d'un contrôle non ciblé des composés halogénés dans les systèmes aquatiques au moyen de cette plateforme. (Fernando et coll., 2017).

Autres composés de substances perfluoroalkyliques et polyfluoroalkyliques (SPFA)
Les touladis du lac Michigan provenant du GLFMSP ont été analysés pour détecter la présence d'acides polyfluoroalkyliques à l'aide d'un algorithme informatique qui compare les composés à 3 570 composés possibles, comme les substances perfluoroalkyliques et polyfluoroalkyliques C4-C10, les acides et les sulfonates polyfluorochloroalkyliques, et des formes d'éthers provenant de banques de composés chimiques. Les résultats ont suggéré la présence de 30 formules chimiques polyfluorées qui n'avaient jamais été mentionnées auparavant dans la documentation scientifique. On sait peu de choses en ce moment au sujet de la toxicité de ces nouveaux composés SPFA. Comme les composés SPFA sont identifiés à l'aide de cette banque virtuelle et qu'ils sont quantifiés au moyen d'étalons purs (matériel de référence certifié), on envisagera de les ajouter à la liste des analytes réguliers du GLFMSP (Baygi et coll., 2016).

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

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

touladi des Grands Lacs (Su et coll., 2017).

Naphtalènes polychlorés (NPC)
Les naphtalènes polychlorés (NPC) sont des contaminants du passé, produits principalement pour être utilisés comme ignifugeants ou diélectriques jusqu'à leur élimination progressive en Europe et en Amérique du Nord dans les années 1970. Cependant, les connaissances sur leur abondance dans diverses espèces de poissons comestibles des Grands Lacs sont limitées, ce qui nuit à comprendre les risques potentiels pour les consommateurs humains. Les concentrations, les tendances et la signification statistique des NPC chez des poissons du programme de surveillance et de contrôle du Canada ont été étudiées. Au total, 470 échantillons de filet provenant de 18 espèces ont été prélevés dans les eaux canadiennes des Grands Lacs entre 2006 et 2013. Une comparaison limitée des concentrations dans les filets et le corps entier de carpes et de barbottes a également été réalisée. Les concentrations de ΣNCP variaient de 0,006 à 6,7 ng/g ph et de 0,15 à 190 ng/g pl, les principaux congénères étant NCP-52/60 (34 %), NCP-42 (21 %) et NCP-66/67 (15 %). Les concentrations variaient spatialement dans l'ordre suivant : rivière Détroit > lac Érié > lac Ontario > lac Huron > lac Supérieur. Le NCP-66/67 était le congénère dominant, représentant en moyenne de 76 à 80 % de la concentration en équivalent toxique (CET). La contribution de la CET à l'ET total (ET dioxines + furanes + BPC analogues des dioxines + NCP) était généralement de moins de 15 %, en particulier lorsque l'ET total était plus élevé, et les BPC-126 demeuraient le principal congénère contribuant à l'ET total. Le profil des congénères suggère que les impuretés contenues dans les formulations de BPC et, par conséquent, la contamination historique par les BPC, plutôt que les rejets non intentionnels provenant de procédés thermiques industriels, pourraient constituer une source importante de NPC dans les poissons des Grands Lacs. Une analyse limitée des changements temporels a révélé une baisse des concentrations de NCP-66/67 entre 2006 et 2012, accompagnée de la diminution signalée précédemment des concentrations de NCP dans le touladi du lac Ontario entre 1979 et 2004. Les concentrations dans les corps entiers étaient de 1,4 à 3,2 fois plus élevées que dans les filets correspondants de carpes et de barbottes. Dans l'ensemble, les résultats de l'étude suggèrent que seule une surveillance ciblée des NCP chez les poissons des Grands Lacs, en particulier dans la rivière Détroit, le lac Érié et le lac Ontario, est nécessaire pour évaluer les améliorations futures continues de ce groupe de contaminants préoccupants (Gewurtz et coll., 2018).

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

Antioxydants N-phénylanilines substituées (NPAS)
Les NPAS et les agents anti-UV de benzotriazoles (BZT-UV) sont des additifs industriels qui constituent une inquiétude potentielle émergente sur le plan de l'environnement. Cependant, la bioaccumulation, la bioamplification et la distribution spatiale de ces contaminants dans les Grands Lacs sont inconnues. La présente étude vise à combler ces lacunes dans les connaissances en présentant pour la première fois des rapports sur les NPAS et les BZT-UV dans les œufs de Goéland argenté (*Larus argentatus*), les œufs de touladi (*Salvelinus namaycush*) et leur réseau trophique pour les Grands Lacs. Les œufs de Goéland argenté montraient une fréquence de détection et des concentrations de NPAS et de 2-(2H-benzotriazol-2- yl)-4,6-di-tert-pentylphénol (UV328) beaucoup plus élevées que celles de l'homogénat de poissons entiers. En ce qui concerne les œufs de Goéland argenté, les échantillons prélevés dans les Grands Lacs d'amont contenaient des concentrations beaucoup plus élevées de NPAS que les œufs

prélevés dans les Grands Lacs d'aval, possiblement en raison de différences sur le plan de la nourriture terrestre dans l'alimentation. Il est intéressant de noter que les NPAS prédominants dans les œufs de Goéland argenté sont le dinonyl- (C9C9) et le monononyl-diphénylamine (C9), dont la bioaccumulation dans le poisson était auparavant moins élevée que celle des autres NPAS. Par contre, la dioctyldiphénylamine (C8C8) était le principal NPAS dans le touladi, et la biodilution de C8C8 a été observée dans un réseau trophique de touladis du lac Supérieur. De telles variations dans les œufs du Goéland argenté et les poissons soulignent les différences dans les voies d'accumulation et d'élimination des NPAS et des BZT-UV; l'obtention de plus de précisions sur ces mécanismes est nécessaire (Lu et coll., 2018).

Liens

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

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

Il devient beaucoup plus important de comprendre et de quantifier les changements subis par les chaînes alimentaires des Grands Lacs. Par exemple, on soupçonne que les diminutions des populations de zooplancton dans le lac Huron sont la cause du ralentissement de la croissance du touladi, ce qui entraîne une élévation des concentrations chimiques de substances toxiques bioaccumulables persistantes. Les évaluations de la chaîne alimentaire portant sur les concentrations d'acides gras, des rapports d'acides gras et des isotopes stables de carbone et d'azote en cours aux É.-U. visent à aider à interpréter les résultats et les tendances relatives aux produits chimiques.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Sans opinion ou ne sais pas	Pas d'accord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			

Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leur source d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données
La majorité de l'information relative à ce sous-indicateur provient des programmes de surveillance et de contrôle des gouvernements du Canada et des États-Unis. La liste des contaminants devant faire l'objet d'une surveillance ne cesse de s'allonger, ce qui peut représenter un défi sur le plan des budgets de fonctionnement et des ressources en personnel. Ces limites nécessiteront des changements à la fréquence et à l'intensité de la surveillance de certains composés à mesure que de nouveaux composés seront ajoutés à la liste prioritaire.

Renseignements supplémentaires
La réduction des concentrations de contaminants dans les poissons entiers sera le reflet des changements environnementaux dans la qualité de l'eau des Grands Lacs. La réduction de la charge de contaminants et la baisse subséquente de la concentration de contaminants dans l'eau, ou encore les changements dans la composition du réseau trophique, réduiront les risques de dommages aux communautés de poissons et aux espèces sauvages qui se nourrissent de poissons.

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

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

Les banques de spécimens environnementaux contenant des échantillons de tissus constituent un rouage essentiel des programmes des États-Unis et du Canada et elles permettent de réaliser des analyses rétrospectives de produits chimiques préoccupants nouvellement identifiés afin d'être en mesure d'établir, assez rapidement, des tendances à long terme.

Les auteurs se sont efforcés d'améliorer la rigueur statistique du rapport portant sur ce sous-indicateur en incluant des marges d'erreur dans les estimations des concentrations et les tendances temporelles. Les auteurs ont également mis l'accent sur les contaminants au sujet desquels il existe des objectifs, des recommandations et/ou des seuils définis en matière d'environnement afin de contextualiser les concentrations observées par rapport aux risques qu'ils posent pour l'environnement. D'autres améliorations de la rigueur statistique, par exemple, de meilleures méthodes pour caractériser les ensembles de données comportant des valeurs censurées (c.-à-d. non détectées) devraient être étudiées et intégrées aux rapports futurs portant sur ce sous-indicateur.

Remerciements
Auteurs :
Daryl McGoldrick, Environnement et Changement climatique Canada
Elizabeth Murphy, Environmental Protection Agency des États-Unis
Autres contributions :
Mandi Clark, Environnement et Changement climatique Canada

Sources d'information
Nous remercions tous les États, tribus et provinces partenaires qui fournissent des échantillons et de l'information aux programmes de contrôle et de surveillance des États-Unis et du Canada.

Nous aimerions également remercier les capitaines et l'équipage du navire de recherche Kelso, d'Environnement et Changement climatiques Canada, ainsi que du navire de recherche Lake Guardian, de l'EPA des É.-U., pour leur participation au prélèvement des échantillons.

Références

Baygi, S.F., Crimmins, B.S., Hopke, P.K., Holsen, T.M., Comprehensive Emerging Chemical Discovery: Novel Polyfluorinated Compounds in Lake Michigan Trout. 2016. Environmental Science and Technology, 17: 9460 – 9468.

Blukacz-Richards, E.A., Visha, A., Graham, M.L., McGoldrick, D.J., De Solla, S.R., Moore, D.J., &Arhonditsis, G.B. (2017), Mercury levels in herring gulls and fish: 42 years of spatio-temporal trends in the Great Lakes. Chemosphere, 172, 476-487.

Fernando, S., Renaguli, A., Milligan, M., Pagano, J., Hopke, P., Holsen, T., & Crimmins, B. (2017), Comprehensive Analysis of the Great Lakes Top Predator Fish for Novel Halogenated Organic Contaminants by GCxGC-HR-ToF, 2018. Environmental Science & Technology, 52(5), 2909-2917.

Gewurtz, S.B., McGoldrick, D.J., Clark, M.G., Keir, M.J., Malecki, M.M., Gledhill, M., Sekela, M., Syrgiannis, J., Evans, M.S., Armellin, A., Pomeroy, J., Waltho, J., & Backus, S.M. (2011), Spatial trends of polybrominated diphenyl ethers in Canadian fish and implications for long-term monitoring. Environmental Toxicology and Chemistry, 30, 1564-1575.

Gewurtz, S.B., Gandhi, N., Drouillard, K.G., Kolic, T., MacPherson, K., Reiner, E.J., & Bhavsar, S.P. (2018), Levels, patterns, trends, and significance of polychlorinated naphthalene's (PCN's) in Great Lakes fish. Science of the Total Environment, 624, 499-508.

Hites, R.A., & Holsen, T.M. (2018), Temporal trends of PCBs and DDTs in Great Lakes fish compared to those in air. Science of the Total Environment, in press.

Lepak, R.F., Yin, R., Krabbenhoft, D.P., Orgorek, J.M., DeWild, J.F., Holsen, T.M., & Hurley J.P. (2015), Use of Stable Isotope Signatures to Determine Mercury Sources in the Great Lakes. Environmental Science & Technology Letters 2, 2(12), 335-341.

Lepak, R.F., Janssen, S.E., Yin, R., Krabbenhoft, D.P., Ogorek, J.M., DeWild, J.F., Tate, M.T., Holsen, T.M., & Hurley, J.P. (2018), Factors Affecting Mercury Stable Isotopic Distribution in Piscivorous Fish of the Laurentian Great Lakes. Environmental Science & Technology, 52(5), 2768-2776.

Lu, Z., De Silva, A.O., McGoldrick, D.J., Zhou, W., Peart, T.E., Cook, C., Tetreault, G.R., Martin, P.A., & De Solla, S.R. (2018), Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in Aquatic Organisms in the Great Lakes of North America: Terrestrial Exposure and Biodilution. Environmental Science & Technology, 2018 Feb 6;52(3):1280-1289. doi: 10.1021/acs.est.7b05214. Epub 2018 Jan 19.

McGoldrick, D.K., Pelletier, M., De Solla, S.R., Marvin, C.H., & Martin, P.A. (2018), Legacy of legacies: Chlorinated naphthalenes in Lake Trout, Walleye, Herring Gull eggs and sediments from the Laurentian Great Lakes indicate possible resuspension during contaminated sediment remediation. Science of the Total Environment, 634, 1424-1434.

Murphy, E.W., Smith, M.L., He, J.X., Wellenkamp, W., Barr, E., Downey, P.C., Miller, K. M., & Meyer, K.A. (2018), Revised fish aging techniques improve fish contaminant trend analyses in the face of changing Great Lakes food webs. Journal of Great Lakes Research, 44 (4), 725 – 734.

Pagano, J.J., Garner, A.J., McGoldrick, D.J., Crimmins, B.S., Hopke, P.K., Milligan, M.S., & Holsen, T.M. (2018), Age-Corrected Trends and Toxic Equivalence of PCDD/F and CP-PCB's in Lake Trout and Walleye from the Great Lakes: 2004-2014. Environmental Science & Technology, 52(2), 712-721.

Saborido Basconcillo, L., Backus, S.M., McGoldrick, D.J., Zaruk, D., Sverko, E., & Muir, D.C.G. (2015), Current status of short- and medium chair polychlorinated n-alkanes in top predatory fish across Canada. Chemosphere, 127, 93-100.

Sandheinrich, M.B., Bhavsar, S.P., Bodaly, R.A., Drevnick, P.E., & Paul, E.A. (2011), Ecological risk of methylmercury to piscivorous fish of the Great Lakes region. Ecotoxicology, 20, 1577-1587.

Su, G., Letcher, R.J., McGoldrick, D.J., & Backus, S.M. (2017), Halogenated Flame Retardants in Predator and Prey Fish from the Laurentian Great Lakes: Age-Dependent Accumulation and Trophic Transfer. Environmental Science & Technology, 51, 8432-8441.

Su, G., McGoldrick, D.J., Clark, M.G., Evans, M.S., Gledhill, M., Carron, C., Armelin, A., Backus, S.M., & Letcher, R.J. (2018), Isomer-Specific Hexabromocyclododecane (HBCDD) Levels in Top Predator Fish from Across Canada and 36-year Temporal Trends in Lake Ontario. Environmental Science & Technology, 52(11), 6197-6207.

Wu, Y., Tan, H., Zhou, C., Crimmins, B.S., Holsen, T.M., & Chen, D (2018), Bioaccumulation and Spatiotemporal trends of Polyhalogenated Carbazoles in Great Lakes Fish from 2004 to 2016. Environmental Science & Technology, 52(8), 4536-4545.

Zhou, C., Cohen, M.D., Crimmins, B.A., Zhou, H., Johnson, T.A., Hopke, P.K., & Holsen, T.M. (2017), Mercury Temporal Trends in Top Predator Fish of the Laurentian Great Lakes from 2004 to 2015: Are Concentrations Still Decreasing? Environmental Science & Technology, 51(13), 7386-7394.

Zhou, C., Pagano, J., Crimmins, B.A., Hopke, P.K., Milligan, M.S., Murphy, E.W., & Holsen, T.S. (2018), Polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticides concentration patterns and trends in top predator fish of Laurentian Great Lakes from 1999 to 2014. Journal of Great Lakes Research, 44(4), 716-724.

Les données sont disponibles sur demande auprès des auteurs ou il est possible de consulter les données des États-Unis à l'adresse :
http://www.epa.gov/cdx/

Liste des tableaux

Tableau 1. Critères relatifs aux contaminants pour les programmes de contrôle et de surveillance de l'environnement.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Source : Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement - https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/fiches-renseignements/recommandations-federales-qualite-environnement.html
Sandheinrich, M.B., Bhavsar, S.P., Bodaly, R.A., Drevnick, P.E., Paul, E.A., 2011. Ecological risk of methylmercury to piscivorous fish of the Great Lakes region. Ecotoxicology 20, 1577-1587
Normes de qualité de l'environnement de l'Union européenne - https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32013L0039

Tableau 2. Produits chimiques détectés à une fréquence de plus de 10 % identifiés par les programmes de contrôle et de surveillance.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Tableau 3. Pente de Sen et valeurs p provenant de l'analyse Mann-Kendall des tendances à long terme des concentrations de PCSPM dans les poissons de chacun des Grands Lacs.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Tableau 4. Pente de Sen et valeurs p provenant de l'analyse Mann-Kendall des tendances à court terme (10 ans) des concentrations de PCSPM dans les poissons de chacun des Grands Lacs.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Liste des figures

Figure 1. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le bassin des Grands Lacs.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 2. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Supérieur.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 3. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Michigan.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 4. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Huron.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 5. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Érié.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 6. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Ontario.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 7. Carte des Grands Lacs indiquant les stations de surveillance de contaminants du poisson d'Environnement et Changement climatique Canada et de l'Environmental Protection Agency des É.-U.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 8. Concentrations de BPC totaux dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 9. Concentrations de mercure total dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 10. Concentrations moyennes de TeBDE dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 11. Concentrations moyennes de PeBDE dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 12. Concentrations moyennes de HxBDE dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 13. Concentrations moyennes de SPFO dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Figure 14. Concentrations moyennes de mercure total (points) mesurées dans des échantillons composés d'éperlans arc-en-ciel par Environnement et Changement climatique Canada. Les lignes indiquent que la moyenne mobile est de trois ans. À noter que la plupart des taux de changement ne sont pas très différents de la base zéro pour les valeurs-p >0,05.

Source : Environnement et Changement climatique Canada.
Figure 15. Concentrations de HBCD total dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

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

Contaminant	Source du critère	Valeur (ng/g ph)
Somme-tétrabromodiphényléthers (TeBDE) (BDE 47)	RFQE* (régime alimentaire des espèces sauvages)	44
Somme-pentabromodiphényléthers (PeBDE) (BDE 99 + 100)	RFQE* (tissus de poissons)	1
Somme-hexabromodiphényléthers (HxBDE) (BDE 153 + 154)	RFQE* (régime alimentaire des mammifères)	4
Sulfonate de perfluorooctane (SPFO)	RFQE* (ng/g poids lipidique)	4,6
Biphényles polychlorés (BPC) totaux	Amendement de l'AQEGL de 1987	100
Alcanes chlorées à chaîne courte (ACCC)	RFQE* (ng/g poids lipidique)	2700,0
Hexabromocyclododécane (HBCDD) total	EQS European Union (EQS)	167
Mercure total	Sandeinrich et coll., 2011 (LOER)	300
Critères relatifs aux contaminants pour les programmes de contrôle et de surveillance de l'environnement.		

Tableau 1. Critères relatifs aux contaminants pour les programmes de contrôle et de surveillance de l'environnement.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.
Source : Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement - https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/fiches-renseignements/recommandations-federales-qualite-environnement.html
Sandheinrich, M.B., Bhavsar, S.P., Bodaly, R.A., Drevnick, P.E., Paul, E.A., 2011. Ecological risk of methylmercury to piscivorous fish of the Great Lakes region. Ecotoxicology 20, 1577-1587
Normes de qualité de l'environnement de l'Union européenne - https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32013L0039

Composé ou classes	Organisme		Grands Lacs				
	ECCC	EPA É.-U.	Ontario	Érié	Huron	Michigan	Supérieur
4-n-octylphénol (OP)	X		X				
4-nonylphénol monoéthoxylate (NP1EO)	X		X				
4-nonylphénol (NP)	X		X				
4-nonylphénol diéthoxylate (NP2EO)	X		X				
Hexabromocyclododécane (α-, γ-HBCD)	X		X				
Naphthalènes polychlorés (NPC)1	X		X				
Phosphate tris(2-butoxyéthyl) (pTBE)	X		X	X			
Alkanes chlorés (à chaîne courte et moyenne)	X		X	X	X		X
Décaméthylcyclopentasiloxane (D5)	X		X	X	X		X
Dodécaméthylcyclohexasiloxane (D6)	X		X	X	X		X
Dodécaméthylpentasiloxane (L5)	X		X	X	X		X
Hexaméthylcyclotrisiloxane (D3)	X		X	X	X		X
Octaméthylcyclotétrasiloxane (D4)	X		X	X	X		X
Perfluorooctane sulfonamide (PFOSA)	X		X	X	X		X
Acide perfluorooctanoïque (APFO)	X		X	X	X		X
Chlordane (α-, γ-)	X	X	X	X	X	X	X
Dieldrine	X	X	X	X	X	X	X
Époxyde d'heptachlore	X	X	X	X	X	X	X
Hexachlorobenzène (HCB)	X	X	X	X	X	X	X
Hexachlorocyclohexane (α-, γ-HCH)	X	X	X	X	X	X	X
Mercure	X	X	X	X	X	X	X
Mirex	X	X	X	X	X	X	X
p,p'-dichlorodiphényldichloroéthane (DDD)	X	X	X	X	X	X	X

p,p'-dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE)	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
p,p'-dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT)	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Perfluorodécanosulfonate (PFDS)	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Acide perfluorodécanoïque (PFDA)	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Acide perfluorododécanoïque (APFDo)	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Acide perfluorononanoïque (PFNA)	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Sulfonate de perfluorooctane (SPFO)	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Acide perfluorotridécanoïque (APFTr)	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Acide perfluoroundécanoïque (APFUn)	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Polybrominated diphenyl ethers (PBDE)[1]	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Polychlorinated biphenyls (PCB)[2]	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Endrine		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
cis-nonachlore		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Endosuflan (I, II)		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Sulfate d'endosulfan		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Hexachlorocyclohexane (β-, δ-HCH)		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Octachlorostyrène		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Oxychlordane		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
EQT dioxine totale (mammifère)		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Toxaphène (camphéchlor)		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
trans-nonachlore		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
Produits chimiques détectés à une fréquence de plus de 10 % identifiés par les programmes de contrôle et de surveillance.							

Tableau 2. Produits chimiques détectés à une fréquence de plus de 10 % identifiés par les programmes de contrôle et de surveillance.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Mercure	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	**<0,001**	1,000	0,972	0,079	1,000
Pente de Sen (%)	-0,58 %	0,01 %	0,01 %	-0,38 %	-0,02 %

HxBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	**0,002**	0,545	0,837	0,108	0,232
Pente de Sen (%)	-1,97 %	-0,33 %	0,39 %	-2,65 %	-0,95 %

PeBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	**0,000**	0,069	0,651	**0,004**	**0,009**
Pente de Sen (%)	-2,00 %	-1,39 %	-0,41 %	-3,20 %	-3,92 %

TeBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	**0,000**	**0,000**	0,902	0,053	**0,000**
Pente de Sen (%)	-2,96 %	-3,51 %	0,06 %	-2,09 %	-5,98 %

HBCDD	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,668	0,876	0,436	0,087	**0,029**
Pente de Sen (%)	-0,40 %	0,57 %	1,29 %	-2,06 %	2,16 %

SPFO	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,474	0,436	**0,003**	**0,003**	-
Pente de Sen (%)	-0,81 %	1,81 %	-7,32 %	5,82 %	-

BPC	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**
Pente de Sen (%)	-3,01 %	-2,82 %	-1,19 %	-2,13 %	-2,42 %

LÉGENDE

Valeur p	**Statistiquement significative**	Non statistiquement significative
Pente de Sen (%)	Augmente	Diminue

Ensemble de données - long terme

Tableau 3. Pente de Sen et valeurs p provenant de l'analyse Mann-Kendall des tendances à long terme des concentrations de PCSPM dans les poissons de chacun des Grands Lacs.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Mercure	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	1,000	1,000	0,474	0,211	0,858
Pente de Sen (%)	0,00 %	0,02 %	-0,79 %	-2,21 %	0,20 %

HxBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,243	0,474	**0,007**	0,152	0,721
Pente de Sen (%)	-1,33 %	1,23 %	-3,75 %	-3,64 %	0,91 %

PeBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,362	1,000	0,107	0,107	0,592
Pente de Sen (%)	0,83 %	0,32 %	-1,57 %	-3,90 %	0,73 %

TeBDE	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0.059	**0.007**	0.074	0.152	0.107
Pente de Sen (%)	-2.29 %	-3.69 %	-1.94 %	-3.12 %	-3.69 %

HBCDD	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,059	1,000	0,858	0,152	0,074
Pente de Sen (%)	-2,17 %	0,14 %	0,48 %	-2,04 %	2,12 %

SPFO	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,474	1,000	**0,000**	**0,012**	-
Pente de Sen (%)	-0,81 %	0,05 %	-6,54 %	5,90 %	-

BPC	Ontario	Huron	Érié	Supérieur	Michigan
Valeur p	0,419	0,858	0,721	0,371	0,074
Pente de Sen (%)	-0,02 %	0,85 %	-0,86 %	-2,25 %	-2,17 %

LEGEND

Valeur p	**Statistiquement significative**	Non statistiquement significative	
Pente de Sen (%)	Augmente	Diminue	Inchangée

Ensemble de données - court terme

Tableau 4. Pente de Sen et valeurs p provenant de l'analyse Mann-Kendall des tendances à court terme (10 ans) des concentrations de PCSPM dans les poissons de chacun des Grands Lacs.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

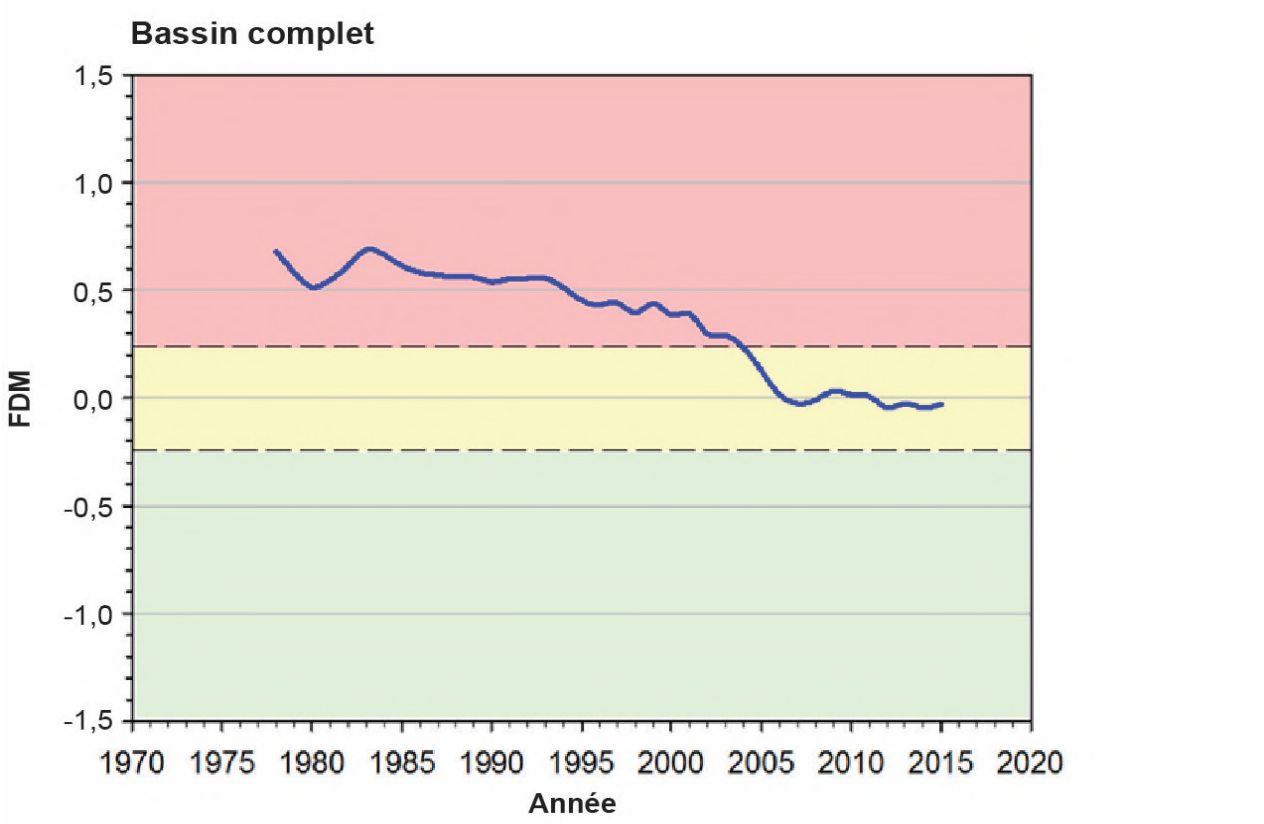


Figure 1. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le bassin des Grands Lacs.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

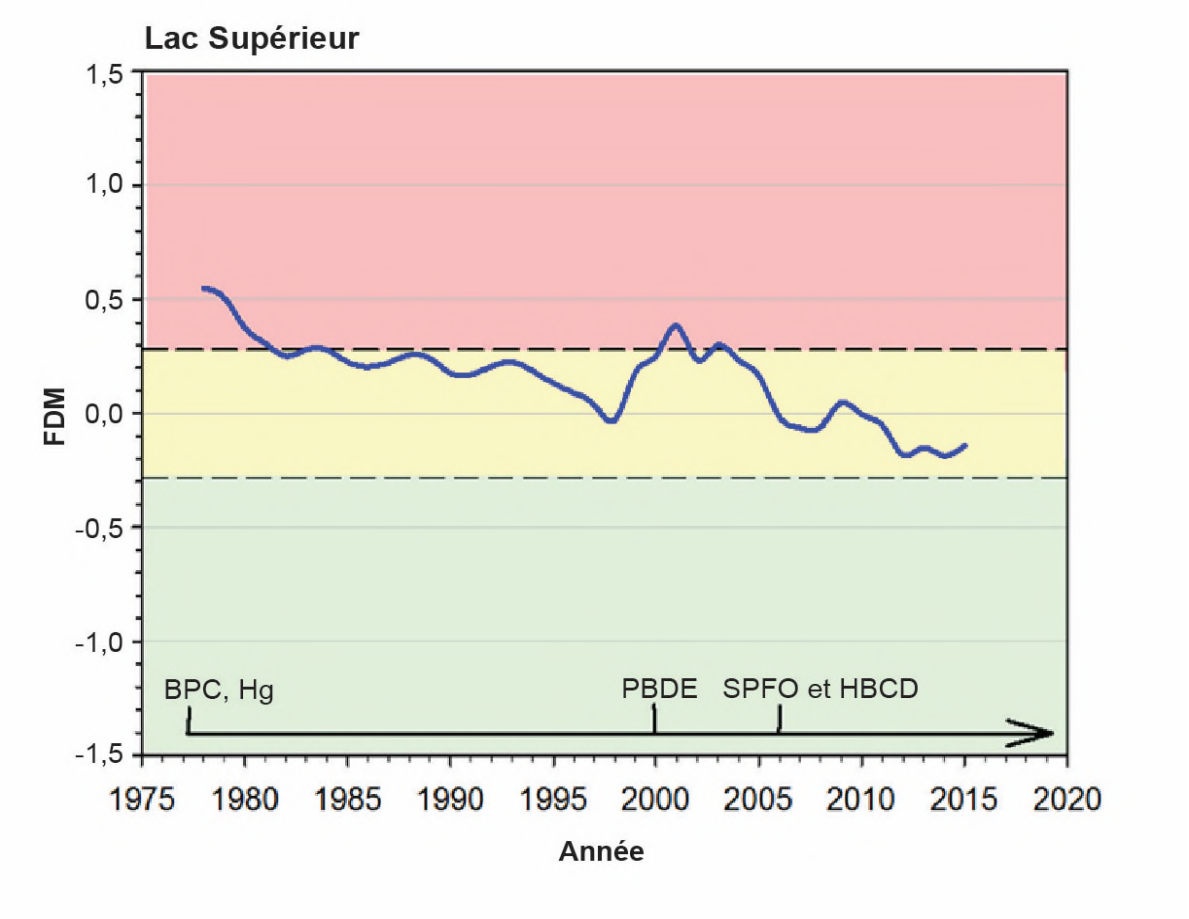


Figure 2. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Supérieur.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

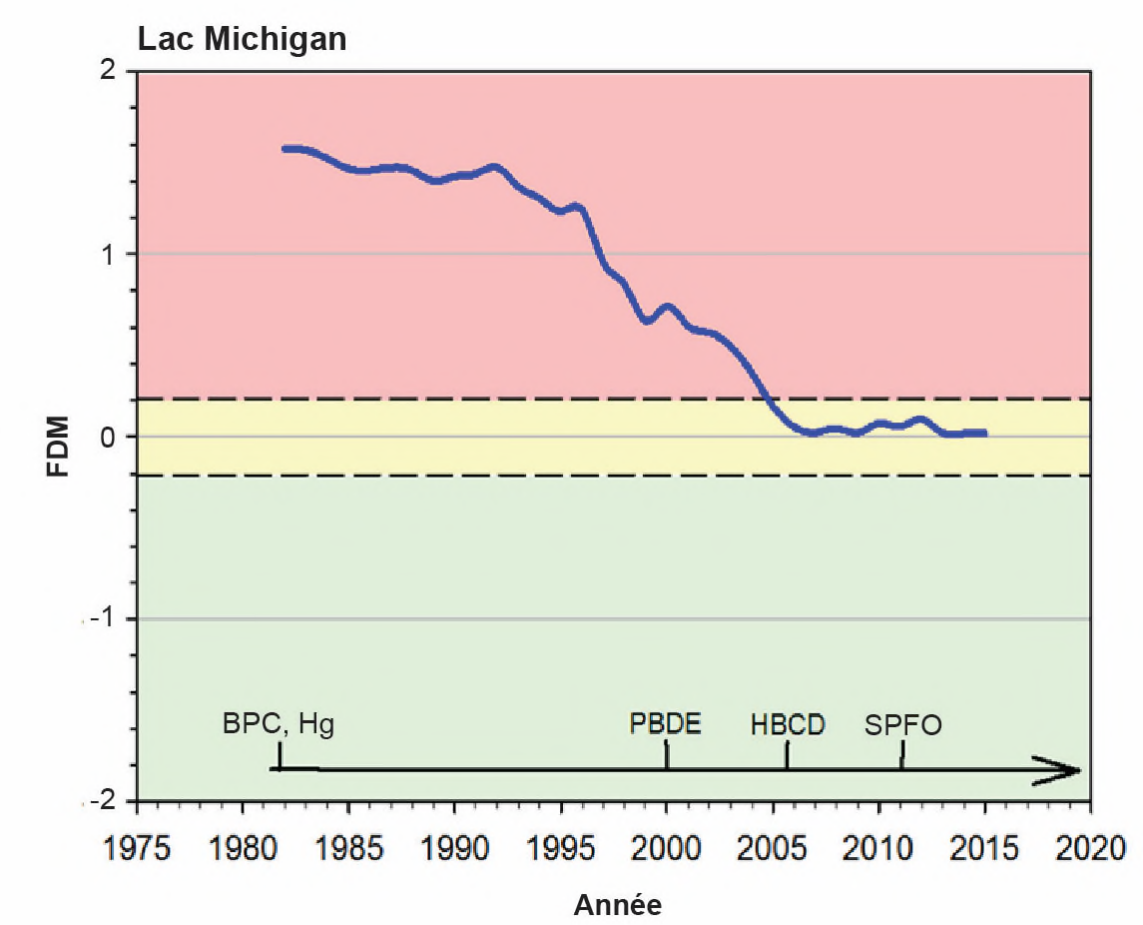


Figure 3. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Michigan.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

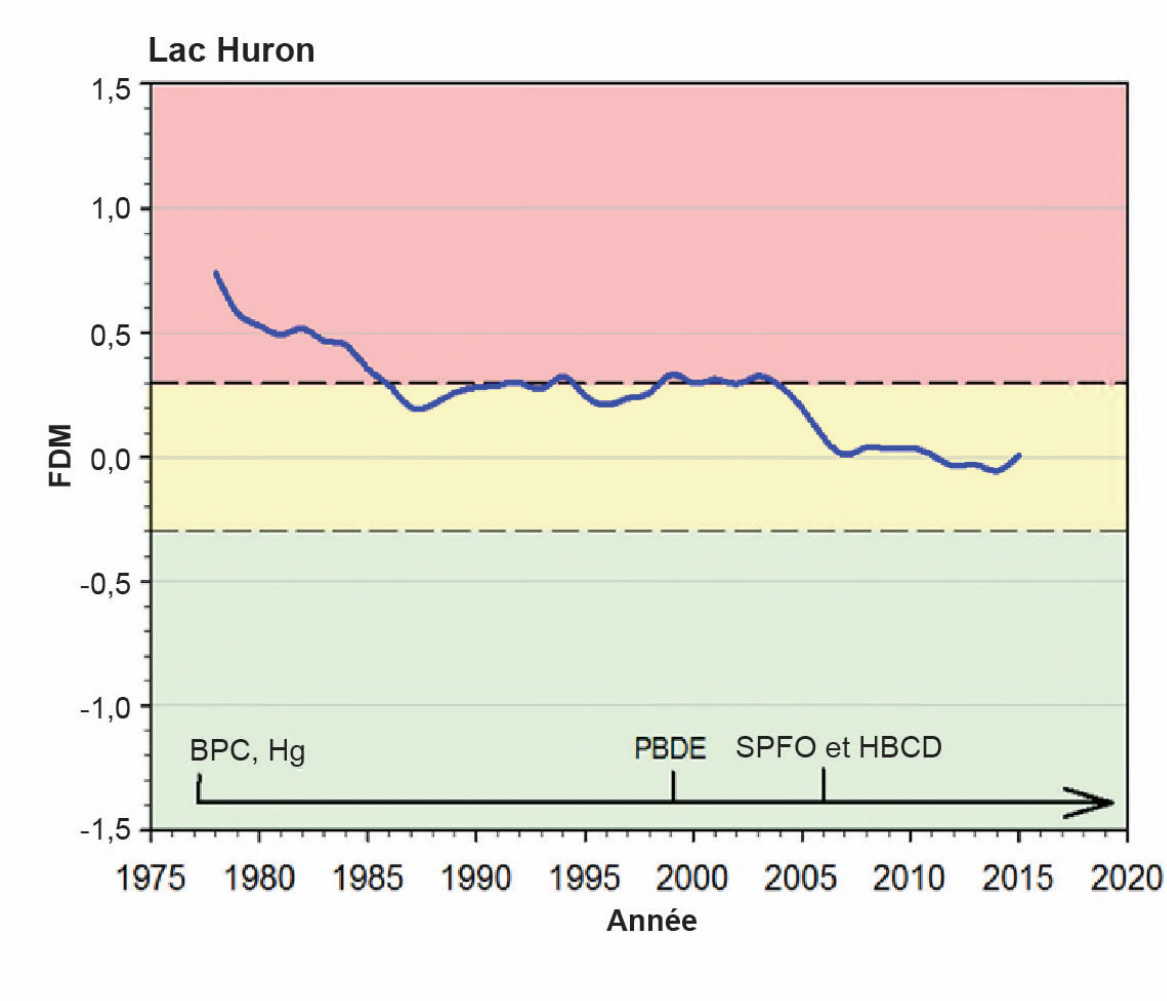


Figure 4. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Huron.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

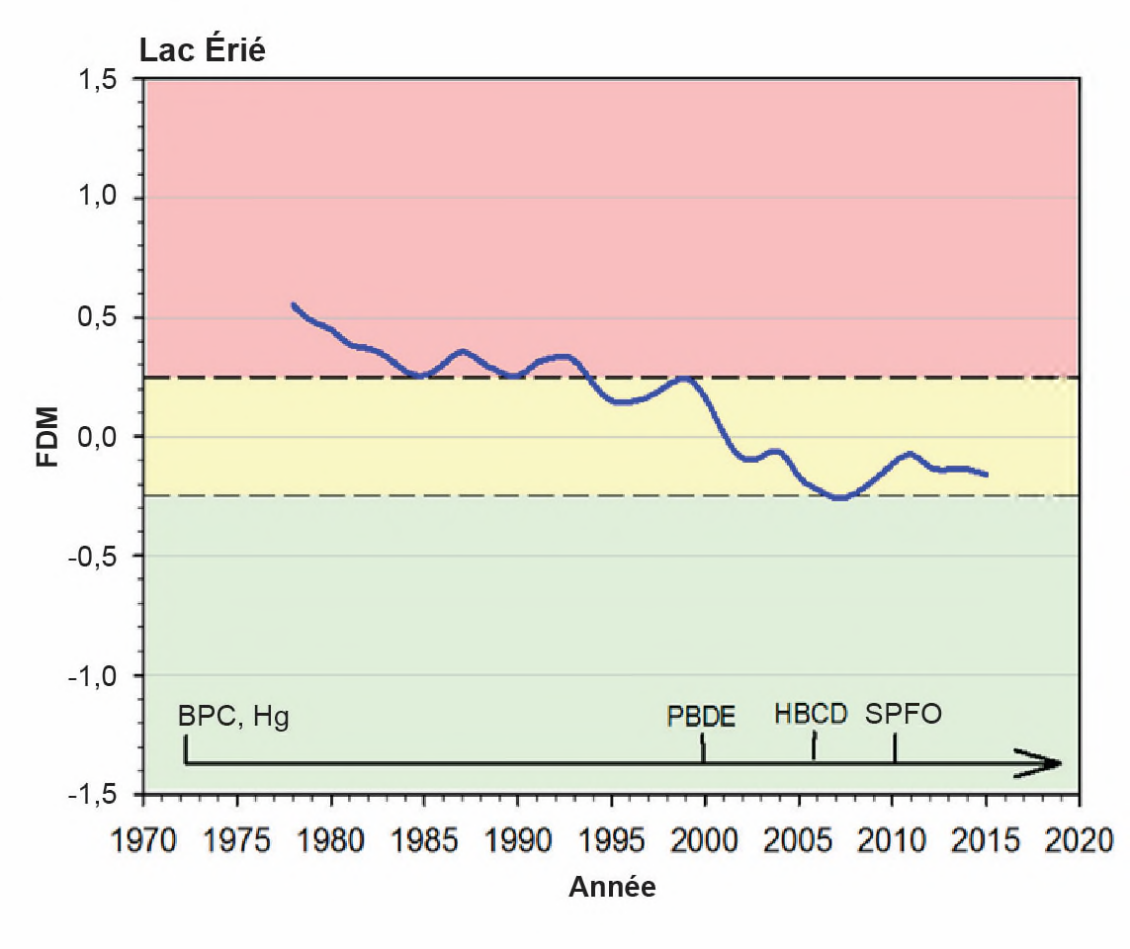


Figure 5. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Érié.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

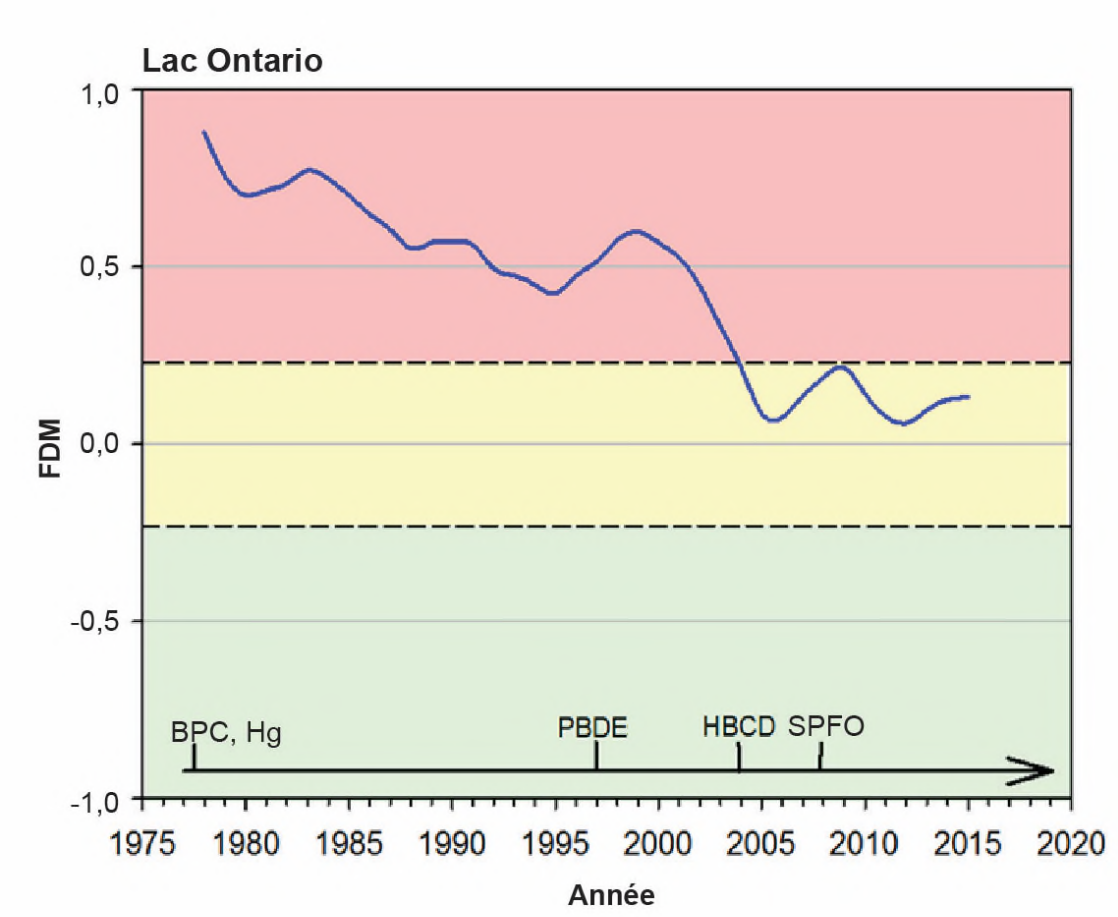


Figure 6. Facteur de déviation moyenne (FDM) pour le lac Ontario.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

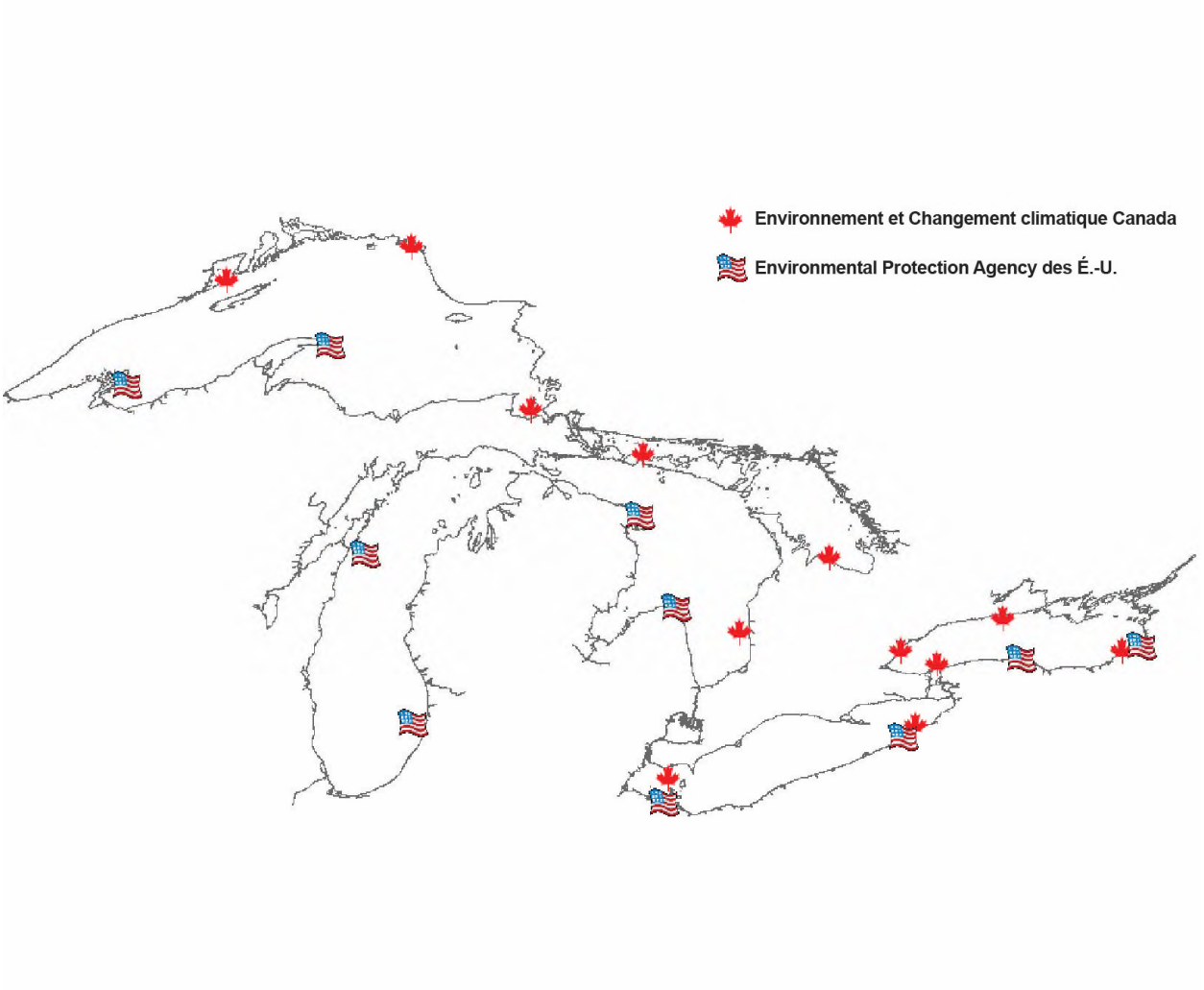


Figure 7. Carte des Grands Lacs indiquant les stations de surveillance de contaminants du poisson d'Environnement et Changement climatique Canada et de l'Environmental Protection Agency des É.-U.
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

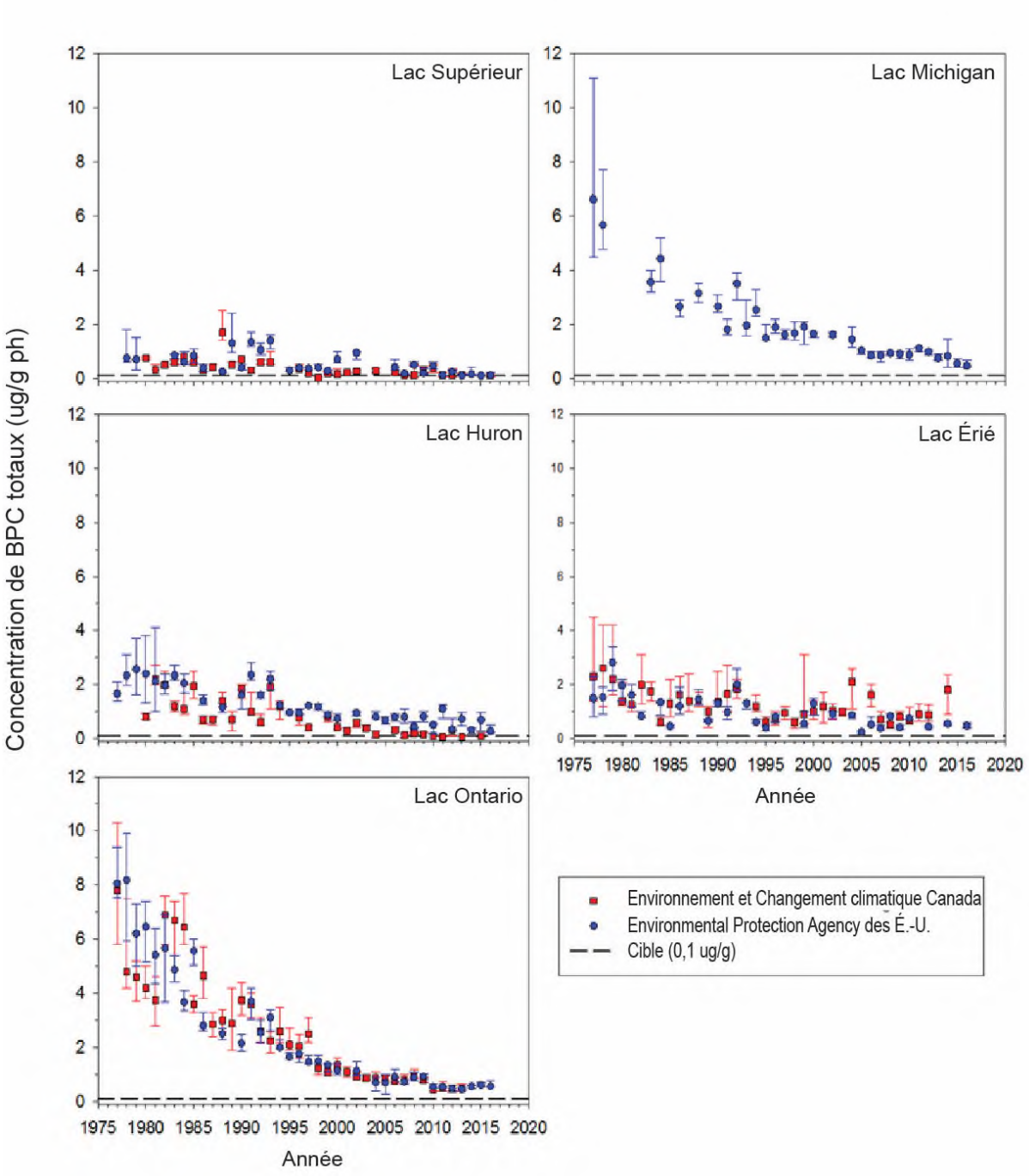


Figure 8. Concentrations de BPC totaux dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

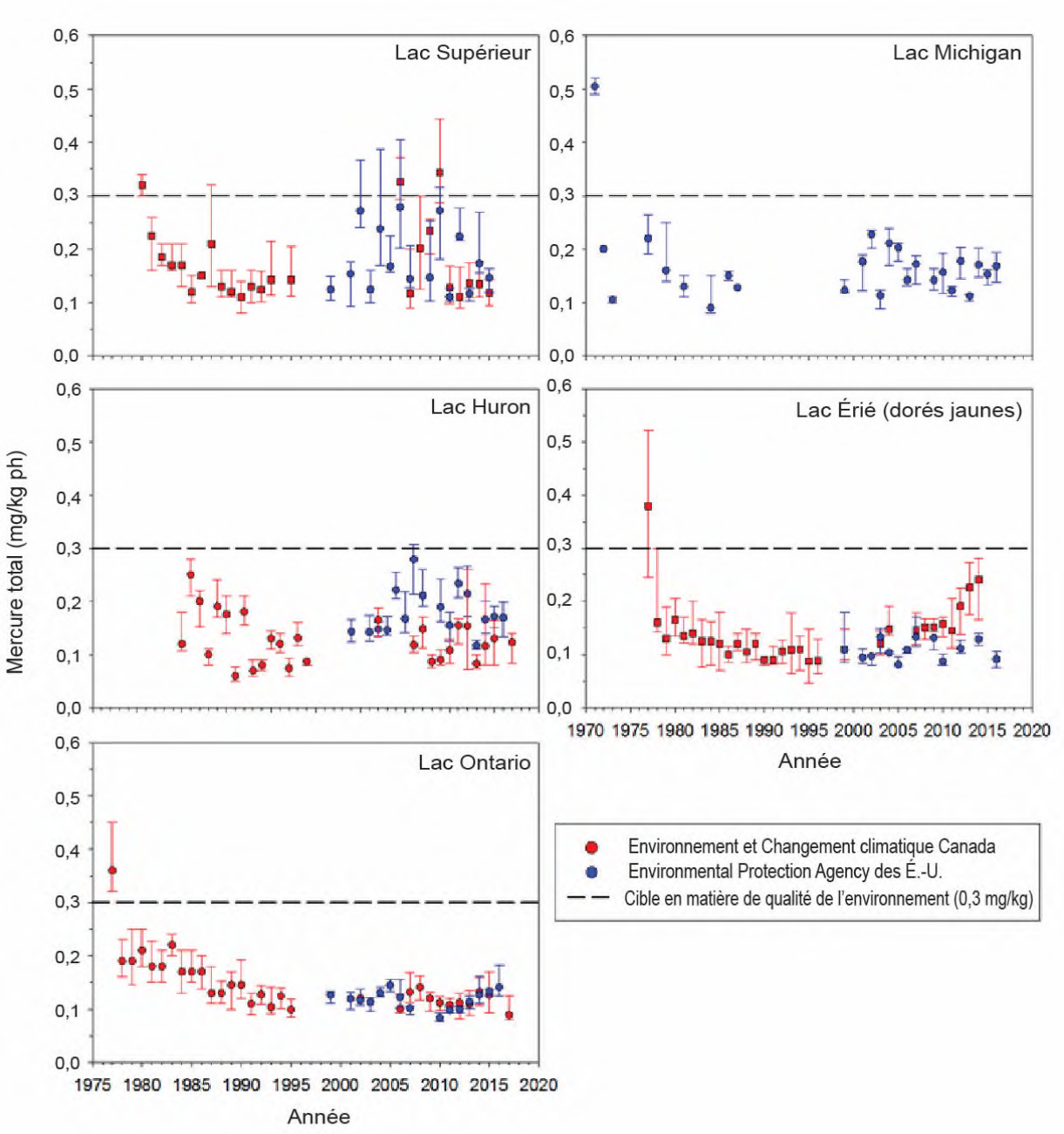


Figure 9. Concentrations de mercure total dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

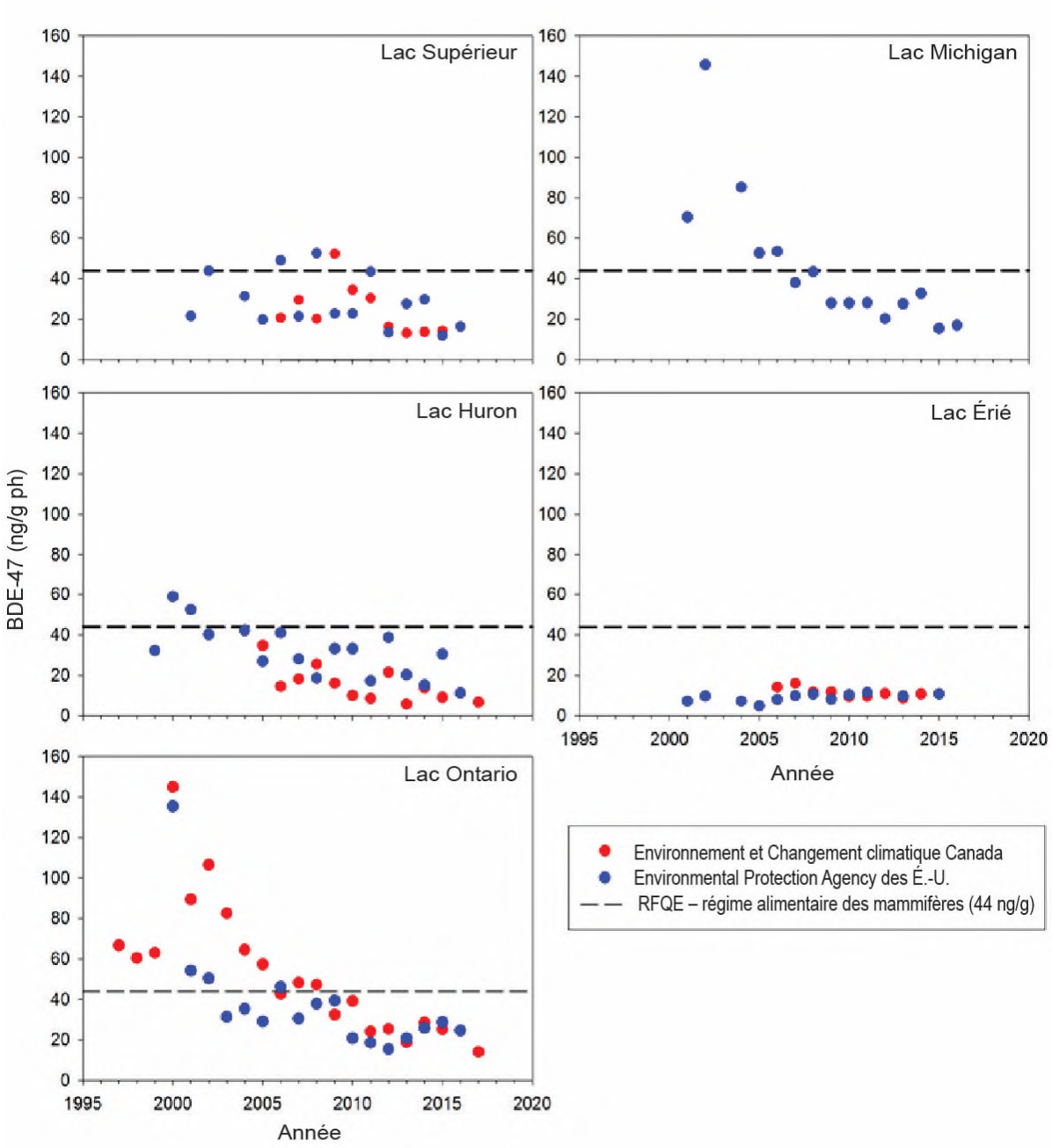


Figure 10. Concentrations moyennes de TeBDE dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

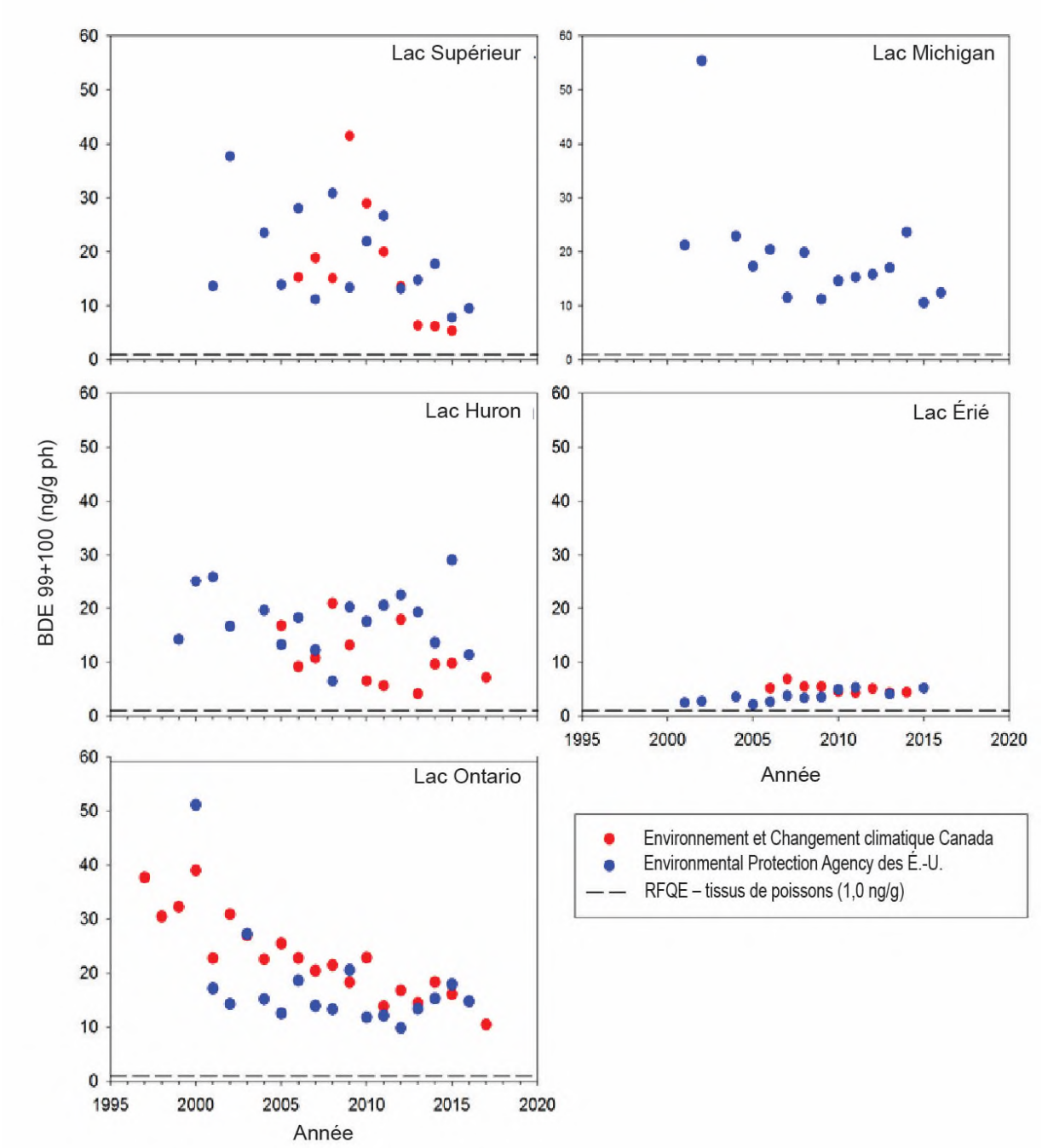


Figure 11. Concentrations moyennes de PeBDE dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

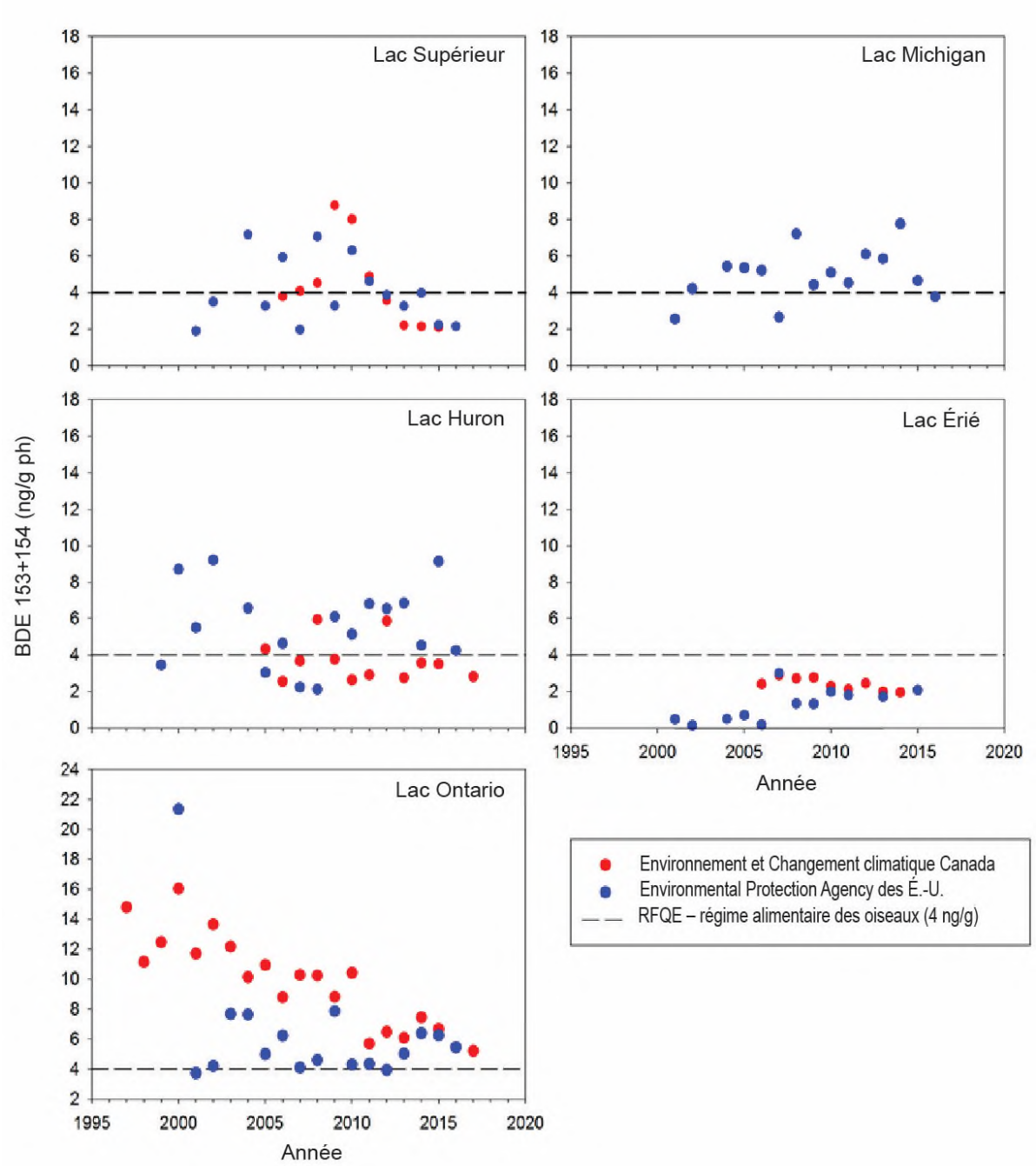


Figure 12. Concentrations moyennes de HxBDE dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

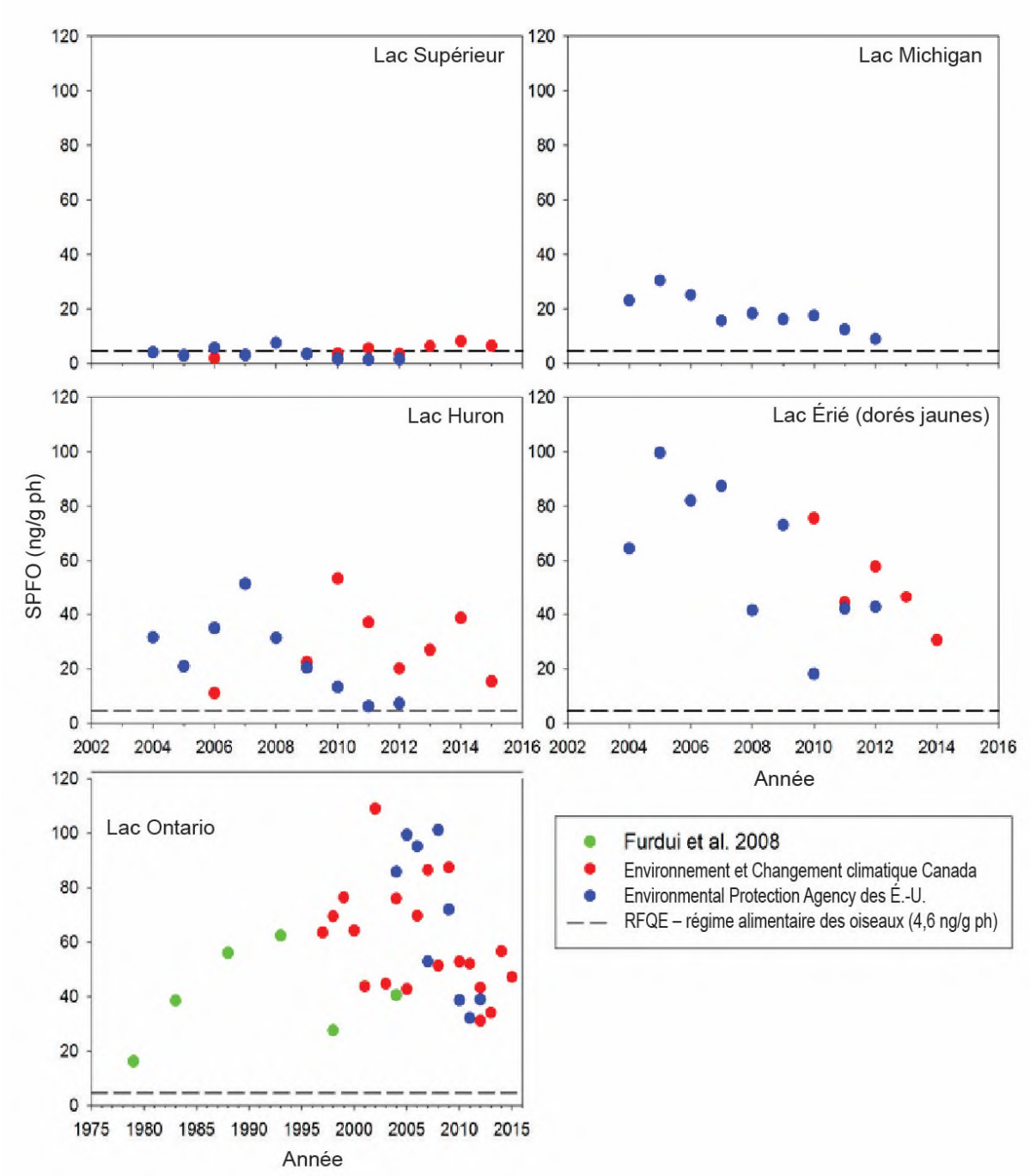


Figure 13. Concentrations moyennes de SPFO dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

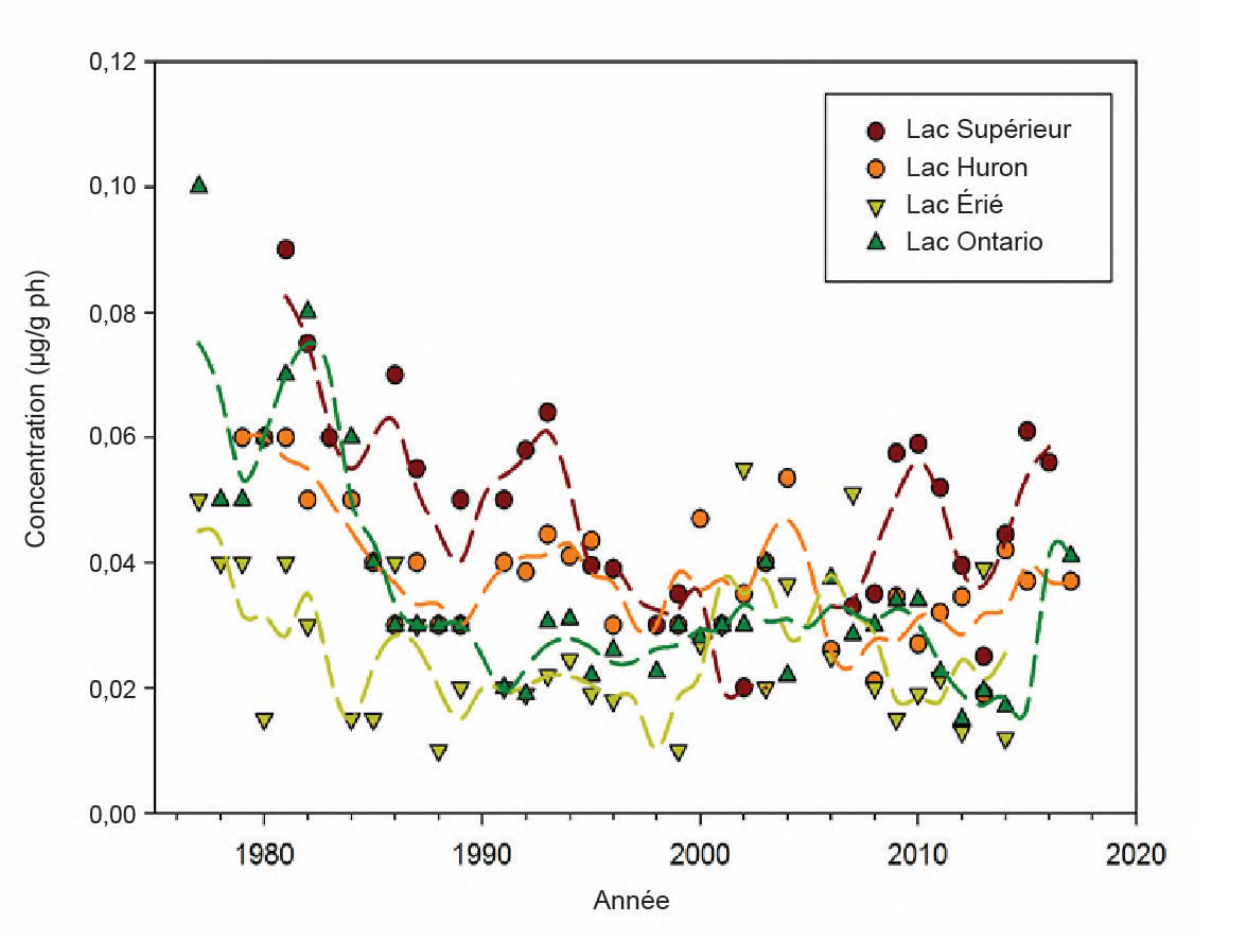


Figure 14. Concentrations moyennes de mercure total (points) mesurées dans des échantillons composés d'éperlans arc-en-ciel par Environnement et Changement climatique Canada. Les lignes indiquent que la moyenne mobile est de trois ans. À noter que la plupart des taux de changement ne sont pas très différents de la base zéro pour les valeurs-p >0,05.
Source : Environnement et Changement climatique Canada.

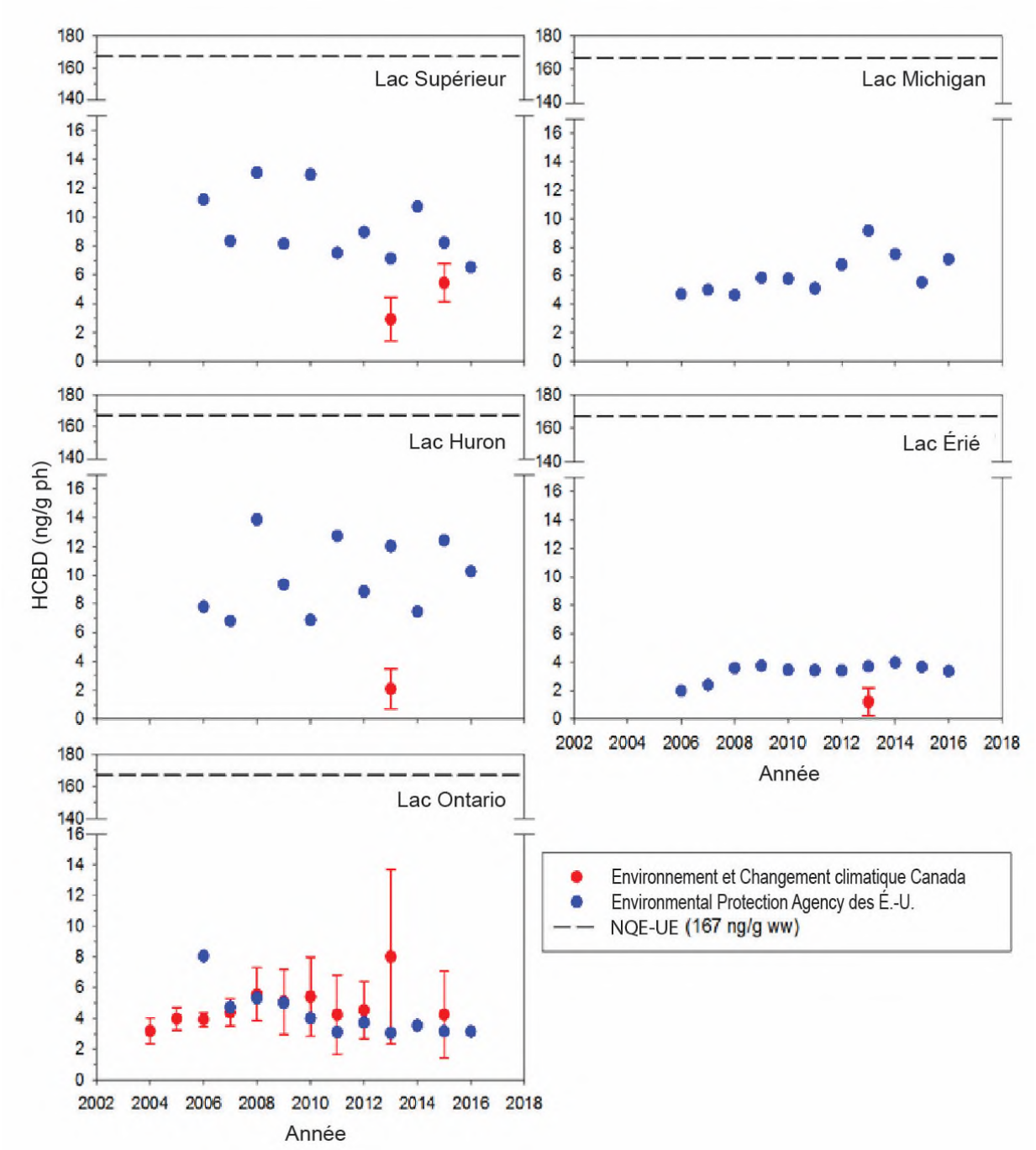


Figure 15. Concentrations de HBCD total dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielles hachurées sont indiqués là où les pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Les lignes pleines indiquent des pentes statistiquement supérieures ou inférieures à zéro ($\alpha = 0,05$).
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

Sous-indicateur : Substances chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté

Évaluation globale
État : Bon
Tendances :
Tendance sur 10 ans (2002-2017) : S'améliore
Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore
Justification : Les tendances à long terme (1974 à nos jours) relatives aux concentrations de la presque totalité des contaminants hérités des générations précédentes (biphényles polychlorinés [BPC], dioxines et furanes, pesticides organochlorés [OC]) sont à la baisse. À l'aide d'un indice de contamination de la faune (ICF) fondé uniquement sur les matières organiques héritées, les concentrations de contaminants dans la plupart des colonies de Goélands argentés se sont généralement améliorées entre 2002 et 2017, à quelques exceptions près. À l'échelle du lac, le lac Érié a été une exception, car l'ICF ne s'est pas amélioré entre 2002 et 2017. La plupart des résultats de l'ICF étaient attribuables aux BPC dans tous les lacs, la contribution des PCDD/F et du dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) étant plus faible, mais à peu près égale, bien que la contribution relative des PCDD/F dans certaines colonies des États-Unis ait été plus élevée que dans celles du Canada. Les tendances à court terme des contaminants hérités (BPC, OC, mercure) de la dernière décennie sont un mélange de déclins importants et de contaminants pour lesquels il n'y a aucun changement important. De manière générale, les polybromodiphényléthers (PBDE) n'ont pas changé au cours de la dernière décennie et ont augmenté dans une colonie (île Granite) de 2008 à 2016. Les concentrations de l'ignifugeant Dechlorane Plus (DP), même si elles sont incohérentes, ont augmenté dans certaines colonies au cours des dernières années, en particulier celles des lacs du Nord. Bien que les naphtalènes polychlorés (NPC) aient diminué dans l'ensemble depuis 1980, il y a eu une résurgence entre la fin des années 1990 et le début des années 2000 à partir d'une source de la rivière Détroit, qui semble avoir influencé la plupart des colonies en aval dans celles du lac Ontario. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre et les pentes étaient positives (d'où une amélioration).

Les définitions des différents états et tendances visés par l'évaluation sont incluses à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans (2002-2017) : S'améliore
Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore
Justification : Les concentrations des contaminants classiques hérités, comme le DDE, la somme des BPC et le TCDD, ont connu une diminution importante à long terme (1974-2017). Les concentrations de mercure ont beaucoup diminué à long terme, mais, pas plus que celles de la somme des BPC, elles n'ont pas beaucoup reculé à court terme. Les concentrations de DP se sont accrues de 1982 à 2015. À la colonie du rocher Agawa, la somme des APFC a augmenté de 1990 à 2010. La somme des PBDE n'a pas changé, sauf pour l'île Granite, où les concentrations ont augmenté. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre; cependant, à l'île Gull, les pentes étaient positives (d'où une amélioration). Les NPC ont diminué depuis le dernier rapport en 2017.

Lac Michigan
État : Bon
Tendance sur 10 ans (2002-2017) : S'améliore
Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore

Justification : Les concentrations des contaminants classiques hérités, comme le DDE, la somme des BPC et le TCDD, ont connu une diminution importante depuis les années 1970 (1974-2017). Les concentrations de mercure ont beaucoup diminué à long terme, mais, pas plus que celles de la somme des BPC, elles n'ont pas beaucoup reculé à court terme. Les concentrations de DP se sont accrues de 1982 à 2015. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre et les pentes étaient positives (d'où une amélioration).

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)
État : Bon
Tendance sur 10 ans (2002-2017) : S'améliore
Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore
Justification : Les concentrations des contaminants classiques hérités, comme le DDE, la somme des BPC, le TCDD et le mercure, ont connu une diminution importante depuis les années 1970 (1974-2017). Aucun changement important à court terme en ce qui concerne la somme des PBDE n'a été observé. Les concentrations de DP se sont accrues de 1982 à 2015, tandis que les concentrations de la somme des APFC ont augmenté de 1990 à 2010 dans la colonie de la rivière Détroit. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre et les pentes étaient positives (d'où une amélioration), sauf pour l'île Scarecrow où la pente de l'ICF était négative.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair)
État : Bon
Tendance sur 10 ans (2002-2017) : Inchangée
Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore
Justification : Les concentrations des contaminants classiques hérités, comme le DDE, la somme des BPC, le TCDD et le mercure, ont connu une diminution importante depuis les années 1970 (1974-2017). Aucun changement important à court terme en ce qui concerne la somme des PBDE n'a été observé. Les concentrations de DP se sont accrues de 1982 à 2015. Les concentrations de la somme des APFC ont augmenté de 1990 à 2010 dans la rivière Détroit. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre et les pentes étaient positives (d'où une amélioration). Les concentrations de la somme des NPC ont connu un déclin de 1979 à 2013, mais dans le lac Érié, les concentrations de NPC ont augmenté chez les goélands de 1995 à 2000. Les concentrations de NPC étaient plus élevées chez les goélands du lac Érié que chez les goélands des autres lacs.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Bon
Tendance sur 10 ans (2002-2017) : S'améliore
Tendance à long terme (1974-2017) : S'améliore
Justification : Les concentrations des contaminants classiques hérités, comme le DDE, la somme des BPC, le TCDD et le mercure, ont connu une diminution importante depuis les années 1970 (1974-2017). Aucun changement important à court terme en ce qui concerne la somme des PBDE n'a été observé. Les concentrations de DP se sont accrues de 1982 à 2015. L'indice de contamination de la faune indique une amélioration de 2002 à 2017, tant pour l'ensemble des lacs que pour certaines colonies individuelles. L'ICF ne s'est pas amélioré dans certaines colonies américaines, mais pour certaines d'entre elles, cette absence d'amélioration peut être attribuable à une puissance moindre et les pentes étaient positives (d'où une amélioration). Les concentrations de la somme des NPC ont connu un déclin de 1979 à 2013.

Définitions des différents états visés par l'évaluation
Bon : Les mesures montrent que les concentrations de contaminants dans les œufs des oiseaux aquatiques piscivores sont conformes aux objectifs/lignes directrices écosystémiques ou qu'elles sont dans un état acceptable.

Passable : Les mesures montrent que les concentrations de contaminants dans les œufs des oiseaux aquatiques piscivores n'atteignent pas les objectifs/lignes directrices écosystémiques, mais qu'elles présentent un état minimalement acceptable.
Médiocre : Les mesures montrent que les concentrations de contaminants dans les œufs des oiseaux aquatiques piscivores ne présentent pas un état minimalement acceptable et font l'objet de graves répercussions.
Indéterminé : Les données sont inaccessibles ou insuffisantes pour évaluer l'état des éléments de l'écosystème.

Définitions des différentes tendances visées par l'évaluation
S'améliore : Diminution des concentrations de contaminants et d'autres paramètres préoccupants.
Inchangée : Aucun changement des concentrations de contaminants et/ou d'autres paramètres préoccupants.
Se détériore : Augmentation des concentrations de contaminants et d'autres paramètres préoccupants.
Indéterminée : Les données sont inaccessibles ou insuffisantes pour évaluer la tendance des concentrations de contaminants chez les oiseaux aquatiques piscivores pour l'instant.

Valeurs de référence et/ou cibles
Les concentrations de substances chimiques et les mesures biologiques chez les oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux ne sont pas différentes de celles des sites de référence dans le Canada atlantique ou les Prairies. Tendances relatives aux contaminants à la baisse.

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur vise à évaluer les concentrations de contaminants chimiques chez un oiseau aquatique colonial piscivore représentatif, et il sera utilisé pour déduire l'incidence de ces contaminants sur la physiologie de cet oiseau.

Le sous-indicateur évaluera les concentrations actuelles de substances chimiques toxiques et les tendances chez des oiseaux aquatiques coloniaux représentatifs (goélands, sternes, cormorans et hérons) des Grands Lacs; il permettra de déduire et de mesurer l'incidence des contaminants sur la santé (c.-à-d. la physiologie et les caractéristiques de la reproduction) des populations d'oiseaux aquatiques et d'évaluer les valeurs de référence écologiques et physiologiques chez des oiseaux aquatiques coloniaux représentatifs des Grands Lacs. Il est possible de l'utiliser pour décrire les tendances spatiales et temporelles des contaminants biodisponibles chez le biote représentatif de tous les Grands Lacs, déduire l'efficacité des mesures correctives associées à la gestion des substances polluantes critiques et décrire les tendances relatives aux substances chimiques préoccupantes depuis peu.

Objectif écosystémique
Faire un suivi des progrès réalisés chez les oiseaux aquatiques coloniaux piscivores des Grands Lacs vers un état de l'environnement dans lequel il n'y aurait aucune différence entre les concentrations de contaminants et les valeurs de référence biologiques connexes chez les oiseaux de la région des Grands Lacs et ceux des autres régions. Ce sous-indicateur permet également de mesurer les concentrations de contaminants dans les œufs de Goéland argenté pour vérifier qu'elles continuent de diminuer.

Le sous-indicateur appuie en particulier le travail visant à atteindre l'objectif général n° 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri des polluants en des quantités ou dans des concentrations qui pourraient être nocives pour la santé humaine, la faune ou les organismes aquatiques du fait d'une exposition directe ou indirecte dans le cadre de la chaîne alimentaire ».

Mesure
Ce sous-indicateur mesurera les concentrations annuelles de biphényles polychlorés (BPC), de dioxines et de furanes, de pesticides organochlorés comme le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) et ses métabolites, d'autres contaminants organiques et de métaux-traces, dont le mercure, dans les œufs de Goélands argentés (*Larus argentatus*) de 15 sites du Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (PSGAGL) d'Environnement Canada dans les Grands Lacs (États-Unis et Canada). De plus, à certains endroits, des œufs de Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) ont été recueillis pour compléter les données obtenues grâce aux Goélands argentés. Le Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan (Michigan Department of Environmental Quality) mesure également un ensemble semblable de substances chimiques dans les œufs de Goélands argentés provenant de colonies du côté américain des Grands Lacs laurentiens.

Condition écologique

Bien que certaines espèces sauvages des Grands Lacs soient plus sensibles aux contaminants que le Goéland argenté et, de façon générale, que les espèces d'oiseaux aquatiques nichant en colonies, le Goéland argenté est la seule espèce pour laquelle il existe un programme disposant d'un ensemble de données à long terme. L'ensemble de données sur les contaminants dans les œufs du Goéland argenté est le plus ancien ensemble de données continues (annuelles) sur les contaminants chez des espèces sauvages au monde. À mesure que les concentrations de contaminants continueront de diminuer, l'utilité du Goéland argenté comme indicateur biologique pourrait diminuer aussi (puisque le Goéland argenté est moins sensible aux faibles concentrations de contaminants), mais sa valeur comme indicateur chimique se maintiendra et augmentera probablement, parce qu'il deviendra de plus en plus difficile de mesurer les contaminants dans d'autres milieux. Le Goéland argenté est une excellente espèce pour dépister les accumulations, parce qu'il y a corrélation entre bon nombre des mesures biologiques décrites ci-dessus et les concentrations de contaminants dans les œufs. Il existe des corrélations semblables entre les concentrations de contaminants dans les œufs et diverses mesures biologiques chez d'autres oiseaux aquatiques coloniaux. Les concentrations de contaminants dans les œufs d'autres oiseaux aquatiques coloniaux sont généralement corrélées avec celles du Goéland argenté. Le Goéland argenté adulte niche dans l'ensemble des Grands Lacs et des voies interlacustres, et demeure dans la région des Grands Lacs toute l'année. Son alimentation se composant surtout de poissons, le Goéland argenté est une excellente espèce nichant au sol indicatrice de la communauté aquatique. Les sous-indicateurs chimiques connexes montrant les tendances à long terme liées aux concentrations de contaminants dans le biote fournissent des indices précieux de l'abondance relative des contaminants à proximité des populations de poissons et d'oiseaux aquatiques. Ils ne représentent pas que les contaminants dans l'eau, ils donnent aussi un aperçu de la façon dont les substances chimiques s'introduisent et se déplacent dans tout le réseau trophique.

État des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM)

Les parties à l'AQEGL ont désigné le premier ensemble de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) en mai 2016. Pour les rapports État des Grands Lacs de 2019 et des années suivantes, les sous-indicateurs des produits chimiques toxiques appuieront les rapports sur les PCSPM d'une manière plus complète, cohérente et transparente. Il est utile d'inclure des renseignements sur d'autres produits chimiques (autres que les PCSPM) d'intérêt pour les Grands Lacs dans le rapport, et ces renseignements seront inclus dans une section distincte ci-dessous, le cas échéant. Pour le rapport de 2019, l'évaluation n'est pas fondée uniquement sur les PCSPM, mais les BPC constituent un facteur déterminant des résultats de l'ICF. Les BPC sont désignés comme étant des PCSPM, constituent une catégorie de contaminants nocifs dans les Grands Lacs et peuvent avoir des effets négatifs sur les poissons, les espèces sauvages et les humains.

Les produits chimiques ci-dessous font partie du premier ensemble déterminé de PCSPM :

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

Charges en contaminants

Les concentrations annuelles des composés hérités, comme les pesticides organochlorés, les BPC, les PCDF/PCDD et les autres contaminants organiques, et le mercure et les autres métaux, sont mesurées dans les œufs de Goéland argenté à 15 sites du Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (PSGAGL) et à 5 sites du Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan (Michigan Department of Environmental Quality – MDEQ) partout dans les Grands Lacs (États-Unis et Canada). Les œufs de Goéland argenté sont recueillis de la même manière par les deux programmes et des analyses semblables sont effectuées; la fréquence de la collecte des œufs est la principale différence entre les deux programmes. Des mesures des produits ignifuges, bromés ou non, des sulfonates perfluorés (SAPF) et des acides perfluorocarboxyliques (APFC) sont aussi analysées à

intervalles moins réguliers. Les SAPF et les APFC n'ont pas été mesurés récemment, mais le seront probablement en 2018.

À toutes les colonies de Goélands argentés du Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada), les concentrations de BPC, de PCDD/F et de pesticides organochlorés (OC) ont chuté radicalement depuis les années 1970 (de Solla *et al.*, 2016). Les concentrations de BPC (somme de 33 congénères de BPC) dans les colonies surveillées en 2002 et en 2017 allaient de 0,96 à 11,27 µg/g en 2002, alors qu'en 2017, les concentrations allaient de 0,9 à 7,81 µg/g (tableau 1). En règle générale, les tendances relatives aux charges en contaminants diminuent de manière exponentielle des années 1970 à 2013, c.-à-d. que le taux de diminution est proportionnel aux concentrations (de Solla *et al.*, 2016). Bien que généralement les diminutions soient conformes à un modèle de décroissance exponentielle de premier ordre, les taux de diminution des polluants organiques persistants (POP) dans les œufs de Goéland argenté ont été en général plus faibles ces dernières années; pour de nombreuses colonies, les concentrations se sont stabilisées au cours des dernières années. Lorsque toutes les colonies ont été combinées, les demi-vies moyennes des POP allaient de 5,5 à 13,7 années pour les BPC, la TCDD et les six pesticides OC (de Solla et al., 2016). En ce qui concerne la somme des BPC, les demi-vies allaient de 9,9 à 24,3 années selon les colonies, celles de l'île Middle ayant la demi-vie la plus longue. Dans l'ensemble, les POP des îles Middle, Granite et Gull (respectivement les lacs Érié, Supérieur et Michigan) avaient les demi-vies les plus longues.

Bien que des initiatives visant à assainir les eaux du lac Michigan (Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund – CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan) n'aient pas suivi les Goélands argentés pendant aussi longtemps que le PSGAGL, il y a eu certaines diminutions des concentrations de BPC et de pesticides OC. Les BPC, le *p*,*p*'-DDE et le mercure total ont diminué de 2002-2006 à 2016 dans les colonies des lacs Michigan et Huron (tableau 2). En général, les concentrations du sous-ensemble de colonies du Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan entraient dans la même fourchette que celles des 15 colonies du PSGAGL.

À l'aide des procédures initialement élaborées pour le calcul de l'indice canadien de la qualité des eaux (IQE), puis utilisées pour l'élaboration de l'indice de la qualité des sédiments (IQS) comme moyen de résumer les données (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2001; Grapentine *et al.*, 2002), on a calculé un indice de contamination de la faune (ICF) pour examiner les tendances temporelles dans l'exposition globale aux contaminants comme un indicateur de protection des espèces sauvages piscivores (figures 1, 2). Cette méthode propre au site combine les données sur chacun des contaminants et calcule un résultat numérique intégré en intégrant le nombre de dépassements des lignes directrices (portée) et l'ampleur de ces dépassements (amplitude) pour les composés d'intérêt dans une zone étudiée. Des critères relatifs à la chair du poisson ont été choisis comme lignes directrices élaborées par Newell *et al.* (1987) pour protéger les animaux qui consomment du poisson contaminé contre des effets indésirables tels que la mortalité, les troubles de reproduction et les lésions organiques. En utilisant les concentrations de contaminants dans les œufs de chaque colonie pour chaque année à l'étude, un indice a été calculé au moyen de huit composés pour lesquels des lignes directrices existaient et pour lesquels au moins un dépassement avait été observé (tableau 3). Ces composés, avec les lignes directrices correspondantes pour les critères relatifs à la chair de poisson indiquées entre parenthèses, sont les suivants : somme des BPC (110 ng/g), DDT total (200 ng/g), dieldrine (120 ng/g), mirex (330 ng/g), somme du chlordane (500 ng/g), époxyde d'heptachlore (200 ng/g), octachlorostyrène (20 ng/g) et EQT en fonction des concentrations de dioxines et de furanes (3 pg/g). Contrairement aux utilisations applicables de l'IQE et de l'IQS, qui fournissent une évaluation de la qualité de l'eau et des sédiments en ce qui concerne la protection de la vie aquatique, la valeur de l'ICF n'a aucune signification, mais est utilisée ici uniquement pour examiner les changements dans les dépassements des lignes directrices au fil du temps et évaluer ainsi les changements temporels dans la protection des espèces sauvages piscivores dans une colonie ou un des Grands Lacs. Il importe de souligner que des résultats plus élevés de l'ICF sont liés à de meilleures conditions comparativement aux résultats plus faibles dans le cas où il a plus de dépassements ou de plus grands dépassements.

En général, l'ICF s'est amélioré dans la plupart des colonies de 2002 à 2017, à quelques exceptions près. À l'échelle de l'ensemble des lacs, l'ICF ne s'est pas amélioré dans le lac Érié de 2002 à 2017. La majorité de l'ICF était attribuable aux BPC dans tous les lacs, la contribution des PCDD/F et du DDT étant plus faible, mais à peu près égale, bien que la contribution relative des PCDD/F ait été plus élevée dans certaines colonies des États-Unis que

dans celles du Canada.

Ces diminutions des concentrations de POP hérités correspondent à des composés dont la production a cessé dans les années 1970 (figure 3); les tendances temporelles d'autres composés dont la production s'est poursuivie jusque dans les années 2000 ou au-delà présentent toutefois des trajectoires différentes. Par exemple, les PBDE ont rapidement augmenté dans les œufs de Goéland argenté de six colonies de 1982 à 2000, n'ont pas affiché d'autres augmentations de 2000 à 2006, puis ont diminué jusqu'en 2012 (Letcher *et al.*, 2015); toutefois, les concentrations se sont grandement stabilisées depuis 2012 (tableau 2). À l'inverse, les concentrations de Dechlorane Plus (DP) (isomères *syn* et *anti*) ont augmenté au cours des dernières années (figure 4; Letcher *et al.*, 2015). Les concentrations de NPC, bien que faibles par rapport à d'autres composés hérités, étaient élevées dans les œufs des colonies de la rivière Détroit et de l'ouest du lac Érié, probablement en raison du dragage des sédiments contaminés par les NPC dans la rivière Détroit, et diminuaient à mesure qu'on s'éloignait en aval, vers l'est du lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (figure 5). Les concentrations ont diminué de 1979 jusqu'à la fin des années 1990, puis elles ont augmenté jusqu'en 2000 (figure 6), où elles ont de nouveau diminué. En général, les concentrations de contaminants organiques sont plus élevées dans les œufs de Goélands argentés des colonies situées près de grandes sources urbaines ou industrielles, mais pour ce qui est des concentrations de N-phénylanilines substituées (NPAS), elles étaient plus élevées dans les colonies nordiques contrairement aux poissons, chez lesquels les concentrations étaient plus élevées dans les Grands Lacs inférieurs (figure 7). On croit que cet écart est attribuable à une plus grande contribution des aliments terrestres des goélands dans les colonies nordiques, où les sites d'enfouissement sont une source principale soupçonnée de NPAS.

Les charges en contaminants variaient entre les 15 colonies du PSGAGL, les concentrations étant en général plus élevées dans les colonies qui subissent beaucoup l'influence de zones urbaines ou d'activités industrielles à proximité ou en amont. Globalement, les œufs de Goéland argenté des colonies de la rivière Détroit ou de l'ouest du lac Érié (île Fighting, île Middle, Détroit Edison), du havre de Toronto et du havre Hamilton (lac Ontario) et de la baie Green (île Channel-Shelter) étaient les plus contaminés par les POP hérités. À l'inverse, les colonies du nord du lac Huron et du lac Supérieur étaient en général les moins contaminées (tableau 1).

Évaluation de la santé des oiseaux aquatiques coloniaux

La santé des oiseaux aquatiques coloniaux, particulièrement en ce qui concerne l'exposition aux contaminants ou les charges en contaminants, a été évaluée à plusieurs colonies, surtout dans les secteurs préoccupants (SP). Les charges en contaminants ont été examinées dans les œufs de Goélands argentés et de Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritius*) recueillis dans les colonies aux abords du SP en voie de rétablissement du havre de Spanish (lac Huron) et ont été comparées à celles des colonies de référence en 2011 et en 2012. Les concentrations de TCDD, de BPC et de mercure étaient faibles dans les œufs et pas tellement plus élevées dans le secteur en voie de rétablissement que dans les colonies de référence, et ont été jugées inférieures à celles qui sont associées à des effets nuisibles sur la reproduction. Les charges en contaminants dans les œufs ont semblé être beaucoup plus faibles récemment que les concentrations mesurées au cours des périodes antérieures (Hughes et coll., 2014b). De même, la reproduction et la croissance ont été étudiées chez le Goéland argenté et la Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*) nichant dans le secteur préoccupant de la rivière Ste-Marie (lac Huron) en 2011 et en 2012. Des œufs fraîchement pondus ont été recueillis dans les colonies du SP et de sites de référence puis ont été mis à incuber artificiellement en laboratoire; la viabilité des embryons, la fréquence des difformités chez les embryons, les charges en contaminants et d'autres paramètres biochimiques ont ensuite été évalués. Globalement, la viabilité des embryons des Goélands argentés et des Sternes pierregarins était élevée dans les colonies du SP. La fréquence des difformités des embryons était comparable dans les colonies du SP et les colonies de référence pour les deux espèces, et n'était pas associée à l'exposition à des dioxines ou à des BPC analogues des dioxines, qui n'était pas différente dans le SP et les sites de référence. Les concentrations de contaminants dans les embryons n'étaient pas suffisamment élevées pour avoir une incidence négative sur la réussite de la reproduction et la croissance des Goélands argentés et des Sternes pierregarins qui se nourrissent dans le SP de la rivière Ste-Marie (Hughes *et al.*, 2014a).

Le succès reproductif du Bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*) a été examiné en 2009 et en 2011 dans une colonie nichant sur l'île Turkey, dans le secteur préoccupant de la rivière Détroit, et une colonie de référence ne faisant pas partie du secteur préoccupant, en amont dans la baie Georgienne. Les Bihoreaux gris du SP ont été moins productifs que ceux de la colonie de référence pendant les deux années de l'étude; en 2009, la productivité à la colonie du SP se situait en deçà d'une plage de seuils considérés comme caractéristiques d'une population stable. Malgré les

concentrations plus élevées observées dans l'ensemble dans la colonie du SP, les concentrations de BPC, d'autres composés organochlorés et de PBDE dans les œufs et le foie des oisillons étaient inférieures aux concentrations associées à des effets nocifs sur la reproduction. Dans la colonie nichant dans le SP, les concentrations de mercure mesurées dans les œufs et le foie des oisillons étaient comparables aux concentrations dans la colonie de référence et étaient inférieures aux concentrations liées à des effets nocifs sur la reproduction. La diminution du succès de la reproduction en 2009 n'était vraisemblablement pas due aux concentrations élevées de contaminants associés par le passé au SP, mais plutôt à d'autres facteurs de stress, comme la prédation, les conditions météorologiques et les perturbations. Aux deux colonies, les concentrations de DDT, de BPC et de mercure dans les œufs et le foie des oisillons dépassaient les lignes directrices sur les résidus dans les tissus (Hughes *et al.*, 2013).

Autres produits chimiques d'intérêt

Divers ADN microsatellites ont été utilisés pour dépister les mutations dans les familles de Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) du SP du havre Hamilton (lac Ontario) et de l'île Mohawk (lac Érié). Les taux de mutation des microsatellites étaient six fois plus élevés au site du havre Hamilton qui se trouve le plus près de sources industrielles d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) qu'à l'autre site du havre Hamilton, et tous deux étaient plus élevés que celui de la colonie de référence (King *et al.*, 2014). La présence d'un métabolite de la phase I des HAP, le benzo[a]pyrène, identifié par la technique CPL-SM/SM dans la bile et le foie des oisillons des cormorans au havre Hamilton, donne à penser que ces oiseaux sont exposés aux HAP et qu'ils les métabolisent, ce qui fait ressortir le rôle que les HAP ont pu jouer dans les mutations observées (King *et al.*, 2014).

La santé des Goélands argentés a aussi été évaluée à Thunder Bay (lac Supérieur) et dans le SP du havre Hamilton. Les caractéristiques biologiques des goélands et d'autres oiseaux aquatiques coloniaux dont on sait qu'ils sont touchés directement ou indirectement par les contaminants et d'autres facteurs de stress sont mesurées à intervalles réguliers. Il peut s'agir, entre autres, des caractéristiques suivantes : la taille de la couvée, l'épaisseur de la coquille des œufs, les taux d'éclosion et d'envol, la taille et les tendances des populations nicheuses, divers biomarqueurs physiologiques, y compris la vitamine A, la fonction immunitaire et la fonction thyroïdienne, le stress (corticostérone) et les taux d'hormones de croissance, l'induction des enzymes hépatiques, les niveaux de HAP dans la bile et les porphyrines ainsi que les anomalies génétiques et chromosomiques. Les activités de surveillance visent également à dépister la porphyrie et les carences en vitamine A, et à évaluer le système immunitaire des oiseaux. On évalue les charges en substances chimiques des œufs des oiseaux aquatiques qui nichent en colonies pour connaître les tendances temporelles et on les compare à des sites de référence appropriés.

Liens

Il existe de nombreux liens entre le sous-indicateur Substances chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs et bon nombre d'autres sous-indicateurs de la série des rapports sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CÉÉGL). Il y a un lien avec les Oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux et piscivores et les Substances chimiques toxiques dans les poissons entiers. Les poissons et les œufs de goélands affichent des tendances semblables en ce qui a trait au mercure, tant dans les lacs que dans les bassins de chaque lac (McGoldrick *et al.*, 2018; Blukacz-Richards *et al.*, 2017).

Il existe également des liens avec les sous-indicateurs de l'esturgeon jaune, du touladi et des poissons-proies. Les modifications de la productivité des poissons des Grands Lacs se répercutent chez les oiseaux piscivores (Paterson *et al.*, 2014). Les changements temporels de la densité énergétique des œufs du poisson-fourrage se reflètent dans ceux des poissons prédateurs de niveau supérieur (le touladi) et des oiseaux piscivores (le Goéland argenté).

M. Craig Hebert a également montré qu'il existe un lien entre le niveau des contaminants dans les œufs de Goéland argenté et l'étendue de la couverture de glace. Les inférences concernant les effets des changements climatiques sur l'accumulation de contaminants dans le biote aquatique dépassent la portée de ce sous-indicateur, car elles devraient inclure les changements dans les réseaux trophiques et les cycles de l'énergie qui s'y produisent.

Il y a un lien direct entre les concentrations de contaminants chez les Goélands argentés et la perturbation endocrinienne.

En ce qui concerne la santé des oiseaux piscivores des Grands Lacs, il existe également un lien entre le Goéland argenté et les éclosions de botulisme et l'occurrence de maladies chez les poissons.

Évaluation de la qualité des données

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

Limites des données

Depuis 1973, des œufs de Goéland argenté ont été prélevés chaque année dans les cinq lacs et les voies interlacustres (Weseloh et Moore, 2014). Les Goélands argentés étant très tolérants à la contamination persistante, il est possible de sous-estimer les effets biologiques qui touchent d'autres espèces plus sensibles qui font l'objet d'une surveillance moins fréquente.

De plus, certains Goélands argentés adultes des lacs d'amont, en particulier le lac Supérieur, se déplacent vers les lacs d'aval, notamment le lac Michigan, durant les hivers difficiles. Par conséquent, il est possible que les tendances des contaminants dans les oiseaux des lacs d'amont soient biaisées. Les goélands passent néanmoins la majeure partie de leur temps dans leur lac d'origine, et ce comportement n'a pas constitué un facteur limitatif important jusqu'à présent. Si on utilisait les données sur l'accumulation des contaminants chez les jeunes goélands, parce que les individus incapables de voler éliminent ce biais, les concentrations de contaminants et leurs effets seraient moins importants en raison d'une exposition aux contaminants et d'une absorption des contaminants réduites.

Il est difficile de montrer des différences constantes dans les effets biologiques entre les sites des colonies dans les Grands Lacs, en raison probablement de l'importante réduction générale des concentrations de contaminants ainsi que des différences moins marquées entre les sites des Grands Lacs. Les différences les plus importantes en ce qui concerne les effets biologiques des contaminants sont observées entre les sites de la région des Grands Lacs et ceux d'autres régions.

Les Goélands argentés ne se reproduisent plus à l'un des sites du PSGAGL (rivière Détroit). Le seul oiseau aquatique colonial se trouvant actuellement à ce site est le Cormoran à aigrettes. Deux autres colonies (Toronto et rivière Niagara) sont de petite taille précaire, mais des cormorans sont également présents dans ces colonies. À l'heure actuelle, des œufs de cormorans sont prélevés à ces sites et à d'autres sites afin de permettre une surveillance continue des contaminants. À certains sites, on pourrait dorénavant opter pour les cormorans pour la surveillance à long terme (c.-à-d. la rivière Détroit), et à d'autres sites, les cormorans ne seront évalués qu'à court terme pour permettre les comparaisons entre espèces. La surveillance à long terme des deux espèces pourrait être trop dispendieuse; c'est pourquoi l'utilisation des cormorans sera limitée à long terme.

Renseignements supplémentaires

Des données historiques annuelles sur la contamination chimique des œufs de goélands sont disponibles pour la plupart des sites des Grands Lacs, tant au Canada qu'aux États-Unis; elles datent d'aussi loin que du début des années 1970. Une immense base de données sur les concentrations de substances chimiques et les mesures biologiques provenant des Grands Lacs ainsi que de nombreux sites en dehors de la région des Grands Lacs est disponible à la Direction des sciences de la faune et du paysage d'Environnement et Changement climatique Canada. Les données sur les tendances temporelles, présentées comme des concentrations annuelles de contaminants

dans le temps, pour la période allant de 1974 jusqu'à nos jours dans la plupart des cas, sont disponibles pour chaque site et chaque substance chimique. Ainsi, les concentrations de DDE, de 1974 à 2013, sont disponibles pour le port de Toronto et pourraient être représentées graphiquement. Les tendances géographiques des concentrations de contaminants, qui montrent les sites l'un par rapport à l'autre, sont disponibles aussi pour la plupart des années allant de 1974 jusqu'à nos jours et pour la plupart des substances chimiques; par exemple, les concentrations de BPC, en 2008, à 15 sites des Grands Lacs, allant du lac Supérieur au fleuve Saint-Laurent (y compris les sites américains) – et ces concentrations pourraient être représentées sur des cartes et des graphiques.

La biodisponibilité des POP, et par conséquent l'exposition des espèces sauvages, n'est pas simplement fonction des concentrations dans des matrices environnementales, comme l'eau, le sol ou les sédiments; elle varie considérablement selon une myriade de facteurs qui influencent le transport et le devenir des contaminants. Les mesures des charges corporelles des oiseaux aquatiques intègrent l'effet net de facteurs tels que la biodisponibilité, la température, les taux de croissance, la dynamique du réseau trophique et le comportement de la différenciation chimique. Un des avantages de l'utilisation d'oiseaux aquatiques coloniaux comme indicateurs, c'est qu'en général la vitesse à laquelle ils éliminent les charges corporelles de POP est bien plus grande que celle de la dégradation environnementale; les modifications des charges corporelles se reflètent donc dans la biodisponibilité des POP.

La demi-vie de la dégradation dans les sédiments des congénères des BPC présents en général dans les œufs de Goéland argenté va de 10 à 19 ans (Sinkkonen et Paasivirta, 2000). Par contre, la demi-vie de p,p'-DDE chez les Goélands argentés a été estimée à 264 jours (Norstrom *et al.*, 1986), et les demi-vies des BPC sont probablement similaires. La demi-vie des BPC dont on a nourri des Tourterelles du Cap allait de 7 à 53 jours (Drouillard et Norstrom, 2001). Les Goélands argentés réagissent donc plus rapidement aux apports de POP dans leur alimentation que les POP ne se dégradent dans l'environnement. Bien que, des années 1970 à 2013, il se soit produit des diminutions spectaculaires des charges en POP hérités des générations précédentes dans les œufs de Goéland argenté, tous les changements n'ont pas été dus uniquement à l'élimination des contaminants dans l'environnement. Les modifications des composantes du réseau trophique ont une incidence sur l'exposition alimentaire et donc sur les charges corporelles en POP chez les espèces sauvages. Hebert et Weseloh (2006) ont découvert en se servant de traceurs écologiques que, non seulement l'alimentation des Goélands argentés et le niveau trophique ont changé dans bon nombre des colonies des Grands Lacs entre 1974 et 2003, mais aussi que lorsque l'effet du changement de niveau trophique est enlevé, les taux de réduction des contaminants diminuent. Une proportion des diminutions est par conséquent due à la réduction de l'exposition associée à l'alimentation à des niveaux trophiques inférieurs.

Il faut mentionner de plus que, chez la plupart des oiseaux ichtyophages nichant en colonie, les contaminants sont présents à des concentrations où les effets écologiques évidents, comme l'amincissement des coquilles, la réduction des taux d'éclosion et d'envol, et les diminutions de la population, ne sont plus visibles. Pour détecter les effets biologiques des contaminants, on se fie davantage aux biomarqueurs génétiques et physiologiques.

À l'avenir, on envisage d'inclure les contaminants présents chez le Pygargue à tête blanche dans ce sous-indicateur. Bill Bowerman recueille des données du côté américain, mais les données canadiennes sont inconnues. Il existe certaines différences dans le régime alimentaire des goélands et des pygargues, car les pygargues se nourrissent aussi davantage de charognes que les Goélands argentés. Les cormorans sont, par contre, des piscivores obligatoires.

Remerciements

Auteur :

Shane de Solla, Environnement et Changement climatique Canada, 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1

Collaborateurs :

Amila de Silva, Environnement et Changement climatique Canada, 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1, Amila.desilva@canada.ca

Doug Crump, Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0H3, Doug.Crump@canada.ca

Kim Williams, Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0H3, Kim.Williams@canada.ca

Craig Hebert, Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0H3, Craig.Hebert@canada.ca

Robert Letcher, Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0H3, Robert.Letcher@canada.ca
Bill Bowerman, Department of Environmental Science and Technology, University of Maryland, College Park, Maryland, États-Unis, wbowerma@umd.edu
Meredith Bohannon, Department of Environmental Science and Technology, University of Maryland, College Park, Maryland, États-Unis, mbarton@umd.edu

Sources d'information

Blukacz-Richards, EA, Visha A, Graham ML, McGoldrick DL, de Solla SR, Moore DJ, Arhonditsis GB. 2017. Mercury levels in herring gulls and fish: 43 years of spatio-temporal trends in the Great Lakes. Chemosphere 172: 476-487.

de Solla SR, DVC Weseloh, KD Hughes, DJ Moore. 2016. 40 year decline of organic contaminants in eggs of herring gulls (*Larus argentatus*) from the great lakes, 1974 to 2013. Waterbirds. 39: 171-180.

Drouillard KG, RJ Norstrom. 2001. Quantifying maternal and dietary sources of 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl deposited in eggs of the ring dove. Environ Toxicol Chem 20:561-567.

Environnement et Changement climatique Canada, données inédites.

Fuentes L, W Bowerman, L Moore, K Leith, K. Drouillard. 2014. Concentrations of environmental contaminants in herring gull eggs from Great Lakes colonies in Michigan 2002-2006 and 2008-2012. Rapport au Michigan Department of Environmental Quality. MI/DEQ/WRD-14/028. 49 p.

Hebert CE, DVC Weseloh. 2006. Adjusting for temporal change in trophic position results in reduced rates of contaminant decline. Environmental Science and Technology 40: 5624-5628.

Hughes KD, D Crump, K Williams, PA Martin. 2014a. Assessment of the Wildlife Reproduction and Deformities Beneficial Use Impairment in the St. Marys River Area of Concern (Ontario). Environnement et Changement climatique Canada, Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Ottawa, Canada. 36 p.

Hughes KD, D Crump, K Williams, PA Martin. 2014b. Contaminants in Colonial Waterbirds Breeding near the Spanish Harbour Area in Recovery. Environnement et Changement climatique Canada, Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Ottawa, Canada. 15 p.

Hughes KD, DV Weseloh, PA Martin, D Moore, SR de Solla. 2013. An Assessment of Breeding Success of Black-crowned Night-Herons (*Nycticorax nycticorax*) in the Detroit River Area of Concern (Ontario). Environnement et Changement climatique Canada, Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Ottawa, Canada. 18 p.

King LE, SR de Solla, JM Small, E Sverko, JS Quinn. 2014. Microsatellite DNA mutations in Double-crested Cormorants (*Phalacrocorax auritus*) associated with exposure to PAH-containing industrial air pollution. Environ Sci Technol. 48:11637-11645.

Letcher RJ, G Su, JN Moore, LL Williams, PA Martin, SR de Solla, WW Bowerman. 2015. Perfluorinated sulfonate and carboxylate compounds and their precursors in recent eggs of herring gulls from across the Laurentian Great Lakes of North America: distribution and exposure implications. Sci Total Environ. 538: 468-477.

Lu Z, De Silva AO, McGoldrick DJ, Peart TE, Cook C, Tetreault GR, Martin PA, de Solla SR. 2018. Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in Aquatic Organisms in the Great Lakes of North America: Terrestrial Exposure and Biodilution. Environ Sci Tech. 52:1280-1289.

McGoldrick DJ, Pelletier M, de Solla SR, Martin PA. 2018. Legacy of legacies: Chlorinated naphthalenes in Lake Trout, Walleye, Herring Gull eggs and sediments from the Laurentian Great Lakes indicate possible resuspension during contaminated sediment remediation. Sci Total Environ. 634:1424-1434.

Norstrom RJ, TP Clark, DA Jeffrey, HT Won, AP Gilman. 1986. Dynamics of organochlorine compounds in Herring Gulls (*Larus argentatus*): I. Distribution and clearance of [14C]DDE in free-living Herring Gulls (*Larus argentatus*). Environmental Toxicology and Chemistry 5: 41-48.

Paterson G, CE Hebert, KG Drouillard, DG Haffner. 2014. Congruent energy density trends of fish and birds reflect ecosystem change. Limnology and Oceanography. 59: 1171-1180.

Sinkkonen S, J Paasivirta. 2000. Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. Chemosphere 40: 943-949.

Su G, RJ Letcher, JN Moore, LL Williams, PA Martin, SR de Solla, WW Bowerman. 2015. Spatial and temporal comparisons of legacy and emerging flame retardants in herring gull eggs from colonies spanning the Laurentian Great Lakes of Canada and United States. Environmental Research. 142: 720-730.

Weseloh DVC, C Pekarik, SR de Solla. 2006. Spatial patterns and rankings of contaminant concentrations in herring gull eggs from 15 sites in the Great Lakes and connecting channels, 1988-2002. Environ Monitor Assess.113: 265-284.

Weseloh DVC, DJ Moore, CE Hebert, SR de Solla, BM Braune, D McGoldrick. 2011. Current concentrations and spatial and temporal trends in mercury in Great Lakes Herring Gull eggs. 1974-2009. Ecotoxicology. 20:1644-1658.

Liste des tableaux

Tableau 1. Concentrations de BPC (somme de 33 congénères) et de pesticides organochlorés (µg/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs de 2002 à 2017.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

Tableau 2. Concentrations de produits ignifuges bromés (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs de 2008 à 2016
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)

Tableau 3. Concentrations moyennes de BPC et d'autres organochlorés (ng/g) et le total des équivalents toxiques composés d'équivalents toxiques de BPC non substitués, de dioxines/furanes et de BPC avec substitution mono-ortho (pg/g) de 2002 à 2017. Les colonies sont classées en fonction de la concentration moyenne de la somme des BPC. Une concentration moyenne a été calculée pour chaque année pendant laquelle les œufs ont été analysés de manière individuelle. « N » représente le nombre d'années.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

Liste des figures

Figure 1. Tendances temporelles de l'indice de contamination de la faune (ICF), fondées sur les BPC, les PCDD/F et certains pesticides organochlorés, des colonies de Goélands argentés regroupées par Grand Lac. L'ICF augmente considérablement (conditions qui s'améliorent) dans tous les lacs, désignés par « ** », sauf le lac Érié. Trois colonies présentaient des pentes de régression très différentes de la pente de l'ensemble des lacs : Port Colborne (LE), île Fighting (LE) et île Scarecrow (LH).
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

Figure 2. Tendances temporelles de l'indice de contamination de la faune de chaque colonie de Goélands argentés de chacun des Grands Lacs, fondées sur les BPC, les PCDD/F et certains pesticides organochlorés. « ** » indique les colonies où l'analyse de régression linéaire est significativement différente de zéro.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

Figure 3. Somme des BPC dans les œufs de Goéland argenté de la rivière Détroit (île Fighting) et de l'ouest du lac Érié (île Middle) de 1974 à 2018. Les colonnes vertes indiquent les concentrations de BPC dans les œufs de cormorans de l'île Fighting en 2016 et en 2018, car aucune donnée n'est accessible pour les Goélands argentés.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)
Figure 4. Concentrations de Dechlorane plus (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de certaines colonies des Grands Lacs de 1982 à 2015.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)
Figure 5. Concentrations de naphthalènes polychlorés (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de certaines colonies des Grands Lacs de 2011 à 2013 (données inédites, ECCC; selon McGoldrick *et al.*, 2018). Les colonies sont classées de gauche à droite, de l'amont vers l'aval; les résultats maximaux correspondent aux œufs de la rivière Détroit.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); McGoldrick *et al.*, 2018
Figure 6. Concentrations de naphthalènes polychlorés (NPC) (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de la rivière Détroit et de l'ouest du lac Érié ainsi que dans le doré jaune de l'ouest du lac Érié, de 1980 à 2015. Du milieu à la fin des années 1990, il y a eu d'importants travaux de dragage de sédiments contaminés par les NPC dans la rivière Détroit.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); McGoldrick *et al.*, 2018
Figure 7. Concentration (moyenne ± barre d'erreur-type (ww) des ΣNPAS dans les œufs de Goéland argenté (bleu) et les homogénats de poisson entier du touladi et du doré jaune (rouge) dans les Grands Lacs de l'Amérique du Nord. L'encadré montre un diagramme en boîte des concentrations de ΣNPAS normalisés pour les lipides.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); Liu *et al.*, 2018

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

Lac	Colonie	Année	HCB	Σ33 BPC	ΣChlordane	ΣDDT	Dieldrine	Mirex	HE	OCS
Supérieur	Rocher Agawa	2002	0,009	2,38	0,082	1,237	0,027	0,021	0,026	0,002
		2017	0,018	0,92	0,044	0,287	0,023	0,017	0,018	0,002
Supérieur	Île Granite	2002	0,010	2,68	0,076	1,141	0,040	0,020	0,022	0,002
		2017	0,016	1,28	0,041	0,366	0,022	0,015	0,015	0,002
Supérieur	Île Gull	2014	0,010	0,96	0,055	0,394	0,009	0,014	0,010	0,001
		2017	0,013	0,90	0,049	0,219	0,022	0,011	0,010	0,001
Supérieur	Île Huron	2002	0,008	3,61	0,133	2,066	0,023	0,023	0,037	0,001
Supérieur	Île Net	2002	0,013	3,94	0,175	2,608	0,045	0,066	0,041	0,005
Supérieur	Île Tahquamenon	2002	0,020	3,44	0,839	1,597	0,060	0,052	0,318	0,013
Michigan	Île Bellow	2002	0,009	6,39	0,125	2,624	0,030	0,050	0,040	0,002
		2017	0,013	0,94	0,039	0,293	0,023	0,006	0,010	0,001
Michigan	Île Big Sister	2002	0,008	7,19	0,130	4,205	0,036	0,044	0,031	0,001
		2017	0,012	1,47	0,034	1,047	0,016	0,003	0,013	0,001
Michigan	Île Green	2002	0,024	5,70	0,241	3,150	0,058	0,093	0,056	0,003
Michigan	Île Gull	2002	0,010	7,21	0,148	4,311	0,046	0,040	0,040	0,000
		2017	0,028	3,50	0,091	1,008	0,036	0,024	0,029	0,002
Huron	Île Channel-Shelter	2002	0,009	11,27	0,055	2,734	0,016	0,020	0,016	0,010
		2017	0,019	3,95	0,024	0,767	0,019	0,005	0,008	0,039
Huron	Île Chantry	2002	0,006	1,24	0,041	0,617	0,011	0,033	0,012	0,001

		2017	0,010	0,97	0,028	0,349	0,010	0,015	0,007	0,002
Huron	Île Double	2002	0,007	1,55	0,060	0,957	0,028	0,029	0,017	0,001
		2017	0,010	1,04	0,023	0,281	0,013	0,009	0,008	0,003
Huron	Île Five Mile	2017	0,007	0,76	0,016	0,216	0,007	0,006	0,004	0,001
Huron	Île Little Charity	2002	0,011	4,79	0,052	1,168	0,013	0,038	0,016	0,003
		2017	0,013	1,82	0,031	0,268	0,018	0,012	0,007	0,010
Huron	Île Scarecrow	2002	0,018	3,41	0,139	1,559	0,047	0,029	0,036	0,002
Huron	Île West Twin Pipe	2002	0,009	2,34	0,064	0,957	0,017	0,027	0,020	0,001
R. Détroit	Detroit Edison	2002	0,016	10,86	0,073	1,297	0,080	0,011	0,024	0,009
		2017	0,008	4,42	0,029	0,356	0,043	0,006	0,008	0,004
R. Détroit	Île Fighting	2002	0,012	11,74	0,046	1,478	0,026	0,015	0,012	0,010
Érié	Île Middle	2002	0,008	7,11	0,049	0,719	0,040	0,006	0,017	0,005
		2017	0,009	6,04	0,034	0,454	0,019	0,006	0,010	0,004
Érié	Port Colborne	2002	0,003	2,50	0,022	0,517	0,015	0,025	0,007	0,000
		2017	0,011	3,34	0,032	0,559	0,019	0,017	0,009	0,002
Niagara	Rochers Weseloh	2002	0,008	2,81	0,040	0,800	0,022	0,068	0,011	0,002
Ontario	Port Hamilton	2002	0,010	5,20	0,053	2,028	0,025	0,280	0,014	0,003
		2017	0,013	3,78	0,037	0,891	0,028	0,083	0,008	0,004
Ontario	Toronto	2002	0,008	3,66	0,050	1,688	0,047	0,343	0,011	0,002
		2017	0,056	7,81	0,108	3,847	0,028	0,403	0,030	0,014
Ontario	Île Snake	2002	0,007	3,51	0,035	1,625	0,014	0,309	0,010	0,003
		2017	0,014	2,23	0,031	0,709	0,014	0,104	0,010	0,003
Saint-Laurent	Île Strachan	2002	0,005	5,62	0,031	1,448	0,011	0,265	0,007	0,002
		2017	0,008	1,55	0,014	0,386	0,005	0,073	0,003	0,002

Tableau 1. Concentrations de BPC (somme de 33 congénères) et de pesticides organochlorés (µg/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs de 2002 à 2017. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

HCB = hexachlorobenzène; BPC = Biphényles polychlorés; DDT = Dichlorodiphényltrichloroéthane + isomers; HE = Heptachlor époxyde; OCS = Octachlorostyrène

Lac	Colonie	Année	ΣDP	HBCDD	BTBPE	Σ13 PBDE
Supérieur	Rocher Agawa	2008	4,40	7,53		200,54
		2016	5,71	10,90	ND	379,46
Supérieur	Île Granite	2008	3,22	7,31		347,17
		2016	1,85	13,30	0,49	546,02
Michigan	Île Gull	2008	1,01	9,97		420,47
		2016	2,24	10,90	0,48	282,07
Michigan	Île Big Sister	2008	5,47	10,23		265,38
		2016	5,50	18,60	0,48	460,83
Huron	Île Channel-Shelter	2008	1,73	2,61		330,43
		2016	3,66	10,60	0,09	581,45
Huron	Île Chantry	2008	2,28	6,78		153,36
		2016	4,34	17,00	ND	284,96
Huron	Île Double	2008	1,28	7,30		237,55
		2016	3,55	12,20	0,50	318,11
Érié	Port Colborne	2008	0,72	1,41		136,62
		2016	4,32	7,15	0,64	355,83
Érié	Île Middle	2008	1,69	2,70		185,43
		2016	3,64	15,00	0,51	382,85
Niagara	Rochers Weseloh	2008	3,37	2,60		254,83
Ontario	Port Toronto	2008	3,24	6,96		397,91
		2016	4,06	9,97	ND	341,75
Ontario	Port Hamilton	2008	2,06	2,77		296,89
		2016	2,82	8,30	0,45	359,46
Ontario	Île Snake	2008	0,50	2,01		238,78
		2016	0,73	5,24	0,49	210,18
F. Saint-Laurent	Île Strachan	2008	1,09	7,04		246,70
		2016	1,66	8,57	ND	238,63

Tableau 2. Concentrations de produits ignifuges bromés (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs de 2008 à 2016.
DP = Declorane plus; HBCDD = Hexabromocyclododécane; BTBPE = 1,2-bis-(2,4,6-tribromophénoxy)éthane; PBDE = Polybromodiphényléthers; ND = Non détecté
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

Colonie	Années	N	Somme des BPC (33 BPC courants)	EQT autres que BPC	EQT-PDDD/F	EQT-BPC mono	Total des EQT	Total des DDT	Somme de chlordane	Mirex	Dieldrine	HE	HCB	OCS
Île Fighting	2002-2015	8	8 943,89	180,99	15,81	26,76	223,57	945,53	50,14	12,10	27,10	11,68	10,61	7,90
Detroit Edison	2002-2017	16	8 426,88	413,09	40,40	25,77	479,26	953,02	47,05	10,72	47,00	14,12	9,69	7,47
Île Middle	2002-2017	16	8 317,77	255,11	17,37	24,73	297,21	838,64	55,45	12,67	37,19	16,79	11,39	6,54
Île Channel-Shelter	2002-2017	16	6 087,73	266,09	35,53	40,43	342,05	1 389,73	43,45	15,07	21,33	10,36	15,15	17,55
Port Indiana	2010	1	4 706,51	283,16	6,63	21,14	310,93	1 211,82	71,13	9,69	20,50	14,90	7,18	0,64
Port Hamilton	2002-2017	16	4 259,69	149,01	11,06	17,38	177,46	1 000,68	35,49	136,45	18,12	7,56	9,83	3,00
Flèche de la rue Leslie	2002-2017	16	3 835,48	149,79	14,94	17,31	182,04	1 604,33	70,48	257,46	38,27	15,46	17,89	4,78
Île Little Charity	2002-2017	14	3 687,94	299,94	48,14	16,32	364,39	779,18	41,50	18,44	20,65	12,80	14,33	6,16
Île Scarecrow	2002-2009	8	3 246,62	161,82	99,04	15,47	276,34	1 152,62	74,10	52,20	22,32	21,80	11,97	2,86
Île Strachan	2002-2017	16	3 183,69	124,22	9,27	20,94	154,43	672,59	25,80	146,90	11,43	5,96	6,23	2,04
Île Snake	2002-2017	16	3 097,83	126,78	16,89	15,05	158,72	947,65	42,16	149,05	18,67	10,67	10,85	3,72
Île Gull (LM)	2002-2017	16	3 080,49	183,55	6,66	19,35	209,56	1 310,52	100,89	18,18	44,33	24,14	13,62	1,28
Île Net	2002-2008	6	3 015,66	257,14	22,29	15,34	294,77	1 559,45	119,22	43,32	41,12	37,10	11,81	2,20
Île Green	2002-2009	8	2 962,17	256,46	43,33	14,14	313,93	1 386,17	103,53	39,39	48,96	28,72	14,29	2,29
Île Tahquamenon	2002-2009	7	2 908,22	209,35	23,01	13,27	245,63	1 290,00	201,19	27,05	53,49	76,45	14,06	3,30
Port Colborne	2002-2017	16	2 750,83	78,40	6,17	8,96	93,53	416,82	26,69	21,07	14,05	6,63	7,38	1,58
Île West Twin Pipe	2002-2009	8	2 647,39	295,86	43,31	12,64	351,81	1 158,38	87,86	43,32	36,28	27,79	12,87	2,35
Île Big Sister	2002-2017	16	2 506,89	177,76	4,89	16,96	199,62	1 502,74	62,09	12,34	28,12	15,77	7,64	0,79
Île Bellow	2002-2017	16	2 367,43	278,81	26,14	11,78	316,72	1 121,00	83,66	19,89	45,21	25,51	11,34	2,70
Rochers Weseloh	2002-2015	14	2 273,88	85,79	9,03	9,19	104,01	481,29	32,17	46,06	15,02	7,54	16,16	2,41
Île Huron	2002-2012	5	2 193,69	232,27	36,28	11,20	279,75	926,52	76,02	19,91	23,50	21,70	9,85	1,96
Île Five Mile	2003-2017	15	1 548,25	112,04	53,41	6,90	172,36	543,86	38,45	17,64	15,20	11,83	8,02	1,19
Île Granite	2002-2017	16	1 534,75	83,33	6,15	8,41	97,88	641,69	58,48	17,39	24,83	16,47	10,24	1,60
Rocher Agawa	2002-2017	16	1 398,68	82,79	7,05	7,60	97,44	531,44	64,63	22,94	26,39	19,75	14,09	2,12
Île Chantry	2002-2017	16	1 394,56	64,60	8,86	6,61	80,06	490,95	31,83	29,54	15,47	9,06	8,74	2,07
Île Double	2002-2017	16	1 265,85	70,27	9,93	6,71	86,91	439,33	43,96	29,23	16,89	11,20	8,53	1,75
Île Gull (LS)	2013, 2014 et 2017	3	1 185,52	59,96	49,01	5,85	114,83	411,26	63,41	16,15	15,58	12,07	12,05	1,10

Tableau 3. Concentrations moyennes de BPC et d'autres organochlorés (ng/g) et le total des équivalents toxiques (EQT) composés d'équivalents toxiques de BPC non substitués, de dioxines/furanes et de BPC avec substitution mono-ortho (pg/g) de 2002 à 2017. Les colonies sont classées en fonction de la concentration moyenne de la somme des BPC. Une concentration moyenne a été calculée pour chaque année pendant laquelle les œufs ont été analysés de manière individuelle. « N » représente le nombre d'années.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

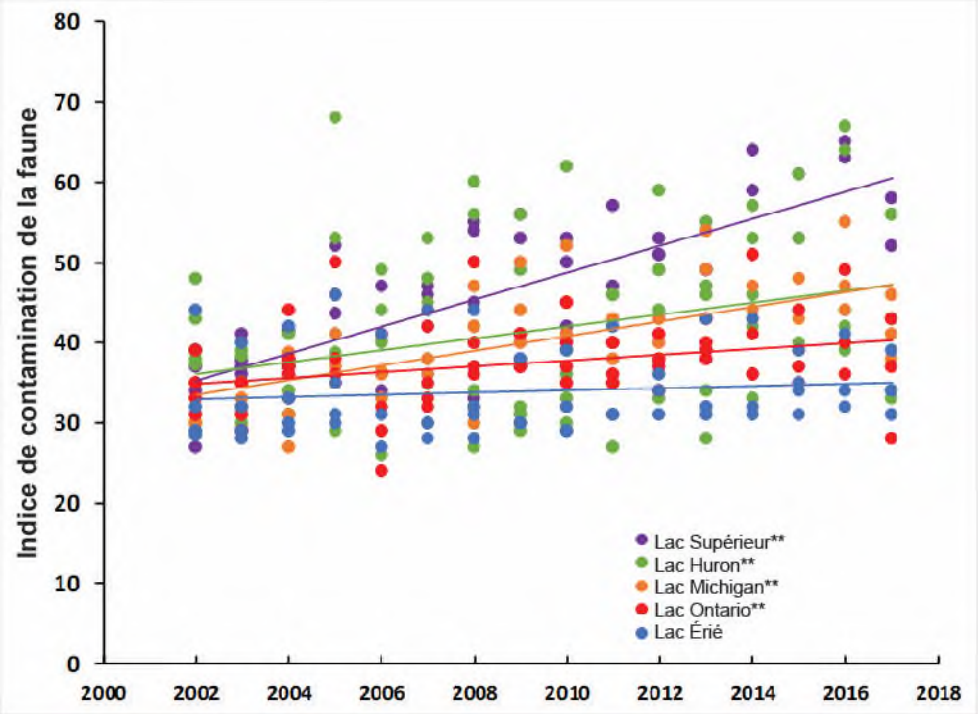
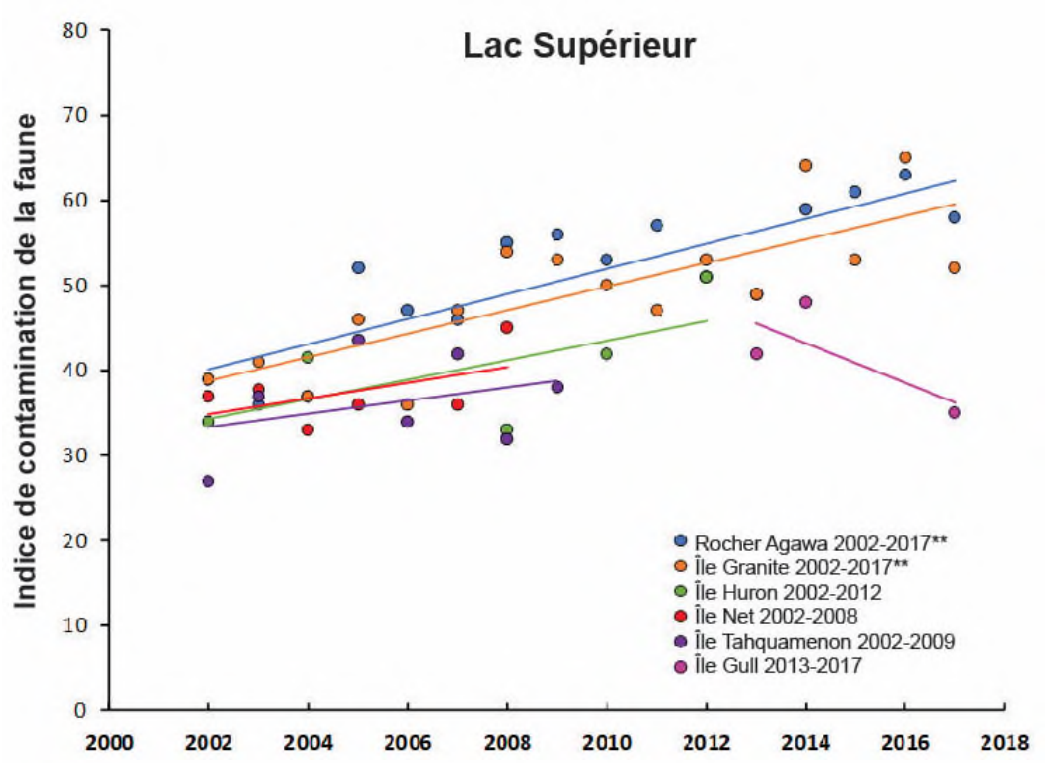
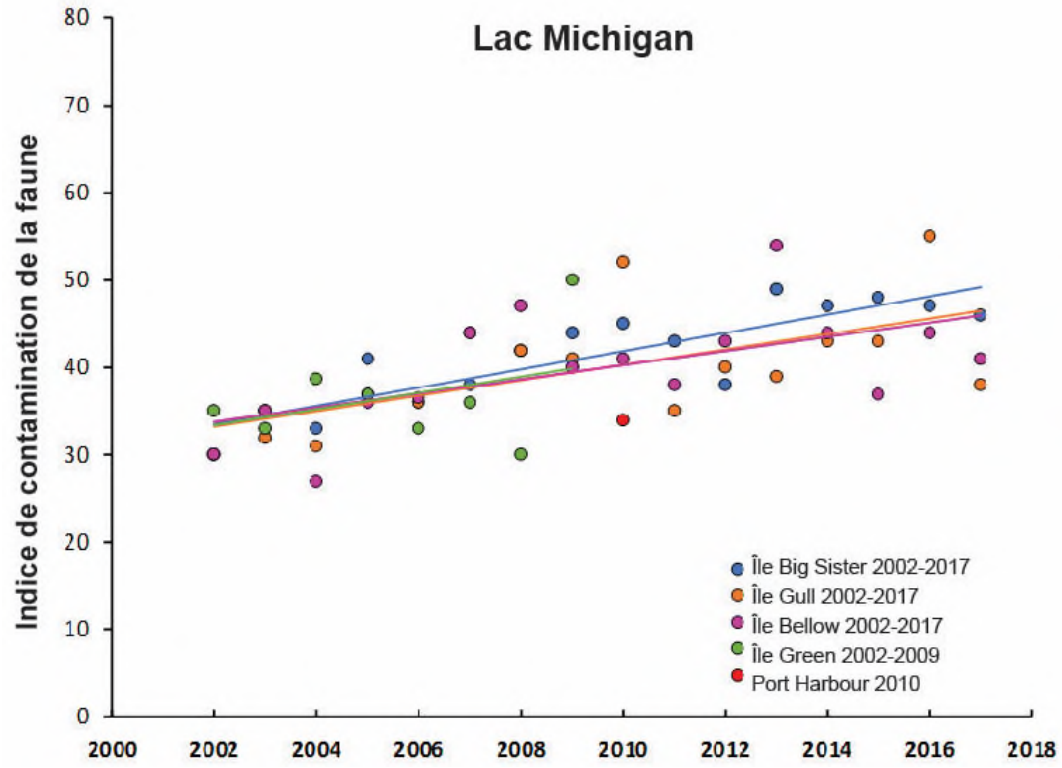
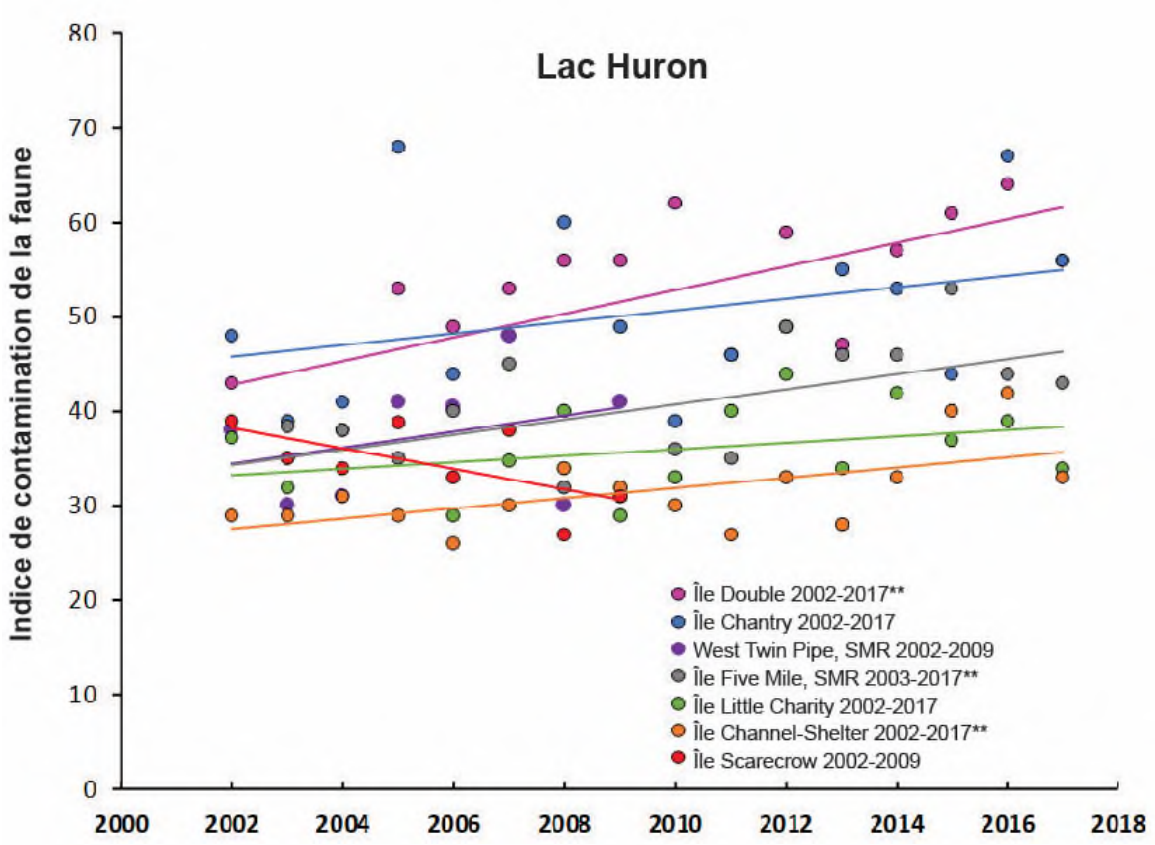
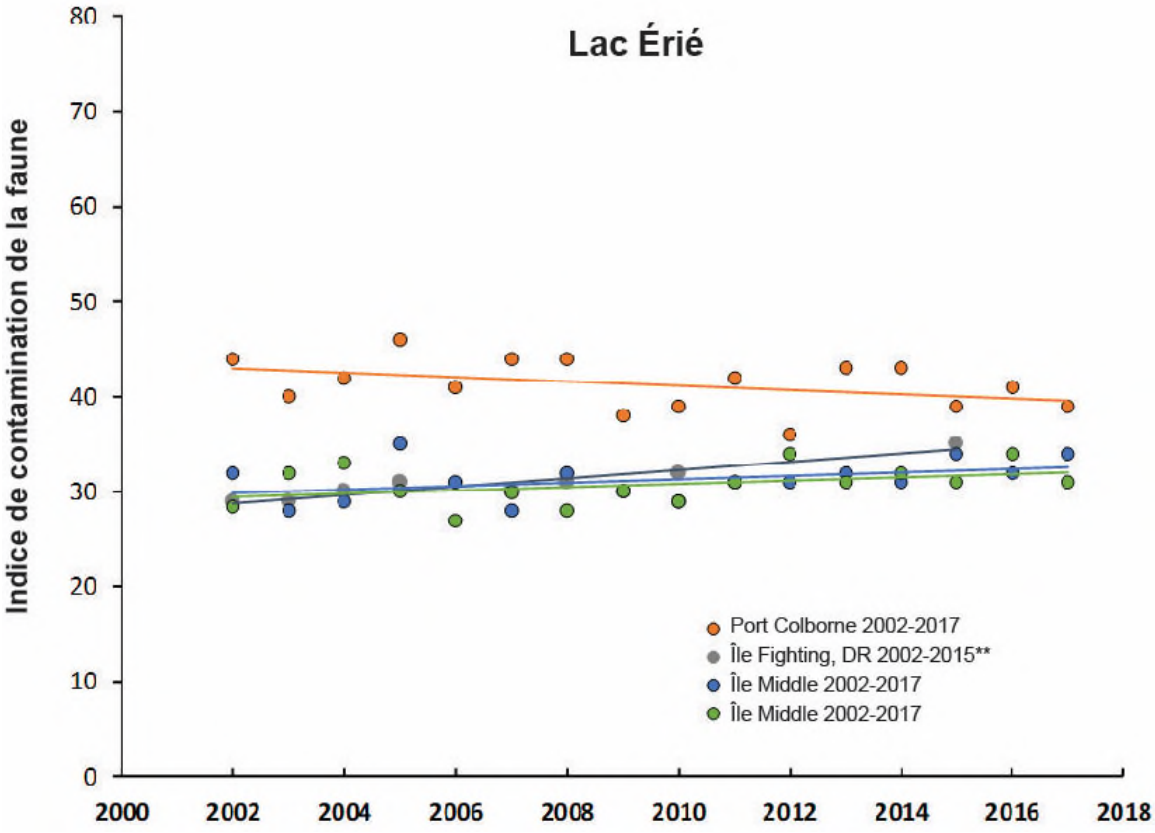


Figure 1. Tendances temporelles de l'indice de contamination de la faune (ICF), fondées sur les BPC, les PCDD/F et certains pesticides organochlorés, des colonies de Goélands argentés regroupées par Grand Lac. L'ICF augmente considérablement (conditions qui s'améliorent) dans tous les lacs, désignés par « ** », sauf le lac Érié. Trois colonies présentaient des pentes de régression très différentes de la pente de l'ensemble des lacs : Port Colborne (LE), île Fighting (LE) et île Scarecrow (LH).
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)


Lac Supérieur
Indice de contamination de la faune
0
10
20
30
40
50
60
70
80
2000
2002
2004
2006
2008
2010
2012
2014
2016
2018
Rocher Agawa 2002-2017**
Île Granite 2002-2017**
Île Huron 2002-2012
Île Net 2002-2008
Île Tahquamenon 2002-2009
Île Gull 2013-2017


Lac Michigan
Indice de contamination de la faune
0
10
20
30
40
50
60
70
80
2000
2002
2004
2006
2008
2010
2012
2014
2016
2018
Île Big Sister 2002-2017
Île Gull 2002-2017
Île Bellow 2002-2017
Île Green 2002-2009
Port Harbour 2010


Lac Huron
Indice de contamination de la faune
0
10
20
30
40
50
60
70
80
2000
2002
2004
2006
2008
2010
2012
2014
2016
2018
Île Double 2002-2017**
Île Chantry 2002-2017
West Twin Pipe, SMR 2002-2009
Île Five Mile, SMR 2003-2017**
Île Little Charity 2002-2017
Île Channel-Shelter 2002-2017**
Île Scarecrow 2002-2009


Lac Érié
Indice de contamination de la faune
0
10
20
30
40
50
60
70
80
2000
2002
2004
2006
2008
2010
2012
2014
2016
2018
Port Colborne 2002-2017
Île Fighting, DR 2002-2015**
Île Middle 2002-2017
Île Middle 2002-2017

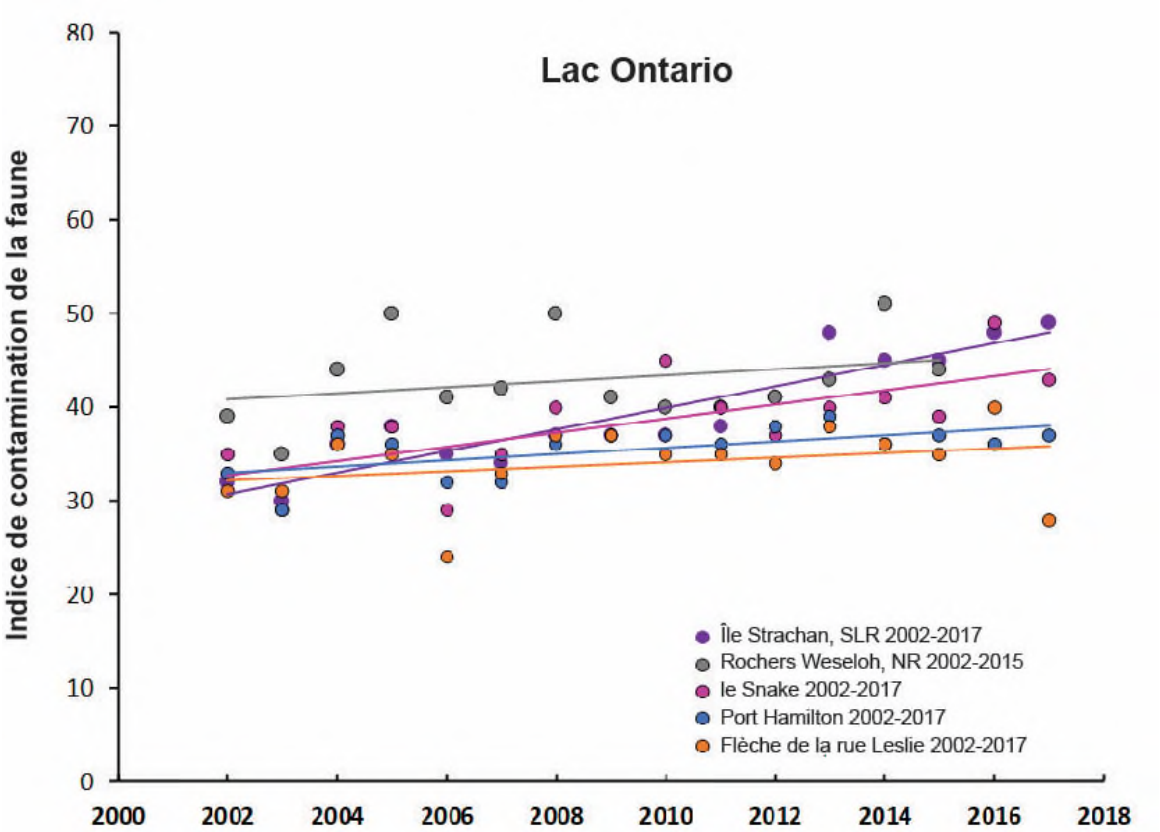


Figure 2. Tendances temporelles de l'indice de contamination de la faune de chaque colonie de Goélands argentés de chacun des Grands Lacs, fondées sur les BPC, les PCDD/F et certains pesticides organochlorés. « ** » indique les colonies où l'analyse de régression linéaire est significativement différente de zéro.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada) et Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

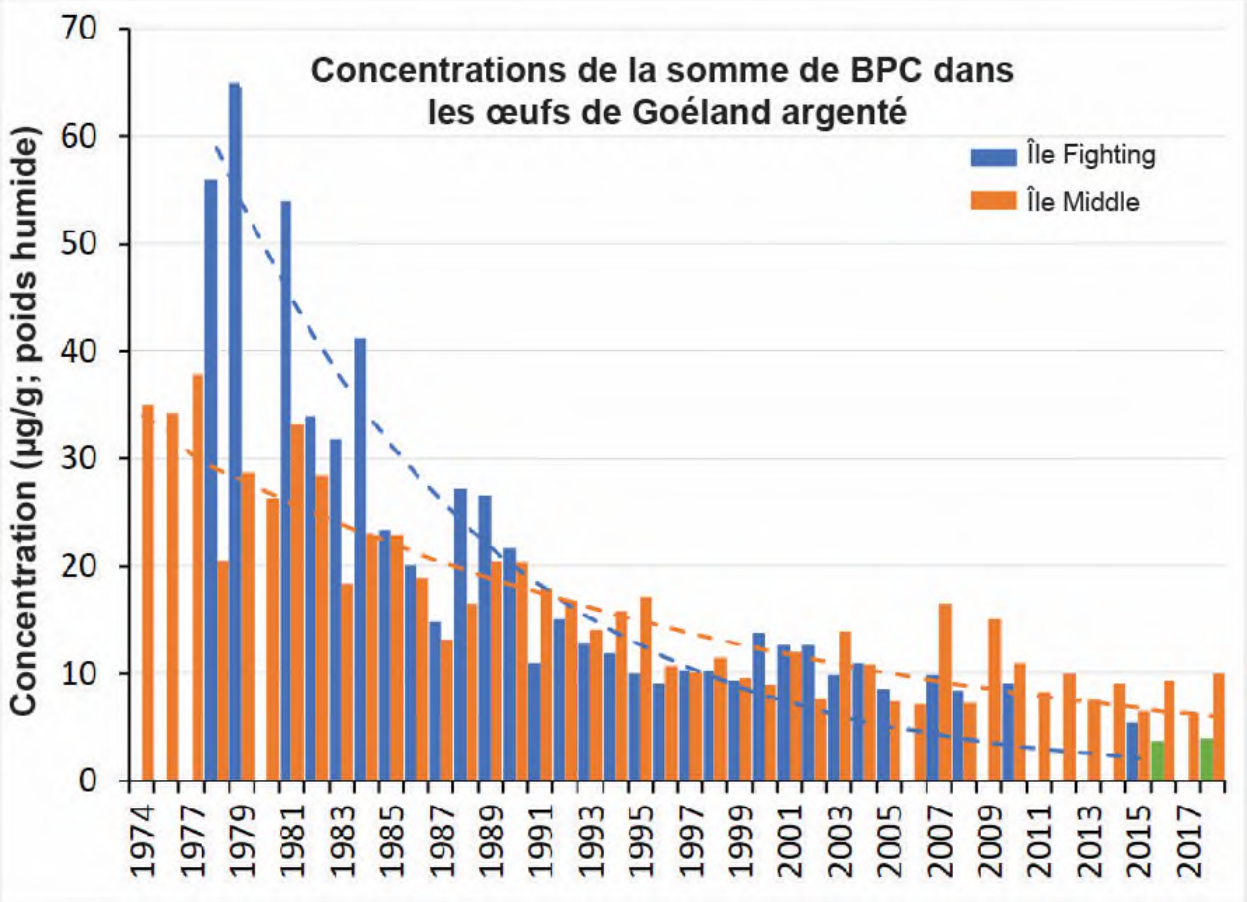


Figure 3. Somme des BPC dans les œufs de Goéland argenté de la rivière Détroit (île Fighting) et de l'ouest du lac Érié (île Middle) de 1974 à 2018. Les colonnes vertes indiquent les concentrations de BPC dans les œufs de cormorans de l'île Fighting en 2016 et en 2018, car aucune donnée n'est accessible pour les Goélands argentés.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)

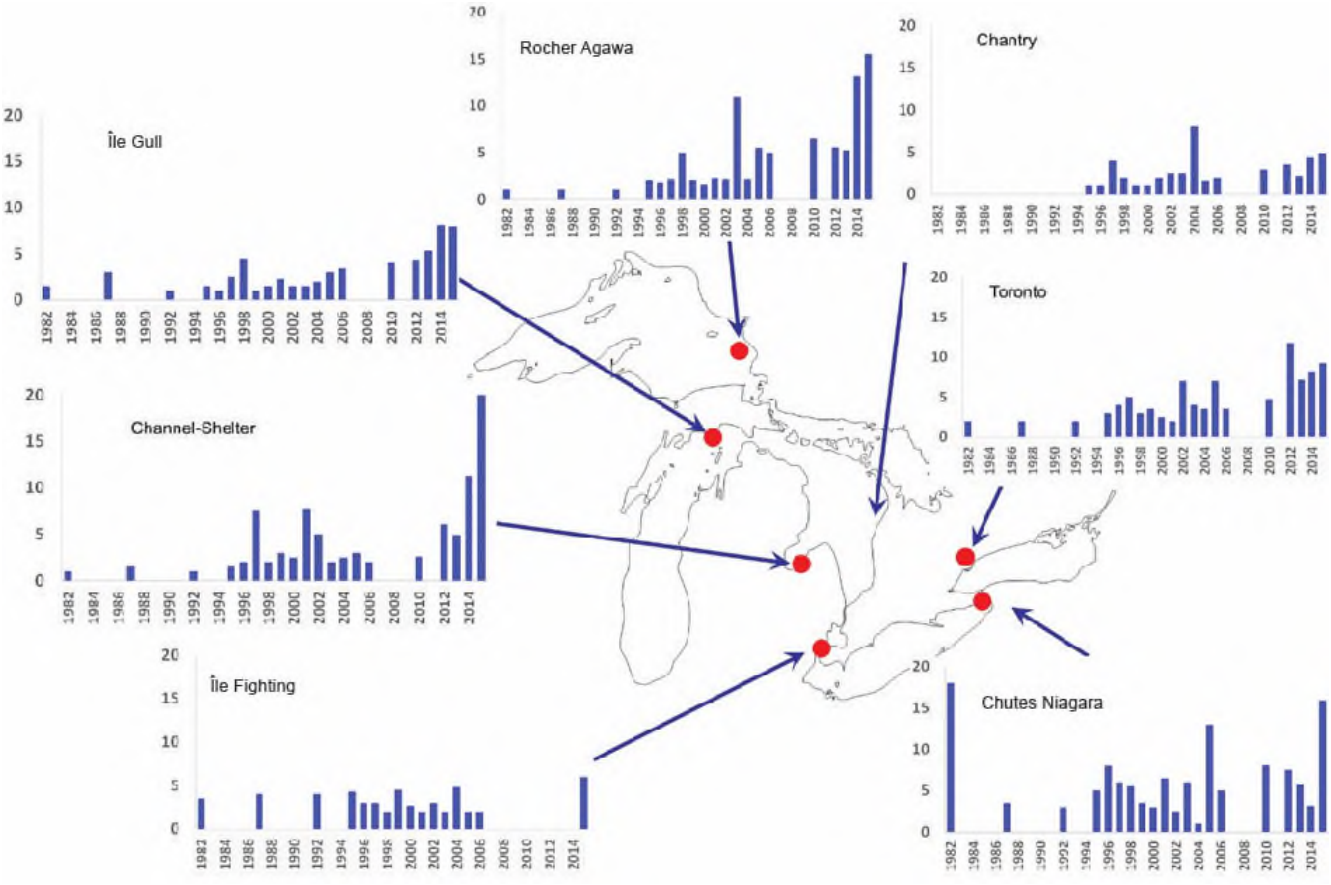


Figure 4. Concentrations de Dechlorane plus (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de certaines colonies des Grands Lacs de 1982 à 2015.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)

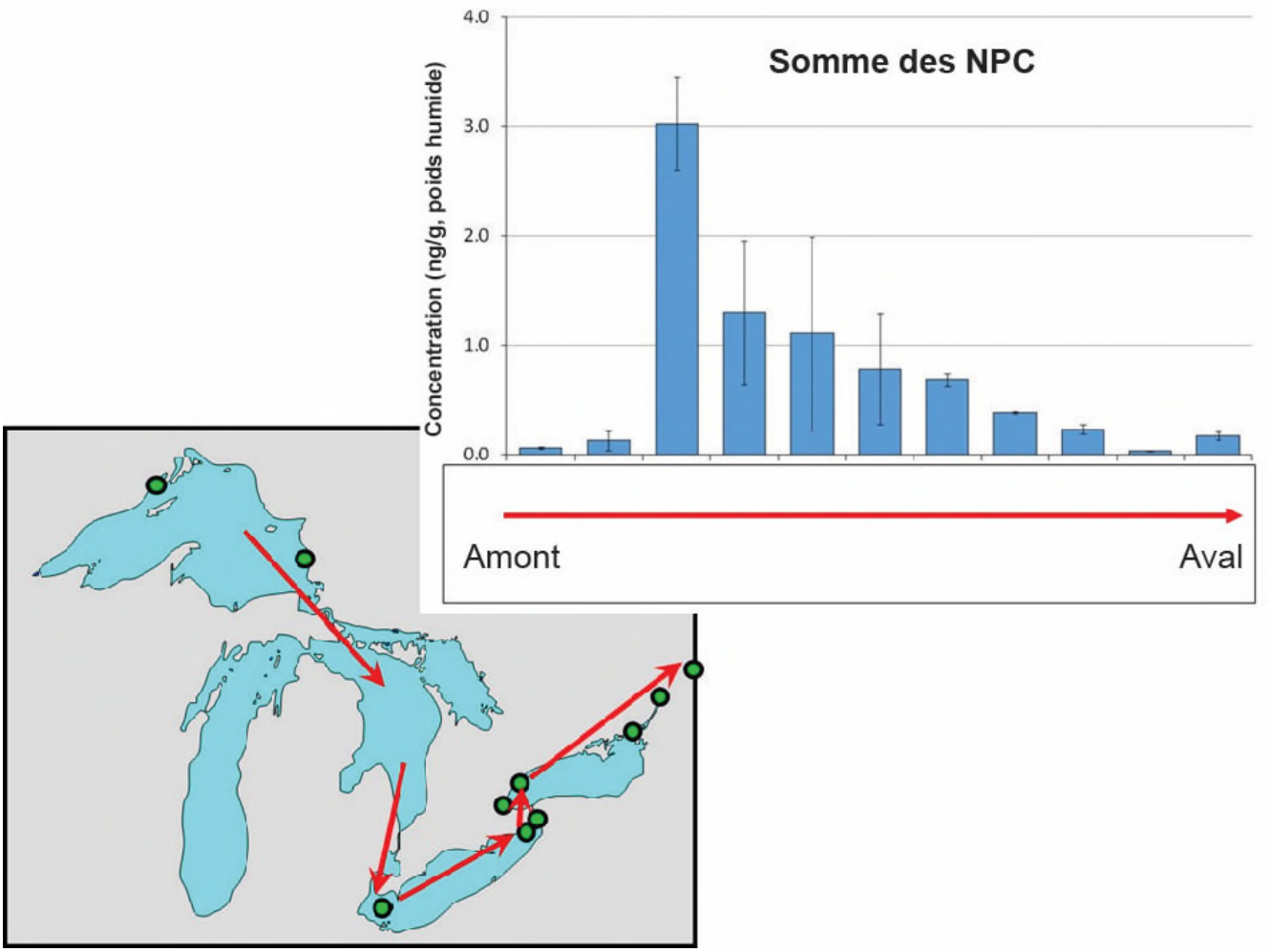


Figure 5. Concentrations de naphthalènes polychlorés (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de certaines colonies des Grands Lacs de 2011 à 2013 (données inédites, ECCC; selon McGoldrick *et al.*, 2018). Les colonies sont classées de gauche à droite, de l'amont vers l'aval; les résultats maximaux correspondent aux œufs de la rivière Détroit. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); McGoldrick *et al.*, 2018

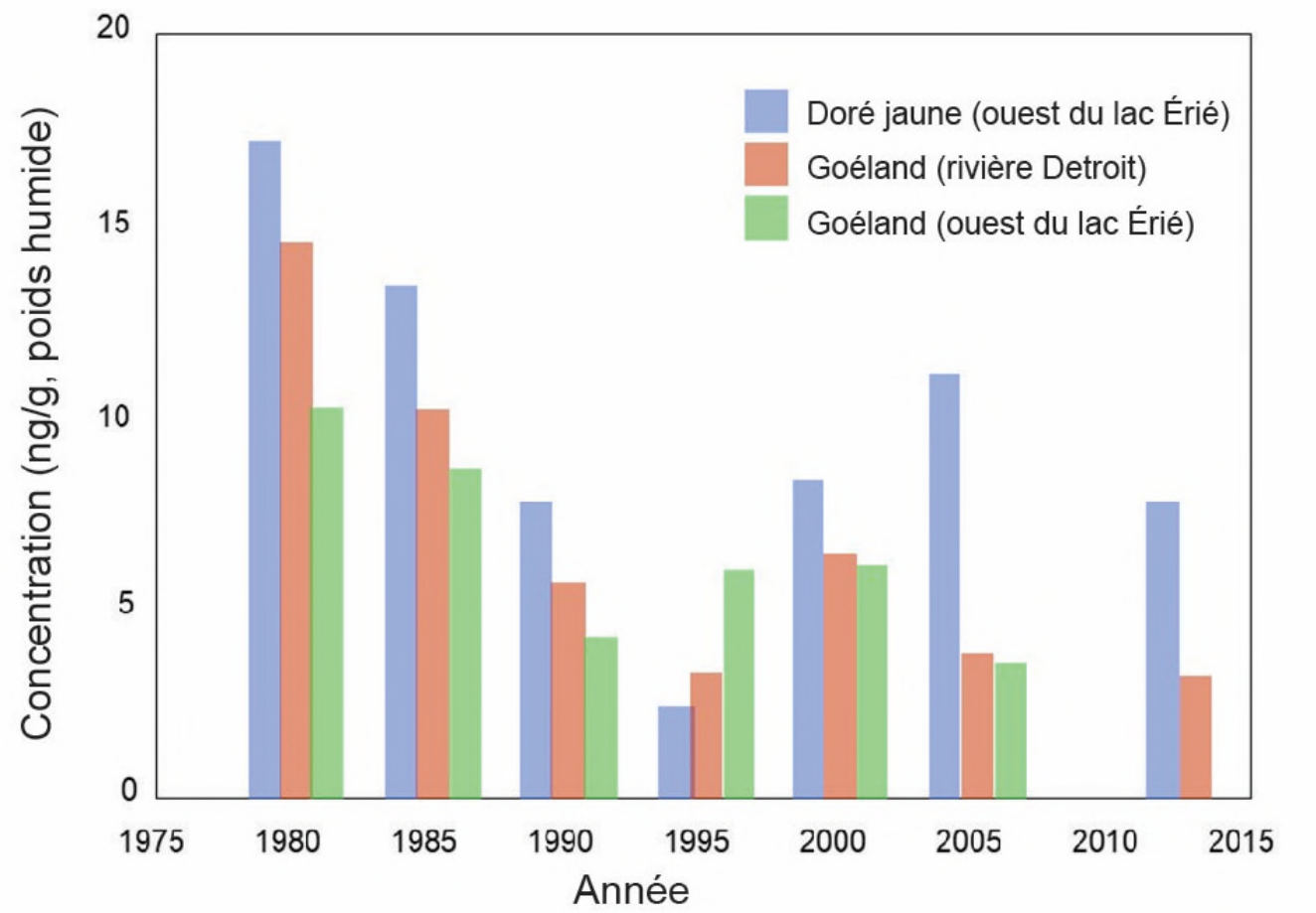


Figure 6. Concentrations de naphthalènes polychlorés (NPC) (ng/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté de la rivière Détroit et de l'ouest du lac Érié ainsi que dans le doré jaune de l'ouest du lac Érié, de 1980 à 2015. Du milieu à la fin des années 1990, il y a eu d'importants travaux de dragage de sédiments contaminés par les NPC dans la rivière Détroit. Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); McGoldrick *et al.*, 2018

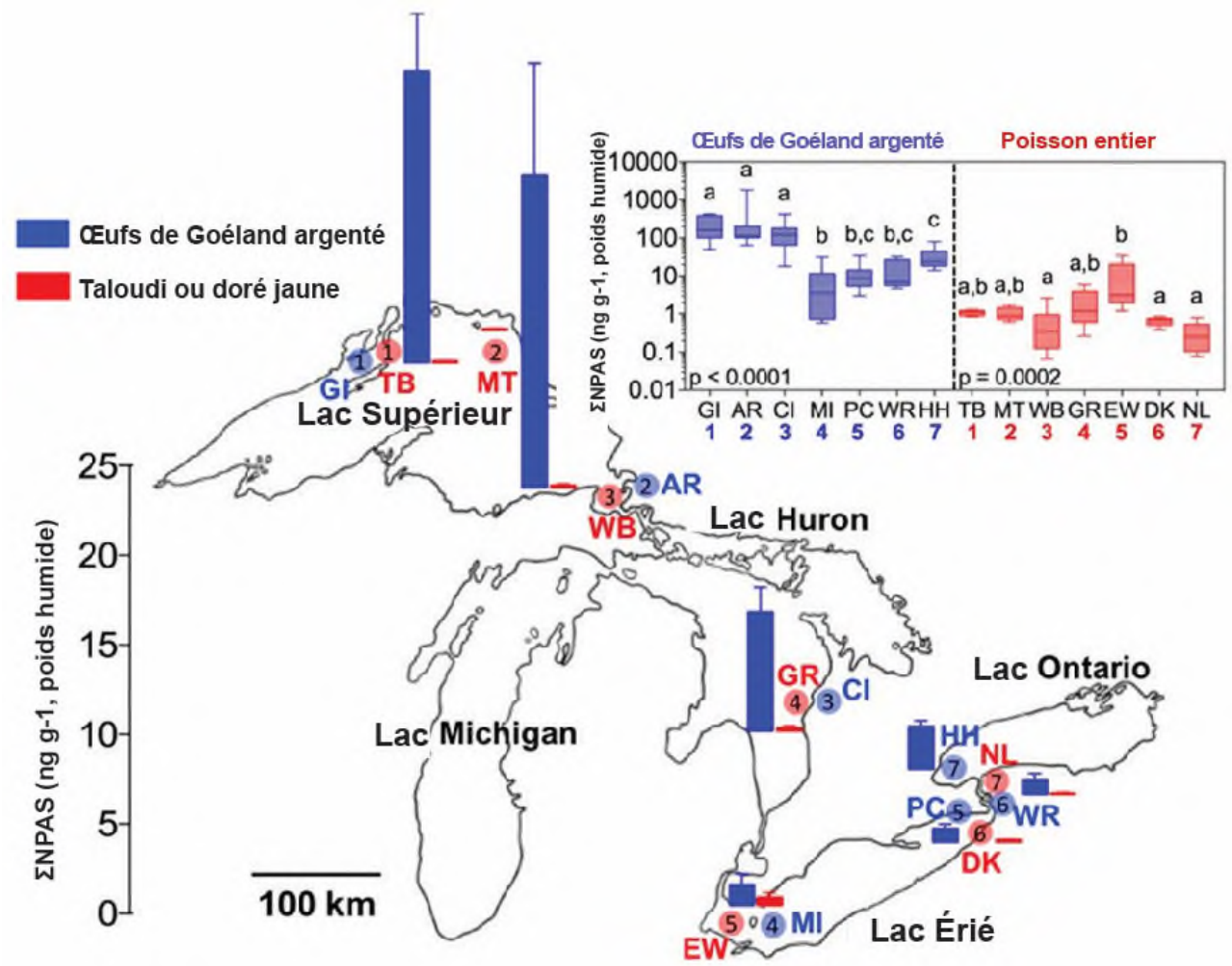


Figure 7. Concentration (moyenne ± barre d'erreur-type (ww) des ΣNPAS dans les œufs de Goéland argenté (bleu) et les homogénats de poisson entier du touladi et du doré jaune (rouge) dans les Grands Lacs de l'Amérique du Nord. L'encadré montre un diagramme en boîte des concentrations de ΣNPAS normalisés pour les lipides.
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada); Liu *et al.*, 2018

Sous-indicateur : Substances chimiques toxiques dans l'atmosphère

(Titre du chapitre dans le rapport précédent : Dépôt atmosphérique de substances chimiques toxiques)

Évaluation globale
État : Passable
Tendances
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1990-2016) : S'améliore
Justification : De façon générale, les concentrations des substances chimiques toxiques dans l'air sont faibles, mais les apports dans l'atmosphère sont importants en raison de la superficie étendue des Grands Lacs. Bien que les concentrations de certaines de ces substances soient très faibles en milieu rural, elles peuvent être beaucoup plus élevées dans des « points chauds », comme les centres urbains. Dans le cas des lacs Michigan, Érié et Ontario, les apports des centres urbains sont plus importants. Les concentrations dans l'est du lac Érié sont généralement supérieures à celles des autres sites éloignés, probablement parce que cette zone 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. Pour le rapport du sous-indicateur de 2019, l'évaluation globale est fondée sur les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM). L'état général et les tendances des PCSPM dans l'atmosphère sont passables et s'améliorent, ce qui est conforme à l'évaluation globale pour les rapports de 2017 et 2011 sur le dépôt atmosphérique de substances chimiques toxiques. À noter que toutes les substances chimiques n'ont pas fait l'objet d'une surveillance au cours de la période entière mentionnée.

Six PCSPM ont été utilisées dans l'évaluation, dont deux n'avaient pas suffisamment de données pour établir un état ou une tendance (voir la liste des PCSPM dans la section Conditions écologiques).

L'état et les tendances de la majorité des composés demeurent passables et s'améliorent. Les dépôts de BPC (biphényles polychlorés), de PBDE (polybromodiphényléthers) et de mercure continueront de se produire à l'avenir en raison des sources actuelles et anciennes et de la volatilisation naturelle, mais le taux de dépôt diminue légèrement. Les composés des substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) (y compris l'APFO - acide perfluorooctanoïque et le SPFO - sulfonate de perfluorooctane) sont évalués par le Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs (programme BGL) depuis 2005 (données disponibles sur 11 ans). Des échantillons de précipitations ont été prélevés, ce qui donne de bonnes indications des niveaux atmosphériques des PFAS compte tenu des caractéristiques polaires et de la solubilité dans l'eau des composés. Le SPFO et l'APFO affichent une légère amélioration de leurs tendances. Cependant, on observe une tendance inchangée pour de nombreux acides carboxyliques perfluorés à chaîne longue (APFC à CL). Au cours des dernières années, l'hexabromocyclododécane (HBCDD) (aussi appelé HBCD) et les paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC) sont devenues une plus grande priorité pour la surveillance et l'évaluation, mais les données sont limitées pour la région des Grands Lacs et insuffisantes pour évaluer l'état et les tendances. Dans l'ensemble, l'état et les tendances des substances chimiques toxiques dans l'atmosphère des Grands Lacs sont demeurés les mêmes depuis le dernier rapport. Les composés HBCDD, PCCC et PFAS font maintenant l'objet d'une surveillance et sont inclus dans l'évaluation. Toutefois, les données sont insuffisantes pour établir l'état actuel ou les tendances temporelles de l'HBCDD et des PCCC.

Les définitions de l'évaluation de l'état et des tendances sont incluses à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

L'état et les tendances de chacun des lacs en particulier n'ont pas été établis parce que le nombre limité de stations d'échantillonnage pour chacun des bassins lacustres ne le permet pas. Les tendances relatives à de nombreuses substances chimiques (qui ne sont pas toutes des PCSPM) propres à chaque site sont disponibles (Salamova et coll., 2015). Les charges calculées pour chacun des lacs, y compris les tendances au fil du temps, sont également disponibles (Guo et coll., 2018 et Shunthirasingham et coll., 2016).

Définitions de l'évaluation de l'état
Bon : Les mesures montrent que les concentrations et/ou les charges de PCSPM atteignent les objectifs de l'écosystème ou qu'elles sont dans un état acceptable.
Passable : Les mesures montrent que les concentrations et/ou les charges de PCSPM n'atteignent pas les objectifs de l'écosystème, mais qu'elles présentent des conditions minimales acceptables.
Médiocre : Les mesures montrent que les concentrations et/ou les charges de PCSPM ne présentent pas de conditions minimales acceptables et qu'elles sont gravement perturbées.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des concentrations de PCSPM à l'heure actuelle, ou l'évaluation des différents groupes de PCSPM indique un état bon et médiocre et une opinion d'expert sur l'état général ne peut être acceptée.

Définitions de l'évaluation de la tendance
S'améliore : Diminution des concentrations ou de la fréquence de détection des PCSPM.
Inchangée : Aucun changement de la concentration ni de la fréquence de détection des PCSPM.
Se détériore : Augmentation de la concentration ou de la fréquence de détection des PCSPM.
Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer les tendances ou la fréquence de détection des concentrations de PCSPM à l'heure actuelle, ou les tendances relatives aux différents groupes de PCSPM n'évoluent pas dans la même direction et une opinion d'expert sur l'orientation générale de la tendance ne peut être acceptée.

L'ampleur des tendances est exprimée en « temps de demi-décroissance », ou temps pendant lequel la concentration du produit chimique diminue d'un facteur de deux. Le temps le plus important pour la quasi-élimination est le temps de demi-décroissance le plus long des produits chimiques mesurés.

Critères d'effet et/ou cibles
L'objectif ou le critère d'effet de ce sous-indicateur aura été atteint lorsque les eaux des Grands Lacs seront exemptes de polluants en quantités ou en concentrations susceptibles de nuire à la santé humaine, à la faune ou aux organismes aquatiques, du fait d'une exposition directe ou indirecte dans la chaîne alimentaire. L'état et les tendances des PCSPM seront déterminés au cas par cas selon une approche fondée sur le poids de la preuve dans l'évaluation d'un expert. Les progrès seront déterminés en fonction des tendances positives ou négatives des produits chimiques toxiques, du taux de changement des concentrations et du nombre de produits chimiques dont la concentration change.

Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur vise à mesurer les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) dans l'atmosphère et les précipitations dans la région des Grands Lacs.
- Ce sous-indicateur permettra de déduire les effets éventuels des PCSPM présents dans le dépôt atmosphérique sur l'écosystème aquatique des Grands Lacs et de faire des progrès en vue de la quasi-élimination des PCSPM.
- Ce sous-indicateur éclairera aussi l'évaluation des risques que représentent les substances chimiques pouvant être nuisibles et l'élaboration de stratégies de gestion des risques pour les substances toxiques autres que les PCSPM, dont les polluants organiques persistants (POP) et d'autres substances nuisibles.

Objectif pour l'écosystème
Ce sous-indicateur appuie en particulier l'objectif général n° 4 de l'AQEGL de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri des polluants en des quantités ou dans des concentrations qui pourraient être nocives pour la santé humaine, la faune ou les organismes aquatiques du fait d'une exposition directe ou indirecte dans le cadre de la chaîne alimentaire ». Il est pertinent aussi en ce qui concerne l'annexe 3 de l'AQEGL sur les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, dont l'objectif consiste « à réduire, dans l'eau des Grands Lacs, les rejets anthropiques de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles. Il est reconnu : 1. que les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, rejetés dans l'air, l'eau, la terre, les sédiments et le biote, ne devraient pas entraîner l'altération de la qualité de l'eau des Grands Lacs; 2. qu'il est nécessaire de gérer les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, y compris – s'il y a lieu – par la mise en œuvre de mesures visant la quasi-élimination de ces produits et l'interdiction totale de rejet ».

De plus, l'annexe 3 enjoint les Parties d'assurer (i) le suivi et l'évaluation des progrès et de l'efficacité des mesures de prévention et de contrôle de la pollution […], (ii) l'échange régulier de renseignements sur le suivi, la surveillance […], (iii) la détermination et l'évaluation des événements, des sources, du transport et des effets associés aux produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, comprenant l'étude des tendances spatiales et temporelles dans l'atmosphère […], (iv) la détermination et l'évaluation de l'apport de produits chimiques […] de l'atmosphère et (v) la coordination des activités de recherche, de suivi et de surveillance, afin de pouvoir détecter rapidement les produits chimiques qui pourraient devenir des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles.

Mesure

Ce sous-indicateur mesurera les concentrations de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) dans l'atmosphère et les précipitations de la région des Grands Lacs. Il permettra de déterminer si les concentrations diminuent, restent les mêmes ou augmentent avec le temps lorsque les données sont disponibles. Il évaluera également si les tendances spatiales des concentrations changent ou restent les mêmes. En 2016, les données de surveillance ont été utilisées par les Parties pour éclairer le choix des PCSPM aux fins de l'annexe 3 de l'AQEGL. Les données de surveillance sont utilisées pour appuyer la sélection continue des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles et pour évaluer les progrès et l'efficacité des mesures de prévention et de contrôle de la pollution pour ces composés.

Le sous-indicateur rendra compte principalement à l'aide des données provenant des initiatives binationales canado-américaines de surveillance des substances toxiques dans l'air et les précipitations dans la région des Grands Lacs, y compris le Réseau intégré de surveillance des dépôts atmosphériques (RIDA ou IADN en anglais), le Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs (programme BGL) du Plan de gestion des produits chimiques du Canada et le Mercury Deposition Network (MDN) (réseau de surveillance du dépôt de mercure). Ces initiatives de surveillance suivent des protocoles de surveillance internationaux bien établis en ce qui a trait à la fréquence d'échantillonnage, la sélection des sites et les méthodes d'échantillonnage et d'analyse, et comportent des stations dans la région des Grands Lacs. Le sous-indicateur tiendra également compte des charges atmosphériques les plus récentes estimées par le RIDA et le BGL (voir la section sur les limites des données).

Pour ce qui est du dépôt atmosphérique des PCSPM actuels, le sous-indicateur prendra en compte les informations sur les concentrations dans l'air et les charges atmosphériques (le cas échéant) des BPC, du mercure, des APFC à CL- C9-C20, APFO, SPFO, PBDE, HBCDD et PCCC recueillies par ces réseaux de surveillance ainsi que les données de la littérature scientifique. Dans le cas des PCSPM pour lesquels on ne dispose pas d'informations suffisantes pour établir l'état et les tendances, ce sous-indicateur présentera les renseignements recueillis sur les concentrations dans l'air et le dépôt atmosphérique, mais ces renseignements ne contribueront pas aux évaluations de l'état et des tendances. Le sous-indicateur présentera également, à titre de renseignements supplémentaires, les données sur le dépôt atmosphérique et les concentrations dans l'air des polluants organiques persistants (POP) visés par la Convention de Stockholm sur les POP du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et sur d'autres produits chimiques qui pourraient être préoccupants à l'avenir, mais seules les données sur les PCSPM seront utilisées pour évaluer l'état et les tendances.

Des échantillons de précipitations sont intégrés chaque mois. Les concentrations moyennes annuelles seront calculées et communiquées à l'aide de ces mesures. De plus, on analysera les données du RIDA et du BGL pour établir les tendances spatiales et temporelles à l'aide de divers outils statistiques (Venier et coll., 2012 ; Venier et Hites, 2010a ; Venier et Hites, 2010b).

Des échantillons composites hebdomadaires de précipitations seront prélevés aux stations du MDN et analysés pour détecter la présence de mercure dans le bassin des Grands Lacs, en utilisant les mêmes protocoles d'échantillonnage et d'analyse rigoureux établis dans le cadre du réseau. Les concentrations annuelles de mercure, les profondeurs de précipitations et le dépôt humide seront calculés et ces données seront publiées dans des rapports. Des analyses seront effectuées des données du MDN pour y dégager des tendances spatiales et temporelles à l'aide de divers outils statistiques (Risch et coll., 2012 ; Prestbo et Gay, 2009).

Les concentrations atmosphériques réagissent rapidement aux changements des émissions, mais on ne sait pas à quelle vitesse les lacs et les poissons qui s'y trouvent réagiront (« hystérésis environnementale »). Les mesures atmosphériques sont donc un outil très utile pour suivre les progrès réalisés grâce aux efforts de surveillance des substances chimiques.

Une autre composante du sous-indicateur à l'avenir pourrait viser à évaluer le taux de variation relatif de la charge dans le temps. Plus les concentrations de contaminants diminuent, plus l'objectif de la quasi-élimination sera atteint rapidement.

Étant donné que l'air réagit rapidement aux changements des émissions atmosphériques et qu'il s'agit d'un milieu environnemental caractérisé par des conditions de mélange relativement bonnes, ce sous-indicateur est le plus approprié pour fournir une alerte rapide concernant des produits chimiques qui pourraient devenir des PCSPM. La présence de substances potentiellement nocives dans l'air et les précipitations des Grands Lacs sera présentée ici, mais ne sera pas incluse dans les évaluations de l'état et des tendances.

Conditions écologiques

Le Réseau intégré de surveillance des dépôts atmosphériques (RIDA) des États-Unis et le Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs (programme BGL) du Canada sont les principales sources de données du rapport sur ce sous-indicateur. Le RIDA et le BGL forment depuis 1990 un réseau binational collaboratif de surveillance comptant cinq stations principales, une près de chacun des Grands Lacs, et plusieurs stations satellites (figure 1). La station Burnt Island Master a été fermée en mars 2013 et remplacée par la station Evansville voisine où sont effectuées depuis 2014 des mesures des concentrations dans l'air (janvier 2014) et dans les précipitations (juillet 2013). Depuis les années 1990, plus d'un million de mesures des concentrations de BPC, de pesticides, d'HAP, de produits ignifuges et de métaux à l'état de traces ont été prises à ces stations. Les concentrations des substances chimiques toxiques, persistantes et bioaccumulatives (TPB) sont mesurées en phases gazeuse et particulaire dans l'atmosphère et dans les précipitations. Les tendances spatiales et temporelles de ces concentrations et des charges atmosphériques pour les Grands Lacs peuvent être examinées à l'aide de ces données. Des données sur les PCSPM d'autres réseaux et d'études de surveillance sont utilisées ici pour compléter celles du RIDA et du BGL, notamment sur le mercure et les PCCC. Dans la présente évaluation, seules les données sur les PCSPM sont utilisées pour évaluer ce sous-indicateur, tandis que dans les évaluations antérieures, d'autres contaminants (autres que les PCSPM) ont également été pris en compte pour évaluer l'état et les tendances. Malgré la différence entre les produits chimiques utilisés pour l'évaluation de 2019 et ceux de 2017, l'état général et les tendances demeurent les mêmes. Toutefois, on ne dispose pas de données suffisantes sur certains PCSPM, par exemple les HBCDD/HBCD et les PCCC, pour évaluer leur état et leurs tendances au moyen de ce sous-indicateur. Bien que l'évaluation de 2019 se concentre sur les PCSPM, les tendances des substances autres que les PCSPM sont également incluses dans ce rapport pour référence.

État des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM)

Les Parties à l'AQEGL ont désigné la première série de produits chimiques sources de préoccupations mutuelles en mai 2016. En ce qui concerne les rapports sur l'état des Grands Lacs en 2019 et pour l'avenir, les sous-indicateurs des produits chimiques toxiques appuieront, dans la mesure du possible, les rapports sur les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles d'une manière plus complète, uniforme et transparente. L'information sur d'autres produits chimiques d'intérêt pour les Grands Lacs (autres que les PCSPM) est utile et sera incluse dans une section distincte du rapport comme ci-dessous, le cas échéant.

Les produits chimiques suivants font partie du premier ensemble de PCSPM :

- Biphényles polychlorés (BPC)
- Polybromodiphényléthers (PBDE)
- Sulfonate de perfluorooctane (SPFO)
- Acide perfluorooctanoïque (APFO)
- Acides carboxyliques perfluorés à chaîne longue (APFC à CL)
- Mercure (Hg)
- Hexabromocyclododécane (HBCDD/HBCD)
- Paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC)

Biphényles polychlorés (BPC)

Les concentrations de BPC dans l'atmosphère diminuent relativement lentement, le temps de demi-décroissance étant de l'ordre de 9 à 40 ans à des sites au Canada (Shunthirasingham et coll., 2016) et de 11 à 27 ans environ à des sites aux États-Unis, voir la figure 2. Auparavant, il n'y avait pas de différence entre les temps de demi-décroissance des BPC des cinq sites aux États-Unis et le site de Point Petre au Canada, ce qui semble indiquer un taux de diminution relativement homogène dans la région des Grands Lacs (Salamova et coll., 2015). Les concentrations de

BPC ont diminué également dans les précipitations avec un temps de demi-décroissance d'environ 10 ans (Venier et coll., 2016).

Bien que la production de BPC ait été interdite au début des années 1970 en Amérique du Nord, il est possible d'imputer la lenteur de la diminution des concentrations dans l'air à la volatilisation depuis les lacs eux-mêmes (Khairy et coll., 2015), aux produits de scellement utilisés dans les constructions (Shanahan et coll., 2015; et d'autres), aux boues d'épuration en voie de sécher (Shanahan et coll., 2015) et aux peintures (Hu et Hornbuckle, 2010). De plus, le vieux matériel électrique et hydraulique encore utilisé et celui qui se trouve dans le flux des déchets en émettent constamment. Les zones urbaines sont soupçonnées d'être les principales sources de BPC dans les régions rurales (Buehler et coll., 2001; Hafner et Hites, 2003; Cleverly et coll., 2007; Shunthirasingham et coll., 2016).

L'analyse des charges atmosphériques montre aussi que les BPC se volatilisent depuis les lacs (Shunthirasingham et coll., 2016; Guo et coll., 2018). Les flux atmosphériques de BPC-52, 101 et 118 dus à la volatilisation hors des lacs augmentent de façon exponentielle avec le temps (voir la figure 3, par exemple). Dans ces trois cas, les flux doublent tous les 4 à 9 ans. Par contre, les flux entrants de BPC sont faibles par rapport aux flux sortants. De plus, les rejets de BPC sont susceptibles de provenir des sédiments dans l'eau du lac d'où ils pourraient se volatiliser dans l'atmosphère. Une fois dans l'atmosphère, les BPC pourraient se dégrader rapidement par des réactions avec les radicaux hydroxyles (Anderson et Hites, 1996). De toute évidence, les lacs libèrent lentement des BPC dans l'atmosphère, mais on ne sait pas encore combien de temps ce processus durera.

Le 3,3'-dichlorobiphényle (BPC-11) est considéré comme un sous-produit de la production de pigments jaunes, et le type et l'ampleur de ses sources dans l'environnement diffèrent donc de ceux des BPC qui entrent dans la composition des produits commerciaux Aroclor, désormais interdits. Les concentrations atmosphériques d'Aroclor-BPC diminuent de moitié après environ 10 à 15 ans, mais les concentrations atmosphériques de BPC-11 n'ont pas changé de façon significative au cours de cette période (figure 4). Ces résultats suggèrent que le BPC-11 continue d'être rejeté dans l'environnement, alors que les sources d'Aroclor-BPC sont en voie d'être contrôlées. Cet effet est particulièrement notable à l'endroit le plus éloigné du lac Supérieur, où les concentrations de BPC-11 représentent, en moyenne, 11 % de celles des BPC-Aroclor totales; il s'agit d'une concentration non négligeable d'un seul congénère de BPC (Hites, 2018).

Guo et coll. (2017) ont réexaminé et mis à jour l'étude du bilan massique du lac Michigan (EBMLM) sur les BPC qui a été réalisée en 1994-1995. Les concentrations récentes de BPC dans l'air, les sédiments et l'eau libre du lac et les affluents ont servi à calculer un bilan massique à jour. Cinq des onze affluents pris en compte dans l'EBMLM ont été revus en 2015. Dans ces affluents, les concentrations moyennes géométriques de ∑BPC (somme de 85 congénères) variaient de 1,52 à 22,4 ng/L. Les concentrations les plus élevées de BPC ont généralement été observées dans le cours inférieur de la rivière Fox et dans le port et canal maritime d'Indiana. Les flux entrants de ∑BPC provenant du dépôt humide, du dépôt sec, de la charge dans les affluents et de l'échange air-eau ont été calculés, de même que les flux sortants attribuables à l'enfouissement des sédiments, à la volatilisation de l'eau vers l'air et au transport vers le lac Huron par la dérivation de Chicago, ainsi que les flux liés aux processus internes de déposition, de remise en suspension et de dispersion des sédiments dans l'eau (figure 5). Le transfert net hors du lac de ∑BPC est de 1 240 ± 531 kg/an. Ce transfert net est inférieur de 46 % à celui estimé en 1994-1995, ce qui constitue une amélioration. Dans l'ensemble, les concentrations de BPC dans la plupart des matrices du lac sont en voie de diminution, tout comme, par conséquent, les flux entrants et sortants de BPC. Le dépôt atmosphérique est devenu négligeable, tandis que la volatilisation à partir de la surface de l'eau du lac demeure une voie importante de perte et de rejet de BPC dans l'atmosphère. De grandes masses de BPC demeurent dans la colonne d'eau et les sédiments de surface et sont susceptibles de contribuer à l'apport futur de BPC du lac vers l'atmosphère.

Polybromodiphényléthers (PBDE)

Les concentrations des produits ignifuges halogénés sont mesurées dans les échantillons du RIDA et du BGL depuis janvier 2005. Liu et coll. (2016) ont constaté que les concentrations atmosphériques de polybromodiphényléthers (PBDE) étaient beaucoup plus élevées à Chicago, à Cleveland et à Sturgeon Point. Les données sur les PBDE ont été analysées à l'aide d'un modèle de régression linéaire multiple pour déterminer les tendances temporelles significatives des concentrations atmosphériques, et certaines de ces données sont présentées à la figure 6. Les concentrations de PBDE étaient à la baisse dans les sites urbains de Chicago et de Cleveland, mais elles demeuraient généralement inchangées dans les sites éloignés, à Sleeping Bear Dunes et à Eagle Harbor.

Selon les données du programme BGL (2005-2014), le BDE-47, le BDE-99 et le BDE-209 étaient les principaux congénères des PBDE mesurés à Point Petre, à Burnt Island et à Egbert (une station satellite entre le lac Huron et le

lac Ontario) (Shunthirasingham et coll., 2018). Les concentrations totales des 15 congénères (Σ_{15}PBDE) variaient de 1,2 à 160 pg/m^3, avec une moyenne annuelle de 5,7-22 pg/m^3 et une médiane annuelle de 5,1-15 pg/m^3 à Point Petre; de 1,1 à 1 000 pg/m^3 avec une moyenne annuelle de 14-60 pg/m^3 et une médiane annuelle de 6,3-23 pg/m^3 à Burnt Island; et de 1,9 à 1 300 pg/m^3 avec une moyenne annuelle de 11-63 pg/m^3 et une médiane annuelle de 9,0-21 pg/m^3 à Egbert. Des concentrations atmosphériques élevées de PBDE ont été mesurées à Egbert, où la population est plus importante (244 446 habitants dans un rayon de 25 km autour du site), tandis que des concentrations plus faibles de PBDE ont été détectées à Point Petre, près des centres urbains où des mesures de contrôle sont en place. Les concentrations atmosphériques de PBDE diminuent lentement, avec des demi-vies de l'ordre de 2 à 16 ans (certaines de ces tendances sont illustrées à la figure 7). Des tendances à la baisse plus rapides des PBDE ont été observées à Point Petre plutôt qu'à Burnt Island. Comme Point Petre est plus près des centres urbains, des tendances indiquant une baisse plus rapide pourraient refléter l'élimination progressive des mélanges techniques de BDE dans les centres urbains, tandis que le transport atmosphérique à grande distance maintient les concentrations atmosphériques à Burnt Island. Un échantillonnage passif de l'air et de l'eau effectué en 2011 dans le lac Supérieur a montré que les concentrations de PBDE atmosphériques (gazeux) et dissous, en particulier le BDE-47, étaient plus élevées près des centres urbains et des lieux peuplés (Ruge et coll., 2015). On a observé un dépôt gazeux net de BDE-47 à des sites côtiers et une volatilisation dans l'atmosphère des PBDE, surtout le BDE-47, depuis le centre du lac et la station principale d'Eagle Harbor du lac Supérieur.

Rauert et coll. (2018a) ont publié les résultats de la surveillance atmosphérique des PBDE par le Réseau d'échantillonnage atmosphérique passif (EAP) depuis 2014 et ont comparé les concentrations aux mesures précédentes. À Toronto, on a observé des concentrations de Σ13PBDE plus élevées en 2014 (16-31 pg/m^3) qu'en 2005 (<LDM - 10 pg/m^3), mais des concentrations plus faibles qu'au cours d'une campagne d'échantillonnage actif de l'air à ce site en 2010-2011 (<0,4-180 pg/m^3) (Shoeib et coll., 2014). Les concentrations de BDE-209 à Toronto étaient plus élevées dans les échantillons de l'EAP de 2014 (13-20 pg/m^3) qu'en 2010-2011 (<0,24-11 pg/m^3), mais concordaient avec les concentrations observées autour des Grands Lacs (Gouin et coll., 2005; Salamova et Hites, 2011; Liu et coll., 2016). Les résultats indiquent peut-être une augmentation des concentrations atmosphériques de BDE-209 à Toronto, mais une surveillance future est nécessaire pour confirmer cette tendance.

Sulfonate de perfluorooctane (SPFO)

Les concentrations de SPFO mesurées dans les précipitations à Point Petre, à Burnt Island/Evansville et à Sibley par le programme BGL montrent des tendances vers une lente diminution s'échelonnant sur 6,9 à 11 ans. À la station Sibley, les concentrations étaient généralement inférieures à la limite de détection. La figure 8 donne un exemple de la tendance du SPFO dans les précipitations à Point Petre qui a été calculée selon la méthode des filtres numériques (FN). Les concentrations médianes aux trois sites variaient de 0,59 à 1,5 ng/L. Ces concentrations étaient semblables à celles observées dans des échantillons de précipitations (juin 2006 - octobre 2008) provenant du Japon (moyenne de 0,36 à 0,81 ng/L), mais supérieures à celles mesurées aux États-Unis (moyenne de 0,18 à 0,27 ng/L), à Hong Kong (moyenne de 0,32 ng/L), en Inde (0,04 ng/L), en France (moyenne 0,11 ng/L) (Kwok et coll. 2010). Elles sont similaires aux concentrations dans la pluie (novembre à décembre 2009) mesurées dans un bassin hydrographique non industriel de Zurich, en Suisse (médiane 0,65 ng/L) (Müller et coll. 2011).

En 2009, les concentrations de SPFO (moyenne géométrique) mesurées à l'aide d'un échantillonneur d'air à grand volume étaient plus de trois fois plus élevées à Toronto (1,5 pg/m^3) (Ahrens et coll., 2011) que dans l'air du lac Supérieur (0,43 pg/m^3) (Gewurtz et coll., 2013). Dans le cadre du réseau EAP, les concentrations de SPFO mesurées à Toronto à l'aide d'échantillonneurs d'air passifs étaient de 1,5 pg/m^3 (échantillons de Genualdi et coll., 2010 réanalysés à l'aide d'un CLHP-SM/SM), de 0,29 à 3,3 pg/m^3 et de 4,0 pg/m^3 respectivement pour les périodes d'avril à juillet 2009, d'avril à décembre 2013 et d'avril à juillet 2015 (Rauert et coll., 2018b), ce qui suppose une tendance potentiellement croissante dans le temps.

Acide perfluorooctanoïque (APFO)

L'APFO est également mesuré dans les précipitations par le programme BGL à Point Petre, à Burnt Island/Evansville et à Sibley (2006-2016). Les concentrations médianes d'APFO aux trois sites variaient de 0,38 à 0,64 ng/L. Ces concentrations sont inférieures à celles mesurées dans les précipitations recueillies entre juin 2006 et octobre 2008 au Japon (moyenne de 1,81 à 1,94 ng/L) et aux États-Unis (moyenne de 1,79 à 3,40 ng/L) et semblables à celles mesurées à Hong Kong (moyenne de 0,32 ng/L), en Inde (moyenne 0,21 ng/L) et en France (moyenne 0,21 ng/L) (Kwok et coll., 2010). Elles sont similaires aux concentrations dans la pluie (de novembre à décembre 2009) mesurées dans un bassin hydrographique non industriel de Zurich, en Suisse (médiane 0,78 ng/L) (Müller et coll., 2011). Des tendances indiquant une baisse constante ont été observées aux trois sites. La figure 8 donne un exemple de la tendance de l'APFO dans les précipitations mesurées à Point Petre selon la méthode FN. Le

temps de demi-décroissance varie de 4,3 à 7,0 ans.

Les seules données de surveillance de l'APFO dans la région des Grands Lacs qui sont actuellement disponibles sont celles du site urbain de Toronto. En 2010, on a mesuré des concentrations d'APFO à l'aide d'un échantillonneur d'air actif dans une plage allant de n.d. à 1,4 pg/m^3 (Ahrens et coll., 2012). Le réseau EAP a mesuré les concentrations suivantes d'APDFO dans l'air à l'aide d'échantillonneurs passifs : inférieures à 3 pg/m^3, de 1,0 à 9,9 pg/m^3 et de 15 pg/m^3 pendant les périodes d'avril à juillet 2009, d'avril à décembre 2013 et d'avril à juillet 2015, respectivement (Rauert et coll., 2018b), ce qui suppose une augmentation potentielle des concentrations avec le temps.

Acides perfluorocarboxyliques à chaîne longue (APFC à CL)

Des données sont disponibles sur les concentrations d'APFC à CL (C9-12) mesurées par le programme BGL dans les précipitations à Point Petre (2006-2016), à Burnt Island/Evansville (2006-2016) et à Sibley (2006-2010, 2013-2016) (figure 1). L'échantillonneur de précipitations a été déplacé de Burnt Island, dont la station a été fermée le 31 mars 2013, au site voisin d'Evansville, en juillet 2013. Cette mesure n'a pas compromis les tendances temporelles des produits chimiques présents dans les précipitations. Le SPFO, l'APFO et les APFC à CL sont des substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) ioniques et solubles dans l'eau; il convient donc qu'elles fassent l'objet d'une surveillance dans les précipitations. Leurs concentrations dans l'air sont généralement bien inférieures à celles de leurs précurseurs, qui sont des PFAS neutres. Ces PFAS neutres sont plus volatils et sont souvent présents dans l'air (voir la section *Autres produits chimiques d'intérêt* ci-dessous). Aux trois sites, les médianes des ΣAPFC à CL (C9-12) variaient de 0,49 à 0,57 ng/L. L'acide perfluorononanoïque (APFN) (C9) est le seul APFC à CL qui présente une tendance à la baisse constante avec des temps de demi-décroissance allant de 6,7 à 11 ans (données non publiées). Les concentrations des autres APFC à CL (C10-C12) mesurées dans les précipitations ne montraient pas de tendance constante à la hausse ou à la baisse avec le temps.

Rauert et coll. (2018b) ont calculé des concentrations atmosphériques d'APFC à CL à partir d'échantillons d'air passifs recueillis par le réseau EAP. Ces APFC à CL incluent les composés C9 à 18. Leurs concentrations sont indiquées dans le tableau 1.

Mercure

Le mercure gazeux total (MGT) a été mesuré à la station Egbert en Ontario (entre le lac Huron et le lac Ontario; figure 1) de décembre 1996 à décembre 2016 et les concentrations moyennes étaient de 1,51 ± 0,31 ng/m^3. Au cours de cette période de mesure, on a constaté que la tendance temporelle diminuait de -1,7 % par année (intervalle de -1,9 à -1,5 %). Le dépôt humide de mercure a également été échantillonné au même endroit entre mars 2000 et décembre 2015, avec une concentration moyenne mesurée de 8,1 ng/L. La tendance annuelle du dépôt humide ne s'est pas révélée significative, se situant dans une plage de -1,2 % à +0,6 % par année (Amanda Cole, communication personnelle).

Auparavant, le MGT était mesuré à Point Petre (de novembre 1996 à novembre 2007) et à Burnt Island (de mai 1998 à novembre 2007) et les concentrations moyennes signalées étaient de 1,75 ± 0,33 ng/m^3 et de 1,55 ± 0,22 ng/m^3, respectivement, avec des tendances à la baisse de -1,7 % par année (intervalle de -2,2 à -1,2) et de -2,5 % par année (intervalle de -3,4 à -1,6) respectivement. Le dépôt humide de mercure a également été mesuré à Point Petre (de novembre 2001 à mars 2003) et à Burnt Island (de décembre 2001 à mars 2003) et les concentrations moyennes étaient de 8,4 et de 10,1 ng/L, respectivement (Amanda Cole, communication personnelle). Zhang et coll. (2016) ont également constaté que les concentrations de mercure dans l'atmosphère (Hg^0) et le dépôt humide de mercure (Hg^{II}) ont diminué de façon générale depuis les années 1990. Les concentrations de Hg^0 dans l'atmosphère ont reculé d'environ 2 % par année depuis 2005, selon les mesures effectuées dans la Région des lacs expérimentaux du Canada (à l'ouest du lac Supérieur). Les mesures du dépôt humide recueillies par le réseau nord-américain de surveillance du dépôt de mercure (North American Mercury Deposition Network) suivent ces tendances, les flux diminuant d'environ 1,6 % par année depuis 1996. Zhang et coll. (2016) sont d'avis que la réduction des émissions des services publics au cours des dernières décennies et l'élimination progressive du mercure dans de nombreux produits commerciaux ont contribué à diminuer les émissions anthropiques à l'échelle mondiale ainsi que le dépôt connexe dans les écosystèmes.

Lepak et coll. (2015, 2018) ont utilisé des signatures isotopiques stables pour déterminer les sources de mercure dans les sédiments des Grands Lacs et les poissons prédateurs. Ils ont constaté que les sources atmosphériques dominent dans les sédiments des lacs Huron, Supérieur et Michigan, tandis que les sources industrielles et les sources présentes dans les bassins hydrographiques sont prédominantes dans le cas des sédiments des lacs Érié et

Ontario. Cependant, les signatures isotopiques chez les poissons prédateurs, comme Δ^{200}Hg, qui est conservé pendant le traitement biogéochimique dans les lacs Ontario, Supérieur et Michigan, ont montré que le mercure qui s'est bioaccumulé se rapproche davantage sur le plan des isotopes au mercure présent dans l'atmosphère qu'à celui des sédiments d'un lac. Cette constatation donne à penser que le Hg dérivé de l'atmosphère est peut-être une source plus importante de méthylmercure, une forme plus toxique bioamplifiée dans les réseaux trophiques aquatiques, pour les niveaux trophiques supérieurs que les sédiments des Grands Lacs.

Hexabromocyclododécane (HBCDD/HBCD)
Les concentrations médianes de HBCDD étaient de 2,0 pg/m^3, 2,1 pg/m^3, 1,7 pg/m^3 et 5,2 pg/m^3 pour Chicago, Cleveland, Sturgeon Point et Sleeping Bear Dunes, respectivement. Des concentrations plus élevées de HBCDD ont été observées au site éloigné de Sleeping Bear Dunes et des concentrations comparables aux trois autres sites. Les isomères dominants étaient a-HBCDD et g-HBCDD, avec une contribution moyenne d'environ 40 % et 50 % aux concentrations totales de HBCDD, respectivement (Olukunle, et coll., 2018). Le HBCDD est mesuré dans des échantillons d'air recueillis à Point Petre et à Burnt Island, et les concentrations représentent la somme des trois isomères. Les concentrations moyennes annuelles (2009-2012) variaient de 0,17 à 0,50 pg/m^3 et de 0,054 à 0,38 pg/m^3 à Burnt Island et à Point Petre, respectivement. Le HBCDD n'a été détecté que dans moins de 40 % de tous les échantillons et les données sont trop rares pour permettre de dégager des tendances temporelles (Shunthirasingham et coll., 2018). Le réseau EAP mesure également le HBCDD dans l'air à Toronto au moyen d'un échantillonneur d'air passif mais, en 2014, aucune concentration de HBCDD n'a été détectée dans les échantillons (Rauert et coll., 2018a). Le HBCDD est inscrit à l'annexe A (Élimination) de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants, et sa production et son utilisation doivent être éliminées à l'échelle mondiale. Bien que le HBCDD soit un PCSPM, il n'est pas inclus dans l'évaluation de cet indicateur en raison du manque de données.

Paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC)
Le réseau EAP mesure les PCCC dans l'air à l'aide d'une méthode d'échantillonnage passif au site de Toronto. Les concentrations observées étaient de 221,1 pg/m^3 en 2006, de 5,5 pg/m^3 de janvier à mars 2009, de 97,9 pg/m^3 d'octobre à décembre 2009 et de 77,7 pg/m^3 en 2011 (Harner et coll., 2014; Jasmin Schuster, communication personnelle). L'analyse a été effectuée selon la méthode de Tomy et coll. (1997). Bien que les PCCC soient des PCSPM, elles ne sont pas incluses dans l'évaluation de cet indicateur en raison du manque de données.

Autres produits chimiques d'intérêt
Les informations sur les produits chimiques présentés dans cette section ne sont pas incluses dans l'évaluation de l'état et de la tendance de ce sous-indicateur, car ces produits ne sont pas des PCSPM.

Pesticides organochlorés (POC)
Les concentrations de pesticides organochlorés qui ont été interdits diminuent généralement dans l'air dans le bassin des Grands Lacs. Les chlordanes, la dieldrine et les substances apparentées au DDT ont un temps de demi-décroissance de l'ordre de 7 à 13 ans dans les sites aux États-Unis (Salamova et coll., 2015) et de 7 à 12 ans dans les sites au Canada (Shunthirasingham et coll., 2016). Les concentrations de α-HCH et de γ-HCH diminuent rapidement dans l'air, leur temps de demi-décroissance étant de 4 à 5 ans dans les sites au Canada (Shunthirasingham et coll., 2016) et d'environ 4 ans dans les sites aux États-Unis (Salamova et coll., 2015); voir les figures 9 et 10. Il s'agit des temps de demi-décroissance les plus courts qui aient été observés pour les composés mesurés par le RIDA et le programme BGL.

Les insecticides α-endosulfan et β-endosulfan ont été retirés du marché en juillet 2016. Les concentrations en phase gazeuse de l'endosulfan dans l'atmosphère autour des Grands Lacs sont à la baisse, son temps de demi-décroissance étant de 7 à 12 ans (Salamova et coll., 2015; Shunthirasingham et coll., 2016) (figure 10). En se basant sur une estimation des taux d'utilisation de l'endosulfan aux États-Unis de 1997 à 2009, Salamova et coll. (2015) ont estimé qu'il faut quatre ans environ pour que ce produit se dégrade complètement dans l'atmosphère, ce qui donne à penser que l'endosulfan est moins persistant dans l'environnement que les composés apparentés. Ses concentrations dans les précipitations diminuent avec des temps de demi-décroissance d'environ 8 ans à tous les sites (Venier et coll., 2016).

La station satellite d'Egbert, située entre les lacs Ontario et Huron et entourée de terres agricoles, présentait des concentrations plus élevées de dichlorodiphényltrichloroéthanes (DDT), de dieldrine, de γ-HCH (lindane) et d'endosulfan que les stations principales plus éloignées des lacs Huron et Ontario. Cette constatation a été imputée aux applications agricoles passées (DDT, lindane et dieldrine) et actuelles (endosulfan) de ces pesticides

organochlorés dans la région. Cela semble indiquer que les zones agricoles sont une source de pesticides organochlorés dans les lacs (Shunthirasingham et coll., 2016).

Les données relatives aux isomères fournissent un aperçu des tendances temporelles et des sources éventuelles de certains composés. La proportion relative d'*o,p'*-DDT et de *p,p'*-DDT dans l'air a considérablement augmenté à cinq sites aux États-Unis et à deux sites au Canada au cours des deux dernières décennies (figure 5). On a posé l'hypothèse selon laquelle le dicofol (un pesticide fabriqué à partir du DDT), dont le rapport *o,p'*-/*p,p'*-DDT est plus élevé que celui du mélange technique de DDT utilisé commercialement, pourrait maintenant constituer une source supplémentaire importante de DDT dans les Grands Lacs (Venier et Hites, 2014; Shunthirasingham et coll., 2016). Le rapport moyen entre la concentration de γ-HCH (lindane) et la somme des concentrations de γ-HCH + α-HCH n'a pas beaucoup varié dans le temps, mais il laisse voir une signature urbaine, ce qui semble indiquer que les villes sont des sources plus importantes de ces composés qu'on ne le croyait auparavant.

Les calculs des charges jusqu'en 2010 donnent à penser que l'atmosphère est une source d'endosulfan et de *p,p'*-DDT dans les lacs et que les lacs sont une source de *p,p'*-DDE dans l'atmosphère (Shunthirasingham et coll., 2016).

Les flux entrants dans les lacs et les flux sortants des lacs de α- et de γ-HCH diminuent de façon exponentielle, et les concentrations dans l'air et dans l'eau de ces deux composés seront bientôt à l'équilibre; il n'y aura plus aucun transfert net entre l'interface air et eau (voir la figure 3) (Guo et coll., 2018). Les changements de concentrations des autres pesticides au cours de la période 1992-2015 sont variables, mais à l'exception du t-nonachlore (pour lequel il existe le moins de données sur sa présence dans l'eau), les flux entrants et sortants diminuent ou ne changent pas significativement. Cela semble indiquer que le transfert air-eau de ces composés s'approche lentement d'un équilibre. D'ailleurs, parmi ces pesticides, seul l'endosulfan était encore vendu en Amérique du Nord pendant la période étudiée (l'endosulfan a été retiré du marché en juillet 2016). Entre 1992 et 2015, l'utilisation de ce produit aux États-Unis a diminué (USGS, 2017) avant son élimination complète en 2016 (U.S. EPA, 2010). Le Canada a commencé à éliminer progressivement l'utilisation de l'endosulfan en 2010, et toutes les homologations de pesticides contenant de l'endosulfan ont expiré le 31 décembre 2016 (ECCC, 2012).

Produits ignifuges autres que les BDE

Les concentrations des produits ignifuges halogénés sont mesurées dans les échantillons du RIDA et du programme BGL depuis janvier 2005. Plus précisément, les concentrations dans l'atmosphère de huit produits ignifuges halogénés de remplacement : pentabromo-éthylbenzène (PBEB), hexabromobenzène (HBBz), 2,3,4,5-tétrabromobenzoate de 2-éthylhexyle (EH-TBB), tétrabromophthalate de *bis*(2-éthylhexyle) (BEH-TEBP), *syn*-Dechlorane Plus (*syn*- DDC-CO), *anti*-Dechlorane Plus (*anti*-DDC-CO), 1,2-*bis*(2,4,6-tribromophénoxy)éthane (BTBPE) et décabromodiphényléthane (DBDPE)] ont été mesurées dans chacun des échantillons du RIDA. Les concentrations de presque tous ces produits ignifuges, à l'exception du PBEB, du HBBz et du DP, étaient beaucoup plus élevées à Chicago, à Cleveland et à Sturgeon Point. Les concentrations de PBEB et de HBBz étaient relativement élevées à Eagle Harbor et à Sturgeon Point, respectivement, pour des raisons inconnues, et les concentrations de DP étaient relativement élevées à Cleveland et à Sturgeon Point, les deux endroits les plus proches du lieu de production de ce composé, à Niagara Falls, dans l'État de New York (Lui et coll., 2016).

Les concentrations de PBEB étaient à la baisse à presque tous les sites, à l'exception d'Eagle Harbor, où les concentrations de PBEB les plus élevées ont été observées. Les concentrations de HBBz étaient à la baisse à tous les sites à l'exception de Sturgeon Point, où elles étaient les plus élevées. Les raisons pour lesquelles les concentrations de PBEB et de HBBz sont relativement élevées à Eagle Harbor et à Sturgeon Point ne sont pas claires. Les concentrations de DP étaient à la hausse, le temps de doublement étant de 3 à 9 ans à tous les sites, sauf à Cleveland et à Sturgeon Point, où les concentrations n'avaient pas vraiment changé.

L'EH-TBB et le BEH-TEBP sont les deux principales composantes de FireMaster 550, qui remplace le mélange commercial de pentaBDE. Le RIDA a commencé à inclure l'EH-TBB et le BEH-TEBP dans les analyses des échantillons recueillis en 2008. Parce que l'EH-TBB et le BEH-TEBP ensemble sont les principales composantes de FireMaster 550, leurs concentrations sont additionnées (appelées ici EH-TBB et BEH-TEBP) et la régression de cette somme a été calculée en fonction du temps. Les concentrations d'EH-TBB et de BEH-TEBP dans l'atmosphère augmentaient aussi de manière rapide et importante aux cinq sites, le temps de doublement allant de 2 à 6 ans (voir la figure 6C pour un exemple de ces tendances).

On a prélevé des échantillons d'air aux sites canadiens qui ont ensuite été analysés pour y détecter 13 produits ignifuges halogénés autres que le PBDE : hexabromobenzène (HBBz), hexabromocyclododécane (HBCDD), 2,3,4,5-tétrabromobenzoate de 2-éthylhexyle (EH-TBB), tétrabromophthalate de *bis*(2-éthylhexyle) (BEH-TEBP), éther d'allyle de 2,4,6-tribromophényle (TBP-AE), éther de 2-bromoallyl-2,4,6-tribromophényle (TBP-BAE), pentabromoéthylbenzène (PBEB), pentabromotoluène (PBT), *anti*-déchlorane plus (*anti*-DDC-CO), *syn*-déchlorane plus (*syn*-DDC-CO), 2,3-dibromopropyl-2,4,6-tribromophényléther (TBP-DBPE), DBDPE et 1,2-*bis*(2,4,6-tribromophénoxy)éthane (BTBPE). Les tendances temporelles des produits ignifuges halogénés autres que les PBDE dans l'air aux sites canadiens ne sont pas claires et l'absence d'effets temporels nets suggère que des produits ignifuges halogénés autres que les PBDE continuent d'être rejetés dans l'environnement. Les concentrations de PBT diminuent à Burnt Island, avec une demi-vie de 2,1 ans, mais semblent augmenter à Point Petre, avec un temps de doublement de 6,8 ans (figure 11). Les concentrations de TBP-AE et de HBBz à Point Petre et à Burnt Island n'ont pas changé. Les concentrations d'*anti*-DDC-CO dans l'atmosphère diminuent, avec une demi-vie de 3,4 ans à Burnt Island, mais les concentrations augmentent très lentement à Point Petre, avec un temps de doublement de 17 ans. Les concentrations de *syn*-DDC-CO diminuent, avec une demi-vie de 15 ans à Point Petre, mais elles augmentent, avec un temps de doublement de 7,6 ans à Burnt Island.

Les esters organophosphorés (EOP) sont des produits chimiques industriels qui sont largement utilisés comme produits ignifuges, plastifiants, agents antimoussants et additifs dans les liquides hydrauliques, les vernis-laques et les produits de polissage. Ces produits chimiques sont très utilisés depuis des décennies et, en raison des restrictions mondiales sur les produits ignifuges bromés, la production et l'utilisation d'EOP devraient augmenter à l'avenir. Les EOP comprennent le phosphate de tris(2-chloroéthyle) (TCEP), le phosphate de tris(2-chloroisopropyle) et le phosphate de tris(1,3-dichloroisopropyle), le phosphate de tri-*n*-butyle, le phosphate de triphényle et le phosphate de 2-éthylhexyldiphényle (EHDP). Les concentrations médianes totales d'EOP (∑EOP) variaient de 93 pg/m^3 à Sleeping Bear Dunes à 1 050 pg/m^3 à Chicago; voir la figure 12 (Salamova et coll., 2016). Les concentrations totales d'EOP étaient plus élevées à Chicago et à Cleveland (sites urbains) qu'aux sites ruraux et éloignés.

La plupart des concentrations atmosphériques de ∑EOP ont diminué au fil du temps, avec des temps de demi-décroissance de 3,5 ans pour les sites urbains et d'environ 1,5 an pour les sites ruraux et éloignés. Fait intéressant, les concentrations de phosphate de tris(2-chloroéthyle) (TCEP) et de phosphate de 2-éthylhexyle diphényle (EHDP) ont augmenté avec le temps dans les régions rurales et éloignées, avec des temps de doublement de 2,2 et 3,7 ans, respectivement (Salamova et coll., 2016).

Au site du réseau EAP de Toronto, plusieurs produits ignifuges halogénés et EOP ont été détectés dans des échantillons d'air passifs (Rauert et coll., 2018a, Lee et coll., 2016). Les résultats sont résumés au tableau 2.

Substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) (autres que les SPFO, APFO et APFC à CL)
Les précurseurs des PFAS, tels que les alcools fluorotélomères (FTOH) et les fluorosulfonamides (FOSA) et les sulfonamidoéthanols (FOSE), peuvent se dégrader ou devenir des APFO et SPFO dans l'environnement. Ils sont plus volatils que les PFAS ioniques et sont souvent détectés dans l'air. Les précurseurs du SPFO mesurés dans l'air de Toronto présentaient des concentrations moyennes de *N*-méthyl perfluorooctanesulfonamidoéthanol (*N*-MeFOSE) de 101 pg/m^3 et de *N*-éthyl perfluorooctanesulfonamidoéthanol (*N*-EtFOSE) de 205 pg/m^3 (Martin et coll., 2002). Rauert et coll. (2018b) ont constaté que les 6:2 FTOH et 8:2 FTOH dominaient les profils de tous les PFAS mesurés dans les échantillons d'air passifs prélevés par le réseau EAP au site urbain de Toronto. Les FOSA ont été détectés plus fréquemment que les FOSE. Un rapport de 8:2 FTOH inférieur aux autres FTOH indique des émissions directes provenant de sources localisées, le 8:2 FTOH ayant le temps de séjour atmosphérique le plus long (Wang et coll., 2014). Des rapports de 8:2 FTOH inférieurs ont été mesurés à Toronto (Ahrens et coll., 2012, 2013) par rapport aux régions éloignées, par exemple l'Arctique, ce qui concorde avec l'observation qu'une région urbanisée est une source de FTOH.

À Toronto, les concentrations d'acides perfluorosulfoniques (PFSA, y compris le SPFO) mesurées lors d'une campagne d'échantillonnage d'air actif, qui variaient de 0,38 à 3,12 pg/m^3 en 2010 (Ahrens et coll., 2012), concordaient avec les concentrations mesurées par des échantillonneurs passifs en 2009 (4,6 pg/m^3) et 2013 (0,29-4,69 pg/m^3) du réseau EAP, mais étaient inférieures aux concentrations observées en 2015 (8,1 pg/m^3). Les résultats de l'étude du réseau EAP de 2013 à 2015 indiquent une augmentation significative des concentrations ($p < 0,05$) de PFSA (Rauert et coll., 2018b).

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les données du RIDA sur les concentrations totales d'HAP (voir la figure 13) indiquent quelques diminutions importantes au fil du temps, les temps de demi-décroissance allant de 13 à 25 ans (Salamova et coll., 2015). Les concentrations d'HAP à Chicago et à Cleveland étaient dix fois plus élevées que les concentrations aux autres sites du RIDA. Cependant, ces concentrations diminuaient aussi plus rapidement à ces stations qu'aux autres. Ces baisses peuvent probablement être attribuées à la réduction des émissions par suite de la mise en œuvre de la législation sur l'air pur (*Clean Air Act*). Les concentrations d'HAP sont en voie de diminution à Eagle Harbor, le site du RIDA le plus éloigné aux États-Unis, mais pas à Sleeping Bear Dunes, l'autre site éloigné.

Les concentrations de phénanthrène diminuent à peu près au même rythme que les HAP totaux, sauf à Sleeping Bear Dunes et à Point Petre, où aucune réduction importante n'a été observée (Salamova et coll., 2015). Des diminutions importantes de benzo[*a*]pyrène n'ont été détectées qu'à Chicago et à Sturgeon Point, le temps de demi-décroissance à Chicago correspondant à la moitié environ de celui à Sturgeon Point (Salamova et coll., 2015).

Un échantillonnage passif de l'air et de l'eau réalisé au lac Supérieur en 2011 a montré que les concentrations de HAP dans l'atmosphère et dans l'eau de surface étaient plus élevées dans les sites urbains (Ruge et coll., 2015). Le dépôt net air-eau d'HAP a été observé près de zones peuplées, mais le dépôt dans l'eau et les apports dans l'air s'équilibrent presque au large (Ruge et coll., 2015). Une étude semblable effectuée dans les Grands Lacs inférieurs à l'aide d'échantillonneurs passifs en polyéthylène mesurant les concentrations dans l'air et dans l'eau a montré qu'il existe une forte corrélation entre les concentrations d'HAP gazeux et la présence d'une population à moins de 40 km des lieux d'échantillonnage (McDonough et coll., 2014). Les profils des sources étaient différents pour les HAP dans l'air et dans l'eau, ce qui signifie qu'en plus du dépôt atmosphérique, le ruissellement et l'échange sédiments-eau jouent un rôle dans les concentrations dissoutes.

Guo et coll. (2018) ont évalué les flux atmosphériques vers les Grands Lacs de phénanthrène et de benzo[*a*]pyrène en tant qu'HAP représentatifs. Ces deux composés ont été choisis parce que le phénanthrène est relativement abondant et volatil et qu'il est utilisé par plusieurs entreprises dans la fabrication de colorants et d'explosifs et parce que le benzo[*a*]pyrène est un agent cancérogène connu pour les humains. L'apport global de phénanthrène dans les cinq lacs de la région a diminué lentement au cours de la période 1992-2015 (voir la figure 3). Cela est vrai malgré l'apport croissant de phénanthrène dans les lacs Supérieur, Michigan, Érié et Huron. On peut supposer que certaines de ces diminutions à long terme des flux entrants d'HAP sont attribuables au passage à grande échelle du charbon à des combustibles moins polluants pour la production d'énergie et à l'application de la *Clean Air Act* par l'EPA des États-Unis (Liu et coll., 2014) et de l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air (U. S. EPA, 1991).

Dioxines et furanes (PCDD/F)

En Amérique du Nord, les concentrations atmosphériques annuelles moyennes de PCDD/F sont généralement plus élevées dans les régions où la population est dense (CCE, 2014; Venier et coll., 2009; Cleverly et coll., 2007). Les mesures des concentrations dans l'air effectuées par le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) montrent que les facteurs d'équivalence de toxicité (FET) sont élevés au site de l'île Walpole (dans le lac Sainte-Claire) et aux sites des avenues Windsor et University, à Windsor (Ontario), dont les profils sont caractérisés par une faible contribution de l'octachlorodibenzo-*p*-dioxine et une contribution accrue des dibenzofuranes. Ce profil pourrait refléter l'incidence d'une source locale d'émissions (CCE, 2014). Les concentrations de PCDD/F dans les sites ruraux, suburbains et urbains du RNSPA (dont les sites dans le bassin des Grands Lacs) ont diminué après le début des années 1990 et au début des années 2000. Cette baisse pourrait être attribuable aux mesures prises par le Canada en ce qui concerne les émissions de PCDD/F. Il ne se dégage aucune tendance nette après 2005 (CCE, 2014).

Plomb

Du plomb a été mesuré sur des particules en suspension dans l'air dans le bassin des Grands Lacs (BGL) à trois stations, soit Point Petre (1988-2017), Burnt Island (1992-2013) et Egbert (1988-2006) (données du programme BGL non publiées). On a constaté que les tendances temporelles du plomb dans les particules en suspension dans l'air sont généralement à la baisse dans l'air des Grands Lacs, les demi-vies variant de 13 à 15 ans (figure 14).

Liens

À l'heure actuelle, le dépôt atmosphérique est une voie importante par laquelle des substances chimiques persistantes, bioaccumulables et toxiques (PBT), comme les BPC, pénètrent dans les Grands Lacs. Une augmentation de la charge et des concentrations atmosphériques des substances chimiques préoccupantes, y compris les substances PBT, peut accroître la contamination des sédiments, les quantités de substances toxiques chimiques

dans les eaux du large et les contaminants dans les poissons entiers et les oiseaux aquatiques. La bioaccumulation des substances PBT chez les poissons peut donner lieu à la diffusion d'avis sur la consommation de poisson. Ce sous-indicateur est directement lié aux autres sous-indicateurs de la catégorie des produits chimiques toxiques, en particulier les produits chimiques toxiques dans l'eau.

La variabilité du climat pourrait influer sur l'échange de contaminants entre l'air et l'eau, par exemple, des précipitations accrues favoriseraient une augmentation du dépôt humide et sec de contaminants dans les lacs. Inversement, la diminution de l'étendue des glaces et le réchauffement des eaux de surface entraîneraient des pertes plus importantes par volatilisation dans les lacs. D'autres études sont nécessaires pour mieux comprendre l'impact global des variables climatiques sur l'échange de contaminants entre l'air et les lacs.

Évaluation de la qualité des données

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

Limites des données

- Étant donné que les mesures des substances (gaz et particules) dans l'air ont été effectuées à l'aide d'une méthode d'échantillonnage actif qui consistait à recueillir des échantillons intégrés sur 24 heures une fois tous les 12 ou 36 jours, il n'est pas possible d'évaluer les concentrations de produits chimiques toxiques pendant la période entre deux échantillons.
- À l'heure actuelle, on connaît mal certains paramètres d'estimation pour le calcul des charges, et les calculs sont fondés sur l'hypothèse selon laquelle les concentrations dans l'air, les précipitations et l'eau mesurées à des endroits précis sur les lacs s'appliquent à l'ensemble du lac. Par conséquent, les incertitudes dans le calcul de ces charges sont élevées. Les tendances des concentrations atmosphériques de produits chimiques toxiques sont toutefois beaucoup mieux connues et constituent un bien meilleur sous-indicateur des progrès vers la quasi-élimination des substances anthropiques. Les erreurs dans ces tendances doivent être clairement énoncées et vérifiées par rapport à l'hypothèse nulle (la situation n'évolue pas).
- Il est nécessaire de disposer de renseignements supplémentaires pour comprendre les tendances des concentrations de polluants liées au dépôt atmosphérique et interpréter les estimations de la charge de polluants établies à l'aide du calcul suggéré. Par exemple, des informations sur les variations annuelles du taux de pluie (années sèches par rapport aux années humides) sont nécessaires pour comprendre les charges polluantes associées au dépôt humide. En outre, puisque l'on sait que certaines composantes des charges polluantes associées au dépôt atmosphérique ont un caractère saisonnier, il conviendrait d'établir les tendances temporelles et saisonnières séparément à l'aide de méthodes statistiques.

Renseignements supplémentaires

Un grand nombre de ces sources de BPC se trouvent en milieu urbain, comme l'indiquent les concentrations élevées de BPC mesurées à Chicago et à Cleveland par le RIDA et des chercheurs d'autres régions (Wethington et Hornbuckle, 2005; Totten et coll., 2001). Des recherches visant à examiner l'importance de ces autres sources sont en cours (Shanahan et coll., 2015). Ces travaux sont importants puisque les BPC donnent lieu à des avis relatifs à la consommation de poisson pour les cinq Grands Lacs.

Parmi les PCSPM, les BPC, les PBDE [tétrabromodiphényléther et pentabromodiphényléther, hexabromodiphényléther et heptabromodiphényléther, décabromodiphényléther (mélange commercial, c-décaBDE)], HBCDD et SCCP figurent à l'annexe A (Élimination) de la Convention de Stockholm sur les

polluants organiques persistants. Le SPFO, ses sels et le fluorure de perfluorooctane sulfonyle figurent à l'annexe B (Restriction) de la Convention de Stockholm. Le Canada est partie à la Convention de Stockholm.

La Convention de Minamata sur le mercure du PNUE, qui compte 98 parties, dont les États-Unis et le Canada, est entrée en vigueur le 16 août 2017. Il s'agit d'un traité international juridiquement contraignant visant à protéger la santé humaine et l'environnement des émissions anthropiques et des rejets de mercure et de ses composés. Les principales activités de réglementation de la Convention de Minamata comprennent l'interdiction de nouvelles mines de mercure, l'élimination progressive des mines existantes, l'élimination progressive de l'utilisation du mercure dans un certain nombre de produits et de procédés, des mesures de contrôle des émissions atmosphériques et des rejets dans le sol et l'eau, et la réglementation du secteur informel de l'exploitation artisanale et à petite échelle de mine d'or. La Convention traite également du stockage provisoire du mercure et de son élimination lorsqu'il devient un déchet, des sites contaminés par le mercure ainsi que des questions de santé.

Le lindane, produit agrochimique, a récemment été éliminé progressivement aux États-Unis et au Canada, tout comme les endosulfans qui avaient complètement été éliminés en 2016 (Federal Register, 2010; Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, 2011).

Le brûlage de déchets domestiques (dans des barils de brûlage) constitue actuellement la plus importante source de dioxines et de furanes (Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, 2006). Des efforts sont déployés à l'échelle des bassins et des pays afin d'éliminer les émissions provenant des barils de brûlage.

Partout dans le monde, les sources les plus importantes d'émissions de mercure dans l'atmosphère sont les centrales au charbon. À l'échelle régionale, de nombreuses sources réduisent leurs émissions. Par exemple, toutes les centrales au charbon de l'Ontario ont cessé leurs activités en avril 2014, l'Ontario étant le premier gouvernement en Amérique du Nord à éliminer complètement le charbon pour la production d'électricité (ministère de l'Énergie de l'Ontario, 2014).

Il faut poursuivre la surveillance à long terme de l'atmosphère pour mesurer les progrès accomplis au moyen des activités de réduction des produits toxiques. Environnement et Changement climatique Canada et l'EPA ont récemment ajouté aux programmes du RIDA et du BGL la surveillance régulière des PBDE et de certains produits ignifuges qui ne sont pas des PBDE. Un examen préalable et l'élaboration de méthodes pour ces autres produits ignifuges et les substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) sont en cours. Les résultats des activités de surveillance des nouvelles substances chimiques préoccupantes s'ajouteront à l'information scientifique dont il faut disposer pour évaluer les risques et identifier d'autres nouvelles substances chimiques préoccupantes.

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

Remerciements

Auteurs : **Le présent rapport a été préparé au nom du comité directeur du RIDA par Derek Ager**, gestionnaire du programme RIDA, U.S. Environmental Protection Agency, Great Lakes National Program Office, ainsi que par Hayley Hung, **chercheur principal du Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs**, dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques, Section de la recherche sur les processus de la qualité de l'air, Environnement et Changement climatique Canada, Ron Hites, Marta Venier et Amina Salamova, Université de l'Indiana.

Personne-ressource du programme BGL :
Hayley Hung, chercheur principal du Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs, dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques, Section de la recherche sur les processus de la qualité de l'air, Environnement et Changement climatique Canada, 4905, rue Dufferin, Toronto (Ontario) M3H 5T4, hayley.hung@canada.ca. Téléphone : 416-739-5944.

Personne-ressource du RIDA :
Derek Ager, gestionnaire du programme RIDA, Great Lakes National Program Office, U.S. Environmental Protection Agency, 77 West Jackson Boulevard (G-17J), Chicago, IL, 60604, ager.derek@epa.gov. Téléphone : 312-353-9153.

Données du RIDA : https://iadnviz.iu.edu/#/about/
Données du programme BGL : https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/5d8548c5-e284-4e85-aed4-c22536de615a ou communiquer avec Helena Dryfhout-Clark, gestionnaire des données du RIDA et du programme BGL, Section de la recherche sur les processus de la qualité de l'air, Environnement et Changement climatique Canada, 4905, rue Dufferin, Toronto (Ontario) M3H 5T4, Helena.Dryfhout-Clark@canada.ca. Téléphone : 613-995-9031

Lien vers les sites Web du RIDA : http://epa.gov/greatlakes/monitoring/air2/index.html.

Sources d'information

Ahrens, L., M. Shoeib, T. Harner, D. A. Lane, R. Guo et E. J. Reiner. 2011. « Comparison of annular diffusion denuder and high volume air samplers for measuring per- and polyfluoroalkyl substances in the atmosphere ». *Analytical Chemistry* 83: 9622-9628.

Ahrens, L., T. Harner, M. Shoeib, D.A. Lane et J.G. Murphy. 2012. « Improved characterization of gas-particle partitioning for per- and polyfluoroalkyl substances in the atmosphere using annular diffusion denuder samplers ». *Environmental Science and Technology* 46: 7199-7206.

Ahrens, L., T. Harner, M. Shoeib, M. Koblizkova et E.J. Reiner. 2013 « Characterization of two passive air samplers for per- and polyfluoroalkyl substances ». *Environmental Science and Technology* 47: 14024-14033.

Anderson, P. N., et R. A. Hites. 1996 « OH radical reactions: The major removal pathway for poly-chlorinated biphenyls from the atmosphere ». *Environmental Science and Technology*, 30: 1756–1763.

Backus, S, et L. Bradley, Direction générale des sciences et de la technologie de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada, communication personnelle

Buehler, S., I. Basu et R. A. Hites. 2001. « A comparison of PAH, PCB, and pesticide concentrations in air at two rural sites on Lake Superior ». *Environmental Science and Technology* 35(12): 417−2422.

Cleverly, D. H., et coll. 2007. « A general indication of the contemporary background levels of PCDDs, PCDFs, and coplanar PCBs in the ambient air over rural and remote areas of the United States ». *Environmental Science and Technology* 41: 1537–1544.

Cole, A. Division de la recherche en qualité de l'air, Direction des sciences et de la technologie atmosphériques, Environnement et Changement climatique Canada, communication personnelle.

Commission de coopération environnementale (CCE). 2014. Évaluation de la comparabilité des données sur les dioxines et les furanes polychlorés et les BPC coplanaires dans l'atmosphère obtenue par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air en Amérique du Nord. Montréal, Canada : Commission de coopération environnementale. 256 p.

Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). 2012. Réponse aux commentaires reçus concernant l'ébauche du *Décret modifiant l'annexe 3 de la* Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) *(endosulfan)*. https://wayback.archive-it.org/7084/20170923031024/https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=5F1BC1BC-1 (consulté le 4 décembre 2017).

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. 2006. La Stratégie binationale relative aux toxiques des Grands Lacs : Rapport d'étape 2005. En161-1/2005F, 0-662-42910-9, 122 p.

Federal Register, Endosulfan: Final product cancellation order. A notice by the Environmental Protection Agency on 11/10/2010. https://www.federalregister.gov/articles/2010/11/10/2010-28138/endosulfan-final-product-cancellation-order.

Genualdi, S., S. C. Lee, M. Shoeib, A. Gawor, L. Ahrens et T. Harner. « 2010 Global pilot study of legacy and emerging persistent organic pollutants using sorbent impregnated polyurethane foam disk passive air samplers ». *Environmental Science and Technology* 44: 5534-5539.

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

Gouin, T., T. Harner, P. Blanchard et D. Mackay. 2005. « Passive and active air samplers as complimentary methods for investigating persistent organic pollutants in the great lakes basin ». *Environmental Science and Technology*, 39: 9115−9122.

Guo, J., K. Romanak, S. Westenbroek, R. A. Hites, A. Li, R. Kreis et M. Venier. 2017. « Up-dated polychlorinated biphenyl mass budget for Lake Michigan ». *Environmental Science and Technology*, 51: 12455–12465.

Guo, J., A. Salamova, M. Venier, H. Dryfhout-Clark, N. Alexandrou, S. Backus, L. Bradley, H. Hung et R. A. Hites. 2018. « Atmospheric loadings of persistent organic pollutants to the Great Lakes estimated by the United States' Integrated Atmospheric Deposition and Canada's Great Lakes Basin Monitoring and Surveillance Networks ». *Journal of Great Lakes Research*, 44(4): 670-681.

Hafner, W. D., et R. Hites. 2003. « Potential sources of pesticides, PCBs, and PAHs, to the atmosphere of the Great Lakes ». *Environmental Science and Technology* 37(17): 3764−3773.

Harner, T., J. Schuster, E. Sverko, L. Jantunen, S. C. Lee et K. Pozo. 2014. « Surveillance of new priority chemicals in air under the Global Atmospheric Passive Sampling (GAPS) Network ». *Organohalogen Compounds* 76:1309-1312

Hayley, Hung. Recherche sur les processus liés à la qualité de l'air, Environnement et Changement climatique Canada, communication personnelle.

Hites, R. A. 2018. « Atmospheric concentrations of PCB-11 near the Great Lakes have not decreased since 2004 ». *Environmental Science and Technology Letters*, 5: 131-135.

Hu, D., et K.C. Hornbuckle. 2010. « Inadvertent polychlorinated biphenyls in commercial paint pigments ». *Environmental Science and Technology* 44(8): 2822-2827.

Kwok, K. Y., S, Taniyasu, L. W. Y. Yeung, M. B. Murphy, P. K. S. Lam, Y. Horii, K. Kannan, G. Petrick, R. K. Sinha et N. Yamashita. 2010. « Flux of perfluorinated chemicals through wet deposition in Japan, the United States, and Several Other Countries ». *Environmental Science and Technology*, 44: 7043-7049.

Khairy, M., D. Muir, C. Teixeira et R. Lohmann. 2015. « Spatial distribution, air−water fugacity ratios and source apportionment of polychlorinated biphenyls in the lower Great Lakes Basin ». *Environmental Science and Technology* 49(23):13787-13797.

Lee, S. C., E. Sverko, T. Harner, K. Pozo, E. Barresi, J. Schachtschneider, D. Zaruk, M. DeJong et J. Narayan. 2016. « Retrospective analysis of "new" flame retardants in the global atmosphere under the GAPS Network ». *Environ. Pollut.* 217: 62-69.

Lepak, R. F., R. Yin, D. P. Krabbenhoft, J. M. Ogorek, J. F. DeWild, T. M. Holsen et J. P. Hurley. 2015. « Use of stable isotope signatures to determine mercury sources in the Great Lakes ». *Environmental Science and Technology Letters*, 2: 335−341.

Lepak, R. F., S. E. Janssen, R. Yin, D. P. Krabbenhoft et J. P. Hurley. 2018. « Factors Affecting Mercury Stable Isotopic Distribution in Piscivorous Fish of the Laurentian Great Lakes ». *Environmental Science and Technology*, 52: 2768-2776.

Liu, L.-Y., P. Kukučka, M. Venier, A. Salamova, J. Klánova et R.A. Hites. 2014. « Differences in spatiotemporal variations of atmospheric PAH levels between North America and Europe: Data from two air monitoring projects ». *Environment International*, 64: 48–55.

Liu. L. Y., A. Salamova, M. Venier et R.A. Hites. 2015. « Trends in the levels of halogenated flame retardants in the Great Lakes atmosphere over the period 2005-2013 ». *Environment International*, 92-93: 442-449.

McDonough, C.A., M.A. Khairy, D.C.G. Muir et R. Lohmann. 2014. « Significance of Population Centers as Sources of Gaseous and Dissolved PAHs in the Lower Great Lakes ». *Environmental Science and Technology*, 48(14): 7789-7797.

Martin, J.W., D.C.G. Muir, C.A. Moody, D.A. Ellis, W.C. Kwan, K.R. Solomon et S.A. Mabury. 2002. « Collection of airborne fluorinated organics and analysis by gas chromatography/chemical ionization mass spectrometry ». *Anal. Chem.*, 74: 584–590.

Ministère de l'Énergie de l'Ontario. 2014. La fin du charbon. Document d'introduction sur la modernisation de l'approvisionnement en électricité en Ontario. ISBN 978-1-4606-6765-1 HTML.
http://www.energy.gov.on.ca/fr/files/2015/11/End-of-Coal-FR-web.pdf

Müller, C. E., N. Spiess, A. C. Gerecke, M. Scheringer et K. Hungerbühler. 2011. « Quantifying diffuse and point inputs of perfluoroalkyl acids in a nonindustrial river catchment ». *Environmental Science and Technology*, 45: 9901-9909.

Olukunle, O. I., M. Venier, R.A. Hites et A. Salamova. 2018. « Atmospheric concentrations of hexabromocyclododecane (HBCDD) in the Great Lakes region ». *Chemosphere*, 200, 464-470.
Prestbo, E.M., et D.A. Gay. 2009. « Wet deposition of mercury in the U.S. and Canada, 1996–2005: Results and analysis of the NADP mercury deposition network (MDN) ». *Atmospheric Environment* 43: 4223–4233.

Rauert, C., J. K. Schuster, A. Eng et T. Harner. 2018a. « Global atmospheric concentrations of brominated and chlorinated flame retardants and organophosphate esters ». *Environmental Science and Technology* 52: 277-2789.

Rauert, C., M. Shoeib, J. K. Schuster, A. Eng et T. Harner. 2018b. « Atmospheric concentrations and trends of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) and volatile methyl siloxanes (VMS) over 7 years of sampling in the Global Atmospheric Passive Sampling (GAPS) network ». *Environmental Pollution* 238: 94-102.

Risch, M.R., D.A. Gay, K.K. Fowler, G.J. Keeler, S.M. Backus, P. Blanchard, J.A. Barres et J.T. Dvonch. 2012. « Spatial patterns and temporal trends in mercury concentrations, precipitation depths, and mercury wet deposition in the North American Great Lakes region, 2002–2008 ». *Environmental Pollution*, 161: 261–271.

Ruge, Z., D. Muir, P. Helm et R. Lohmann. 2015. « Concentrations, trends, and air-water exchange of PAHs and PBDEs derived from passive samplers in Lake Superior in 2011 ». *Environmental Science and Technology*, 49(23):13777-86.

Salamova, A., et R. Hites. 2011. « Discontinued and alternative brominated flame retardants in the atmosphere and precipitation from the great lakes basin ». *Environmental Science and Technology*, 45, 8698−8706.

Salamova, A., M. Venier et R.A. Hites. 2015. « Revised temporal trends of persistent organic pollutant concentrations in air around the Great Lakes ». *Environmental Science and Technology Letters*, 2: 20-25.

Salamova, A., A. A. Peverly, M. Venier et R. A. Hites. 2016. « Spatial and temporal trends of particle phase organophosphate ester concentrations in the atmosphere of the Great Lakes ». *Environmental Science and Technology* 50: 13249-13255.

Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2011. Note de réévaluation REV2011-01, Abandon de l'endosulfan. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, Ottawa, Canada, 8 p. ISSN : 1925-0649

Shanahan, C. E., S.N. Spak, A. Martinez et K.C. Hornbuckle. 2015. « Inventory of PCBs in Chicago and opportunities for reduction in airborne emissions and human exposure ». *Environmental Science and Technology* 49, 13878−13888.

Shoeib, M., L. Ahrens, L. Jantunen et T. Harner. 2014. « Concentrations in air of organobromine, organochlorine and organophosphate flame retardants in Toronto, Canada ». *Atmospheric Environment* 99: 140−147.

Shunthirasingham, C., N. Alexandrou, K. A. Brice, H. Dryfhout-Clark, K. Su, C. Shin, R. Park, A. Pajda, R. Noronha et H. Hung. 2018. « Temporal trends of halogenated flame retardants in the atmosphere of the Canadian Great Lakes Basin (2005–2014) ». *Environmental Science: Processes and Impacts*, 20: 469-479.

Shunthirasingham, C., A. Gawor, H. Hung, K.A. Brice, K. Su, N. Alexandrou, H. Dryfhout-Clark, S. Backus, E. Sverko, C. Shin, R. Park et R. Noronha. 2016. « Atmospheric Concentrations and Loadings of Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in the Canadian Great Lakes Basin (GLB): Spatial and Temporal Analysis (1992-2012) ». *Environmental Pollution*, 217, 124-133.

Tomy, G.T., G.A. Stern, D.C.G. Muir, A.T. Fisk, C.D. Cymbalisty et J.B. Westmore. 1997. « Quantifying C10–C13 polychloroalkanes in environmental samples by high-resolution gas chromatography electron capture negative ion high resolution mass spectrometry ». *Anal Chem*. 69:2762-71

Totten, L. A., P.A. Brunciak, C.L. Gigliotti, J. Dachs, T.R. Glenn 4th, E.D. Nelson et S.J. Eisenreich. 2001. « Dynamic air-water exchange of polychlorinated biphenyls in the New York-New Jersey Harbor Estuary ». *Environmental Science & Technology*, 2001, 35(19), 3834-3840.

USGS. 2017. Estimated annual agricultural pesticide use https://water.usgs.gov/nawqa/pnsp/usage/maps/show_map.php?year=2014&map=ENDOSULFAN&hilo=L&disp=Endosulfan (consulté le 15 octobre 2018).

Venier, M., et R.A. Hites. 2014. « DDT and HCH, two discontinued organochlorine insecticides in the Great Lakes region: Isomer trends and sources ». *Environment International* 69: 159–165.

Venier, M., H. Hung, W. Tych et R. A. Hites. 2012. « Temporal trends of persistent organic pollutants: A comparison of different time series models ». *Environ. Sci. Technol*., 46(7): 3928-34.

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

Venier, M., et R. A. Hites. 2010a. « Regression model of partial pressures of PCBs, PAHs, and organochlorine pesticides in the Great Lakes' atmosphere ». *Environmental Science and Technology* 44 (2): 618−623.

Venier, M., et R. A. Hites. 2010b. « Time trend analysis of atmospheric POPs concentrations in the Great Lakes

region since 1990 ». *Environmental Science and Technology* 44 (21): 8050−8055.

Venier, M., A. Salamova et R. A. Hites. 2015. « Halogenated flame retardants in the Great Lakes environment ». *Accounts Chem. Research*, 48: 1853-1861.

Venier, M., A. Salamova et R. A. Hites. 2016. « Temporal trends of persistent organic pollutant concentrations in precipitation around the Great Lakes ». *Environmental Pollution* 217: 143-148.

Wang, Z., Z. Xie, A. Möller, W. Mi, H. Wolschke et R. Ebinghaus. 2014. « Atmospheric concentrations and gas/particle partitioning of neutral poly- and perfluoroalkyl substances in northern German coast ». *Atmospheric Environment*. 95: 207-213.

Wethington, D. M. 3rd, et K.C. Hornbuckle. 2005. « Milwaukee, WI as a source of atmospheric PCBs to Lake Michigan ». *Environmental Science & Technology*, 39 (1), 57-63.

Zhang, Y., D.J. Jacob, H.M. Horowitz, L. Chen, H.M. Amos, D.P. Krabbenhoft, F. Slemr, V.L. St. Louis et E.M. Sunderland. 2016. « Observed decrease in atmospheric mercury explained by global decline in anthropogenic emissions ». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 113, nº 3, 526-531.

Liste des tableaux

Tableau 1. APFC à CL mesurés (pg/m^3) dans l'air à Toronto au moyen d'échantillonneurs d'air passifs
Source : Rauert et coll. (2018b).
Tableau 2. Produits ignifuges halogénés et EOP mesurés (pg/m^3) dans l'air à Toronto au moyen d'échantillonneurs d'air passifs
Source : Rauert et coll. (2018a), Lee et coll. (2016).

Liste des figures

Figure 1. Carte du bassin des Grands Lacs indiquant les principales stations de surveillance du Réseau intégré de surveillance des dépôts atmosphériques (RIDA) des États-Unis et du Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs (programme BGL) du Canada : Eagle Harbour, Sleeping Bear Dunes, Burnt Island (fermée en mars 2013 et remplacée par Evansville à compter de 2014), Sturgeon Point et Point Petre, une station près de chacun des Grands Lacs; les stations urbaines de Chicago et Cleveland; la station satellite d'Egbert, la station de mesures des précipitations à Sibley.
Source : Hayley Hung, communication personnelle.
Figure 2. A. Moyenne géométrique annuelle des concentrations en phase gazeuse de tous les congénères des BPC mesurés, additionnés et représentés sur les graphiques selon l'année d'échantillonnage. Les cercles vides des graphiques de Chicago (2007) et de Sturgeon Point (1996) représentent des valeurs aberrantes qui n'ont pas été utilisées pour les régressions présentées ici. Notons que les échelles de concentrations pour Chicago et Cleveland sont dix fois plus élevées que pour les autres sites. (Les graphiques de Salamova et coll. (2015) ont été mis à jour pour inclure des données jusqu'en 2016.
B. Tendances des concentrations de BPC 52 et de BPC 101 en phase gazeuse à Burnt Island et à Point Petre; r^2 est le coefficient de détermination linéaire; la droite d'ajustement de la tendance est calculée à l'aide de la méthode des filtres numériques.
Les graphiques de Shunthirasingham et coll. (2016) ont été mis à jour pour inclure les données de Point Petre jusqu'en 2015. La station de Burnt Island ayant été fermée en 2013, il n'y a aucune nouvelle donnée à mettre à jour.
Source : Salamova et coll. (2015) (données mises à jour jusqu'en 2016), Shunthirasingham et coll. (2016) (données mises à jour jusqu'en 2015)
Figure 3. Flux annuels totaux de BPC-52, de γ-HCH, de *p,p'*-DDT et de phénanthrène dans et hors des cinq Grands Lacs entre 1992 et 2015. Les lignes noires représentent les taux du premier ordre ($t_{1/2}$ est le temps de demi-décroissance et t_2 est le temps de doublement, en années). Les lignes manquantes signifient que la régression exponentielle n'était pas significative ($p > 0,05$). (Figure modifiée à partir de Guo et coll., 2018).
Source : Guo et coll. (2018)
Figure 4. Rapport des concentrations de BPC-11 par rapport à celles des BPC-Aroclor totaux. Les données ont été corrigées pour tenir compte des variations de population entre les six sites d'échantillonnage. La ligne rouge indique la périodicité des rapports et la ligne verte indique la tendance temporelle à long terme des rapports. Ces rapports

doublent tous les 13 ans ± 1 an.
Source : Hites (2018)
Figure 5. Estimation du bilan massique total des flux de BPC (kg/an) et des inventaires (kg) pour 2010-2015 et comparaison avec les résultats du bilan massique de 1994-1995 fondés sur le modèle MICHTOX (entre parenthèses) pour le lac Michigan. Les couches bleue et verte représentent respectivement les couches d'eau et de sédiments. L'épaisseur des flèches indique l'ampleur des flux de 2010 à 2015.
Source : Guo et coll. (2017)
Figure 6. Phase vapeur plus phase particulaire, concentrations atmosphériques de (A) BDE-47 et de (B) BDE-209 mesurées à Cleveland (Ohio), tous les 12 jours, de janvier 2005 à décembre 2015 et de (C) EHTBB et BEHTBP (concentrations additionnées) mesurées à Cleveland, de janvier 2008 à décembre 2015. Les valeurs correspondent aux logarithmes naturels des concentrations en pg/m^3. Les lignes de régression (en rouge) étaient toutes significatives au seuil $P < 0,005$. Les temps de demi-décroissance ($t_{1/2}$) et les temps de doublement (t_2) sont exprimés en années. Les graphiques de Venier et coll. (2015) ont été mis à jour pour inclure les données jusqu'en 2015.
Source : Venier et coll. (2015) (données mises à jour jusqu'en 2015)
Figure 7. Tendances, mesures et cycles saisonniers (phase gazeuse + phase particulaire) du BDE 28, 47, 99 et 209 à Burnt Island et Point Petre. Dans les graphiques de Shunthirasingham et coll. (2018), les données de Point Petre ont été mises à jour pour inclure les données jusqu'en 2015. Fermeture de la station Burnt Island à la fin de mars 2013. La tendance pour le BDE 209 à Point Petre a été établie à partir des concentrations en phase particulaire pour la seule raison qu'aucune concentration en phase vapeur n'a été détectée après 2010.
Source : Shunthirasingham et coll. (2018) (données mises à jour jusqu'en 2015)
Figure 8. Tendances (établies à l'aide de la méthode des FN) et mesures de l'APFO et du SPFO dans les précipitations (C en ng/L) à Point Petre.
Source : Sean Backus et Lisa Bradley, communication personnelle; Hayley Hung, communication personnelle.
Figure 9. Représentation de la moyenne géométrique annuelle des concentrations en phase vapeur de γ-HCH (également connu sous le nom de lindane) en fonction de l'année d'échantillonnage. Les graphiques de Salamova et coll. (2015) ont été mis à jour pour inclure les données jusqu'en 2016.
Source : Salamova et coll. (2015) (données mises à jour jusqu'en 2016).
Figure 10. Tendances temporelles des pesticides organochlorés mesurés aux sites canadiens de Point Petre et de Burnt Island. Graphiques de Shunthirasingham et coll. (2016). Les données de Point Petre ont été mises à jour pour inclure les données jusqu'en 2016.
Source : Shunthirasingham et coll. (2016) (données mises à jour en 2016).
Figure 11. Tendances, mesures et cycles saisonniers des TBP-AE, HBBz, PBT, *anti*-DDC-CO et *syn*-DDC-CO à Burnt Island et Point Petre. Graphiques de Shunthirasingham et coll. (2018). Les données de Point Petre ont été mises à jour pour inclure les données jusqu'en 2016.
Source : Shunthirasingham et coll. (2018) (données mises à jour en 2016).
Figure 12. Concentrations atmosphériques d'EOP total dans l'atmosphère (ΣOPE), exprimées sous forme de logarithmes naturels, en phase particulaire dans les sites urbains (Chicago et Cleveland), ruraux et éloignés (Sturgeon Point, Sleeping Bear Dunes et Eagle Harbor) du RIDA. Les lignes rouges indiquent les régressions significatives. Les lignes de régression (en rouge) étaient toutes significatives au seuil $P < 0,005$. Les temps de demi-décroissance ($t_{1/2}$) et de doublement (t_2) sont indiqués en années. Le jour julien correspond au nombre de jours à partir du 1er janvier 2012.
Source : Salamova et coll. (2016)
Figure 13. Moyenne géométrique annuelle des concentrations de la phase gazeuse et de la phase particulaire de tous les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) mesurés, additionnés et représentés sur le graphique en fonction de l'année d'échantillonnage. Les cercles vides des graphiques de Cleveland (2012) et de Point Petre (2008) représentent des valeurs aberrantes qui n'ont pas été utilisées pour les régressions présentées ici. La régression des données de Sleeping Bear Dunes n'était pas statistiquement significative au seuil $P < 0,05$. Les graphiques de Salamova et coll. (2015) ont été mis à jour pour inclure les données jusqu'en 2016.
Source : Salamova et coll. (2015) (données mises à jour jusqu'en 2016).
Figure 14. Tendances temporelles des concentrations de plomb mesurées dans les particules aéroportées à Burnt Island, à Egbert et à Point Petre.
Source : Hayley Hung, communication personnelle.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

Période d'échantillonnage	PFNA (C9)	PFDA (C10)	PFUnDA (C11)	PFDoOA (C12)	PFTriDA (C13)	PFTeDA (C14)	PFHxDA (C16)	PFODA (C18)
Avril-juillet 2009	<0,2	0,24	0,12	<0,07	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08
Avril-décembre 2013	<0,2-0,33	<0,3-2,2	<0,05-1,1	<0,07-0,10	<0,08	<0,08	<0,08	<0,09
Avril-juillet 2015	5,3	7,4	2,3	0,84	0,44	0,39	<0,07	<0,08

Tableau 1. APFC à CL mesurés (pg/m^3) dans l'air à Toronto au moyen d'échantillonneurs d'air passifs
Source : Rauert et coll. (2018b).

Période d'échantillonnage	EH-TBBB	HBBz	BTBPE
2014	5,2-10	0,30-0,36	<LDM-1,6
2005	<0,09-1,6	<0,02-0,53	

Période d'échantillonnage	TEP	TnBP	TCEP	TCPP	PPT	m-TTP	TBEP	TDCPP	TEHP
Janv.-juin 2014	3,7-13	75-94	24-130	86-710	9,3-31	17-25	82-170	4,7-17	<0,06-2

Pour les HFR, 2,3,4,5-tétrabromobenzoate de 2-éthylhexyle (EH-TBB), hexabromobenzène (HBBz), 1,2-*bis*(2,4,6-tribromophénoxy)éthane (BTBPE).

Pour les EOP, phosphate de tri-éthyle (TEP), phosphate de tri-*n*-butyle (TnBP), phosphate de tris(2-chloroéthyle) (TCEP), phosphate de tris(chloroisopropyle) (TCPP), phosphate de triphényle (TPP), phosphate de tri-m-tolyle (m-TTP), phosphate de tris(2-butoxyéthyle) (TBEP), phosphate de tris(1,3-dichloro-2-propyle) (TDCPP), phosphate de tris(2-éthylhexyle) (TEHP).

Tableau 2. Produits ignifuges halogénés et EOP mesurés (pg/m^3) dans l'air à Toronto au moyen d'échantillonneurs d'air passifs
Source : Rauert et coll. (2018a), Lee et coll. (2016).



Figure 1. Carte du bassin des Grands Lacs indiquant les principales stations de surveillance du Réseau intégré de surveillance des dépôts atmosphériques (RIDA) des États-Unis et du Programme de suivi et de surveillance de l'air dans le bassin des Grands Lacs (programme BGL) du Canada : Eagle Harbour, Sleeping Bear Dunes, Burnt Island (fermée en mars 2013 et remplacée par Evansville à compter de 2014), Sturgeon Point et Point Petre, une station près de chacun des Grands Lacs; les stations urbaines de Chicago et Cleveland; la station satellite d'Egbert, la station de mesures des précipitations à Sibley.
Source : Hayley Hung, communication personnelle.

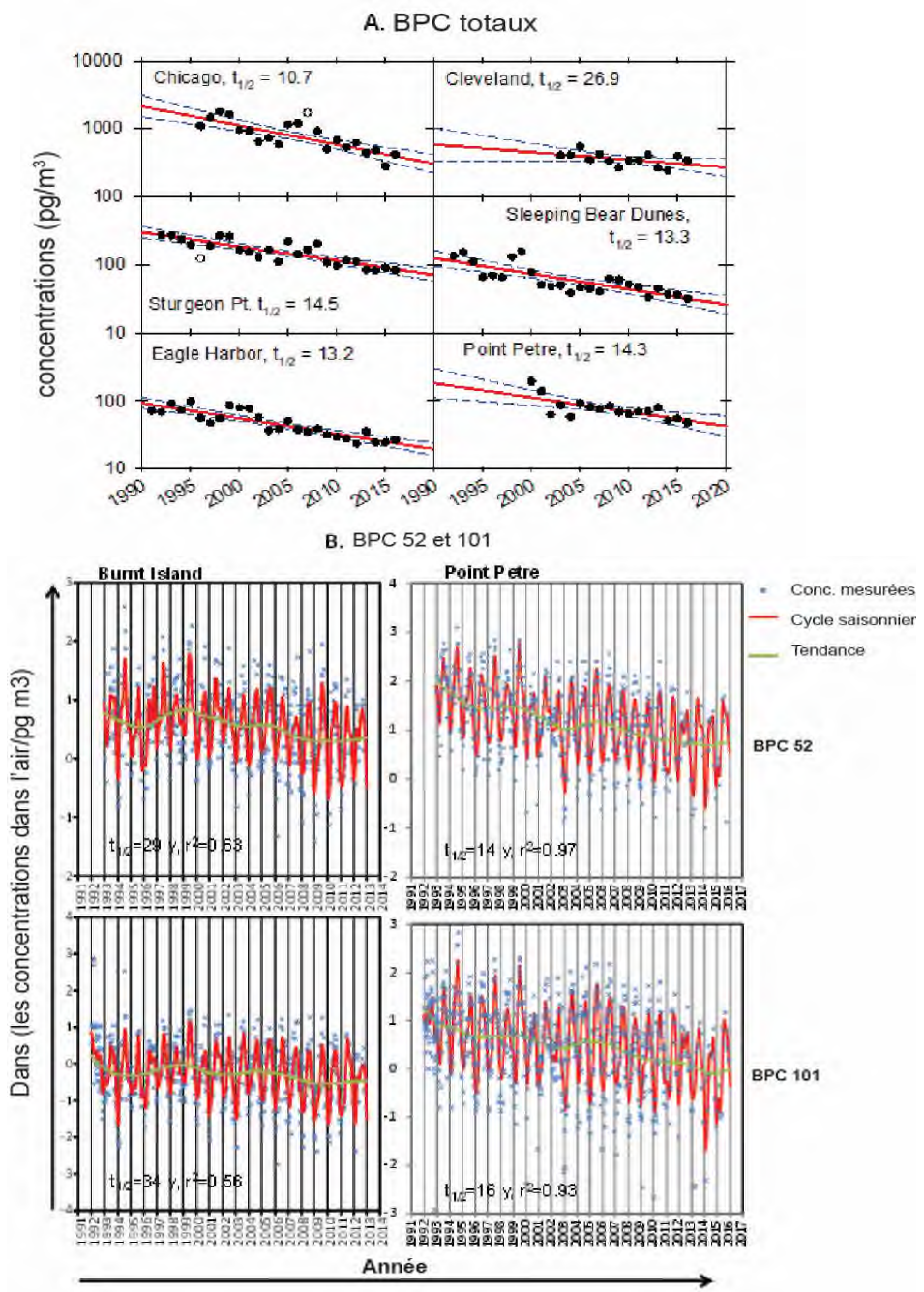


Figure 2. A. Moyenne géométrique annuelle des concentrations en phase gazeuse de tous les congénères des BPC mesurés, additionnés et représentés sur les graphiques selon l'année d'échantillonnage. Les cercles vides des graphiques de Chicago (2007) et de Sturgeon Point (1996) représentent des valeurs aberrantes qui n'ont pas été utilisées pour les régressions présentées ici. Notons que les échelles de concentrations pour Chicago et Cleveland sont dix fois plus élevées que pour les autres sites. (Les graphiques de Salamova et coll. (2015) ont été mis à jour pour inclure des données jusqu'en 2016.
B. Tendances des concentrations de BPC 52 et de BPC 101 en phase gazeuse à Burnt Island et à Point Petre; r^2 est le coefficient de détermination linéaire; la droite d'ajustement de la tendance est calculée à l'aide de la méthode des filtres numériques.
Les graphiques de Shunthirasingham et coll. (2016) ont été mis à jour pour inclure les données de Point Petre jusqu'en 2015. La station de Burnt Island ayant été fermée en 2013, il n'y a aucune nouvelle donnée à mettre à jour.
Source : Salamova et coll. (2015) (données mises à jour jusqu'en 2016), Shunthirasingham et coll. (2016) (données mises à jour jusqu'en 2015)

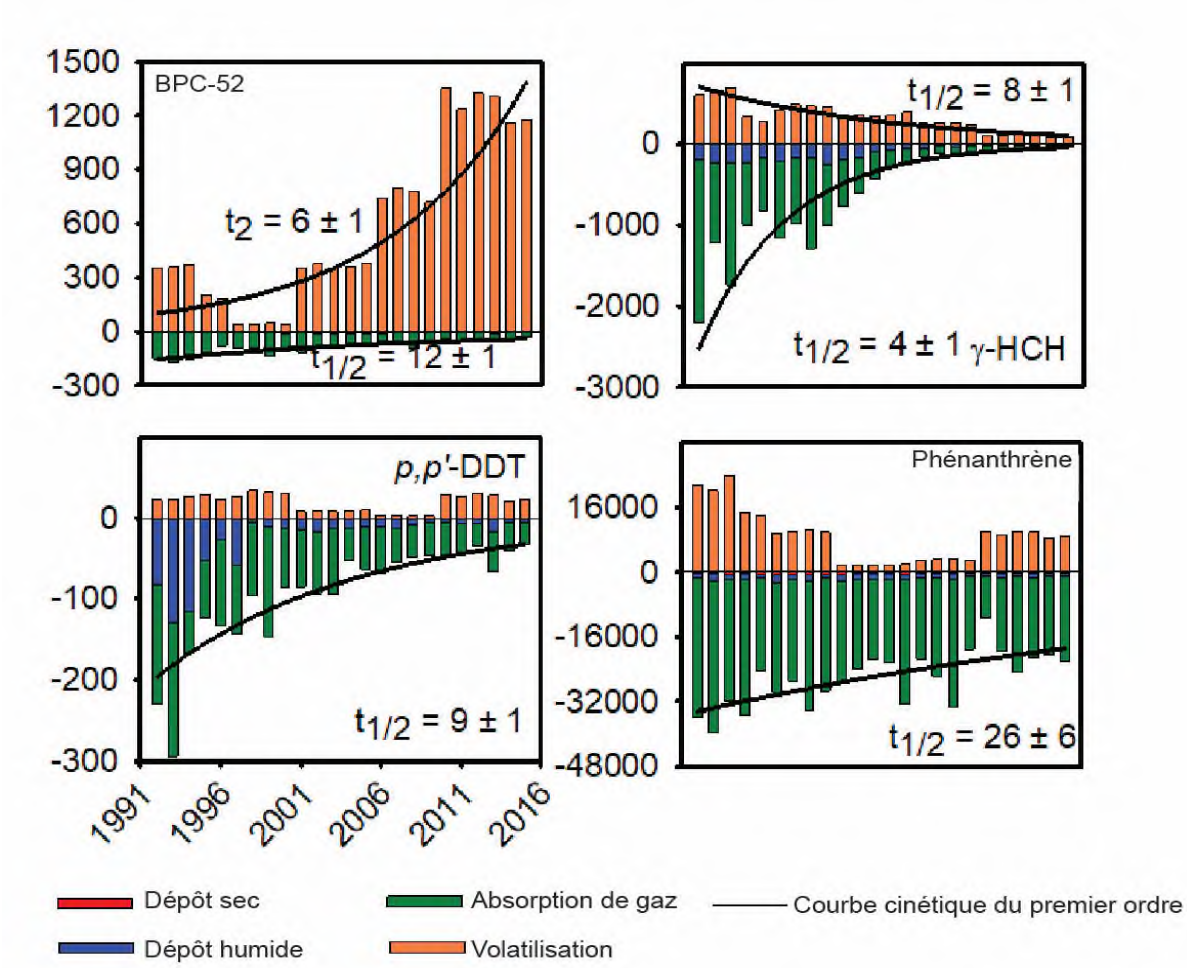


Figure 3. Flux annuels totaux de BPC-52, de γ-HCH, de *p,p'*-DDT et de phénanthrène dans et hors des cinq Grands Lacs entre 1992 et 2015. Les lignes noires représentent les taux du premier ordre ($t_{1/2}$ est le temps de demi-décroissance et t_2 est le temps de doublement, en années). Les lignes manquantes signifient que la régression exponentielle n'était pas significative ($p > 0,05$). (Figure modifiée à partir de Guo et coll., 2018)

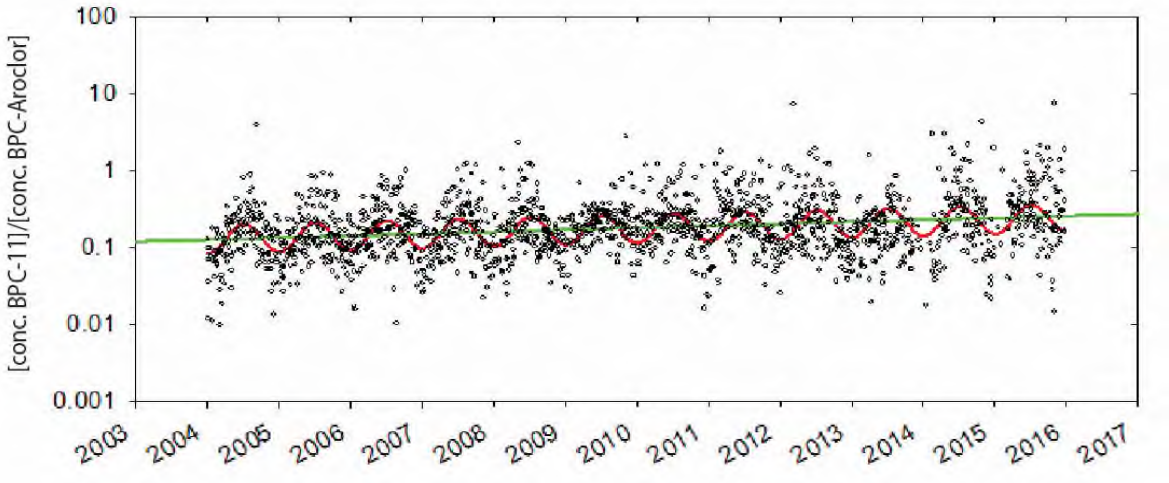


Figure 4. Rapport des concentrations de BPC-11 par rapport à celles des BPC-Aroclor totaux. Les données ont été corrigées pour tenir compte des variations de population entre les six sites d'échantillonnage. La ligne rouge indique la périodicité des rapports et la ligne verte indique la tendance temporelle à long terme des rapports. Ces rapports doublent tous les 13 ans ± 1 an.
Source : Hites (2018)

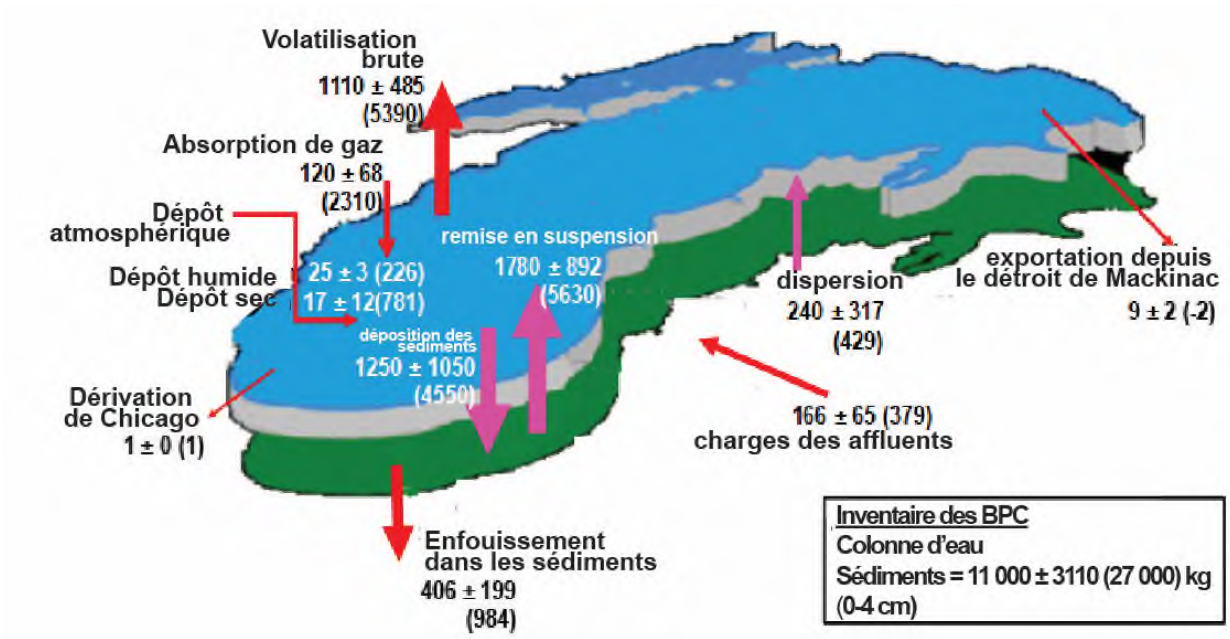


Figure 5. Estimation du bilan massique total des flux de BPC (kg/an) et des inventaires (kg) pour 2010-2015 et comparaison avec les résultats du bilan massique de 1994-1995 fondés sur le modèle MICHTOX (entre parenthèses) pour le lac Michigan. Les couches bleue et verte représentent respectivement les couches d'eau et de sédiments. L'épaisseur des flèches indique l'ampleur des flux de 2010 à 2015.
Source : Guo et coll. (2017)

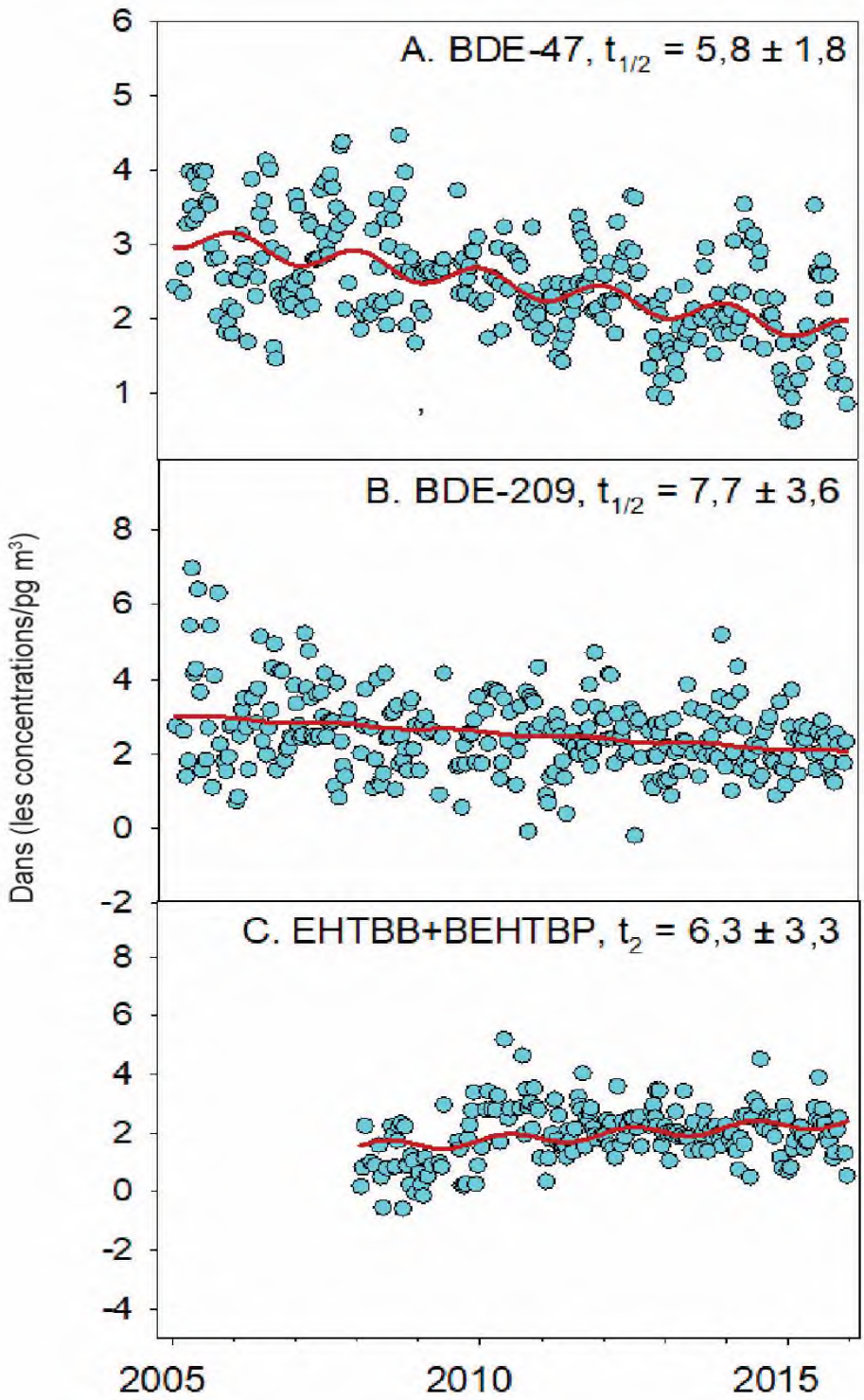


Figure 6. Phase vapeur plus phase particulaire, concentrations atmosphériques de (A) BDE-47 et de (B) BDE-209 mesurées à Cleveland (Ohio), tous les 12 jours, de janvier 2005 à décembre 2015 et de (C) EHTBB et BEHTBP (concentrations additionnées) mesurées à Cleveland, de janvier 2008 à décembre 2015. Les valeurs correspondent aux logarithmes naturels des concentrations en pg/m^3. Les lignes de régression (en rouge) étaient toutes significatives au seuil $P < 0,005$. Les temps de demi-décroissance ($t_{1/2}$) et les temps de doublement (t_2) sont exprimés en années. Les graphiques de Venier et coll. (2015) ont été mis à jour pour inclure les données jusqu'en 2015.
Source : Venier et coll. (2015) (données mises à jour jusqu'en 2015)

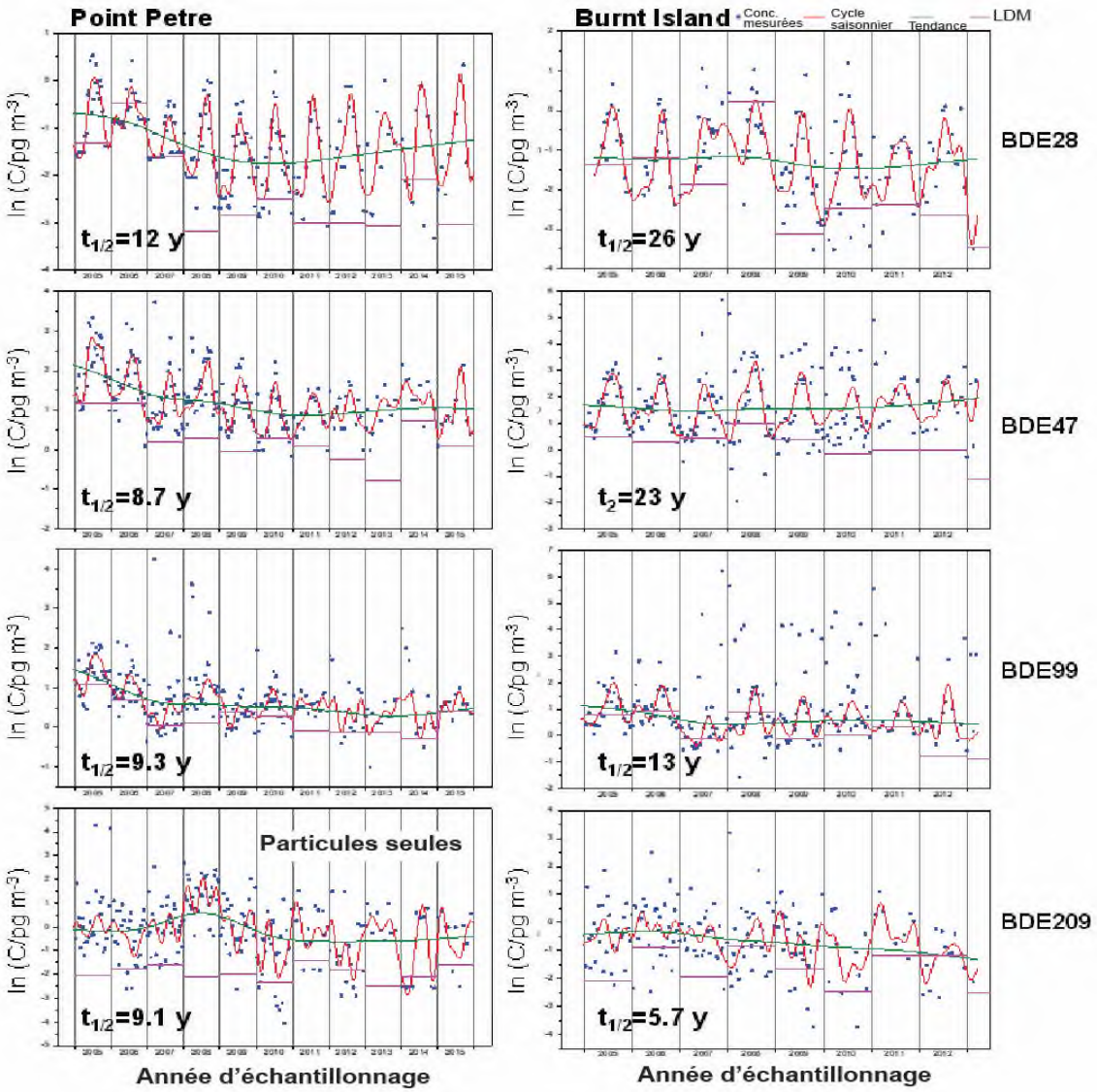


Figure 7. Tendances, mesures et cycles saisonniers (phase gazeuse + phase particulaire) du BDE 28, 47, 99 et 209 à Burnt Island et Point Petre. Dans les graphiques de Shunthirasingham et coll. (2018), les données de Point Petre ont été mises à jour pour inclure les données jusqu'en 2015. Fermeture de la station Burnt Island à la fin de mars 2013. La tendance pour le BDE 209 à Point Petre a été établie à partir des concentrations en phase particulaire pour la seule raison qu'aucune concentration en phase vapeur n'a été détectée après 2010.
Source : Shunthirasingham et coll. (2018) (données mises à jour jusqu'en 2015)

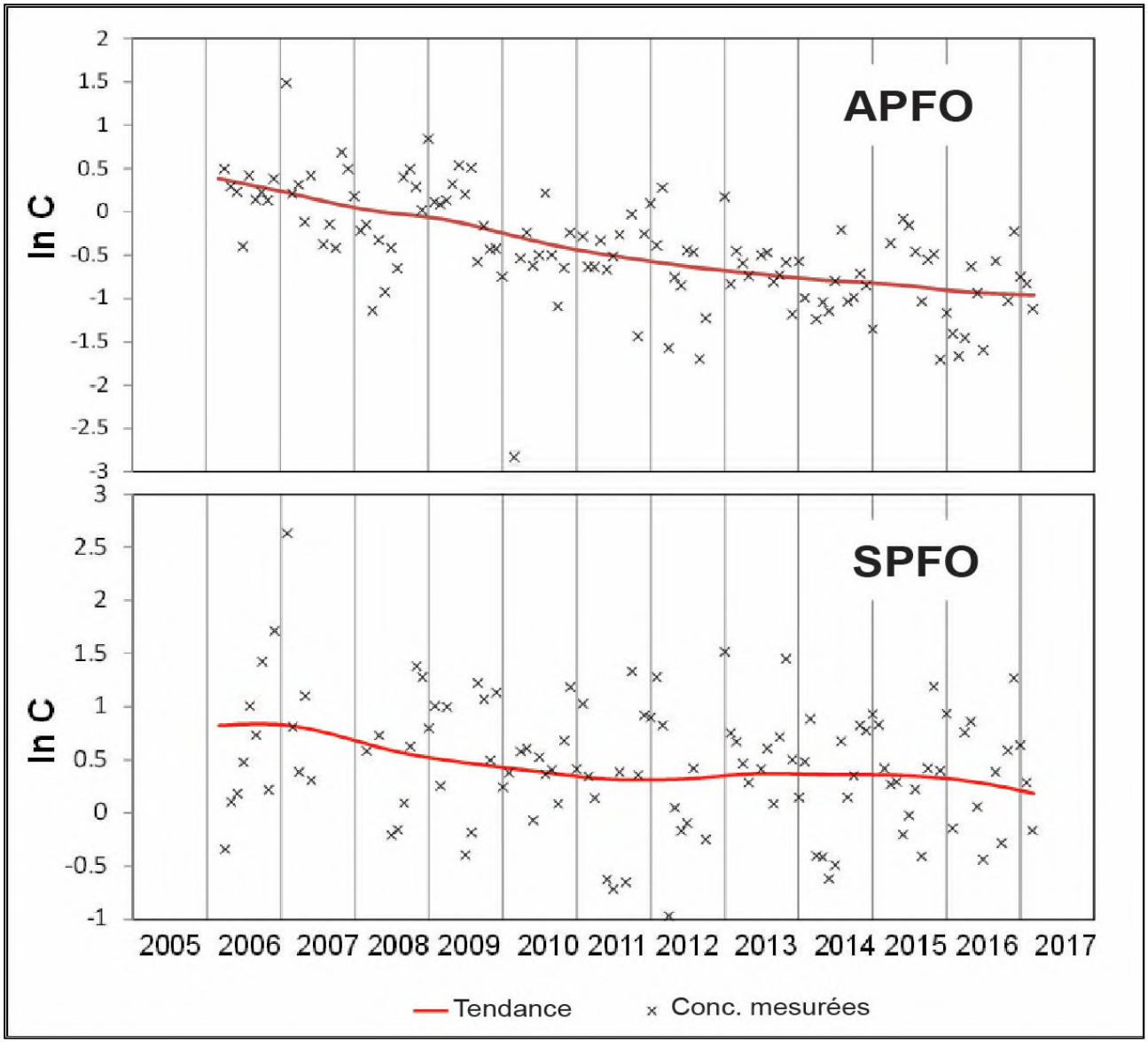


Figure 8. Tendances (établies à l'aide de la méthode des FN) et mesures de l'APFO et du SPFO dans les précipitations (C en ng/L) à Point Petre.
Source : Sean Backus et Lisa Bradley, communication personnelle; Hayley Hung, communication personnelle

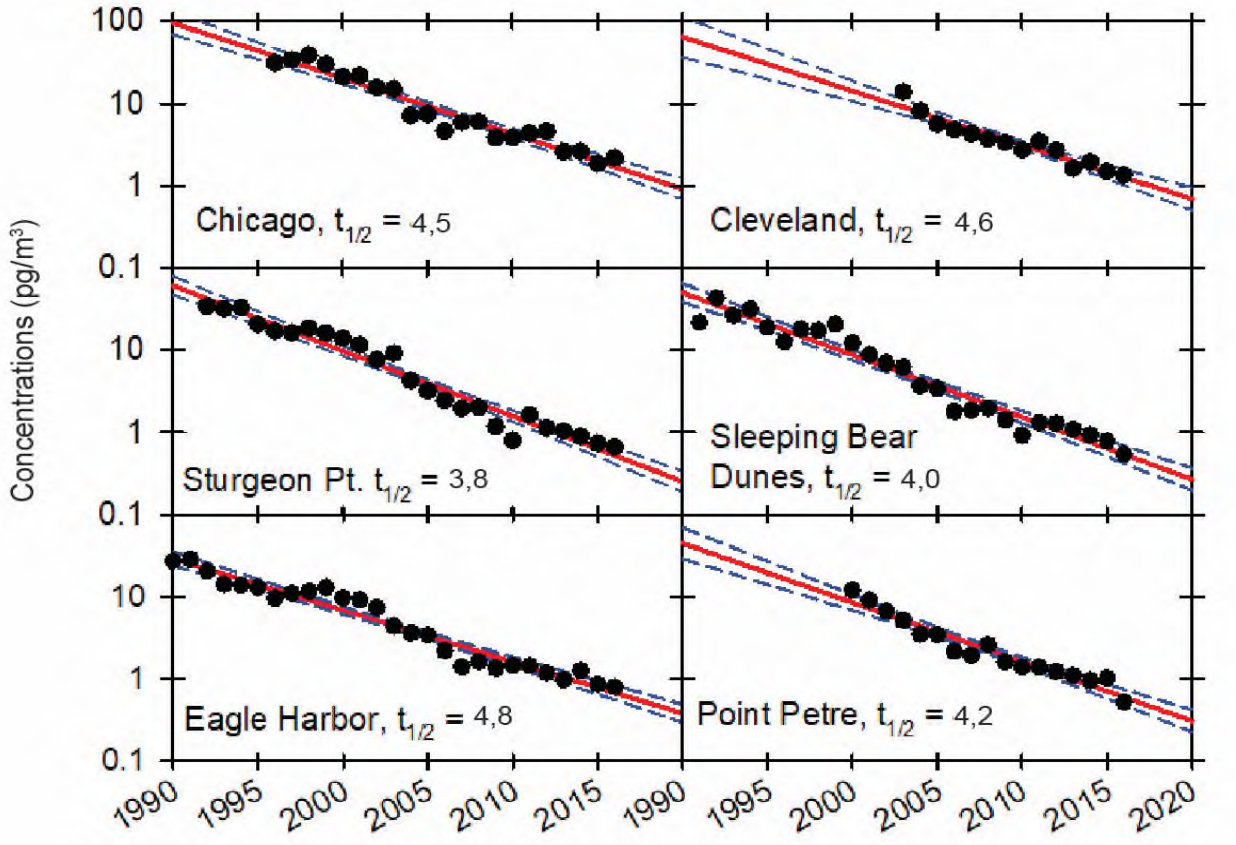


Figure 9. Représentation de la moyenne géométrique annuelle des concentrations en phase vapeur de γ-HCH (également connu sous le nom de lindane) en fonction de l'année d'échantillonnage. Les graphiques de Salamova et coll. (2015) ont été mis à jour pour inclure les données jusqu'en 2016.
Source : Salamova et coll. (2015) (données mises à jour jusqu'en 2016)

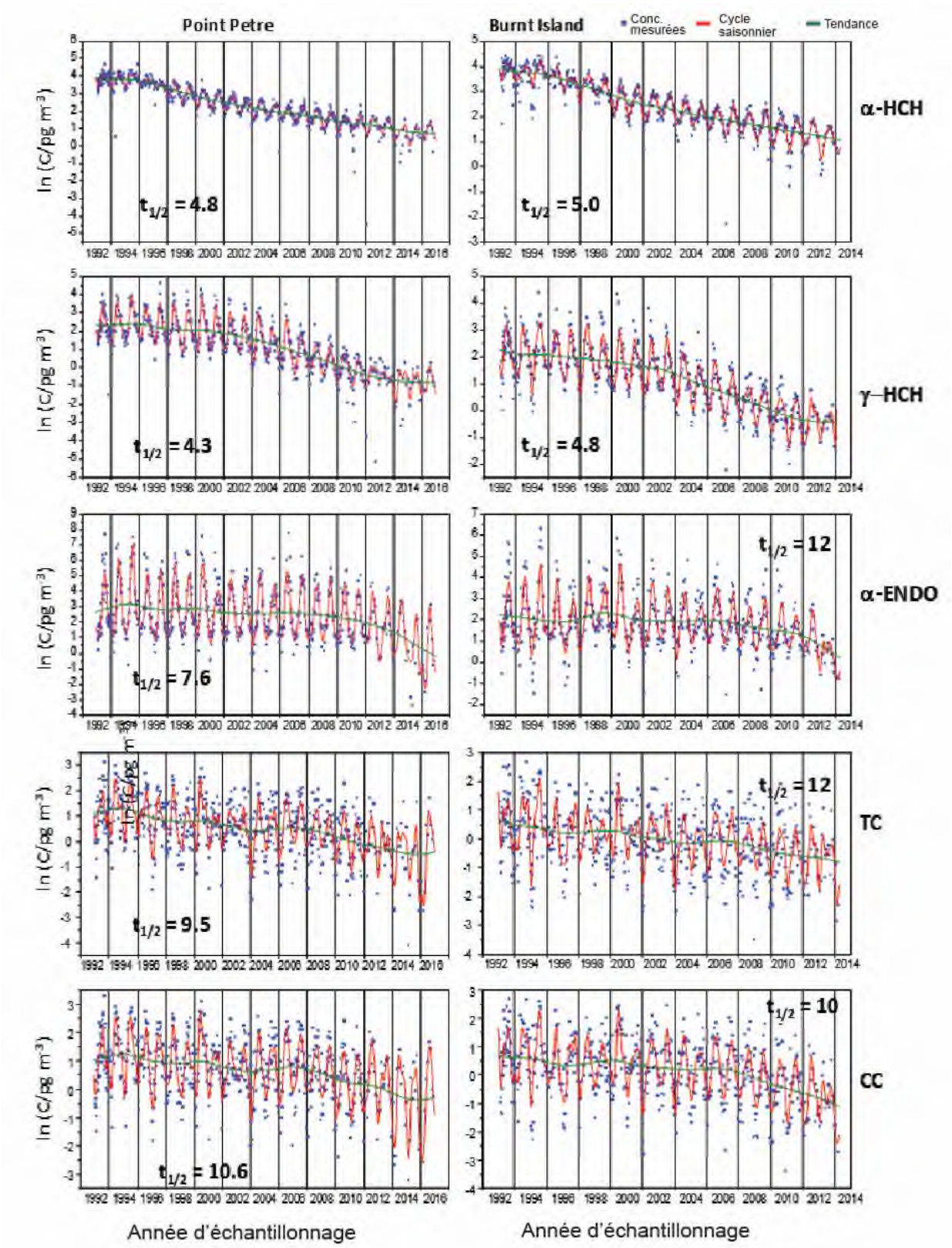


Figure 10. Tendances temporelles des pesticides organochlorés mesurés aux sites canadiens de Point Petre et de Burnt Island. Graphiques de Shunthirasingham et coll. (2016). Les données de Point Petre ont été mises à jour pour inclure les données jusqu'en 2016.
Source : Shunthirasingham et coll. (2016) (données mises à jour en 2016)

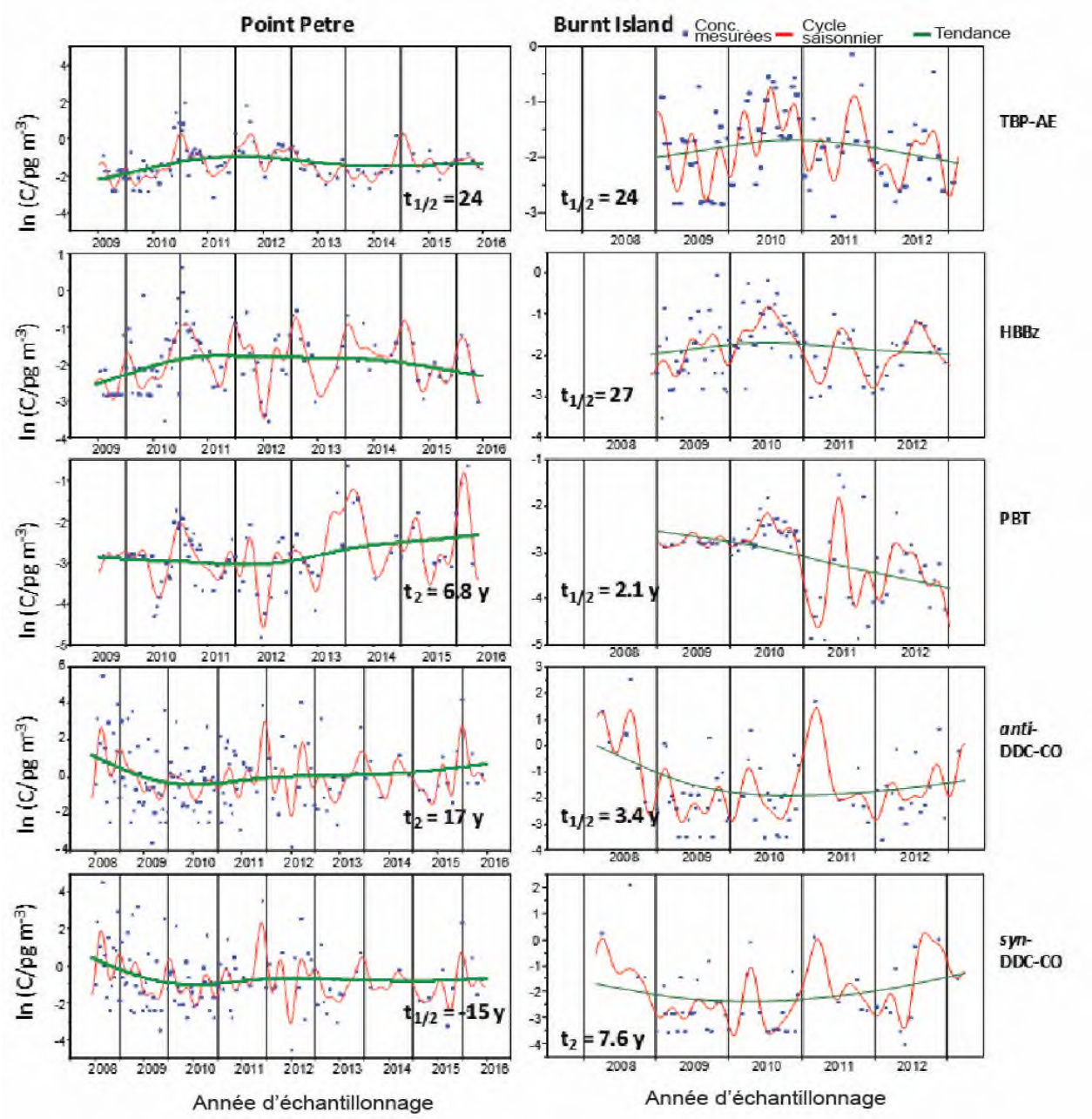


Figure 11. Tendances, mesures et cycles saisonniers des TBP-AE, HBBz, PBT, *anti*-DDC-CO et *syn*-DDC-CO à Burnt Island et Point Petre. Graphiques de Shunthirasingham et coll. (2018). Les données de Point Petre ont été mises à jour pour inclure les données jusqu'en 2016.
Source : Shunthirasingham et coll. (2018) (données mises à jour en 2016)

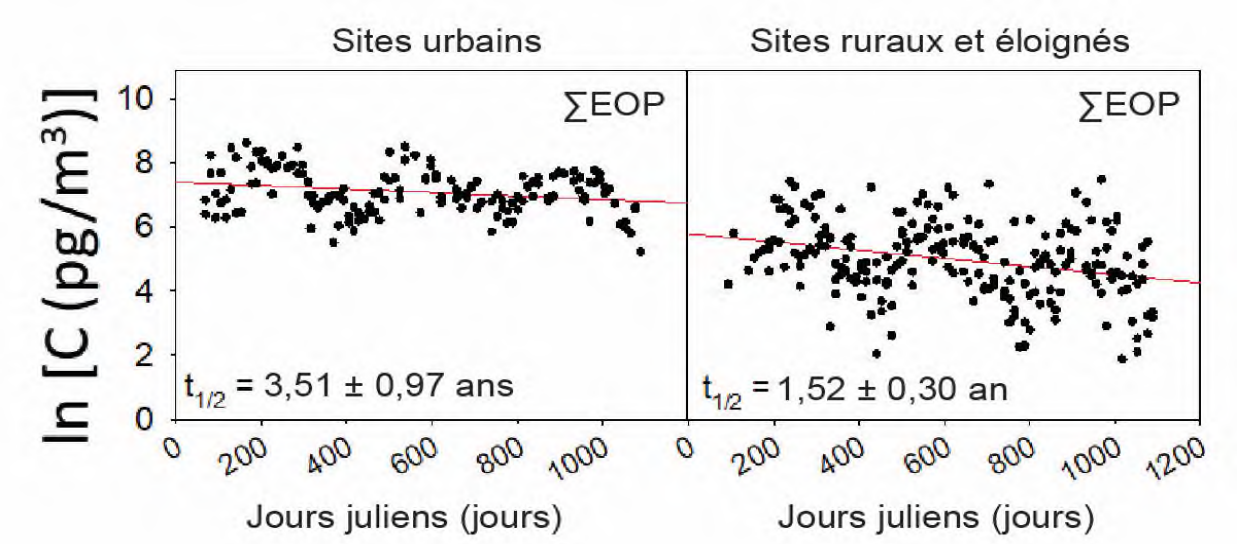


Figure 12. Concentrations atmosphériques d'EOP total dans l'atmosphère (ΣOPE), exprimées sous forme de logarithmes naturels, en phase particulaire dans les sites urbains (Chicago et Cleveland), ruraux et éloignés (Sturgeon Point, Sleeping Bear Dunes et Eagle Harbor) du RIDA. Les lignes rouges indiquent les régressions significatives. Les lignes de régression (en rouge) étaient toutes significatives au seuil $P < 0,005$. Les temps de demi-décroissance ($t_{1/2}$) et de doublement (t_2) sont indiqués en années. Le jour julien correspond au nombre de jours à partir du 1er janvier 2012.
Source : Salamova et coll. (2016)

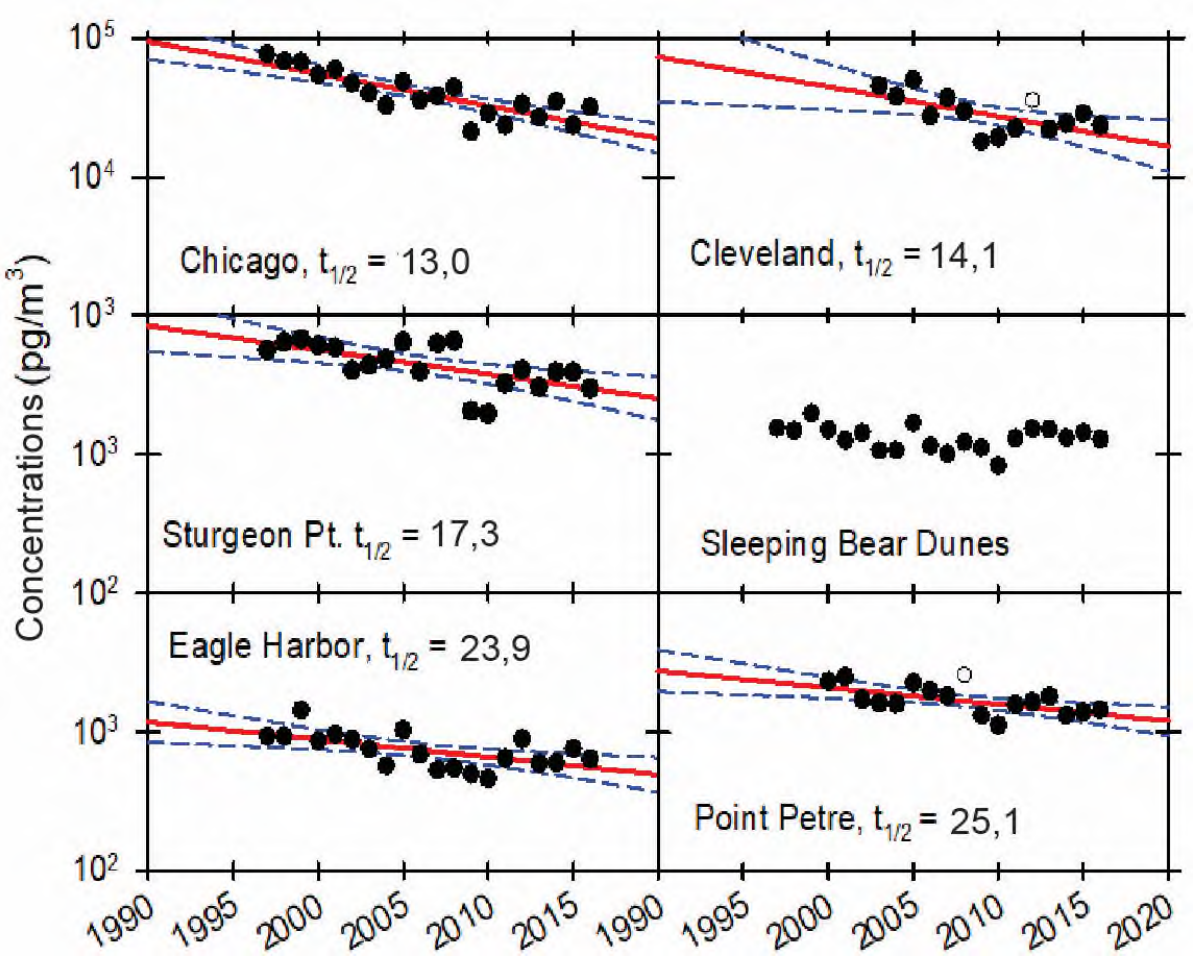


Figure 13. Moyenne géométrique annuelle des concentrations de la phase gazeuse et de la phase particulaire de tous les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) mesurés, additionnés et représentés sur le graphique en fonction de l'année d'échantillonnage. Les cercles vides des graphiques de Cleveland (2012) et de Point Petre (2008) représentent des valeurs aberrantes qui n'ont pas été utilisées pour les régressions présentées ici. La régression des données de Sleeping Bear Dunes n'était pas statistiquement significative au seuil $P < 0,05$. Les graphiques de Salamova et coll. (2015) ont été mis à jour pour inclure les données jusqu'en 2016.
Source : Salamova et coll. (2015) (données mises à jour jusqu'en 2016)

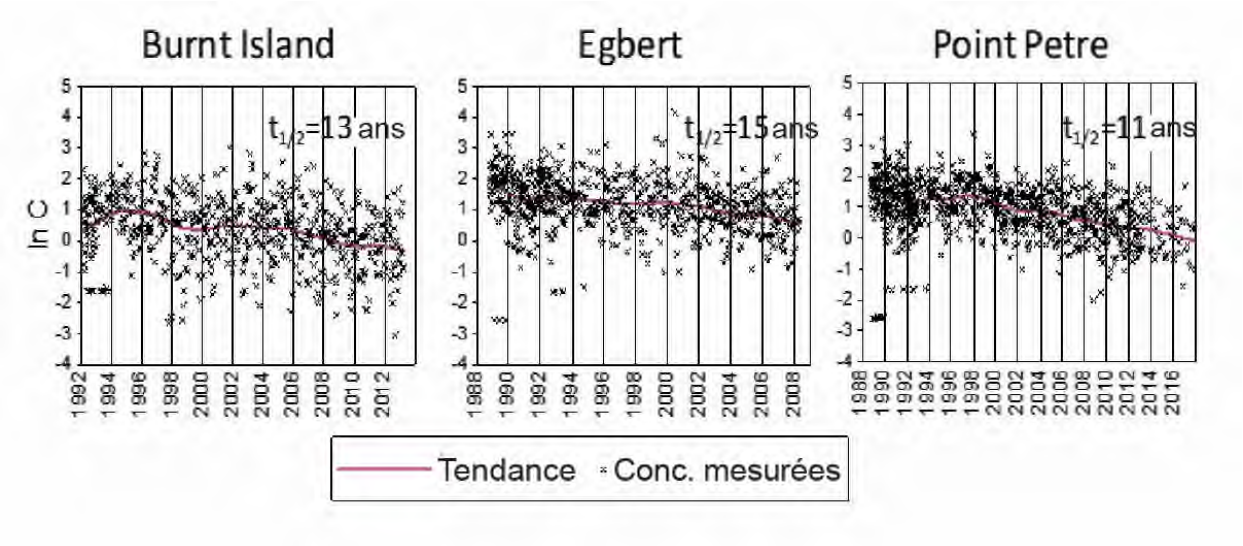


Figure 14. Tendances temporelles des concentrations de plomb mesurées dans les particules aéroportées à Burnt Island, à Egbert et à Point Petre.
Source : Hayley Hung, communication personnelle.

Sous-indicateur : Invertébrés des milieux humides côtiers

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : En 2017, la grande majorité des milieux humides ne font pas partie des catégories de conditions « dégradés » ou « excessivement dégradés » (selon six catégories de conditions : qualité de référence, légèrement touchés, modérément touchés, modérément dégradés, dégradés et excessivement dégradés), d'après l'état de santé des communautés d'invertébrés des milieux humides côtiers. La santé des communautés de macroinvertébrés semble réagir aux conditions locales, ce qui explique la coexistence de milieux humides fortement dégradés et de milieux moins dégradés dans la même région. Environ 48 % des milieux humides échantillonnés entre 2011 et 2017 étaient de qualité de référence ou légèrement touchés, d'après une analyse des communautés d'invertébrés; le pourcentage a varié pendant la période d'échantillonnage, atteignant un sommet à 78 % en 2012 et un creux à 37 % en 2016. Au total, 3 % des milieux humides échantillonnés étaient dégradés ou excessivement dégradés, et le pourcentage a varié de 0 à 6 % au cours des 7 années à l'étude. Le pourcentage de sites modérément touchés et modérément dégradés a fluctué au fil des ans sans qu'aucune tendance perceptible ne se dégage. Dans le rapport précédent, la santé des communautés de macroinvertébrés semblait se dégrader d'après une comparaison sur une période de trois ans. Si l'on examine les données recueillies pendant sept ans, il semble que les conditions fluctuent d'une année à l'autre. Cette fluctuation peut s'expliquer en partie par le fait que, chaque année, un bassin différent de sites est échantillonné et évalué. De plus, les communautés de macroinvertébrés semblent réagir aux conditions locales. *Remarque : On utilisera une tendance sur 7 ans pour déterminer la tendance à court terme et effectuer une estimation de la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 7 ans. Dans les rapports précédents, aucune évaluation lac par lac n'a été fournie.

Les définitions de l'évaluation de la situation et des tendances se trouvent à la suite de la section de l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : Se détériore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Aucun site des milieux humides côtiers du lac Supérieur n'entre dans la catégorie des milieux humides de dégradés ou excessivement dégradés, d'après la santé des communautés de macroinvertébrés (figures 3 et 4). De plus, seulement 15,25 % des sites ont été jugés modérément dégradés. Dans l'ensemble, 18,6 % des sites échantillonnés étaient de qualité de référence. Toutefois, le nombre de sites de qualité de référence a diminué au cours de la période d'échantillonnage de sept ans et, entre 2015 et 2017, aucun site n'était de qualité de référence. Pendant ces années, il y a eu une augmentation du pourcentage de sites légèrement touchés et modérément touchés. Cette tendance doit être interprétée avec prudence, car il y n'y a des données que pour 5 à 13 sites chaque année. *Remarque : On utilisera une tendance sur 7 ans pour déterminer la tendance à court terme et effectuer une estimation de la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 7 ans.

Lac Michigan
État : Passable
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : Se détériore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : La grande majorité des milieux humides côtiers du lac Michigan ne sont pas dégradés, d'après la santé des communautés de macroinvertébrés. Au total, les résultats s'affichaient comme suit : 0 % de sites excessivement

dégradés; 7,6 % de sites dégradés; 9,1 % de sites modérément dégradés; 37,9 % de sites modérément touchés; 33,3 % de sites légèrement touchés; 12,1 % de sites de qualité de référence (figure 5). En 2011 et en 2013, aucun site n'était de qualité de référence, tandis qu'en 2013, en 2014 et en 2017 aucun site n'était dégradé. Le pourcentage de sites faisant partie de chaque catégorie variait d'une année à l'autre dans le lac (figure 6) et, chaque année, un sous-ensemble différent de sites a été échantillonné. Cette observation porte à croire que les répercussions sur les communautés d'invertébrés sont localisées. Puisqu'il n'y a des données que pour 4 à 14 sites chaque année, il faut considérer avec prudence l'évaluation globale des milieux humides du lac Michigan. *Remarque : On utilisera une tendance sur 7 ans pour déterminer la tendance à court terme et effectuer une estimation de la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 7 ans.

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)
État : Passable
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : Se détériore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : La grande majorité des milieux humides côtiers du lac Huron ne sont pas dégradés, d'après la santé des communautés de macroinvertébrés. En 2016, un milieu humide s'est révélé excessivement dégradé et, au total, 2,2 % des milieux humides du lac Huron étaient dégradés (figures 7 et 8). Le pourcentage de milieux humides modérément dégradés a fluctué d'une année à l'autre, mais est demeuré inférieur à 19 %. Entre 2011 et 2013, de 21,4 à 37,5 % des milieux humides étaient de qualité de référence. Les sites de qualité de référence étaient moins nombreux les années suivantes (3-9,7 %), et le pourcentage de sites légèrement ou modérément touchés a augmenté au cours de la même période. *Remarque : On utilisera une tendance sur 7 ans pour déterminer la tendance à court terme et effectuer une estimation de la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 7 ans.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières St. Clair et Detroit)
État : Indéterminé
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : L'état et les tendances n'ont pas pu être déterminés pour le lac Érié, car des données n'étaient accessibles que pour 11 sites pendant la période de 7 ans.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Indéterminé
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : L'état et les tendances n'ont pas pu être déterminés pour le lac Ontario, car des données n'étaient accessibles que pour 20 sites pendant la période de 7 ans.

Définitions des différents états visés par l'évaluation
Bon : Aucun milieu humide ne se situe dans la catégorie des milieux dégradés; les milieux humides sont plutôt de qualité de référence, légèrement touchés ou modérément touchés.
Passable : La grande majorité des milieux humides ne font pas partie de la catégorie des milieux dégradés.
Mauvais : La grande majorité des milieux humides sont dans la catégorie des milieux dégradés.
Indéterminé : Aucune donnée n'est accessible ou les données sont insuffisantes pour permettre l'évaluation de l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des différentes tendances visées par l'évaluation
S'améliore : Les résultats de cette mesure se sont améliorés pour la majorité des sites.
Inchangée : Les résultats de cette mesure n'ont pas considérablement changé pour la majorité des sites.
Se détériore : Les résultats de cette mesure se sont détériorés pour la majorité des sites.
Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas clairement une tendance globale, ou aucune donnée permettant de déclarer une tendance n'est accessible.

Critères d'effet et/ou cibles
Le critère d'effet de ce sous-indicateur devra être établi à partir d'une recherche documentaire dans les données actuelles et historiques, si celles-ci sont accessibles, ou à partir des données recueillies lors de la mesure de ce sous-indicateur. Les données seraient évaluées pour déterminer les tendances par lac, type de milieu humide et

écorégion, puis adaptées aux objectifs de suivi fondés sur l'avis professionnel des experts dans le domaine. Pour l'instant, il est impossible d'établir un critère d'effet pour ce sous-indicateur.

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur permet d'évaluer la diversité de la communauté des invertébrés, particulièrement les insectes aquatiques, d'effectuer un suivi des tendances en matière de santé de l'écosystème des milieux humides côtiers des Grands Lacs en mesurant la composition et la densité des macroinvertébrés ainsi que d'établir par inférence la qualité de l'eau, le caractère convenable de l'habitat et l'intégrité biologique des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème
Les habitats humides côtiers sont des aires essentielles pour nombre d'espèces d'invertébrés d'importance écologique. La conservation de ce qui reste du territoire humide et la remise en état des milieux humides détruits jouent un rôle primordial dans la régénération de l'écosystème des Grands Lacs, et le présent sous-indicateur peut servir à déclarer les progrès réalisés dans l'atteinte d'un tel objectif.

Ce sous-indicateur est celui qui permet le mieux de réaliser des progrès dans l'atteinte du cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, qui indique que l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

De grands pans du territoire humide des Grands Lacs qui sont menacés par les activités d'urbanisation, de développement agricole et d'élimination des déchets devraient être délimités en conséquence et faire l'objet de mesures de conservation et, s'il y a lieu, de remise en état. Des activités de suivi et de surveillance permettront de recueillir des renseignements définitifs sur l'emplacement, la gravité, l'étendue aérienne ou volumétrique et la fréquence du suivi des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Le sous-indicateur concerne le rétablissement et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs et des utilisations bénéfiques qui dépendent de milieux humides sains (annexe 1 de l'AQEGL).

Mesure
Ce sous-indicateur permet de mesurer l'abondance relative des taxons sensibles (p. ex. éphémères, phryganes) et des taxons tolérants (p. ex. *Chironomini* en tant que proportion de l'abondance totale des Chironomidés, isopodes), et la richesse de taxons spécifiques et de groupes d'alimentation fonctionnels (p. ex. herbivores, détritivores, carnivores). Des échantillons de macroinvertébrés devraient être prélevés chaque année dans les zones de végétation dominante de chaque milieu humide au moyen d'épuisettes, conformément aux protocoles standard élaborés initialement par le Great Lakes Coastal Wetland Consortium (GLCWC) et perfectionnés par le Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Program (GLCWMP, programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs). Les zones de végétation sont des parcelles de végétation prédominées par un type de plante donné ou une forme de croissance donnée, d'après des estimations visuelles de la couverture. Chaque zone de végétation de chacun des milieux humides fait l'objet d'échantillonnages répétés. Des échantillons devraient être prélevés annuellement et, selon la latitude et le type de milieu humide, la période d'échantillonnage devrait avoir lieu en juin, en juillet ou en août, c'est-à-dire pendant la période de maturation de la végétation. Ainsi, les embouchures ennoyées des cours d'eau méridionaux devraient être échantillonnées en juin. En revanche, il est préférable d'échantillonner les sites lacustres des latitudes méridionales en juillet, et les sites lacustres des latitudes septentrionales, en août.

Le GLCWC a élaboré des indices de l'intégrité biotique (IIB) en 2002, et les protocoles ont été finalisés en 2008 (GLCWC, 2008). Depuis 2010, le GLCWMP poursuit l'élaboration des indices (Uzarski *et al.*, 2017). Chacun des IIB peut être utilisé indépendamment comme mesure de la santé des milieux humides côtiers, selon un pourcentage possible de points exprimé comme « qualité de référence » ou « excessivement dégradés ». Le sous-indicateur a été utilisé à l'échelle du bassin (États-Unis et Canada) au cours des quatre dernières années et depuis plus longtemps dans certaines régions. Ce sous-indicateur peut également être évalué dans le cadre d'une étude globale des communautés biologiques des milieux humides côtiers et des écosystèmes aquatiques littoraux des Grands Lacs. Pour ce faire, il est possible d'examiner les sous-indicateurs des milieux humides côtiers en combinaison, car ils fonctionnent et indiquent les perturbations anthropiques à différentes échelles spatiales et temporelles et ont une résolution de détection variable. Par exemple, les invertébrés permettent de détecter des perturbations très localisées de la partie lacustre des milieux humides. Cet indicateur, en particulier, permet de détecter des changements très

localisés dans le système et, par conséquent, il n'est pas rare que deux milieux humides adjacents ayant une structure semblable aient des valeurs très différentes pour le même indicateur. Il s'agit de l'un des points forts particuliers de l'IIB fondé sur les invertébrés.

L'IIB des invertébrés a été appliqué au territoire humide de tout le bassin des Grands Lacs par un syndicat d'universités, des organismes gouvernementaux et un partenaire privé de 2011 à 2017. Les cotes d'IIB visaient principalement la richesse et l'abondance relative des odonates; la richesse et l'abondance relative des taxons de crustacés et de mollusques; la richesse totale en genres; l'abondance relative des gastéropodes; l'abondance relative des sphaeriidés; la richesse en taxons d'éphéméroptères et de trichoptères; l'abondance relative des isopodes; l'abondance relative des amphipodes; la régularité; l'indice de diversité de Shannon; l'indice de Simpson. Voir la rubrique « Documents » à l'adresse https://www.greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml pour obtenir des précisions sur les paramètres de l'indicateur.

Conditions écologiques

Les milieux humides côtiers captent, transforment et disséminent les nutriments et les sédiments des eaux littorales des Grands Lacs et rechargent la nappe phréatique. Toutefois, plus de la moitié du territoire humide littoral des Grands Lacs a été détruit par l'activité humaine, et bon nombre des milieux humides restants souffrent de stress anthropiques, comme les apports en nutriments et en sédiments, la fragmentation, les espèces envahissantes, l'altération des berges et la régularisation des niveaux d'eau, comme le décrit un projet binational de cartographie et d'attribution à l'échelle des Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004).

Si on entend rétablir et maintenir l'intégrité biologique globale des milieux humides côtiers, les diverses composantes écologiques doivent être adéquatement représentées. L'IBB adopté par le GLCWC (IIB, Uzarski *et al.*, 2004) et affiné par le GLCWMP fournit des renseignements sur la diversité globale de la communauté d'invertébrés et ses tendances au fil du temps (Uzarski *et al.*, 2017). La présence, la diversité et l'abondance des invertébrés sont généralement en corrélation avec des facteurs comme la profondeur de l'eau, la végétation et le type de sédiments. De telles conditions locales influent sur la communauté d'invertébrés présente dans chaque milieu humide. C'est pourquoi un nombre suffisant de milieux humides représentatifs était nécessaire pour caractériser adéquatement le bassin de chaque lac. L'article « Biodiversity Investment Areas » (BIA, aires d'investissement en biodiversité) de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CEEGL) de 1998 sur les écosystèmes des milieux humides côtiers décrit les écosecteurs dans lesquels les milieux humides représentatifs ont été choisis.

Dans le cadre d'un effort financé par la Great Lakes Restoration Initiative (GLRI, initiative de restauration des Grands Lacs) jusqu'en 2020 (environ 2 millions de dollars par an), quelque 200 milieux humides sont échantillonnés annuellement depuis 2011. Au total, 176 milieux humides ont été échantillonnés en 2011, 206 en 2012, 201 en 2013, 216 en 2014, 211 en 2015, 195 en 2016 et 210 en 2017, pour un total de 1 415 échantillonnages des milieux humides côtiers des Grands Lacs. En ce qui concerne précisément les macroinvertébrés aquatiques, 557 sites différents comptant de 1 à 4 zones de végétation ont été échantillonnés depuis 2011 : 119 sites en 2011, 115 en 2012, 126 en 2013, 128 en 2014, 129 en 2015, 121 en 2016 et 108 en 2017. En 2017, près de la totalité des milieux humides côtiers de moyenne et de grande taille (> 4 hectares) liés sur le plan hydrologique dans les Grands Lacs avaient été échantillonnés. En ce qui concerne l'ensemble des Grands Lacs, environ 80 %, en nombre et en superficie, des milieux humides côtiers ont été échantillonnés.

En 2017, le nombre moyen de taxons de macroinvertébrés (richesse en taxons) était de 36 (Canada) et de 37 (États-Unis), mais certains milieux humides en comptaient plus du double (tableau 1). Toutefois, le nombre moyen de taxons d'invertébrés non indigènes en territoire humide côtier était d'environ 1, et le maximum ne dépassait jamais 5. Il importe de souligner que, en employant une méthode d'échantillonnage ponctuel dans les milieux humides côtiers, on risque de ne pas tenir compte de l'ensemble des taxons non indigènes. Tel n'est pas nécessairement le but non plus. De plus, certains macroinvertébrés non indigènes sont très « cryptiques », peuvent ressembler aux taxons indigènes et peuvent ne pas encore avoir été reconnus comme espèces envahissantes dans les Grands Lacs.

Le nombre moyen de taxons de macroinvertébrés par milieu humide varie d'un lac à l'autre. La moyenne s'établissait à 31 à 33 taxons dans les milieux humides des lacs Ontario, Érié et Supérieur (tableau 2), tandis qu'elle était d'environ 38 dans les lacs Huron et Michigan. Le maximum de taxons d'invertébrés était plus élevé dans les

milieux humides des lacs Huron et Michigan (plus de 70) que dans les milieux humides les plus riches en invertébrés des autres lacs, où le maximum était de 57 à 68 taxons. Les milieux humides des lacs Érié et Ontario qui ne comptent aucun taxon ou qui en comptent très peu sont des sites qui doivent être remis en état. Les tendances dépendent probablement des différences de complexité de l'habitat, qui découleraient en partie de la perte de milieux humides due à l'endiguement et à la régularisation des eaux dans les lacs Érié et Ontario, respectivement. On ne constate guère de variabilité entre les lacs pour ce qui est de la présence des taxons non indigènes, bien que des milieux humides des lacs Érié et Huron comptaient 4 ou 5 taxons non indigènes, un nombre légèrement plus élevé que dans les autres lacs. Dans chaque lac, une partie des milieux humides ne comptait que des taxons indigènes; toutefois, tel que susmentionné, cette situation ne signifie pas nécessairement que ces sites n'abritent pas de macroinvertébrés non indigènes. Les invertébrés sont moins mobiles que les poissons et reflètent un degré de perturbation différent. Les invertébrés sont également associés à un plus grand nombre de zones auxquelles les poissons n'ont pas accès et, par conséquent, on ne peut s'attendre à ce que les invertébrés et les poissons des milieux humides côtiers manifestent les mêmes tendances.

Les IIB d'invertébrés de certaines régions des lacs Érié et Ontario sont encore en cours d'élaboration parce qu'ils sont propres aux zones de végétation émergente. Bon nombre des sites des lacs Érié et Ontario étaient entièrement recouverts de végétation aquatique submergée et, par conséquent, les IIB ne peuvent pas être utilisés dans ces régions.

Liens

L'altération physique et l'eutrophisation des écosystèmes humides demeurent une menace pour les invertébrés des milieux humides côtiers des Grands Lacs. L'un et l'autre de ces phénomènes peuvent favoriser l'établissement d'une végétation non indigène. L'altération physique peut détruire les communautés végétales, tout en changeant les propriétés hydrologiques naturelles du réseau. La composition de la communauté des invertébrés a directement à voir avec la nature et la densité de la végétation. En modifiant l'une ou l'autre, on se trouve à nuire aux communautés d'invertébrés.

Les liens avec d'autres sous-indicateurs de l'ensemble d'indicateurs englobent ce qui suit :

- Durcissement du rivage – Les modifications physiques du rivage ont perturbé les processus côtiers et littoraux, les régimes de débit et de circulation littoraux, changé ou éliminé la connectivité avec les dunes et les milieux humides côtiers et altéré la structure de l'habitat littoral et côtier.

  Le long des rives, les aménagements domiciliaires ont altéré de nombreux milieux humides — enrichissement en nutriments provenant des engrais et des installations septiques, modification du rivage pour installation des quais et des rampes de mise à l'eau, remblayage et durcissement des rives. L'agriculture et l'urbanisation sont généralement moins intensives que les altérations physiques localisées, qui entraînent souvent l'introduction d'espèces non indigènes. Le durcissement des rives peut complètement éliminer la végétation des milieux humides, ce qui entraîne la dégradation de l'habitat des poissons. Il semble que lorsqu'un milieu humide est touché par les aménagements humains, la structure des communautés de poissons change et devient typique des milieux humides des régions plus chaudes, plus riches et plus méridionales. Cette constatation pourrait aider les chercheurs à prévoir les effets probables des changements climatiques dans la région sur les communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs.
  L'altération mécanique prend diverses formes, notamment l'endiguement, le creusement de fossés, le dragage, le remblayage et le durcissement des rives. Elle introduit des espèces non indigènes par l'intermédiaire de l'équipement de construction ou des sédiments importés. La modification de la pente des rives et des conditions de sédimentation suffit souvent à favoriser l'établissement d'espèces non indigènes.

- Couverture terrestre – L'agriculture dégrade les milieux humides de bien des façons, y compris par l'enrichissement en nutriments provenant des engrais, l'apport accru de sédiments provoqués par l'érosion, le ruissellement rapide et accru occasionné par les fossés de drainage, l'introduction d'espèces non indigènes (alpiste roseau) et la destruction de prairies humides intérieures due au labour, à l'endiguement et à l'ajout d'herbicides.

  Les modifications physiques du rivage perturbent les processus côtiers et littoraux, les régimes de débit et de circulation littoraux, changent ou éliminent la connectivité avec les dunes et les milieux humides côtiers,

et altèrent la structure de l'habitat littoral et côtier. L'aménagement urbain dégrade les milieux humides, notamment par le durcissement du rivage, le remblayage des milieux humides, l'ajout d'une grande variété de polluants chimiques, l'augmentation du ruissellement vers les cours d'eau, l'apport de sédiments et la hausse des charges en nutriments provenant des stations d'épuration des eaux usées. Dans la plupart des agglomérations urbaines, les milieux humides côtiers ont presque entièrement disparu.

- Répercussions des espèces aquatiques envahissantes – Les espèces non indigènes sont introduites de nombreuses façons. Certaines le sont délibérément : d'abord cultivées comme cultures agricoles ou plantes ornementales, elles colonisent ensuite des paysages naturels. D'autres sont des plantes adventices mélangées aux semences. Les charges accrues en sédiments et en nutriments permettent à bon nombre des pires plantes adventices aquatiques de supplanter les espèces indigènes. La plupart des pires espèces non indigènes sont des productrices de graines prolifiques ou se reproduisent à partir de fragments de racine ou de rhizomes. Des espèces animales non indigènes contribuent également à la dégradation accrue des milieux humides côtiers. L'escargot *Bithynia tentaculata* est un exemple de macroinvertébré envahissant et prolifique auquel s'intéressent particulièrement le Fish and Wildlife Service des États-Unis et d'autres organismes, car il transporte des parasites pouvant causer la maladie et la mortalité massive chez la sauvagine.

- Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs/propension à des crues soudaines dans les affluents – Les variations de la température atmosphérique sont susceptibles de modifier le nombre de tempêtes extrêmes dans la région des Grands Lacs, lesquelles auront à leur tour des effets sur les milieux humides côtiers. Les tempêtes extrêmes auraient probablement des répercussions sur les réseaux fluviaux, surtout par l'augmentation des mouvements de sédiments, en particulier dans les bassins versants propices à des crues soudaines.

- Niveaux de l'eau – Les changements des niveaux d'eau influent grandement sur l'habitat et les communautés biologiques des Grands Lacs associés aux milieux humides côtiers. Comme le niveau des lacs exerce une influence importante sur les milieux humides côtiers non endigués, il est essentiel que toute analyse des tendances des changements des milieux humides en tienne compte. Les niveaux d'eau influent sur la structure de la végétation des milieux humides qui, à son tour, établit la structure de l'habitat disponible pour les macronivertérbrés. L'altération des niveaux de l'eau influe également sur la propagation d'espèces végétales envahissantes, comme les *Phragmites*, qui peuvent empiéter sur des peuplements indigènes et modifier l'habitat disponible pour les macroinvertébrés et autres organismes.

Ce sous-indicateur est directement lié aux autres sous-indicateurs de la catégorie Habitats et espèces, en particulier les autres sous-indicateurs relatifs aux milieux humides côtiers.

Des pressions ont également été décrites dans le sous-indicateur Plantes des milieux humides côtiers.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			

L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données

Entre 2011 et 2017, 1 415 échantillonnages ont été effectués dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs. Certains sites ont fait l'objet d'échantillonnages répétés sur la période de sept ans. De nombreux sites ont fait l'objet d'un échantillonnage visant l'ensemble des groupes taxinomiques. Plusieurs sites font uniquement l'objet d'échantillonnages par des équipes responsables des oiseaux et des amphibiens, car ces équipes peuvent terminer leur échantillonnage plus rapidement et ont donc la capacité de travailler dans un plus grand nombre de sites que les équipes responsables des poissons, des macroinvertébrés et des végétaux. Par conséquent, la santé de l'écosystème ne peut pas être évaluée pour tous les milieux humides ayant fait l'objet d'échantillonnages au moyen des IIB des macroinvertébrés. De plus, les IIB de macroinvertébrés ont été élaborés pour un sous-ensemble de zones de végétation monodominante dans les milieux humides côtiers (*Schoenoplectus*, prés humides). Les IIB de macroinvertébrés peuvent seulement être calculés pour les milieux humides où des macroinvertébrés ont été capturés dans des peuplements prédominés par des *Schoenoplectus* ou des prés humides.

Les sites où les macroinvertébrés ont fait l'objet d'un échantillonnage en 2017 sont présentés à la figure 1. De nombreux sites ont fait l'objet d'un échantillonnage visant l'ensemble des groupes taxinomiques. Les sites où les oiseaux et les amphibiens n'ont pas fait l'objet d'échantillonnages étaient habituellement des sites où l'accès sécuritaire était impossible ou souvent, qui posaient des problèmes liés à l'accès aux propriétés privées. La plupart des équipes responsables des oiseaux et des amphibiens ne mènent pas leurs activités à partir d'embarcations, car elles doivent arriver aux sites dans le noir ou y demeurer bien après la tombée du jour.

Renseignements supplémentaires

L'IIB des invertébrés est un indicateur multi-paramètres issu d'un ensemble de paramètres spécifiques ou d'éléments de mesure permettant de décrire la structure, la fonction et l'abondance de la communauté des invertébrés. L'IIB fournit une approche rigoureuse pour quantifier la condition biologique de la communauté des invertébrés des milieux humides côtiers des Grands Lac à partir des données provenant des sites les moins touchés qui sont représentatifs des milieux humides côtiers des Grands Lacs, c'est-à-dire la condition de référence. Ces données sont ensuite comparées à celles des zones d'un gradient quantitatif et qualitatif de perturbation anthropique dans une stratification par région et type de milieux humides. Il importe de souligner que l'IIB des invertébrés a été élaboré pour les milieux humides côtiers qui sont directement liés aux Grands Lacs, et non pour ceux qui sont liés par voie hydrologique ou par l'entremise de l'eau souterraine seulement.

Remerciements

Auteur :

Donald G. Uzarski, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).

Contributeurs :

Valerie J. Brady, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota Duluth, Duluth (Minnesota), États-Unis.

John Brazner, USEPA, Mid-Continent Ecology Division, Duluth (Minnesota) (2006).

Thomas M. Burton, Departments of Zoology and Fisheries and Wildlife, Michigan State University, East Lansing (Michigan) (2006).

Jan J.H. Ciborowski, Département des sciences biologiques, Université de Windsor, Windsor (Ontario).

Matthew J. Cooper, Burke Center for Freshwater Innovation, Northland College, Ashland (Wisconsin), États-Unis.

Joseph P. Gathman, University of Wisconsin-River Falls, River Falls (Wisconsin), États-Unis.

Greg P. Grabas, Environnement et Changement climatique Canada, Toronto (Ontario), Canada.

David Jude, School of Natural Resources and the Environment, University of Michigan, Ann Arbor (Michigan) (2006).

Gary A. Lamberti, University of Notre Dame, Notre Dame (Indianna), États-Unis.

Ashley H. Moerke, Aquatic Research Laboratory, Lake Superior State University, Sault Ste. Marie (Michigan), États-Unis.
Carl R. Ruetz III, Annis Water Resources Institute, Grand Valley State University, Muskegon (Michigan), États-Unis.
Danielle J. Sass, chercheure universitaire de l'Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE), nommée au Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'USEPA (2008).
Douglas A. Wilcox, Department of Environmental Science and Biology, SUNY College at Brockport, Brockport (New York), États-Unis.
Allison Kneisel, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).
Jessica Kosiara, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).

Sources d'information

Albert, D.A. et L. Simonson. 2004. *Coastal wetland inventory of the Great Lakes region* (GIS coverage of U.S. Great Lakes: www.glc.org/wetlands/inventory.html), Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Environment Canada et Central Lake Ontario Conservation Authority. 2004. *Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: year 2 technical report.* Downsview, ON. ECB-OR.

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. https://www.greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml, Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Uzarski, D.G., Burton, T.M. et Genet, J.A. 2004. Validation and performance of an invertebrate index of biotic integrity for Lakes Huron and Michigan fringing wetlands during a period of lake level decline. *Aquat. Ecosystem Health & Manage.* 7(2):269-288.

Uzarski, D.G., V.J. Brady, M.J. Cooper, D.A. Wilcox, D.A. Albert, R. Axler, P. Bostwick, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, N.P. Danz, J. Gathman, T. Gehring, G. Grabas, A. Garwood, R. Howe, L.B. Johnson, G.A. Lamberti, A. Moerke, B. Murry, G. Niemi, C.J. Norment, C.R. Ruetz III, A.D. Steinman, D. Tozer, R. Wheeler, T.K. O'Donnell et J.P. Schneider. 2016. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at the Laurentian Great Lakes basin-wide scale. Wetlands doi:10.1007/s13157-016-0835-7.

Liste des tableaux

Tableau 1. Total des taxons de macroinvertébrés dans les milieux humides, et des espèces non indigènes; statistiques sommaires des sites échantillonnés de 2011 à 2017, par pays.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).
Tableau 2. Total des taxons de macroinvertébrés et espèces non indigènes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, par lac. Nombre moyen, maximum et minimum de taxons par milieu humide. Données des milieux humides échantillonnés entre 2011 et 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

Liste des figures

Figure 1. Pourcentage de sites faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de macroinvertébrés aquatiques, de 2011 à 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)
Figure 2. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).
Figure 3. Pourcentage de sites du lac Supérieur faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de macroinvertébrés aquatiques, de 2011 à 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

Figure 4. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Supérieur.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).
Figure 5. Pourcentage de sites du lac Michigan faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de macroinvertébrés aquatiques, de 2011 à 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).
Figure 6. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Michigan.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).
Figure 7. Pourcentage de sites du lac Huron faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de macroinvertébrés aquatiques, de 2011 à 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).
Figure 8. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Huron.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

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

Pays	*Sites*	*Moyenne*	*Max.*	*Min.*	*Écart type*
Globalement					
Canada	192	35,9	72	12	11,3
États-Unis	366	37,0	83	10	12,5
Non indigènes					
Canada	192	1,3	4	0	0,8
États-Unis	366	0,8	5	0	0,9

Tableau 1. Total des taxons de macroinvertébrés dans les milieux humides, et espèces non indigènes; statistiques sommaires des sites échantillonnés de 2011 à 2017, par pays.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

		Total des macroinvertébrés			*Macroinvertébrés non indigènes*		
Lac	*Sites*	*Moyenne*	*Max.*	*Min.*	*Moyenne*	*Max.*	*Min.*
Érié	66	32,7	65	11	1,0	5	0
Huron	193	38,6	76	13	0,9	4	0
Michigan	85	38,1	83	15	0,8	3	0
Ontario	187	31,7	57	10	0,5	2	0
Supérieur	84	32,6	68	8	0,8	3	0

Tableau 2. Total des taxons de macroinvertébrés et espèces non indigènes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, par lac. Nombre moyen, maximum et minimum de taxons par milieu humide. Données des milieux humides échantillonnés entre 2011 et 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

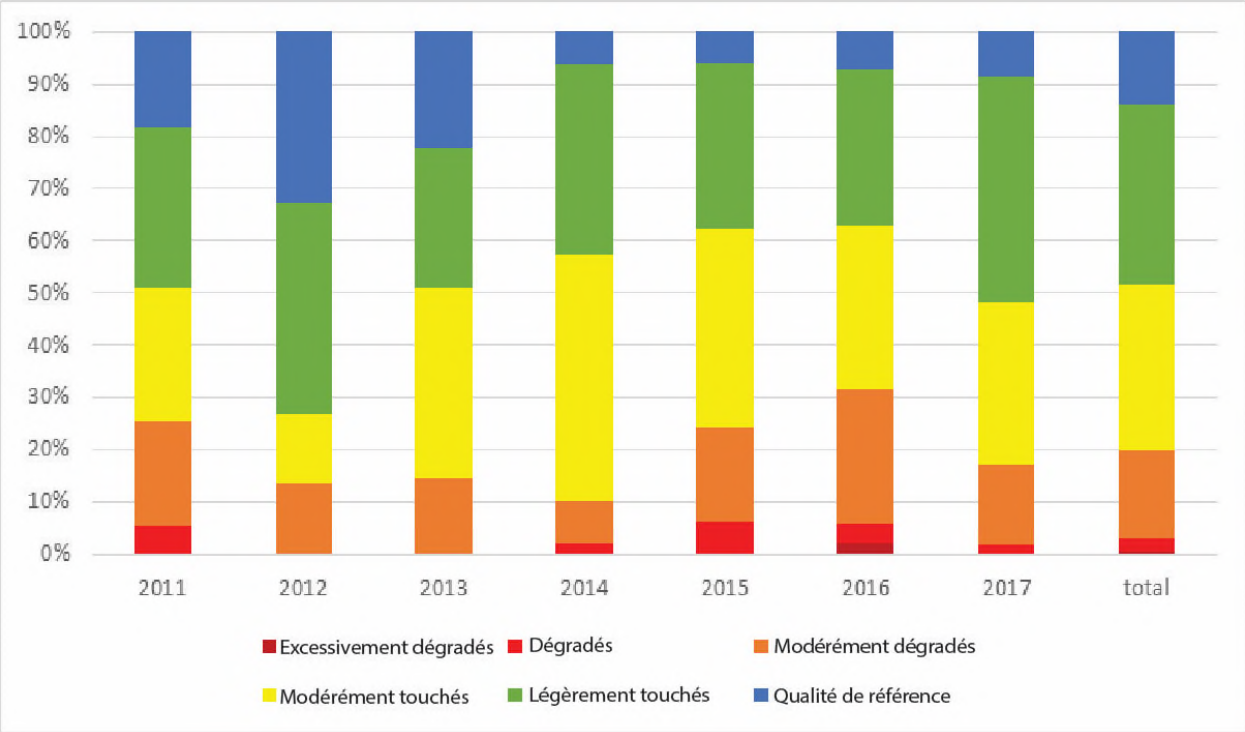


Figure 1. Pourcentage de sites faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de macroinvertébrés aquatiques, de 2011 à 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

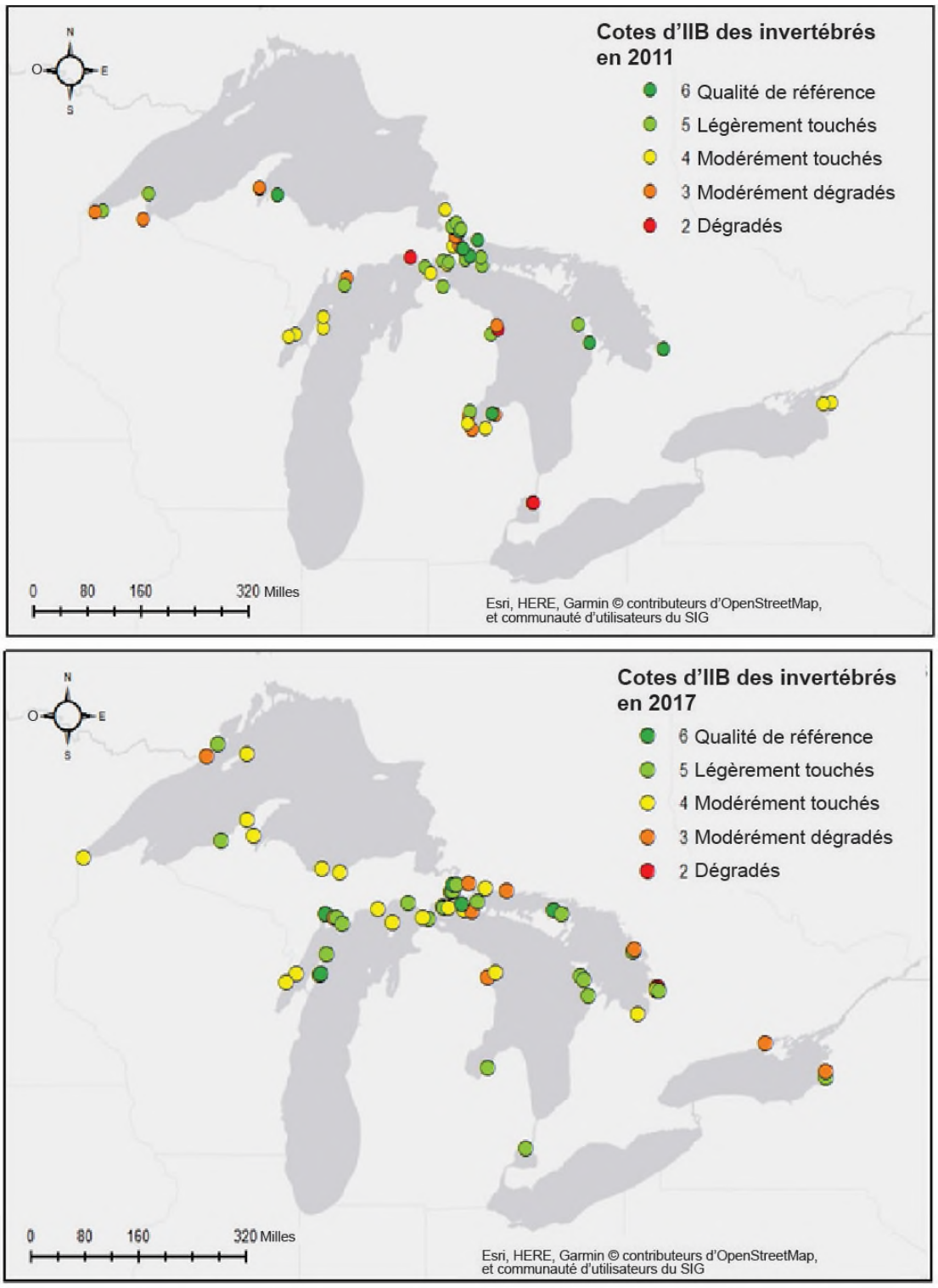


Figure 2. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

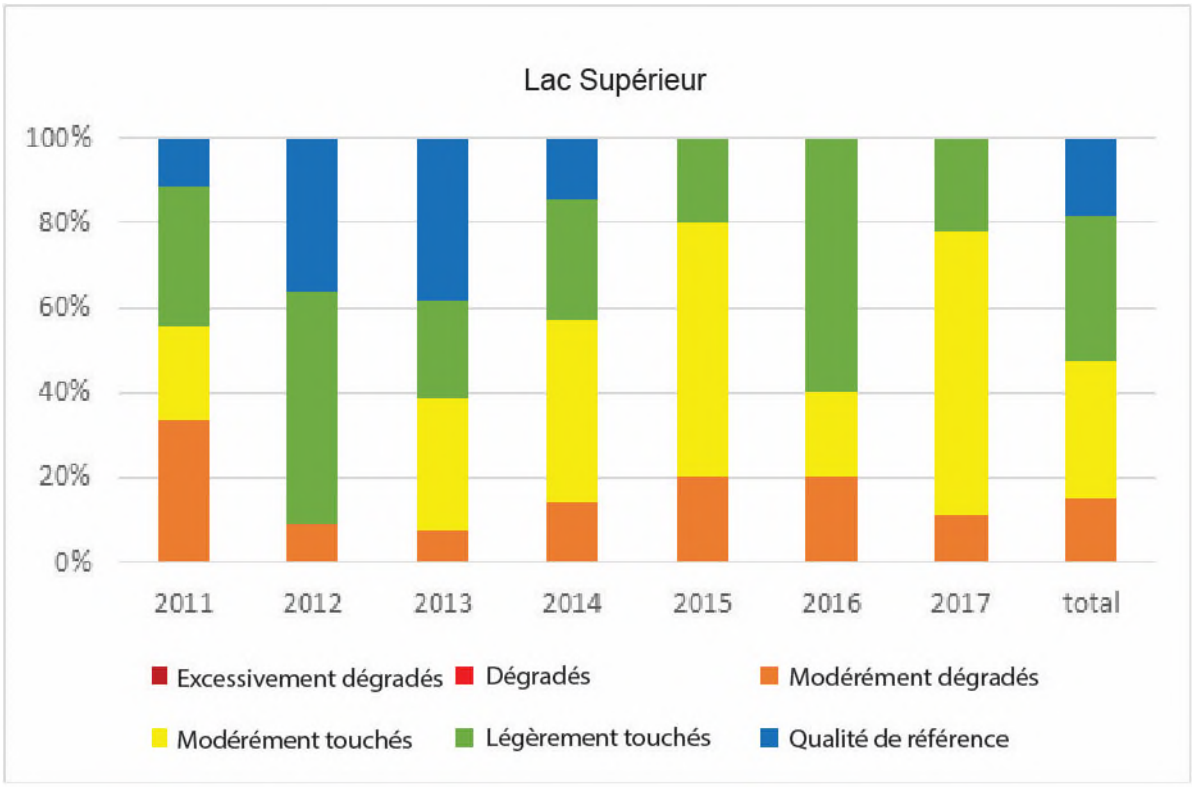


Figure 3. Pourcentage de sites du lac Supérieur faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de macroinvertébrés aquatiques, de 2011 à 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

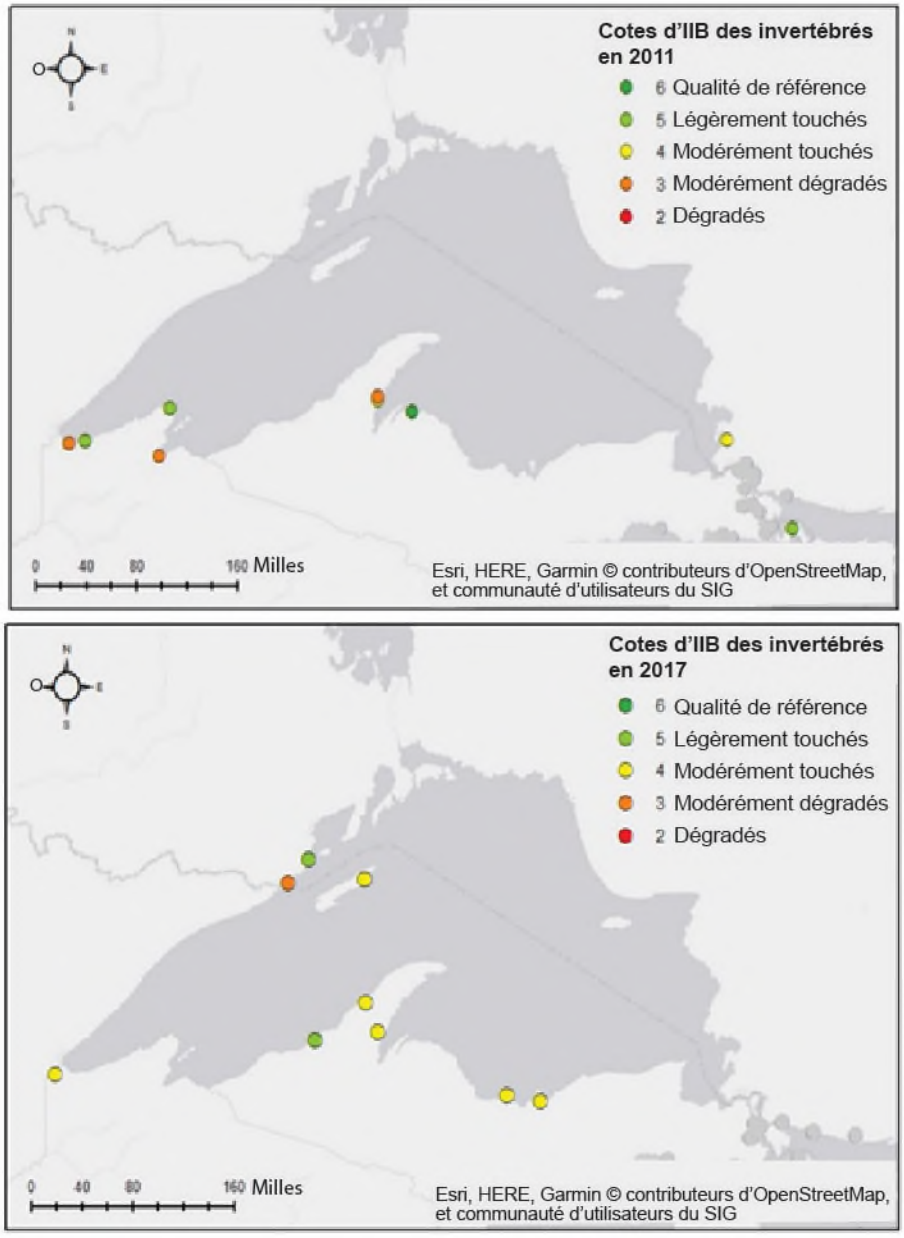


Figure 4. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Supérieur.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

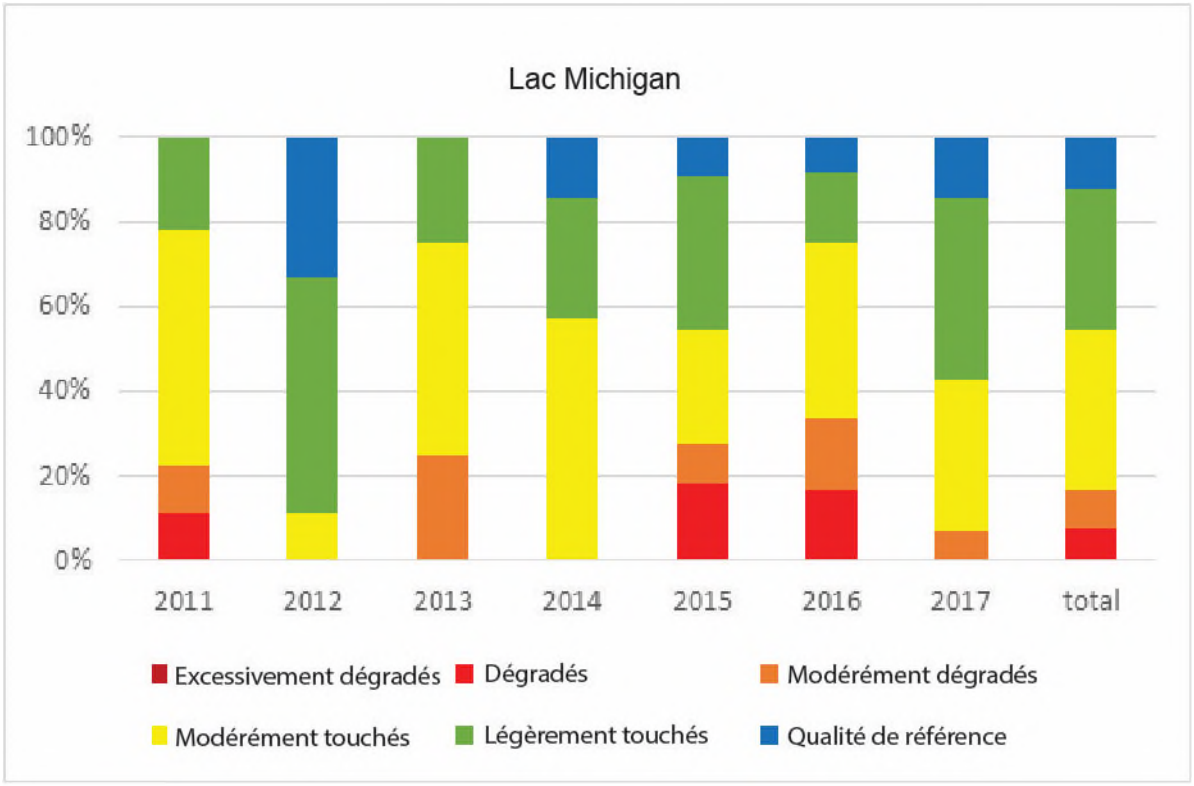


Figure 5. Pourcentage de sites du lac Michigan faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de macroinvertébrés aquatiques, de 2011 à 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

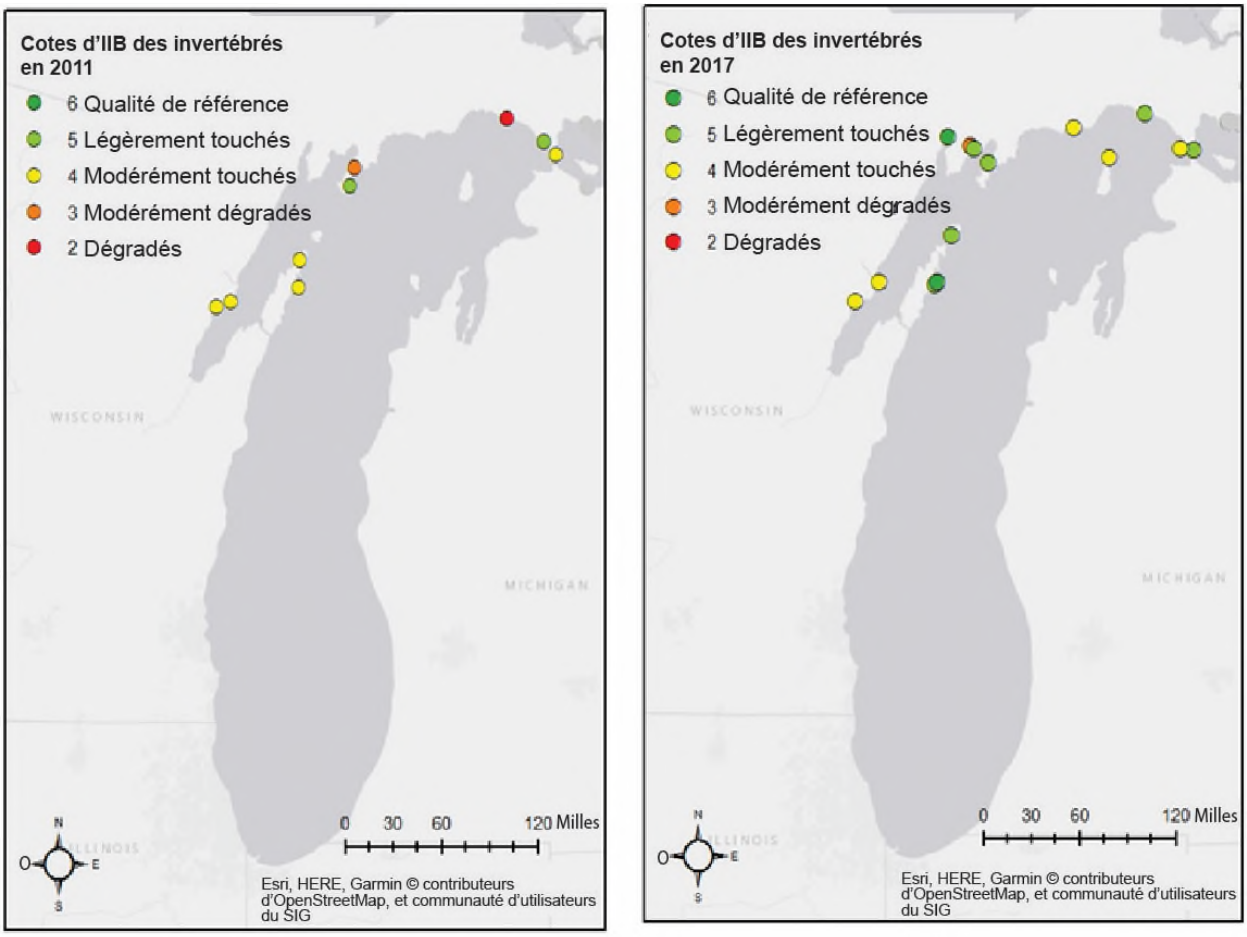


Figure 6. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Michigan.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

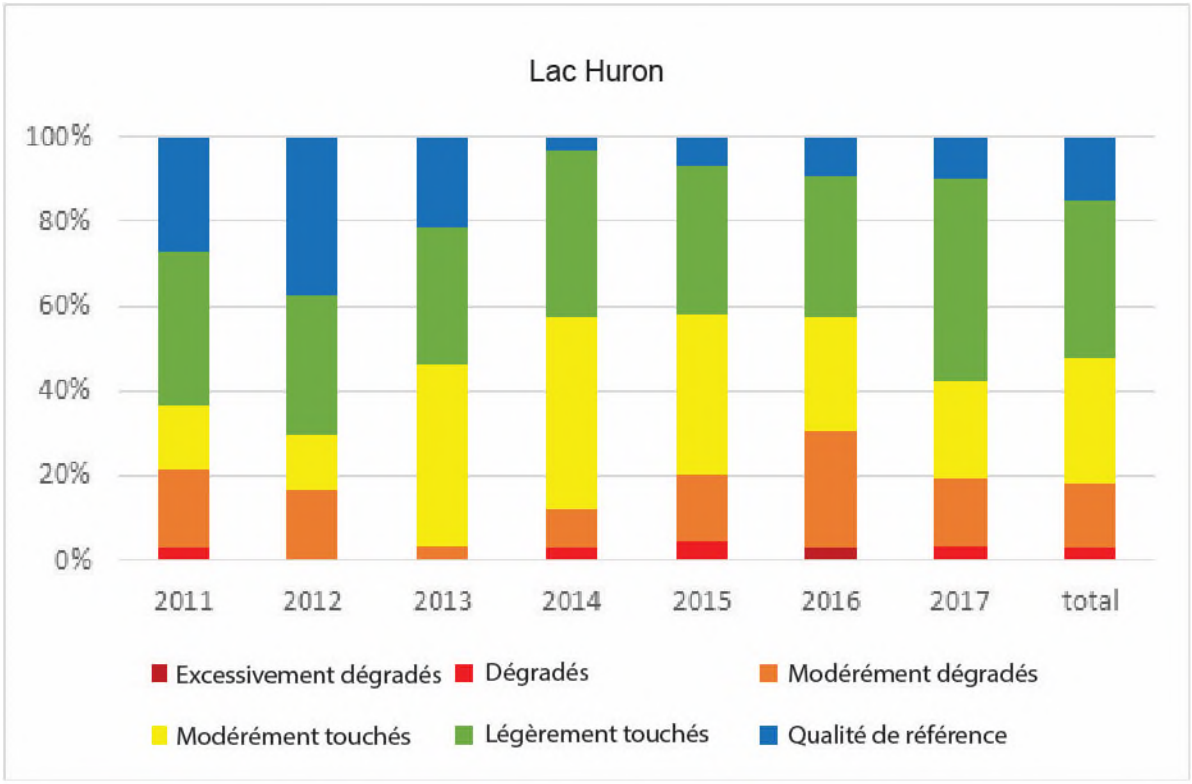


Figure 7. Pourcentage de sites du lac Huron faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de macroinvertébrés aquatiques, de 2011 à 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

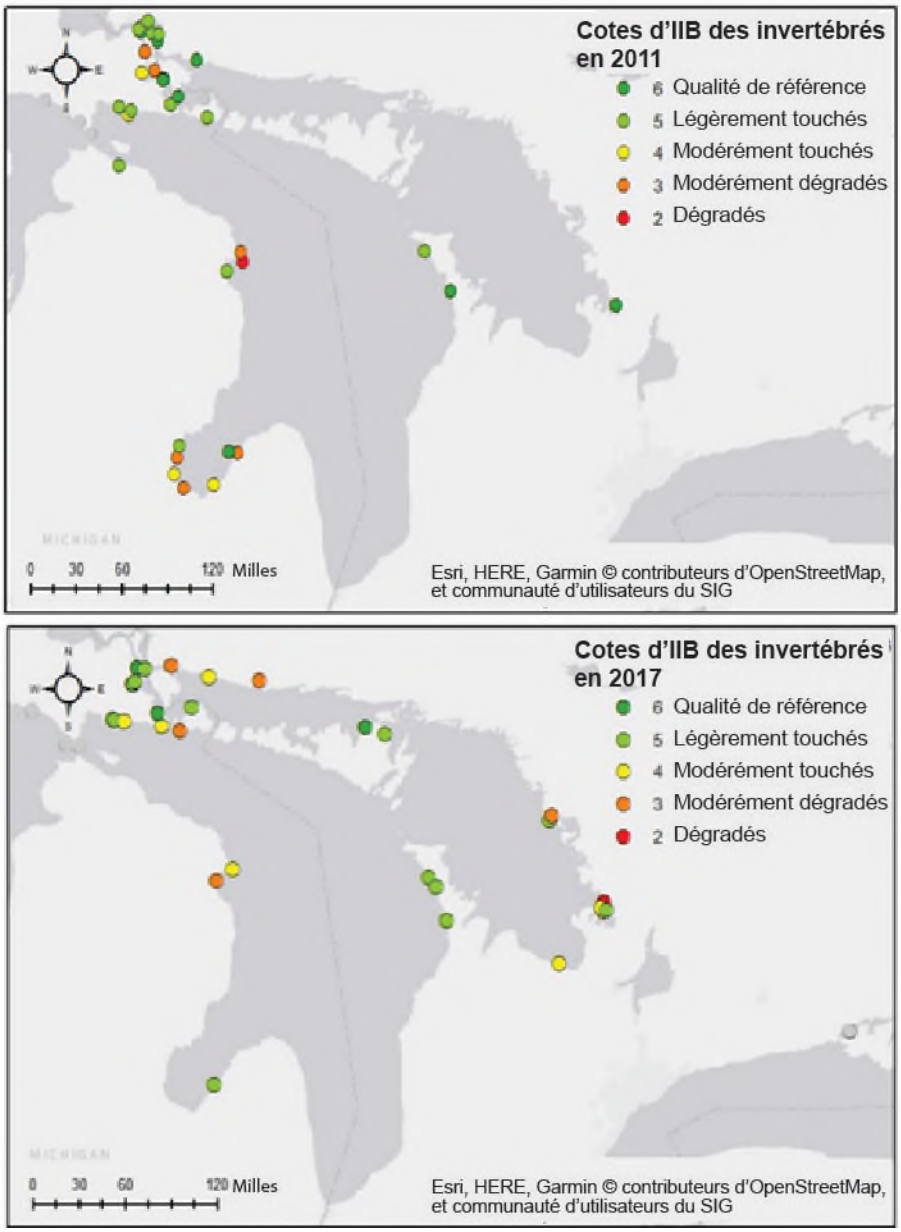


Figure 8. État des communautés de macroinvertébrés aquatiques des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Huron.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP).

Sous-indicateur : Poissons des milieux humides côtiers

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : En 2017, la grande majorité des milieux humides n'étaient pas dégradés (selon cinq catégories de conditions : qualité de référence, légèrement touchés, modérément touchés, modérément dégradés et dégradés), 11,3 % des sites étant de qualité de référence d'après les communautés de poissons présentes. Les autres sites tombaient dans les catégories « modérément dégradés » à « qualité de référence », avec 20 à 25 % des activités d'échantillonnage entrant dans chaque catégorie. On détermine la tendance en comparant l'état des poissons des milieux humides côtiers sur une période de sept ans. Entre 2011 et 2017, de 20 à 30 % des milieux humides se situaient dans la catégorie « qualité de référence », sans tendance directionnelle du pourcentage de sites de qualité de référence. L'absence de tendance directionnelle au fil des ans était constante pour chaque catégorie de condition. Au cours de la période de 7 ans, de 14,9 à 22,7 % des milieux humides étaient légèrement touchés, de 18,7 à 27,7 %, modérément touchés, de 18,9 à 27 %, modérément dégradés, et de 7,9 à 18 %, dégradés. Dans le rapport de 2017, la situation générale a été jugée « passable ». Les tendances semblaient s'améliorer d'après une comparaison effectuée sur une période de trois ans. Avec la prise en compte des sept années, il ne semble pas y avoir de changement considérable de la situation des milieux humides de l'ensemble du bassin. *Remarque : On utilisera une tendance sur 7 ans pour déterminer la tendance à court terme et effectuer une estimation de la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 7 ans. Dans les rapports précédents, aucune évaluation lac par lac n'a été fournie.

Les définitions de l'évaluation de la situation et des tendances se trouvent à la suite de la section de l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : S'améliore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : En 2017, aucun site du lac Supérieur n'était dans un état dégradé d'après les indices d'intégrité biotique (IIB) des communautés de poissons (figures 3 et 4). Il s'agit du seul Grand Lac laurentien sans sites dégradés. Au total, 22,9 % des sites échantillonnés entre 2011 et 2017 étaient de qualité de référence, 34 %, légèrement touchés, 20 %, modérément touchés, et 22,9 %, modérément dégradés. Le nombre de sites modérément touchés a diminué au cours des trois dernières années. En 2014 et en 2015, 42 et 40 % des sites étaient modérément touchés, mais ces pourcentages ont chuté considérablement, s'établissant à 0 et à 9 % en 2016 et 2017, respectivement. Pendant la même période, le pourcentage de sites de qualité de référence a augmenté. En 2014, aucun site de qualité de référence n'a été échantillonné et, au cours des 3 années suivantes, de 20 à 46 % des sites échantillonnés étaient de qualité de référence. *Remarque : On utilisera une tendance sur 7 ans pour déterminer la tendance à court terme et effectuer une estimation de la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 7 ans.

Lac Michigan
État : Passable
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : La grande majorité des sites du lac Michigan ne faisaient pas partie de la catégorie des sites dégradés. Au cours de la période de 7 ans, seulement 11,7 % des sites échantillonnés étaient dans un état dégradé. En 2011, aucun site ne l'était (figures 5 et 6). Au cours des années suivantes, le pourcentage a varié de 11,7 à 23,5 %. Les sites de qualité de référence représentaient de 5,8 à 23 % des sites échantillonnés au cours des 7 années. L'ensemble

des données n'indiquait aucune tendance à l'augmentation ou à la diminution de la qualité. Les sites modérément touchés ont dominé en 2013 (53 %), mais représentaient de 23 à 37 % des sites les autres années. La proportion des sites légèrement touchés a culminé en 2015 et en 2016, à 0,35 et à 0,037. Pendant toutes les autres années, de 12,5 à 19 % des sites étaient légèrement touchés. L'état de sites semblables n'a pas significativement changé d'une année à l'autre, à l'exception d'une légère augmentation du pourcentage de sites dégradés entre 2011 et 2016. *Remarque : On utilisera une tendance sur 7 ans pour déterminer la tendance à court terme et effectuer une estimation de la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 7 ans.

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)
État : Passable
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : Inchangée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : D'après une analyse des communautés de poissons, 14 % des milieux humides du lac Huron étaient dégradés entre 2011 et 2017. En 2015 et en 2016, peu de sites étaient de qualité dégradée (3 et 4 % respectivement) par rapport aux autres années (14-23 %). Il y a eu une diminution du nombre de sites dégradés et une augmentation du nombre de sites de qualité de référence entre 2011 et 2016 (années où de nombreux sites se chevauchent). Toutefois, il y a eu moins de sites de qualité de référence en 2017 qu'en 2012 (figures 7 et 8). Le nombre de sites modérément touchés et dégradés a diminué, mais le pourcentage de sites modérément touchés a augmenté. Une comparaison de toutes les années indiquait que l'état des milieux humides variait d'une année à l'autre. Cependant, il n'y a pas eu d'augmentation ou de diminution apparente de la qualité des milieux humides pendant la période de sept ans. *Remarque : On utilisera une tendance sur 7 ans pour déterminer la tendance à court terme et effectuer une estimation de la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 7 ans.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières St. Clair et Detroit)
État : Passable
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : La majorité des milieux humides ne se situaient pas dans la catégorie des sites dégradés. Toutefois, le lac Érié avait le pourcentage le plus élevé de sites dégradés (26,8 %), comparativement au reste du bassin (0-14 %). La majorité des sites se situaient dans la catégorie des sites modérément dégradés (40,2 %). Aucun des sites échantillonnés en 2011, en 2015 ou en 2016 n'était de qualité de référence. Il n'y a pas eu de tendance globale de l'état au cours des sept années, et le pourcentage de sites appartenant à chaque catégorie a varié d'une année à l'autre. Si l'on compare 2011 à 2016, années où plusieurs des mêmes sites ont été échantillonnés, on constate une augmentation du nombre de sites dégradés (figures 9 et 10). Toutefois, on observe une diminution du pourcentage de sites dégradés et une augmentation du pourcentage de sites de qualité de référence en comparant 2012 à 2017. *Remarque : On utilisera une tendance sur 7 ans pour déterminer la tendance à court terme et effectuer une estimation de la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 7 ans.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Passable
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : S'améliore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Au cours de la période d'échantillonnage de 7 ans, le pourcentage de milieux humides dégradés variait de 0 à 12 % et, au total, 4,7 % des sites du lac Ontario étaient de qualité dégradée, selon une analyse des communautés de poissons. En 2012, seuls 12 % des sites étaient de qualité de référence, mais ce pourcentage a augmenté au cours des années suivantes, variant de 22,7 à 56 %. Si l'on compare les années à des sites semblables, on constate une augmentation du nombre de sites de qualité de référence entre 2011 et 2016 (figures 11 et 12). Entre 2012 et 2017, le pourcentage de sites de qualité de référence a augmenté tandis que le pourcentage de sites dégradés a diminué. Le pourcentage de sites légèrement touchés a été relativement constant d'une année à l'autre (de 15 à 25 %). Le pourcentage de sites modérément touchés a diminué, passant de 31 % en 2011 et de 32 % en 2012 à 7,7 % en 2015, à 12 % en 2016 et à 12,5 % en 2017. *Remarque : On utilisera une tendance sur 7 ans pour déterminer la tendance à court terme et effectuer une estimation de la tendance sur 10 ans, car des données n'ont été recueillies que pendant 7 ans.

Définitions des différents états visés par l'évaluation
Bon : Aucun milieu humide ne se situe dans la catégorie des milieux dégradés; les milieux humides sont plutôt de

qualité de référence, légèrement touchés ou modérément touchés.
Passable : La grande majorité des milieux humides ne font pas partie de la catégorie des milieux dégradés.
Mauvais : La grande majorité des milieux humides sont dans la catégorie des milieux dégradés.
Indéterminé : Aucune donnée n'est accessible ou les données sont insuffisantes pour permettre l'évaluation de l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des différentes tendances visées par l'évaluation
S'améliore : Les résultats de cette mesure se sont améliorés pour la majorité des sites.
Inchangée : Les résultats de cette mesure n'ont pas considérablement changé pour la majorité des sites.
Se détériore : Les résultats de cette mesure se sont détériorés pour la majorité des sites.
Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas clairement une tendance globale, ou aucune donnée permettant de déclarer une tendance n'est accessible.

Critères d'effet et/ou cibles
Un critère d'effet pour ce sous-indicateur a été établi en fonction des communautés de poissons des systèmes de référence. Les données ont été évaluées pour déterminer les tendances par lac, écorégion, type de milieu humide et zone de végétation. Pour l'instant, il est impossible d'établir un critère d'effet pour ce sous-indicateur.

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur permet d'effectuer un suivi des tendances en matière de santé de l'écosystème des milieux humides côtiers des Grands Lacs en mesurant la composition des communautés de poissons ainsi que d'établir par inférence le caractère convenable de l'habitat et de la qualité de l'eau pour les communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème
Les habitats humides côtiers sont des aires essentielles de fraye et de croissance pour maintes espèces de poissons d'intérêt écologique et économique. La conservation de ce qui reste du territoire humide et la remise en état des milieux humides détruits jouent un rôle primordial dans la régénération de l'écosystème des Grands Lacs, et le présent sous-indicateur peut servir à déclarer les progrès réalisés dans l'atteinte d'un tel objectif.

Ce sous-indicateur est celui qui permet le mieux de réaliser des progrès dans l'atteinte du cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, qui indique que l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ». Les travaux visés par ce sous-indicateur appuient l'annexe 7 de l'AQEGL, qui prévoit la restauration et le maintien de la diversité des communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs tout en indiquant la santé globale de l'écosystème. De grands pans du territoire humide des Grands Lacs qui sont menacés par les activités d'urbanisation, de développement agricole et d'élimination des déchets devraient être délimités en conséquence et faire l'objet de mesures de conservation et, s'il y a lieu, de remise en état. Le sous-indicateur concerne le rétablissement et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs et des utilisations bénéfiques qui dépendent de milieux humides sains (annexe 1 de l'AQEGL).

Mesure
Les poissons devraient être prélevés à l'aide de verveux, à raison de trois répétitions, dans chaque grande zone de végétation (prairie humide, végétation émergente et végétation submergée) de chaque milieu humide pendant une nuit-filet (Uzarski *et al.*, 2005; Uzarski *et al.*, 2016). Les lieux d'échantillonnage devraient être les mêmes que ceux utilisés pour l'analyse des macroinvertébrés et de la qualité de l'eau. Le moment de l'échantillonnage doit être fonction de la maturité de la végétation dans chaque système. L'abondance des poissons par taxon sert à calculer les valeurs de l'indice d'intégrité biotique (IIB) du Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (GLCWCP, programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs) (Uzarski *et al.*, 2016). Le GLCWC a élaboré les IIB en 2002, et les protocoles ont été finalisés en 2008 (GLCWC, 2008). L'IIB a été élaboré d'après les mesures de la richesse et de l'abondance, le pourcentage d'espèces exotiques, les groupes trophiques fonctionnels et d'autres paramètres au niveau de l'espèce.

Chacun des IIB peut être utilisé indépendamment comme mesure de la santé des milieux humides côtiers, selon un pourcentage possible de points exprimé comme « qualité de référence » ou « excessivement dégradés ». Le

sous-indicateur a été utilisé à l'échelle du bassin (États-Unis et Canada) au cours des huit dernières années et depuis plus longtemps dans certaines régions. Ce sous-indicateur peut également être évalué dans le cadre d'une étude globale des communautés biologiques des milieux humides côtiers et des écosystèmes aquatiques littoraux des Grands Lacs. Pour ce faire, il est possible d'examiner les sous-indicateurs des milieux humides côtiers en combinaison, car ils fonctionnent et indiquent les perturbations anthropiques à différentes échelles spatiales et temporelles et ont une résolution de détection variable. Par exemple, les poissons ont tendance à déceler des perturbations à un point situé entre l'échelle locale et l'échelle régionale. Voir la rubrique « Documents » sur le site https://www.greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml pour obtenir des précisions sur les paramètres de l'indicateur.

Conditions écologiques

Les milieux humides côtiers captent, transforment et disséminent les nutriments et les sédiments des eaux littorales des Grands Lacs et rechargent la nappe phréatique. Toutefois, plus de la moitié du territoire humide littoral des Grands Lacs a été détruit par l'activité humaine, et bon nombre des milieux humides restants souffrent de stress anthropiques, comme les apports de nutriments et de sédiments, la fragmentation, les espèces envahissantes, l'altération des berges et la régularisation des niveaux d'eau, comme le décrit un projet binational de cartographie et d'attribution à l'échelle des Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004).

Afin de gérer adéquatement la santé des communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs, on doit disposer de méthodes d'échantillonnage uniformes. L'échantillonnage a été effectué au plus tôt à la mi-juin et au plus tard en août en raison des habitudes migratoires des communautés de poissons. Les poissons devraient être prélevés à l'aide de verveux à mailles de 4,8 mm, à raison de trois répétitions, dans chaque grande zone de végétation de chaque milieu humide pendant une nuit-filet. Des zones de végétation dominante ont été recensées parce que différentes zones abritent différents poissons (Uzarski *et al.*, 2005). Deux tailles de verveux peuvent être utilisées (ouverture de 0,5 m × 1 m ou de 1 m × 1 m). Les plus petits filets sont utilisés dans des eaux de 0,25 à 0,5 m de profondeur, et les plus grands, dans des eaux de plus de 0,50 m de profondeur. Les guideaux sont longs de 7,3 m, et les ailes longues de 1,8 m. Les filets ont été placés aléatoirement à une distance minimale de 20 m l'un de l'autre dans chaque zone de végétation. Les verveux sont placés perpendiculairement à la zone de végétation et, par conséquent, les poissons qui nagent le long du bord de la zone de végétation sont capturés.

Tous les poissons capturés mesurant plus de 25 mm ont été identifiés jusqu'au rang de l'espèce et consignés par filet. L'abondance des poissons par taxon est utilisée pour calculer les valeurs de l'IIB du GLCWCP (Uzarski *et al.*, 2016). Le GLCWC a élaboré les IIB en 2002, et les protocoles ont été finalisés en 2008 (GLCWC, 2008). L'IIB a été élaboré d'après les mesures de la richesse et de l'abondance, le pourcentage d'espèces exotiques, les groupes trophiques fonctionnels et d'autres paramètres au niveau de l'espèce. Plusieurs différents paramètres des poissons sont utilisés. Voir la rubrique « Documents » sur le site https://www.greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml pour obtenir des précisions sur les paramètres de l'indicateur.

L'IIB fournit une méthode rigoureuse pour quantifier la situation biologique des communautés de poissons dans les Grands Lacs. Fondé sur des conditions de référence, il est élaboré à partir d'une combinaison de mesures spécifiques utilisées pour décrire la communauté de poissons ainsi que leurs structure, fonction, santé individuelle et abondance. Des paramètres spécifiques, appelés « mesures », sont cotés selon la similitude qu'ils présentent avec la situation de référence. Les IIB individuels sont dérivés pour chacune des mesures et peuvent être utilisés indépendamment comme mesure de la santé des milieux humides côtiers, selon un pourcentage de points possible exprimé comme « conditions de référence » à « extrêmement dégradé ». L'IIB fournit également une caractérisation narrative qui donne une mesure de la situation environnementale, il sera adapté à chaque région.

Dans le cadre d'un effort financé par la Great Lakes Restoration Initiative (GLRI, initiative de restauration des Grands Lacs) jusqu'en 2020 (environ 2 millions de dollars par an), quelque 200 milieux humides sont échantillonnés annuellement depuis 2011. Au total, 176 milieux humides ont été échantillonnés en 2011, 206 en 2012, 201 en 2013, 216 en 2014, 211 en 2015, 195 en 2016 et 210 en 2017, pour un total de 1 415 échantillonnages des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Ce ne sont pas tous les sites qui ont fait l'objet d'échantillonnages de poissons, et le nombre de sites échantillonnés par lac variait également. À ce jour, 82 échantillonnages de poissons ont été réalisés dans le lac Érié, 207 dans le lac Huron, 102 dans le lac Michigan, 169 dans le lac Ontario et 70 dans le lac Supérieur. En 2017, près de la totalité des milieux humides côtiers de moyenne et de grande taille (> 4 hectares) liés sur le plan hydrologique dans les Grands Lacs avaient été échantillonnés. En ce qui concerne l'ensemble des Grands Lacs, environ 80 %, en nombre et en superficie, des milieux humides côtiers ont été échantillonnés (figure 1).

De 2011 à 2017, de 9 à environ 12 espèces de poissons en moyenne ont été prélevées dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs canadiens et américains, respectivement (tableau 1). Ces données comprennent des endroits qui ont besoin d'être restaurés et quelques-uns qui comptaient très peu d'espèces. Cependant, les milieux humides présentant la plus importante richesse comptaient jusqu'à 20 (Canada) ou 27 (États-Unis) espèces de poissons. Le nombre moyen d'espèces de poissons non indigènes par milieu humide était d'environ un, bien que quelques milieux humides en aient jusqu'à cinq (États-Unis). Dans certains milieux humides, seules des espèces de poissons indigènes ont été prises dans les verveux, mais il est à noter que quelques poissons non indigènes sont habiles à éviter les filets (p. ex. la carpe commune). Les listes des espèces non indigènes ont été compilées par lac à partir du Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System (GLANSIS, système d'information sur les espèces aquatiques non indigènes des Grands Lacs).

De 2011 à 2017, le total des espèces de poissons ne différait pas beaucoup d'un lac à l'autre, atteignant en moyenne de 9 à 12 espèces par milieu humide (tableau 2). Les milieux humides du lac Michigan comptaient le nombre maximum le plus faible d'espèces (19), alors que ceux du lac Huron comptaient le nombre maximum le plus élevé d'espèces (27). Les milieux humides du lac Huron avaient en moyenne le nombre moyen le plus faible de taxons de poissons non indigènes (0,6), tandis que ceux du lac Érié avaient le nombre moyen le plus élevé (2,4). Tous les autres lacs enregistraient un nombre moyen semblable d'espèces de poissons non indigènes par milieu humide, soit environ 1.

Lorsque l'on compare les communautés de poissons des milieux humides de référence de l'ensemble des Grands Lacs, les sites les plus semblables se trouvent dans la même province écologique ou région plutôt que dans un Grand Lac ou un type de milieu humide en particulier. Les données de plusieurs études indiquent que les groupes d'espèces de poissons caractéristiques dans les milieux humides de référence de chaque province écologique ont tendance à préférer les mêmes températures et le même degré de productivité aquatique.

Plusieurs introductions de carpes risquent d'avoir des répercussions importantes sur les communautés de poissons des Grands Lacs, y compris dans les milieux humides côtiers. Le cyprin doré (*Carassius auratus*) est commun dans certains habitats peu profonds, et on le retrouve avec de jeunes carpes de l'année dans de nombreux milieux humides échantillonnés le long de la baie Green. De plus, plusieurs autres espèces de carpes, par exemple la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*), la carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*) et la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*), se sont échappées d'installations d'aquaculture. Elles se trouvent maintenant dans la rivière Illinois et migrent vers les Grands Lacs par le canal d'évacuation sanitaire et de navigation de Chicago. La plupart atteignent une grande taille. Certaines sont planctonivores, mais mangent également des escargots et des moules, tandis que la carpe de roseau se nourrit de végétaux. Ces espèces représentent une autre menace importante pour les réseaux trophiques des milieux humides et des habitats littoraux où l'on trouve des macrophytes (United States Fish and Wildlife Service [USFWS], 2002).

Liens

Les liens avec d'autres sous-indicateurs de l'ensemble d'indicateurs englobent ce qui suit :

- Durcissement du rivage – Les modifications physiques du rivage ont perturbé les processus côtiers et littoraux, les régimes de débit et de circulation littoraux, changé ou éliminé la connectivité avec les dunes et les milieux humides côtiers et altéré la structure de l'habitat littoral et côtier.
  Le long des rives, les aménagements domiciliaires ont altéré de nombreux milieux humides — enrichissement en nutriments provenant des engrais et des installations septiques, modification du rivage pour installation de quais et de rampes de mise à l'eau, remblayage et durcissement des rives. L'agriculture et l'urbanisation sont généralement moins intensives que les altérations physiques localisées, qui entraînent souvent l'introduction d'espèces non indigènes. Le durcissement des rives peut complètement éliminer la végétation des milieux humides, ce qui entraîne la dégradation de l'habitat des poissons. Il semble que lorsqu'un milieu humide est touché par les aménagements humains, la structure des communautés de poissons change et devient typique des milieux humides des régions plus chaudes, plus riches et plus méridionales. Cette constatation pourrait aider les chercheurs à prévoir les effets probables des changements climatiques dans la région sur les communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

  L'altération mécanique prend diverses formes, notamment l'endiguement, le creusement de fossés, le dragage, le remblayage et le durcissement des rives. Elle introduit des espèces non indigènes par

l'intermédiaire de l'équipement de construction ou des sédiments importés. La modification de la pente des rives et des conditions de sédimentation suffit souvent à favoriser l'établissement d'espèces non indigènes.

- Couverture terrestre – L'agriculture dégrade les milieux humides de bien des façons, y compris par l'enrichissement en nutriments provenant des engrais, l'apport accru de sédiments provoqués par l'érosion, le ruissellement rapide et accru occasionné par les fossés de drainage, l'introduction d'espèces non indigènes (alpiste roseau), et la destruction de prairies humides intérieures due au labour, à l'endiguement et l'ajout d'herbicides. Dans les lacs du sud, dans la baie de Saginaw et la baie Green, les sédiments d'origine agricole ont créé des eaux très troubles dans lesquelles les plantes submergées sont rares ou absentes.

  Les modifications physiques du rivage perturbent les processus côtiers et littoraux ainsi que les régimes de débit et de circulation littoraux, changent ou éliminent la connectivité avec les dunes et les milieux humides côtiers, et altèrent la structure de l'habitat littoral et côtier. L'aménagement urbain dégrade les milieux humides, notamment par le durcissement du rivage, le remblayage des milieux humides, l'ajout d'une grande variété de polluants chimiques, l'augmentation du ruissellement vers les cours d'eau, l'apport de sédiments et la hausse des charges en nutriments provenant des stations d'épuration des eaux usées. Dans la plupart des agglomérations urbaines, les milieux humides côtiers ont presque entièrement disparu. Thoma (1999) et Johnson *et al.* (2006) n'ont pas été en mesure de trouver, du côté américain du lac Érié, de milieux humides côtiers ayant éprouvé des perturbations anthropiques minimales. Selon Seilheimer et Chow-Fraser (2006; 2007), la perte d'habitat des poissons dans les milieux humides s'est accélérée dans les lacs Ontario, Érié et Michigan près des zones urbaines et agricoles.

- Répercussions des espèces aquatiques envahissantes – Les espèces non indigènes sont introduites de nombreuses façons. Certaines le sont délibérément : d'abord cultivées comme cultures agricoles ou plantes ornementales, elles colonisent ensuite des paysages naturels. D'autres sont des plantes adventices mélangées aux semences. Les charges accrues en sédiments et en nutriments permettent à bon nombre des pires plantes adventices aquatiques de supplanter les espèces indigènes. La plupart des pires espèces non indigènes sont des productrices de graines prolifiques ou se reproduisent à partir de fragments de racine ou de rhizomes. Des espèces animales non indigènes contribuent également à la dégradation accrue des milieux humides côtiers. La carpe commune et la carpe de roseau ont un comportement reproducteur et alimentaire qui entraîne la perte de végétation submergée dans les eaux peu profondes des marais.

- Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs/propension à des crues soudaines dans les affluents – Les variations de la température atmosphérique sont susceptibles de modifier le nombre de tempêtes extrêmes dans la région des Grands Lacs, lesquelles auront à leur tour des effets sur les milieux humides côtiers. Les tempêtes extrêmes auraient probablement des répercussions sur les réseaux fluviaux, surtout par l'augmentation des mouvements de sédiments, en particulier dans les bassins versants propices à des crues soudaines.

- Niveaux de l'eau – Les changements des niveaux d'eau influent grandement sur l'habitat et les communautés biologiques des Grands Lacs associés aux milieux humides côtiers. Comme le niveau des lacs exerce une influence importante sur les milieux humides côtiers non endigués, il est essentiel que toute analyse des tendances des changements des milieux humides en tienne compte. Les niveaux d'eau influent sur la structure de la végétation des milieux humides qui, à leur tour, établissent la structure de l'habitat disponible pour les poissons. L'altération des niveaux d'eau influe également sur la propagation d'espèces végétales envahissantes, comme les *Phragmites*, qui peuvent empiéter sur des peuplements indigènes et modifier l'habitat disponible pour les poissons et d'autres organismes.

Ce sous-indicateur est directement lié aux autres sous-indicateurs de la catégorie Habitats et espèces, en particulier les autres sous-indicateurs relatifs aux milieux humides côtiers.

Des pressions ont également été décrites dans le sous-indicateur Plantes des milieux humides côtiers.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données

Ce sous-indicateur ne peut être utilisé que lorsque la profondeur d'eau est suffisante pour l'utilisation de verveux et qu'un minimum de 10 poissons doivent être capturés ou que les sites doivent faire l'objet d'une pêche pendant une autre nuit-filet. Entre 2011 et 2017, 1 415 échantillonnages ont été effectués dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs. Certains sites ont fait l'objet d'échantillonnages répétés sur la période de sept ans. De nombreux sites ont fait l'objet d'un échantillonnage visant l'ensemble des groupes taxinomiques. Plusieurs sites font uniquement l'objet d'échantillonnages par des équipes responsables des oiseaux et des amphibiens, car ces équipes peuvent terminer leur échantillonnage plus rapidement et ont donc la capacité de travailler dans un plus grand nombre de sites que les équipes responsables des poissons, des macroinvertébrés et des végétaux. Par conséquent, la santé de l'écosystème ne peut pas être évaluée pour tous les milieux humides ayant fait l'objet d'échantillonnages au moyen des IIB des poissons. De plus, des IIB de poissons ont été élaborés pour un sous-ensemble de zones de végétation monodominante dans les milieux humides côtiers (*Typha*, *Schoenoplectus*, végétation aquatique submergée, nénuphars). Les IIB des poissons peuvent seulement être calculés pour les milieux humides où des poissons ont été capturés dans des peuplements dominants.

Remerciements

Auteurs :

Donald G. Uzarski, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).

Matthew J. Cooper, Burke Center for Freshwater Innovation, Northland College, Ashland (Wisconsin), États-Unis.

Contributeurs :

Valerie J. Brady, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota Duluth, Duluth (Minnesota), États-Unis.

John Brazner, US Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division, Duluth (Minnesota) (2006).

Thomas M. Burton, Departments of Zoology and Fisheries and Wildlife, Michigan State University, East Lansing (Michigan) (2006).

Jan J.H. Ciborowski, Département des sciences biologiques, Université de Windsor, Windsor (Ontario).

Joseph P. Gathman, University of Wisconsin-River Falls, River Falls (Wisconsin), États-Unis.

Greg P. Grabas, Environnement et Changement climatique Canada, Toronto (Ontario), Canada.

David Jude, School of Natural Resources and the Environment, University of Michigan, Ann Arbor (Michigan) (2006).

Gary A. Lamberti, University of Notre Dame, Notre Dame (Indianna), États-Unis.

Ashley H. Moerke, Aquatic Research Laboratory, Lake Superior State University, Sault Ste. Marie (Michigan) États-Unis.

Carl R. Ruetz III, Annis Water Resources Institute, Grand Valley State University, Muskegon (Michigan), États-Unis.

Danielle J. Sass, chercheur universitaire de l'Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE), nommé au Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'USEPA (2008).

Douglas A. Wilcox, Department of Environmental Science and Biology, SUNY College at Brockport, Brockport (New York), États-Unis.

Allison Kneisel, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).

Jessica Kosiara, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).

Sources d'information

Albert, D.A. et L. Simonson. 2004. *Coastal wetland inventory of the Great Lakes region* (GIS coverage of U.S. Great Lakes: www.glc.org/wetlands/inventory.html), Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Cooper, M.J., G.A. Lamberti, A.H. Moerke, C.R. Ruetz, D.A. Wilcox, V.J. Brady, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, J.P. Gathman, G.P. Grabas, L.B. Johnson et D.G. Uzarski. 2018. An expanded fish-based index of biotic integrity for Great Lakes coastal wetlands. Environmental Monitoring and Assessment. 190: 580. https://doi.org/10.1007/s10661-018-6950-6.

GLANSIS. Great Lakes Aquatic Non-indigenous Species Information System. NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory. https://www.glerl.noaa.gov/glansis/

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. http://www.glc.org/wetlands/inventory.html Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Johnson, L.B., Olker, J., Ciborowski, J.J.H., Host, G.E., Breneman, D., Brady, V., Brazner, J. et 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.* [également en préparation aux fins de présentation à *J. Great Lakes Research*].

Seilheimer, T.S. et Chow-Fraser, P. 2006. Development and use of the Wetland Fish Index to assess the quality of coastal wetlands in the Laurentian Great Lakes. Submitted to *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 63:354-366.

Seilheimer, T.S. et 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

Thoma. R.F. 1999. Biological monitoring and an index of biotic integrity for Lake Erie's nearshore waters. In *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities* (éd). T.P. Simon. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 417-461.

U.S. Fish and Wildlife Service. 2002. Asian Carp, Key to Identification. Pamphlet. LaCross Fishery Resources Office, Onalaska, WI. http://www.fws.gov/midwest/lacrossefisheries/reports/asian_carp_key.pdf.

Uzarski, D.G., Burton, T.M., Cooper, M.J., Ingram, J. et 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., V.J. Brady, M.J. Cooper, D.A. Wilcox, D.A. Albert, R. Axler, P. Bostwick, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, N.P. Danz, J. Gathman, T. Gehring, G. Grabas, A. Garwood, R. Howe, L.B. Johnson, G.A. Lamberti, A. Moerke, B. Murry, G. Niemi, C.J. Norment, C.R. Ruetz III, A.D. Steinman, D. Tozer, R. Wheeler, T.K. O'Donnell et J.P. Schneider. 2016. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at the Laurentian Great Lakes basin-wide scale. Wetlands doi:10.1007/s13157-016-0835-7.

Liste des tableaux

Tableau 1. Total des espèces de poissons dans les milieux humides, et espèces non indigènes; statistiques sommaires des sites échantillonnés de 2011 à 2017, par pays.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski *et al.*, 2016
Tableau 2. Total des espèces de poissons et espèces non indigènes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, par lac. Nombre moyen, maximum et minimum d'espèces par milieu humide. Données de 2011 à 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Liste des figures

Figure 1. Pourcentage de sites faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après une analyse des communautés de poissons chaque année.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)
Figure 2. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)
Figure 3. Pourcentage de sites du lac Supérieur faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)
Figure 4. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Supérieur.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)
Figure 5. Pourcentage de sites du lac Michigan faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)
Figure 6. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Michigan.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)
Figure 7. Pourcentage de sites du lac Huron faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)
Figure 8. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Huron.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)
Figure 9. Pourcentage de sites du lac Érié faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)
Figure 10. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Érié.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Figure 11. Pourcentage de sites du lac Ontario faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse des communautés de poissons.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)
Figure 12. L'état des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Ontario.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

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

Pays	*Sites*	*Moyenne*	*Max.*	*Min.*	*Écart-type*
Total					
Canada	221	9,1	20	2	3,7
États-Unis	504	12,0	27	1	5,0
Non indigènes					
Canada		0,8	4	0	0,9
États-Unis		1	5	0	1

Tableau 1. Total des espèces de poissons dans les milieux humides, et espèces non indigènes; statistiques sommaires des sites échantillonnés de 2011 à 2017, par pays.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP); Uzarski *et al.* (2016)

		Total des poissons			*Espèces non indigènes*		
Lac	*Sites*	*Moyenne*	*Max.*	*Min.*	*Moyenne*	*Max.*	*Min.*
Érié	95	10,5	25	1	2,4	5	1
Huron	248	12,1	27	3	0,6	3	0
Michigan	115	9,1	19	2	1,1	5	0
Ontario	178	11,3	21	4	0,9	4	0
Supérieur	93	11,4	25	3	0,7	5	0

Tableau 2. Total des espèces de poissons et espèces non indigènes dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs, par lac. Nombre moyen, maximum et minimum d'espèces par milieu humide. Données de 2011 à 2017.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

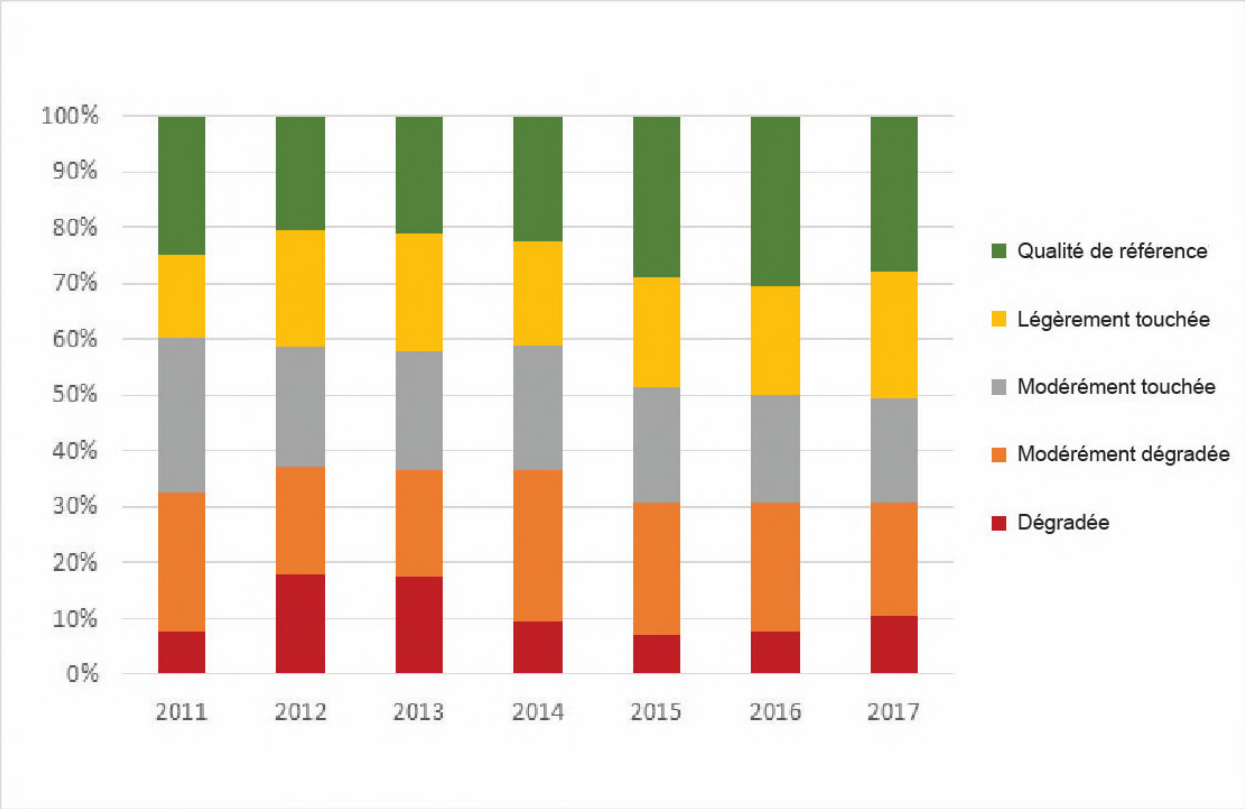


Figure 1. Pourcentage de sites faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

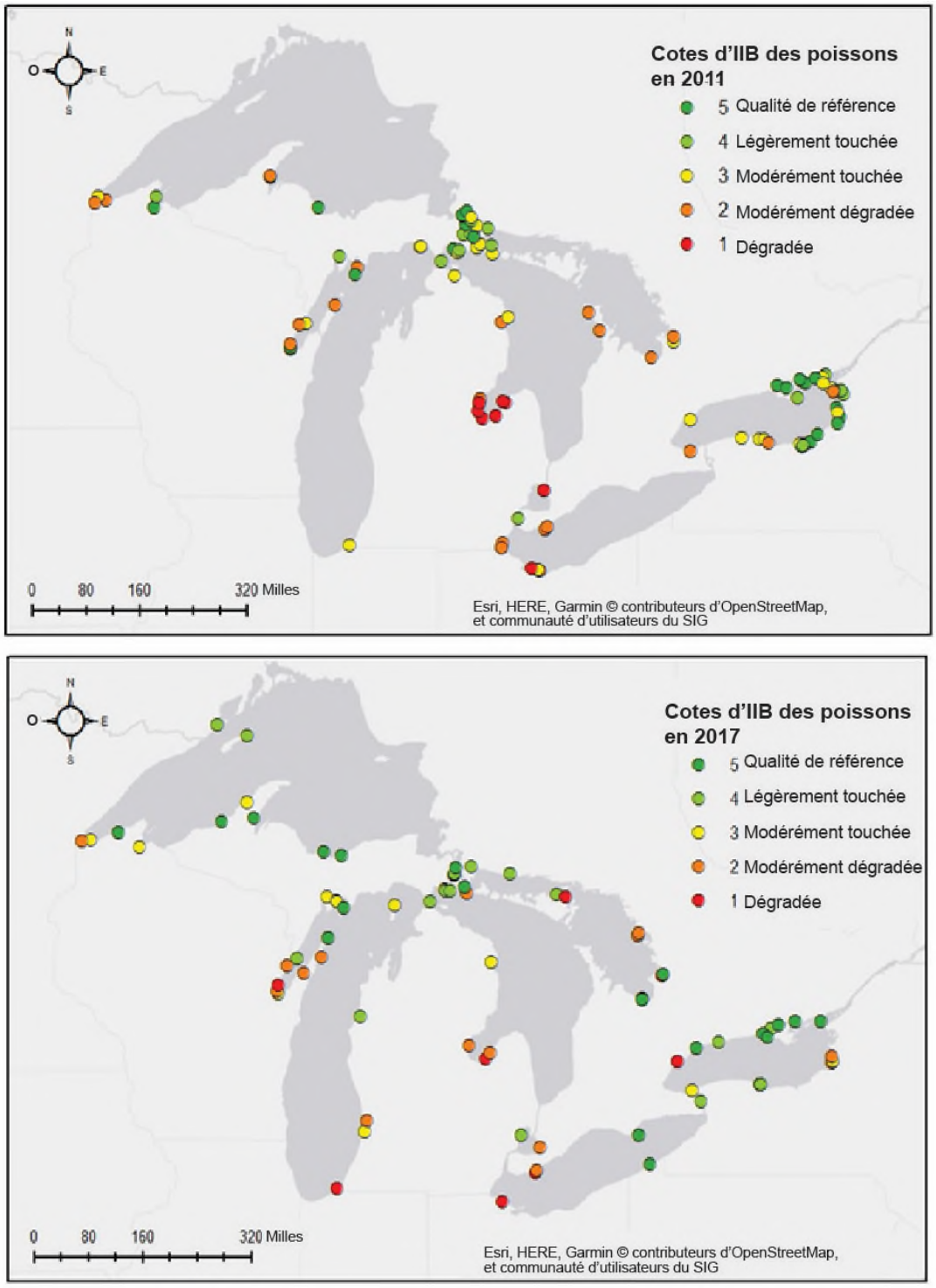


Figure 2. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

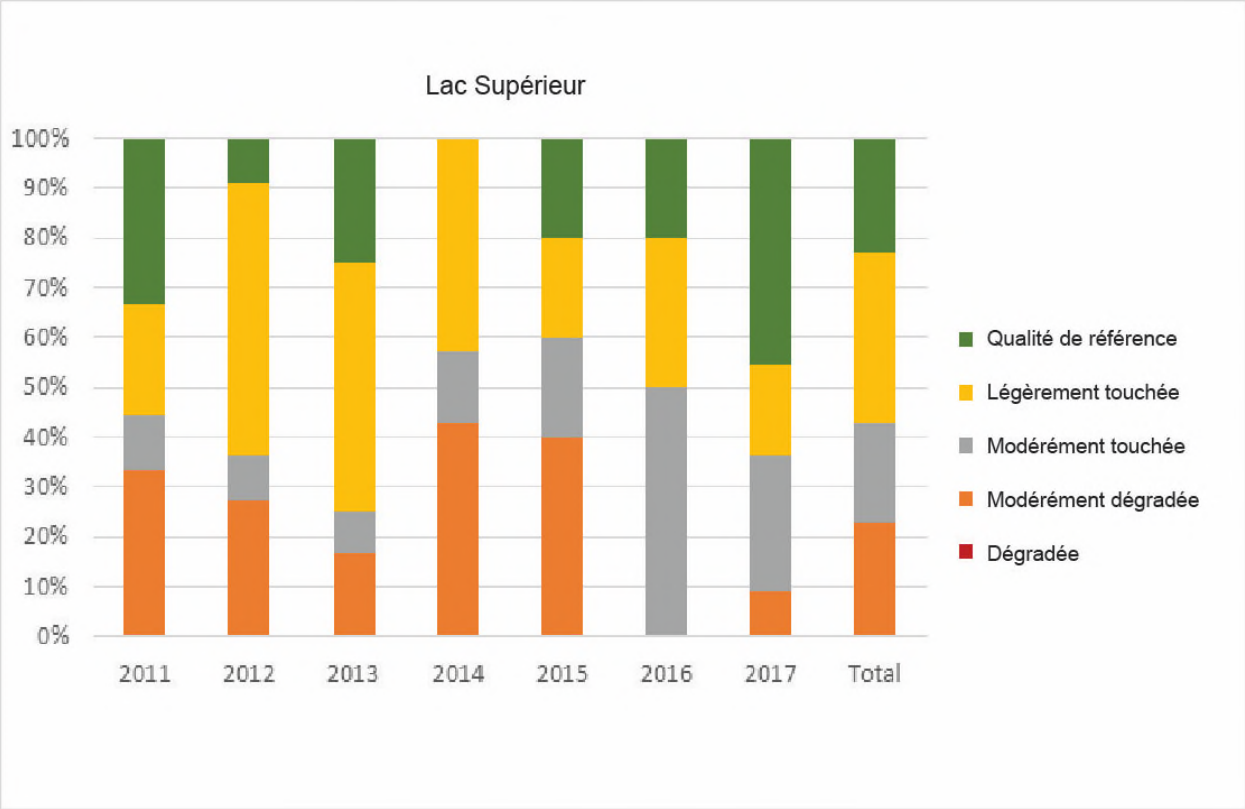


Figure 3. Pourcentage de sites du lac Supérieur faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

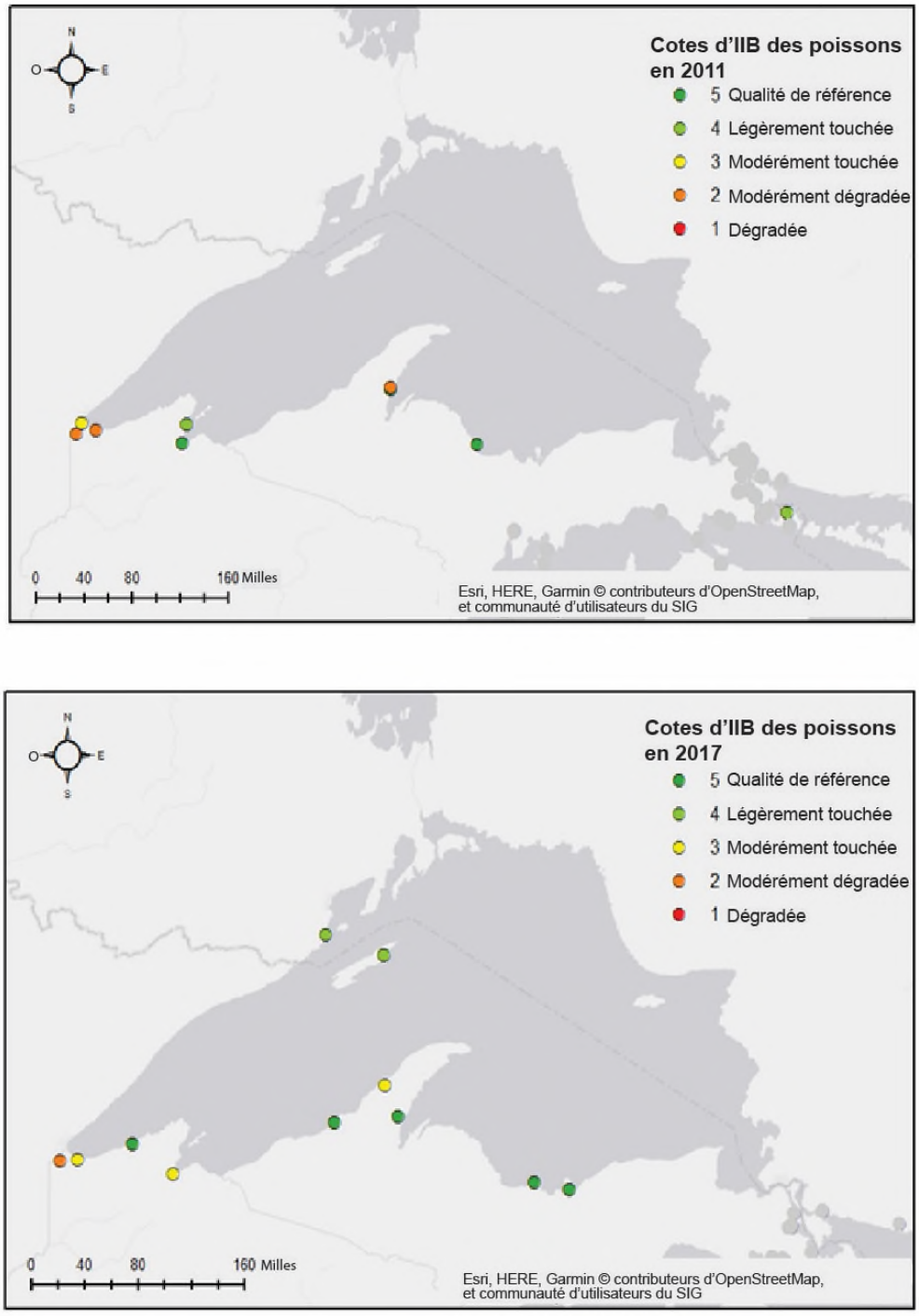


Figure 4. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Supérieur.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

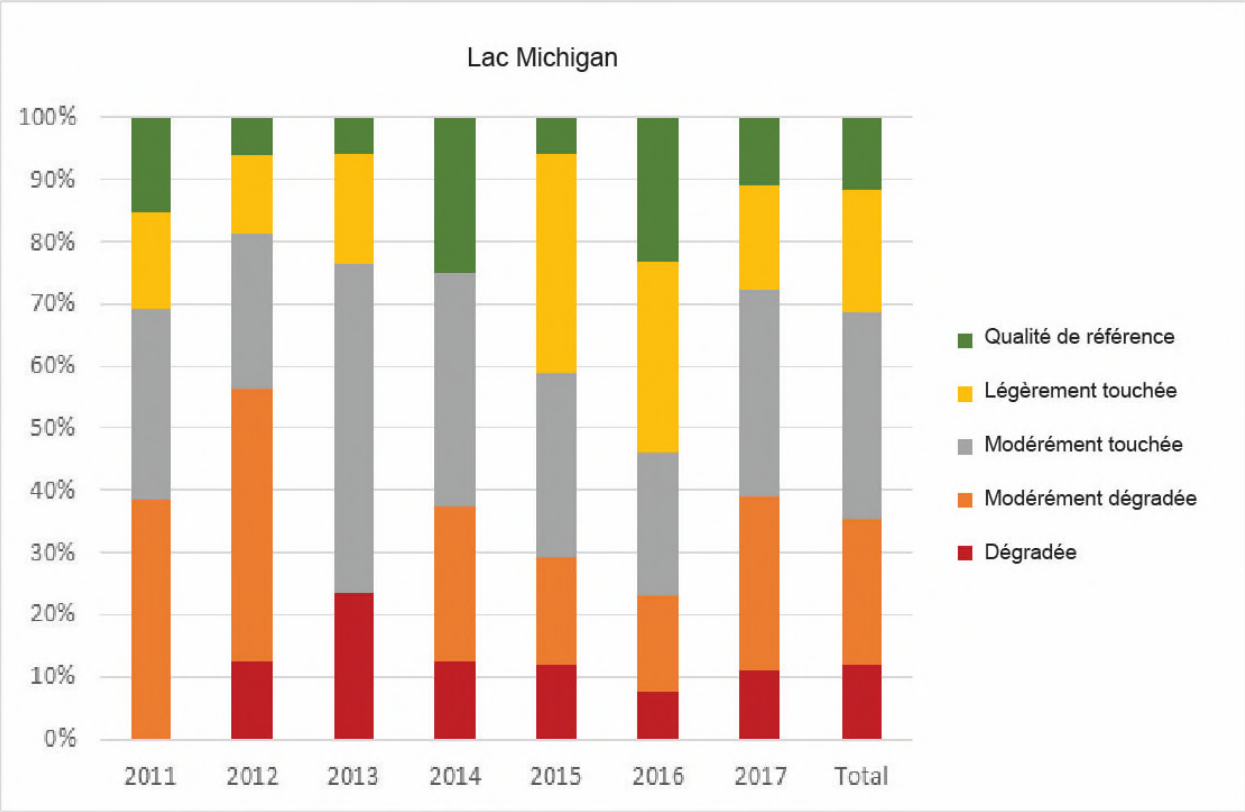


Figure 5. Pourcentage de sites du lac Michigan faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

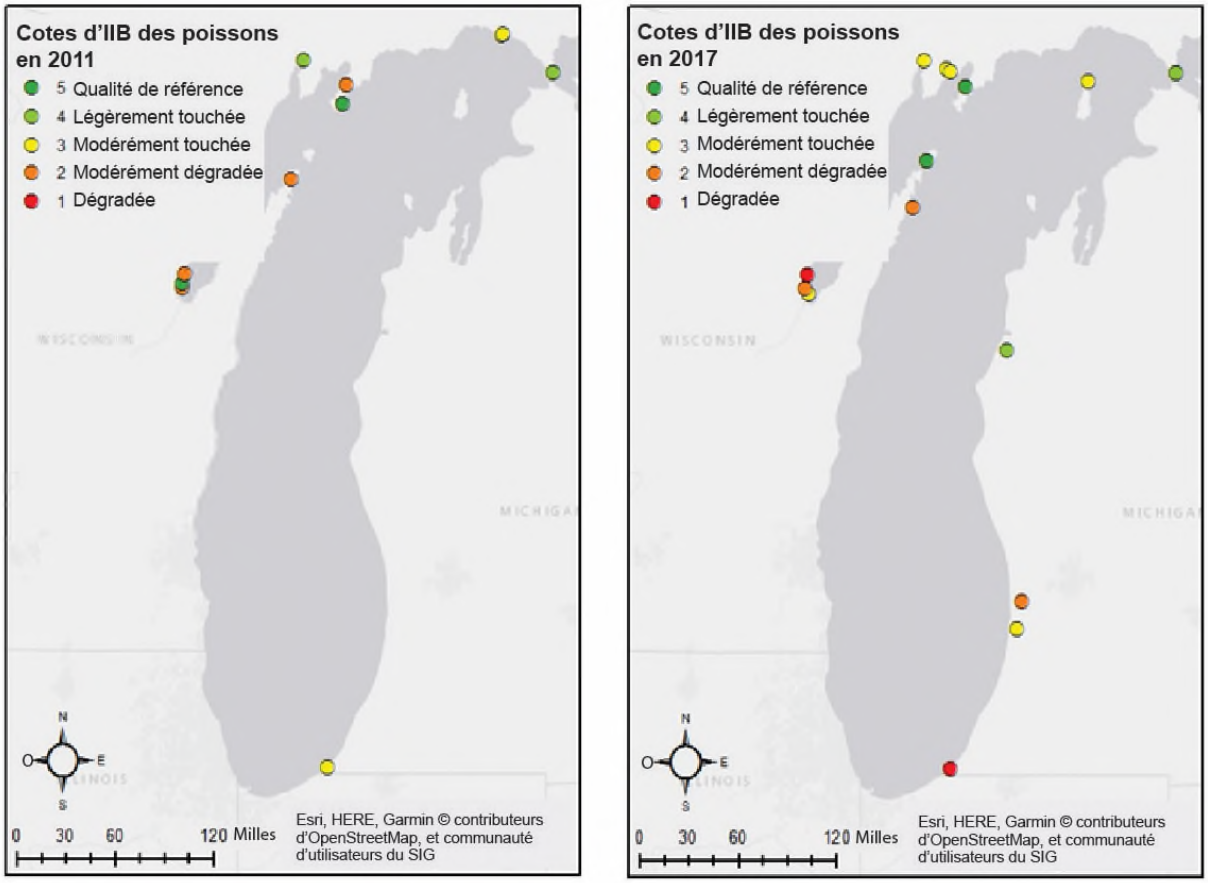


Figure 6. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Michigan.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

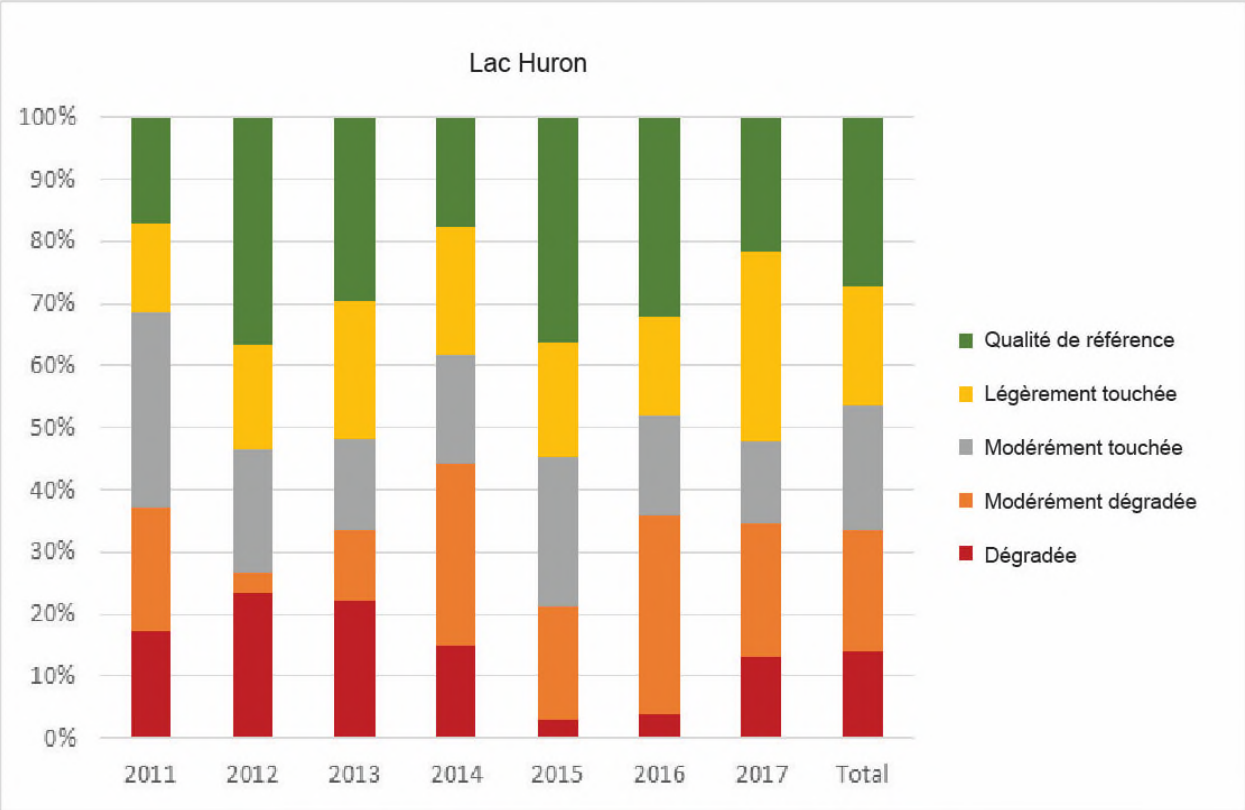
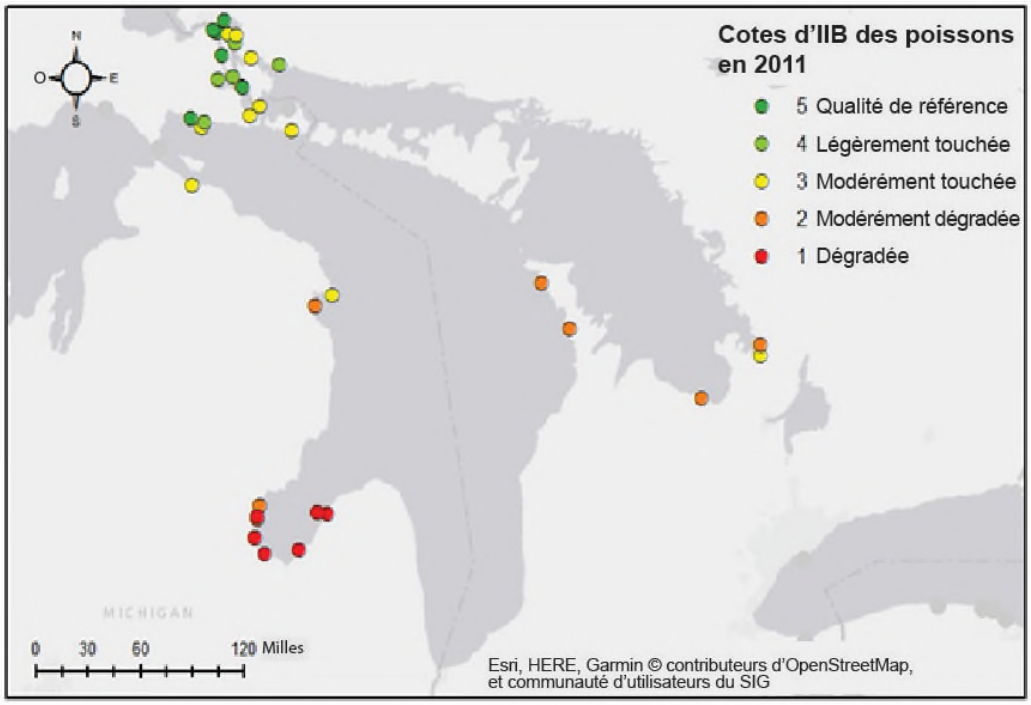


Figure 7. Pourcentage de sites du lac Huron faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)



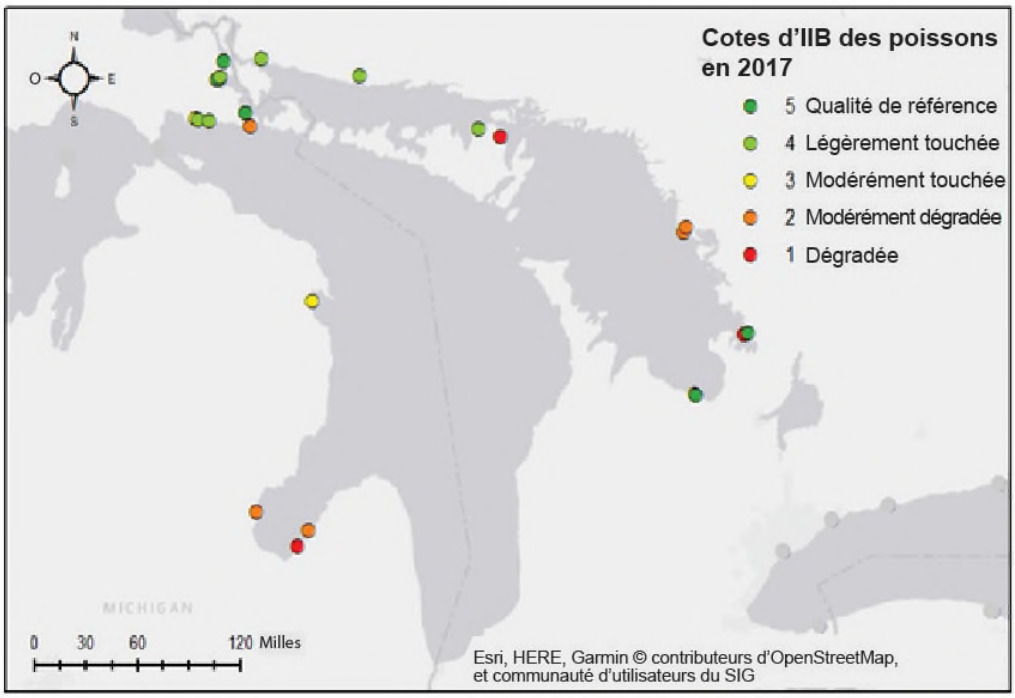


Figure 8. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Huron.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

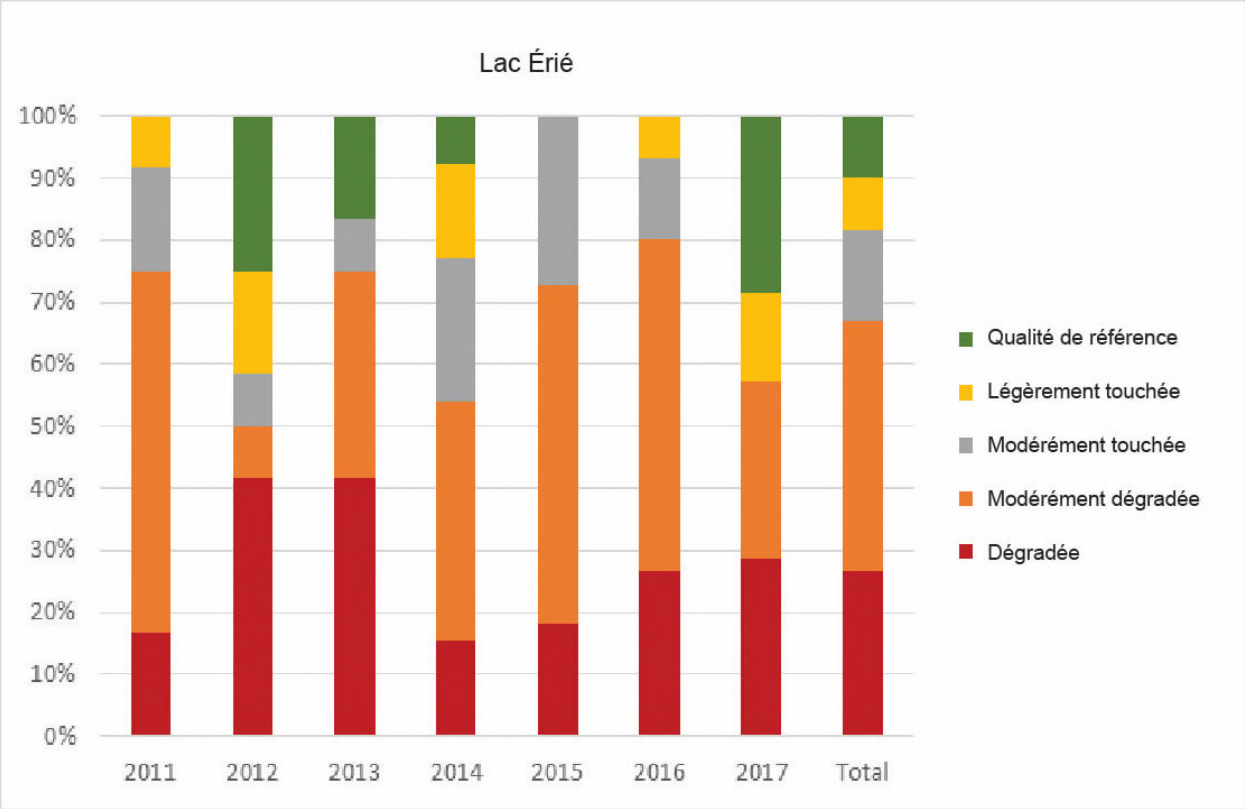


Figure 9. Pourcentage de sites du lac Érié faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse annuelle des communautés de poissons.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

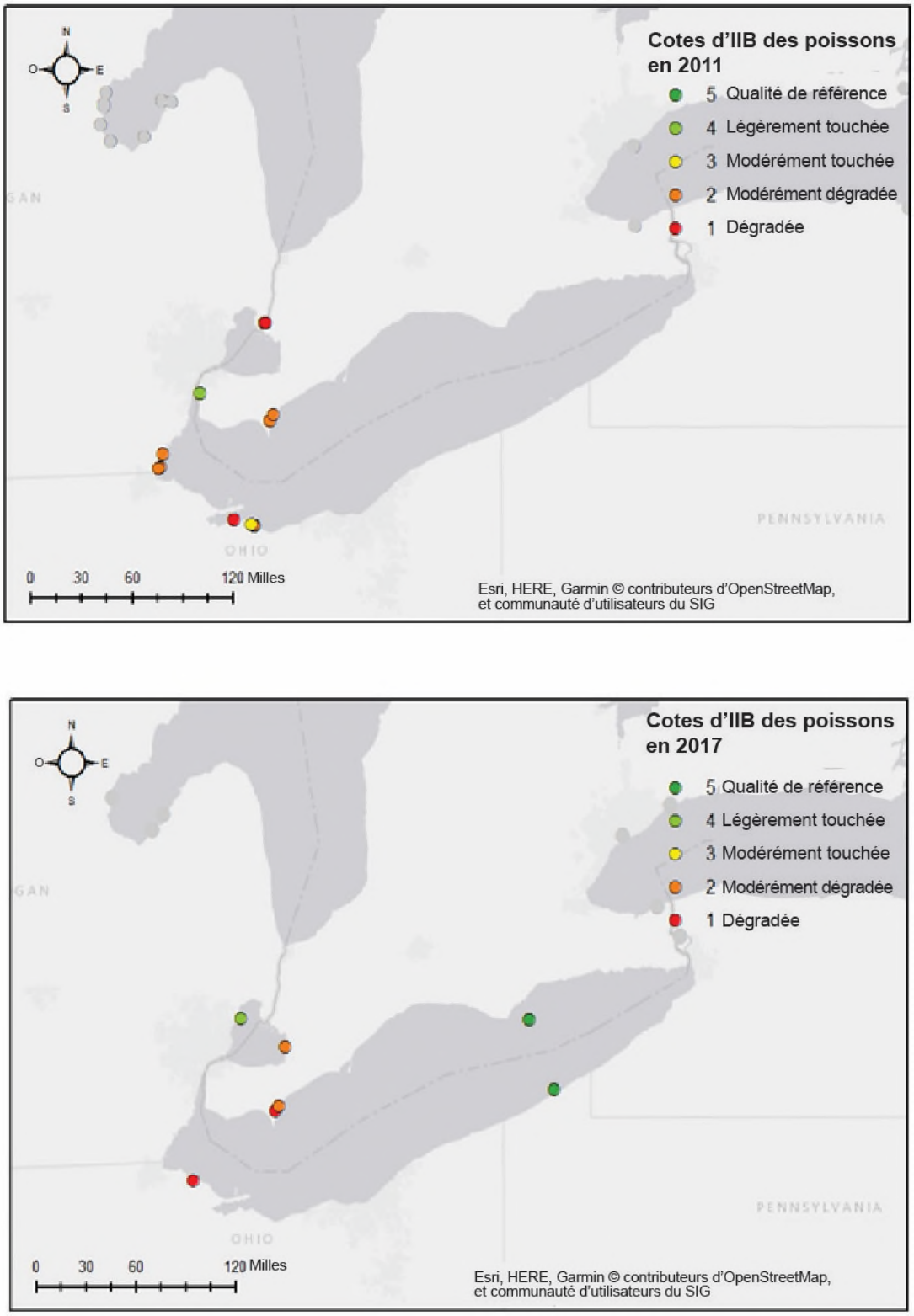


Figure 10. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Érié.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

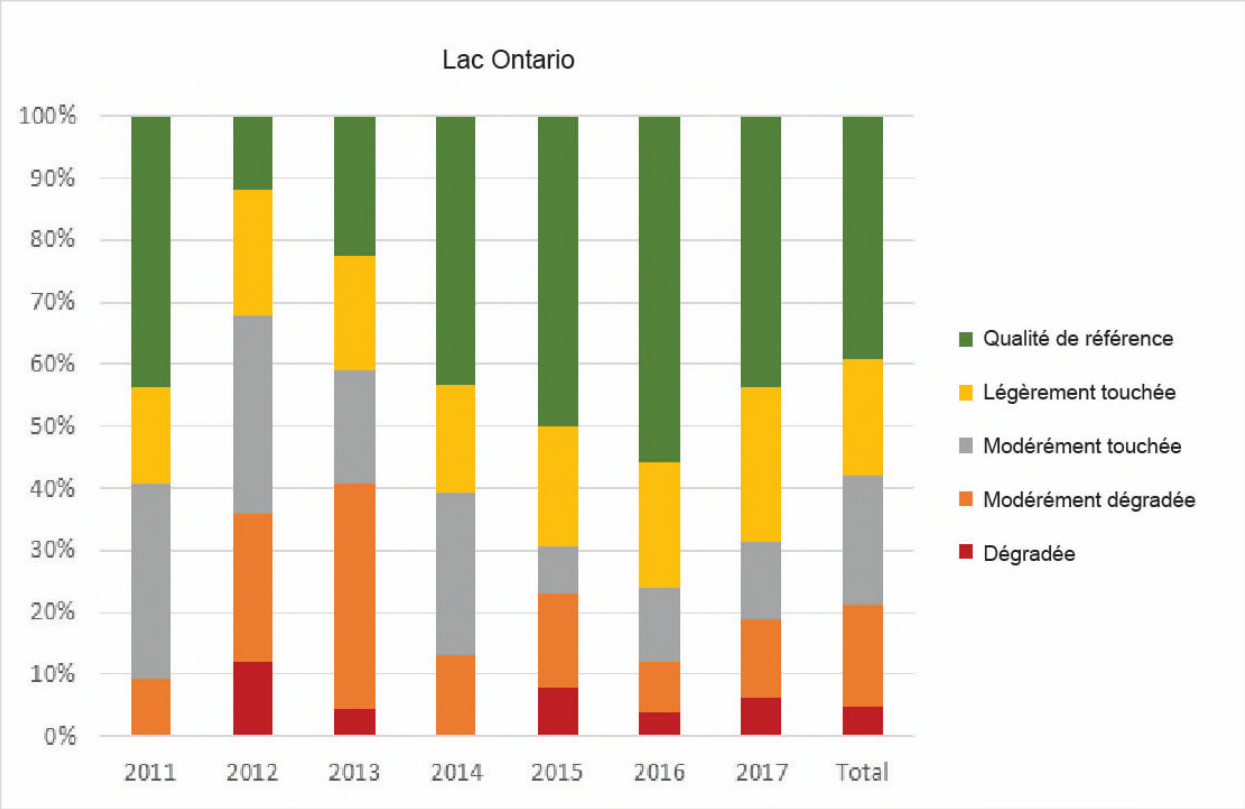


Figure 11. Pourcentage de sites du lac Ontario faisant partie de chaque catégorie d'IIB d'après l'analyse des communautés de poissons.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

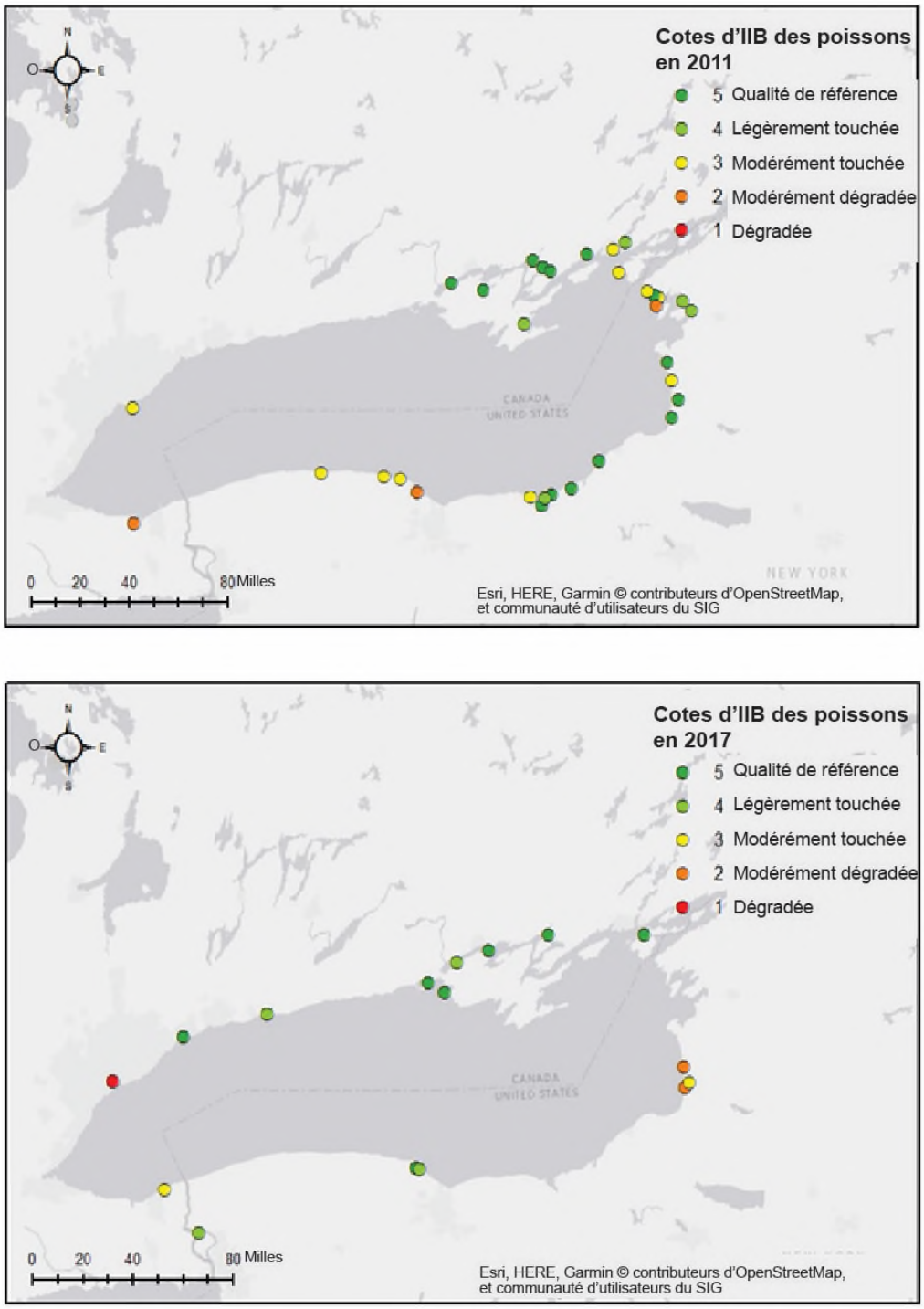


Figure 12. État des communautés de poissons des milieux humides côtiers en 2011 par rapport à 2017 dans le lac Ontario.
Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP)

Sous-indicateur : Amphibiens des terres humides côtières

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1995-2017) : S'améliore
Justification : L'indice de l'état écologique (IEE) moyen, un indicateur biotique objectif qui résume les observations normalisées des anoures reproducteurs (c.-à-d. des grenouilles, des rainettes et des crapauds de l'ordre des Anura) dans les terres humides côtières était de 6,5 (sur 10) selon les données de 2017, illustrant une importante hausse de 2,9 % par année au cours des 10 années précédentes. Veuillez remarquer que la situation et les tendances ont été déterminées de façon distincte pour l'évaluation globale, à partir des données de chacun des bassins lacustres, plutôt que de calculer la moyenne des évaluations lac par lac présentées ci-après.

Les définitions des situations évaluées et des tendances évaluées sont présentées après la section « Évaluation lac par lac ».

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme (1995-2017) : Indéterminée
Justification : L'IEE moyen s'élevait à 8,5 selon les données de 2017.

Lac Michigan
État: Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1995-2017) : Indéterminée
Justification : L'IEE moyen s'élevait à 8,3 selon les données de 2017 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative depuis les 10 années précédentes.

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1995-2017) : Indéterminée
Justification : L'IEE moyen s'élevait à 8,2 selon les données de 2017 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative depuis les 10 années précédentes.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1995-2017) : Inchangée
Justification : L'IEE moyen s'élevait à 4,4 selon les données de 2017 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative depuis les 10 années précédentes.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)
État: Passable
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1995-2017) : S'améliore
Justification : L'IEE moyen s'élevait à 5,9 selon les données de 2017, ce qui représente une importante hausse de 3,8 % au cours des 10 années précédentes.

Définitions des situations évaluées
Les indices normalisés (valeurs ou cotes de l'IEE) se situent entre 0 (condition médiocre, ou la condition la plus dégradée) et 10 (bonne condition, ou la moins dégradée). La situation sera déterminée en comparant l'IEE moyen dans les terres humides côtières de la plus récente année (pour le rapport de 2019, la situation repose sur les données de 2017) avec les percentiles basés sur les données de toutes les terres humides côtières de toutes les années depuis 2011 inclusivement. La couverture des terres humides côtières des Grands Lacs a été la meilleure depuis 2011 grâce à la mise en œuvre du programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program [CWMP]). Veuillez remarquer que les valeurs qui définissent les cotes Médiocre, Passable et Bonne présentées ci-après ne sont plus les mêmes que celles utilisées dans le rapport précédent (Tozer *et al.*, 2017), pour les raisons suivantes : 1) sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport; 2) nombre accru d'années de données utilisées pour le calcul des valeurs comparativement au dernier rapport.

Bon : La plupart ou toutes les composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; IEE > 66e percentile (pour le rapport de 2019, IEE > 7,7)
Passable : Certaines composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; 33e percentile ≤ IEE ≤ 66e percentile (pour le rapport de 2019, 5,0 ≤ IEE ≤ 7,7)
Médiocre : Très peu ou pas de composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable; IEE < 33e percentile (pour le rapport de 2019, IEE < 5,0)
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées
Les populations d'anoures reproducteurs régionales et locales fluctuent naturellement au fil du temps, et par conséquent, plusieurs années de données de surveillance permettant une couverture géographique adéquate dans l'ensemble des endroits ciblés seront nécessaires pour détecter toutes les tendances, sauf peut-être les plus évidentes. L'interprétation de ce sous-indicateur pourrait être améliorée par un examen parallèle des tendances observées dans d'autres sous-indicateurs des terres humides.

Les termes « S'améliore », « Inchangée » et « Se détériore » ont été appliqués en fonction de la moyenne géométrique des taux de changement (% de changement/année) d'un indice normalisé de la santé de l'écosystème fondé sur les anoures reproducteurs des terres humides, soit l'indice de l'état écologique, ou IEE (Howe *et al.*, 2007a, 2007b), à l'aide de l'équation 4 de Smith et coll. (2014). La signification statistique des tendances a été évaluée par la technique d'auto-amorçage paramétrique en R (R Core Team, 2015) avec le programme « boot » (Canty et Ripley, 2013) et 1 000 réplicats par auto-amorçage (bootstrap). Il était nécessaire de procéder à l'auto-amorçage de cette façon pour tenir compte de la précision variable de l'estimation annuelle de départ et de l'estimation annuelle de fin qui ont été utilisées pour le calcul de chacune des tendances. Les estimations des tendances à un intervalle de confiance de 95 % qui ne chevauchaient pas zéro (0) ont été considérées comme statistiquement significatives.

S'améliore : Augmentation statistiquement significative de l'IEE sur les 10 années les plus récentes.
Inchangée : Pas d'augmentation ni de diminution statistiquement significative de l'IEE sur les 10 années les plus récentes.
Se détériore : Diminution statistiquement significative de l'IEE sur les 10 années les plus récentes.
Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes permettre l'établissement d'une tendance.

Objectifs ou cibles
Les objectifs seront établis selon les données existantes. Des objectifs de rechange pourraient être utilisés dans certains cas, selon les données historiques ou l'opinion d'experts, si les auteurs le décident et le justifient. Les objectifs de ce sous-indicateur n'ont pas été définis pour le rapport de 2019, en raison de l'incertitude quant à la meilleure façon de calculer des objectifs significatifs. Les auteurs continuent de travailler à l'élaboration d'objectifs significatifs.

Raison d'être du sous-indicateur
Évaluer la situation et les tendances qui ont trait à la santé de l'écosystème des terres humides côtières des Grands Lacs en mesurant directement la composition et l'abondance relative des anoures reproducteurs, et déduire l'état de l'habitat des terres humides côtières en ce qui concerne la santé de cette composante importante sur les plans écologique et culturel des communautés des terres humides.

Objectif pour l'écosystème
Les terres humides côtières offrent un habitat essentiel aux divers stades du cycle biologique de nombreuses espèces sauvages, dont les anoures, qui sont reconnus pour leur sensibilité à la contamination environnementale et à la dégradation de l'habitat et qui constituent un élément important des chaînes trophiques de la zone côtière des Grands Lacs. La conservation des terres humides côtières restantes et la restauration des terres humides qui ont été dégradées ou détruites sont des composantes vitales de la remise en état de l'écosystème des Grands Lacs, et ce sous-indicateur peut être utilisé pour présenter les progrès réalisés vers l'atteinte d'un tel objectif.

Ce sous-indicateur appuie notamment le travail visant à atteindre le cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure
Contexte : Les anoures reproducteurs des terres humides sont influencés par les composantes physiques, chimiques et biologiques des terres humides et des paysages avoisinants. Par exemple, l'occurrence ou la réussite de la reproduction de plusieurs espèces dans le bassin des Grands Lacs diminue à mesure (1) que la taille des terres humides diminue; (2) que l'habitat des terres humides et le couvert naturel dans les paysages avoisinants diminuent ou que leur qualité se dégrade; et (3) que la pollution causée par les pesticides, les herbicides et le ruissellement des sédiments augmente (Hecnar, 1995; Hecnar et M'Closkey, 1996, 1998; Bishop *et al.*, 1999; Crosbie et Chow Fraser, 1999; Kolozsvary et Swihart, 1999; Houlahan et Findlay, 2003; Price *et al.*, 2004; Brazner *et al.*, 2007a, 2007b; Gagné et Fahrig, 2007; Eigenbrod *et al.*, 2008a, 2008b). L'occurrence ou l'abondance des anoures sensibles qui se reproduisent dans les terres humides est par conséquent un indicateur précieux de la santé des milieux humides et du paysage environnant.

Données : Plusieurs initiatives assurent la surveillance des anoures reproducteurs des terres humides des Grands Lacs. Le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL) d'Études d'Oiseaux Canada, qui a débuté en 1995 et a été exécuté chaque année depuis lors dans les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays dans une bonne partie du bassin des Grands Lacs, est une de celles qui existent depuis le plus longtemps (Tozer, 2013, 2016). Certains des rapports produits antérieurement pour ce sous-indicateur ne reposent que sur les données de ce programme à grande échelle toujours en cours (p. ex., Tozer, 2014). De 2001 à 2005, le Natural Resource Research Institute (NRRI) de l'Université du Minnesota à Duluth a mené un ambitieux projet multi-établissements d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (Great Lakes Environmental Indicator Project [GLEI]) qui visait à évaluer la santé biotique globale des terres humides côtières dans la partie étatsunienne des Grands Lacs (Howe *et al.*, 2007a, 2007b; Hanowski *et al.*, 2007a, 2007b). Plus récemment, le programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP), mené par l'Université du centre du Michigan, a été lancé en 2011, et il est prévu qu'il se poursuivre au moins jusqu'en 2020 partout dans les zones côtières canadiennes et étatsuniennes des Grands Lacs (Uzarski *et al.*, 2017). Ces projets et programmes sont conçus un peu différemment, mais ils s'appuient sur des dénombrements ponctuels normalisés, d'une durée fixe, qu'il est possible d'adapter pour maximiser la compatibilité entre les projets. Pour réunir un grand nombre de participants bénévoles ayant reçu de la formation afin d'obtenir de gros échantillons à un coût relativement peu élevé, le PSMGL permet aux participants de choisir les terres humides qu'ils échantillonneront et les points d'échantillonnage au sein de ces dernières. Cette méthode se justifie si on suppose que ces sites d'échantillonnage sont représentatifs des terres humides de la région visée. Par contre, dans le cadre des projets GLEI et le CWMP, les terres humides à échantillonner sont choisies par un échantillonnage aléatoire stratifié, et du personnel professionnel rémunéré effectue les relevés à des points d'échantillonnage situés au sein de ces terres. Néanmoins, tous les projets et programmes ciblent des terres humides dominées par des espèces végétales émergentes non ligneuses, comme les massettes (*Typha* spp.) et les carex (*Carex* spp.), et les points d'échantillonnage se trouvent dans les terres humides. Dans le présent rapport, les ensembles de données mentionnés ci-dessus ont été réunis afin de générer une analyse exhaustive de la situation des anoures reproducteurs des terres humides côtières des Grands Lacs, de la tendance les concernant, et de la santé des terres humides auxquelles ils sont associés.

Relevés : Les anoures ont été dénombrés jusqu'à une distance illimitée depuis un point (appelé ci-après, « point d'échantillonnage ») situé près de l'interface (le littoral) entre les terres humides et l'arrière-pays d'un milieu humide. Jusqu'à 6 points d'échantillonnage pouvaient être utilisés pour un même milieu humide, selon sa taille. Chacun de ces points a fait l'objet d'un dénombrement de trois minutes, à trois reprises, à au moins 10 ou 15 jours d'intervalle, pendant la saison principale de reproduction des anoures, en règle générale entre la fin de mars et le début

de juillet. Les dénombrements ont eu lieu la nuit, entre une demi-heure et 4,5 heures après le coucher de soleil local et seulement lorsque les conditions météorologiques étaient propices à la détection de toutes les espèces présentes (pas de fortes précipitations ni de précipitations persistantes; vent : 0-3 sur l'échelle de Beaufort, 0-19 km/h). Le premier dénombrement de la saison a eu lieu lorsque la température de l'air pendant la nuit a atteint plus de 5 °C environ, le deuxième lorsque la température de l'air nocturne a atteint plus de 10 °C environ et le troisième lorsque la température a atteint plus de 17 °C environ. À quelques exceptions près, les seuls emplacements échantillonnés se trouvaient sur le littoral, en raison des problèmes de sécurité sur l'eau, la nuit. Les protocoles utilisés par chacun des projets étaient semblables à celui du Programme de surveillance des amphibiens de l'Amérique du Nord (Weir *et al.*, 2009, 2014).

Analyse : Il existe de nombreuses méthodes d'analyse des données sur les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières des Grands Lacs. Certaines analyses antérieures effectuées pour le présent rapport reposaient sur la situation séparée de huit espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides et la tendance séparée concernant leur présence (p. ex., Tozer, 2014). Il est possible également d'utiliser divers indices de la santé des milieux humides, qui associent les données d'une série d'espèces (p. ex., Chin *et al.*, 2014). Cette dernière façon de procéder est probablement plus objective et plus pratique pour les besoins du rapport État des Grands Lacs (aussi appelé rapport de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs [CÉÉGL]) parce qu'elle fournit une seule mesure englobante qui représente la réaction collective des espèces d'anoures reproducteurs à l'état des terres humides. Les mesures portant sur plusieurs espèces, comme l'indice largement utilisé de l'intégrité biotique pour les poissons (Karr et Chu, 1999) et le coefficient moyen de conservatisme pour les végétaux (Taft *et al.*, 1997), sont robustes lorsqu'elles sont testées par rapport à des gradients de stress connus et comprennent suffisamment d'espèces pour permettre les calculs malgré l'absence de certaines espèces en raison de facteurs externes. Par exemple, une espèce résidente ayant une grande aire de répartition peut ne pas être détectée parce que, par hasard, tous les individus locaux de cette espèce sont absents des parcelles d'échantillonnage ou sont inactifs pendant la période d'échantillonnage. De même, une espèce peut être absente de terres humides de haute qualité en raison de facteurs non liés à l'habitat, par exemple une épidémie régionale touchant les individus indépendamment de l'état des terres humides.

Dans le présent rapport, nous avons évalué la santé des communautés d'anoures basée sur les données de plusieurs espèces dans tout le bassin des Grands Lacs (Howe *et al.*, 2007a, 2007b; Hanowski *et al.*, 2007a, 2007b; Tozer 2013). Des données quantitatives ont été utilisées pour les anoures reproducteurs à plusieurs milliers de points d'échantillonnage partout dans les Grands Lacs, au Canada et aux É.-U. Pour 806 de ces points d'échantillonnage, des données quantitatives étaient disponibles concernant trois potentiels facteurs de stress environnementaux : 1) l'intensité de l'agriculture dans le bassin versant qui alimente les terres humides, 2) l'aménagement du paysage non agricole, comme les routes, les bâtiments et la densité de la population humaine dans le bassin d'alimentation et 3) la superficie et la fragmentation des terres humides, une mesure donnée par la superficie totale des terres humides à moins de 1 km du centre des terres humides échantillonnées. Pour des raisons de commodité, ces facteurs sont respectivement appelés dans le présent rapport « agriculture », « aménagement » et « superficie des terres humides ». De toute évidence, de nombreux autres facteurs de stress ont une incidence sur les communautés d'anoures dans les terres humides côtières, mais l'intensité de l'agriculture, l'aménagement et la superficie des terres humides fournissent des points de repère quantitatifs qui peuvent être suivis et à l'aide desquels il est possible de déterminer les variables des communautés et des espèces sensibles (Brazner *et al.*, 2007a, 2007b). Les espèces qui sont sensibles à ces variables liées au paysage facilement mesurables sont probablement vulnérables à d'autres facteurs de stress non mesurés. Les valeurs propres au site pour chacun des trois facteurs de stress mesurés (intensité de l'agriculture, aménagement et destruction des terres humides ou des habitats) ont été combinées par analyse des composantes principales en un gradient unique qui évalue l'« empreinte humaine » associée à un milieu humide donné.

Pour éviter d'avoir une quantité excessive de zéros (absences) dans les données, chacun des 806 sites pour lesquels les données environnementales étaient disponibles et s'étant vu attribuer une cote globale d'« empreinte humaine » a été placé dans des lots de 10 points d'échantillonnage chacun (6 points pour le dernier lot) présentant des mesures similaires de stress environnemental. Autrement dit, les 10 sites ayant obtenu les pires cotes d'« empreinte humaine » ont été placés dans le premier lot, puis les 10 sites ayant obtenu les deuxièmes pires cotes d'« empreinte humaine » ont été placés dans le deuxième lot, et ainsi de suite, jusqu'au 81e et dernier lot constitué des 6 sites présentant les meilleures cotes d'« empreinte humaine ». Cette méthode a établi un nouveau gradient de 81 lots reposant sur la cote moyenne d'« empreinte humaine » des sites de chaque lot, allant des plus touchés (0) aux moins touchés (10). Pour chaque espèce ou groupe d'espèces d'anoures, une courbe de réponse aux facteurs de stress (fonctions de réponse biotique [RB]) a été établie à partir de la probabilité de présence dans chacun des 81 lots

(figure 1). Les valeurs de probabilité correspondent simplement à la proportion de points d'échantillonnage de chaque lot où chaque espèce ou groupe d'espèces d'anoures était présent. La probabilité de présence de chaque espèce ou groupe d'espèces dans le gradient de stress environnemental (« empreinte humaine ») fondé sur des lots de sites peut être décrite par une fonction de trois paramètres similaire à la distribution normale (Gnass Giese *et al.*, 2015). Les cotes attribuées aux nouveaux sites, selon la présence ou l'absence de huit espèces ou groupes d'espèces (tableau 1), reposent sur ces fonctions de RB (figure 1). Les paramètres de la fonction mathématique de l'ajustement optimal ont été estimés par itération en R (R Core Team, 2015) à l'aide du programme « iec » (https://github.com/ngwalton/iec – site en anglais). Les trois paramètres (la moyenne, l'écart-type et la hauteur) décrivent une fonction gaussienne tronquée ou en forme de cloche ayant un intervalle de 0-10.

La santé des terres humides côtières a par la suite été évaluée à l'aide de l'*indice de l'état écologique* (IEE), un indicateur biotique objectif présenté par Howe *et al.* (2007a, 2007b), amélioré par Gnass Giese *et al.* (2015) et comparé à d'autres indices semblables (à l'aide de données sur les oiseaux) par Chin *et al.* (2015). En consignant les espèces présentes dans un milieu humide, on peut essentiellement travailler à rebours par itération afin d'obtenir un ajustement optimal de l'IEE à partir des fonctions de RB obtenues précédemment. Le processus informatique intensif optimise la fonction de probabilité, qui est la somme des probabilités (d'après les fonctions de RB) relatives aux espèces qui étaient présentes sur le site, plus la somme de un moins les probabilités (c.-à-d. les probabilités de ne pas trouver) relatives aux espèces qui étaient absentes du point d'échantillonnage. La présence des espèces ayant déjà manifesté leur préférence pour les terres humides qui subissent peu de stress sera signe de conditions écologiquement saines et mènera à l'attribution de cotes élevées pour l'IEE. À l'inverse, les espèces (ou les variables biotiques connexes) qui préconisent les terres humides où le stress est important seront indicatrices de conditions dégradées ou écologiquement malsaines, et les cotes de l'IEE seront faibles. Cette méthode ressemble à d'autres approches pour la mise au point d'indicateurs environnementaux, mais le cadre de l'IEE établit un lien explicite entre les facteurs de stress et les variables biotiques, et donne par conséquent une image claire de ce que notre indicateur « indique » vraiment. Une description plus détaillée de la méthodologie de l'IEE est présentée dans un document distinct (Howe *et al.*, *en prép.*) et à l'adresse http://www.uwgb.edu/BIODIVERSITY/forest-index/iec.asp – site en anglais). La série définitive des fonctions de RB utilisée pour calculer les IEE comportait huit espèces (tableau 1). Les espèces rares et les espèces rarement présentes dans les milieux humides ont été exclues, ce qui a donné une mesure indicatrice qui représente l'assemblage d'anoures associé aux terres humides côtières.

Les IEE pour chacun des points d'échantillonnage ont été calculés pour chaque année en fonction des espèces détectées au cours d'une ou plusieurs visites sur le terrain. Il est préférable de calculer les IEE selon la présence ou l'absence des espèces (au lieu de se fier à un indice d'abondance), car cela réduit les effets des différences sur le plan de la détectabilité. La moyenne des IEE à l'échelle des points de tous les points d'échantillonnage a ensuite été calculée pour chaque année pour chacune des terres humides ou chacun des complexes de terres humides, ce qui corrigeait le biais lié aux terres humides renfermant un nombre différent de points d'échantillonnage. Des diagrammes de quartiles de ces IEE moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides côtières de chacun des bassins et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs (ci-après, « globalement ») sont présentés pour chaque année. C'est sur ces moyennes à l'échelle des terres humides que reposent les évaluations des situations et des tendances, mais des mesures de l'IEE ont également été calculées pour les terres humides de l'arrière-pays et ont été utilisées uniquement à des fins de comparaison, et non pour les évaluations des situations ou des tendances. De plus, pour l'année la plus récente (2017), des diagrammes de quartiles des IEE moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides côtières de chacun des bassins et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs sont présentés afin d'illustrer la situation actuelle par rapport aux valeurs descriptives pour les situations « Médiocre », « Passable » et « Bonne ». Des diagrammes de densité des IEE moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides et celles de l'arrière-pays de chacun des bassins fondés sur les cinq plus récentes années de données (2013-2017) sont présentés afin d'illustrer la variation des distributions. Pour mieux illustrer les distributions, ces mêmes données pour les terres humides côtières sont également cartographiées à l'échelle de chacun des bassins. Pour le calcul des diagrammes de densité et l'élaboration des cartes, une moyenne pluriannuelle a été calculée à partir des IEE annuels moyens à l'échelle des terres humides pour les terres humides qui ont été échantillonnées sur plusieurs années, et les cinq plus récentes années de données (2013-2017) ont été utilisées pour accroître la taille des échantillons. Afin de mieux illustrer les tendances générales sur les cartes, l'outil de conversion des entités ponctuelles en jeu de données matricielles a été utilisé dans ArcGIS afin de calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, et l'outil de statistiques focales a été utilisé sur les moyennes obtenues afin de calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire de deux cellules, appelée « IEE lissé ».

État écologique

Couverture des données : L'ensemble de données pour l'établissement des scores était formé des IEE moyens annuels à l'échelle des terres humides basés sur 52 860 dénombrements ponctuels effectués à 4 758 points d'échantillonnage dans 1 749 terres humides pendant 23 ans, de 1995 à 2017, dans tout le bassin des Grands Lacs (figure 2). Le nombre d'années au cours desquelles le dénombrement a été effectué dans chacune des terres humides allait de 1 à 23, la moyenne étant de 3,5 ± 3,49 (écart-type). La variation spatiale de l'emplacement des points échantillonnés était surtout due à la variation naturelle de la distribution des terres humides côtières des Grands Lacs et aux différences dans la participation des observateurs au PSMGL, un programme à grande échelle exécuté depuis longtemps (figure 2). La majorité des terres humides où les dénombrements ont été réalisés se trouvaient sur les côtes (n = 1 114; 64 %) plutôt que dans l'arrière-pays (n = 635; 36 %), parce que le GLEI et le CWMP sont des programmes qui ne portent que sur les terres humides côtières, alors que le PSMGL procède à des dénombrements tant dans les terres humides côtières que celles de l'arrière-pays (figure 2).

Le nombre de terres humides où le dénombrement a été effectué (268 ± 117 [moyenne ± écart-type]) allait de 114 à 442 par année, beaucoup plus de relevés ayant été réalisés dans les terres humides de 2011 à 2014, parce que le CWMP était exécuté ces années-là (figure 3). La couverture annuelle a aussi été plus grande dans le lac Érié et le lac Ontario que dans le bassin d'amont des Grands Lacs, surtout parce que la couverture du PSMGL est plus étendue dans le bassin des lacs d'aval; la couverture annuelle a également été plus grande sur les côtes que dans les terres humides de l'arrière-pays (figure 3). Le nombre de terres humides disponibles pour les relevés était également différent d'un endroit à l'autre, puisque certaines sections du littoral des Grands Lacs n'ont à peu près pas ou carrément pas de terres humides.

Globalement : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a fluctué entre 3,5 et 6,6 de 1995 à 2017, a connu une hausse marquée de 2,9 %/année (1,5-4,4) [limites de confiance inférieure et supérieure de 95 %] au cours des 10 dernières années (tableau 2, figure 4), est s'est établi à 6,5 (sur 10) selon les données de 2017 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation relative à la santé des terres humides côtières basée sur les communautés d'anoures dans l'ensemble des Grands Lacs est « Passable », et la tendance indique qu'elle « S'améliore », bien que la tendance « S'améliore » ne soit peut-être pas réelle, tel qu'il en sera question au prochain paragraphe ainsi qu'à la section Discussion. De façon générale, les IEE ont été plus faibles dans la portion sud du bassin des Grands Lacs, au sud du Bouclier canadien, où les empreintes liées à l'agriculture et à l'aménagement sont plus évidentes et solides (figures 6 et 7). À l'inverse, l'IEE moyen dans les terres humides de l'arrière-pays n'a globalement pas augmenté ni diminué de façon significative au cours des 10 dernières années, et était plus élevé que celui des terres humides côtières pour la majorité des années (tableau 2; figures 4 et 7).

La situation est passée de « Médiocre » à « Passable », et la tendance est passée d'« Inchangée » à « S'améliore ». Ces changements de la situation et de la tendance peuvent être attribuables à un ou plusieurs facteurs : 1) sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport (Tozer *et al.*, 2017); 2) améliorations importantes attribuables au programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP) depuis 2011 concernant la couverture géographique des terres humides côtières du lac Supérieur et des portions septentrionales des lacs Michigan et Huron, où les communautés d'anoures ont tendance à être moins exposées à des facteurs de stress; 3) changements dans les niveaux des lacs, ce qui peut entraîner une modification radicale de certains sites ou de la qualité des milieux humides côtiers des anoures reproducteurs et des IEE connexes. Le calcul des tendances sera plus fiable dans les futurs rapports en raison du maintien du CWMP, qui permettra une couverture plus uniforme des terres humides côtières pour les 10 années les plus récentes. De plus, à mesure que le nombre d'années d'échantillonnage s'accumule, la capacité à détecter des changements augmente elle aussi.

Lac Supérieur : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 2,0 et 10,0 de 1995 à 2017 (figure 4) et s'est établi à 8,5 selon les données de 2017 (figure 5). Dans le cadre du présent rapport, il a été conclu qu'il n'y avait pas suffisamment de renseignements pour réaliser un test fiable de signification statistique pour les tendances. Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Supérieur est « Bonne », et la tendance est « Indéterminée ». Des tendances quelque peu contrastées semblent se dessiner dans les terres humides de l'arrière-pays du bassin versant du lac Supérieur, bien qu'il ait été conclu que la taille des échantillons était trop faible pour en être certain (figures 4 et 7). Même si les paysages de la zone côtière du lac Supérieur sont généralement non agricoles et peu aménagés par rapport aux terres humides des lacs plus au sud (Bourgeau-Chavez *et al.*, 2015), les terres humides côtières du lac Supérieur (à quelques exceptions notables près) sont relativement petites, ce qui contribue du moins en partie à certaines des cotes peu élevées obtenues comparativement à celles des autres lacs (figures 4 à 7).

La situation est passée de « Passable » à « Bonne », et la tendance est passée d'« Inchangée » à « Indéterminée ». Ce

changement de la situation peut être attribuable à une sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport, ou à des changements dans les niveaux du lac, ce qui peut entraîner une modification radicale de certains sites ou de la qualité des milieux humides côtiers des anoures reproducteurs et des IEE connexes. Pour le présent rapport, les renseignements actuels ne permettent pas de réaliser un test fiable de signification statistique pour les tendances. Le calcul des tendances sera plus fiable dans les futurs rapports en raison du maintien du CWMP, qui permettra une couverture plus uniforme des terres humides côtières pour les 10 années les plus récentes. De plus, à mesure que le nombre d'années d'échantillonnage s'accumule, la capacité à détecter des changements augmente elle aussi.

Lac Michigan : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 0,3 et 8,4 de 1995 à 2017 (figure 4) et s'élevait à 8,3 selon les données de 2017 (figure 5). Dans le cadre du présent rapport, nous avons conclu qu'il n'y avait pas suffisamment de renseignements pour réaliser un test fiable de signification statistique pour les tendances. Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Michigan est « Bonne », et la tendance est « Inchangée ». Des tendances quelque peu contrastées semblent se dessiner dans les terres humides de l'arrière-pays du bassin versant du lac Michigan, bien qu'il ait été conclu que la taille des échantillons était trop faible pour en être certain (figures 4 et 7). Certaines des terres humides côtières de meilleure qualité pour les anoures sont situées dans le lac Michigan, même si les facteurs de stress liés à l'agriculture et à l'aménagement sont assez puissants dans certaines parties des zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan *et al.*, 2013; Bourgeau-Chavez *et al.*, 2015).

La situation est passée de « Médiocre » à « Bonne », et la tendance n'a pas changé depuis le dernier rapport. Le changement de la situation peut être attribuable à une sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport, ou à des changements dans les niveaux du lac, ce qui peut entraîner une modification radicale de certains sites ou de la qualité des milieux humides côtiers des anoures reproducteurs et des IEE connexes.

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys) : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 5,2 et 8,7 de 1995 à 2017, n'a pas augmenté ou diminué de façon significative au cours des 10 dernières années (tableau 2, figure 4), et s'est établi à 8,2 selon les données de 2017 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Huron est « Bonne », et la tendance est « Inchangée ». Des chiffres similaires ont été obtenus pour les terres humides de l'arrière-pays du bassin versant du lac Huron (tableau 2; figures 4 et 7). Certaines des terres humides côtières de meilleure qualité pour les anoures sont situées dans le lac Huron, même si les facteurs de stress liés à l'agriculture et à l'aménagement sont assez puissants dans certaines parties des zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan *et al.*, 2013; Bourgeau-Chavez *et al.*, 2015).

La situation est passée de « Passable » à « Bonne », et la tendance n'a pas changé depuis le dernier rapport. Le changement de la situation peut être attribuable à une sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport, ou à des changements dans les niveaux du lac, ce qui peut entraîner une modification radicale de certains sites ou de la qualité des milieux humides côtiers des anoures reproducteurs et des IEE connexes.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair) : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 3,5 et 5,4 de 1995 à 2017, n'a pas augmenté ou diminué de façon significative au cours des 10 dernières années (tableau 2, figure 4), et s'est établi à 4,4 selon les données de 2017 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Érié est « Médiocre », et la tendance est « Inchangée ». Des chiffres similaires ont été obtenus pour les terres humides de l'arrière-pays du bassin versant du lac Érié (tableau 2; figures 4 et 7). De tous les bassins lacustres, celui du lac Érié a présenté le plus faible IEE moyen pour les terres humides côtières, étant à peine moins bonne que celui du lac Ontario (figures 5 à 7).

La situation et la tendance n'ont pas changé depuis le dernier rapport.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent) : L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 2,1 et 5,9 de 1995 à 2017, a connu une hausse importante de 3,8 %/année (1,0-6,7) [limites de confiance inférieure et supérieure de 95 %] au cours des 10 dernières années (tableau 2, figure 4) et s'est établi à 5,9 selon les données de 2017 (figure 5). Selon ces chiffres, la situation de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures dans le lac Ontario est « Passable », et la tendance « S'améliore ». Des chiffres similaires ont été obtenus pour les terres humides de l'arrière-pays du bassin versant du

lac Ontario (tableau 2; figures 4 et 7). De tous les bassins lacustres, celui du lac Ontario a présenté le deuxième plus faible IEE moyen pour les terres humides côtières, étant légèrement meilleur que celui du lac Érié (figures 5 à 7).

La situation est passée de « Médiocre » à « Passable », et la tendance est passée d'« Inchangée » à « S'améliore **»**. Le changement de la situation peut être attribuable à une sensibilité accrue des paramètres utilisés pour le calcul de l'IEE comparativement au dernier rapport, ou à des changements dans les niveaux du lac, ce qui peut entraîner une modification radicale de certains sites ou de la qualité des milieux humides côtiers des anoures reproducteurs et des IEE connexes.

Discussion : À l'échelle du bassin des Grands Lacs, la situation actuelle de la santé des terres humides côtières fondée sur les communautés d'anoures reproducteurs est « Passable » : la situation du lac Supérieur, du lac Michigan et du lac Huron est « Bonne », celle du lac Ontario est « Passable » et celle du lac Érié est « Médiocre » (soulignons qu'un processus distinct de détermination de la situation et de la tendance a été mené aux fins de l'évaluation globale à partir des données de chacun des bassins lacustres, et non à partir de la moyenne des évaluations lac par lac). De plus, il a été conclu que les IEE côtiers qui sont plus près de l'extrémité « Médiocre » du gradient de l'état écologique sont plus communs dans la portion sud du lac Michigan et dans l'ensemble du lac Érié et du lac Ontario, comparativement au lac Supérieur et au lac Huron (figure 6). Ces chiffres sont probablement la conséquence de ce qu'un plus grand stress d'origine anthropique est imposé par l'agriculture, l'aménagement et, peut-être, la perte de terres humides dans le lac Michigan au sud du Bouclier canadien, et dans la totalité des lacs Érié et Ontario, que dans le lac Supérieur et la plupart des parties du lac Huron (Allan et al., 2013; Bourgeau-Chavez *et al.*, 2015; Danz *et al.*, 2007; Niemi *et al.*, 2009). Comme le bassin du lac Érié présentait le plus faible IEE moyen côtier de tous les bassins lacustres, la santé des terres humides côtières du lac Érié semble être particulièrement compromise comparativement aux terres humides des autres bassins lacustres. Le faible IEE moyen côtier peut également indiquer que le lac Érié est exposé à des facteurs de stress uniques ou à un niveau relativement élevé de facteurs de stress comparativement à ce à quoi font face les autres bassins lacustres. Néanmoins, il existe encore des terres humides côtières de haute qualité dans tous les Grands Lacs (figure 5). En recueillant des données sur les différences entre l'état de santé des terres humides et en les illustrant de cette façon, l'analyse fournit une base unique pour l'évaluation des changements à long terme de la qualité des terres humides et la quantification de la réussite des activités de remise en état de terres humides, de régions et de tout le bassin des Grands Lacs. Une analyse plus détaillée de la réponse des espèces à chacun des facteurs de stress existe, mais les résultats dépassent la portée de ce rapport, qui présente l'état des sites selon un facteur de stress multivarié constitué par une « empreinte anthropique » qui incorpore les mesures des trois variables (agriculture, aménagement et superficie des terres humides.

Dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, la santé des terres humides côtières fondée sur les anoures reproducteurs des terres humides a augmenté de façon significative au cours des dix dernières années, avec des tendances positives non significatives dans la plupart des bassins lacustres individuels au cours de la même période (tableau 2, figure 4). La cause de l'augmentation récente des IEE n'est pas claire. Un facteur qui pourrait contribuer à expliquer l'augmentation récente des IEE au cours des dix dernières années est que, depuis 2011, la couverture des relevés dans les terres humides côtières du bassin des Grands Lacs s'est considérablement améliorée, en particulier dans les Grands Lacs d'amont, grâce à la mise en œuvre du CWMP (figure 3). Ce changement de couverture peut avoir dérouté une partie ou l'ensemble des tendances « S'améliore », bien que l'on ignore dans quelle mesure. Autrement dit, une certaine partie des améliorations pourraient être attribuables aux différences entre les sites échantillonnés avant et après 2011. Une combinaison d'améliorations apportées à la couverture des relevés et de facteurs inconnus pourrait avoir contribué aux apparentes hausses des IEE présentées dans le présent rapport. De plus, dans un effort continu d'améliorer le rendement et l'utilité des IEE pour ce sous-indicateur, la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer les IEE a été améliorée. Dans le rapport de 2017, Les IEE étaient fondés sur 7 espèces ou groupes d'espèces d'anoures reproducteurs des terres humides, tandis que le présent rapport de 2019 se sert de 8 espèces ou groupes d'espèces, avec l'ajout de la grenouille des bois (*Rana sylvatica*). Cette modification des paramètres a peut-être eu une incidence sur certaines différences entre le rapport de 2017 et le présent rapport, comme le changement de la situation et de la tendance globales, qui sont passées respectivement de « Médiocre » et « Inchangée » dans le rapport de 2017 à « Passable » et « S'améliore » dans le présent rapport de 2019.

Une autre explication pourrait être que la récente amélioration des IEE côtiers au cours des 10 dernières années soit en partie attribuable à une réelle amélioration de l'état des terres humides côtières. Un indice de la qualité de l'eau s'est significativement amélioré dans 22 terres humides le long du littoral canadien du lac Ontario entre 2003 et 2014 (Croft-White *et al.*, 2017). L'amélioration de la qualité de l'eau, qui est une indication de l'amélioration parallèle de l'habitat des anoures reproducteurs des terres humides (Boyer et Grue, 1995; Bishop *et al.*, 1999;

Macecek et Grabas, 2011), pourrait également avoir contribué à la hausse des IEE fondés sur les anoures reproducteurs des terres humides côtières qui a été observée dans le lac Ontario, et peut-être même au-delà au cours de la même période.

Outre l'évaluation de la situation et de la tendance relative à la santé des terres humides côtières, la situation et la tendance des terres humides de l'arrière-pays ont été examinées à des fins de comparaison (figures 4 et 7). Par suite de différences entre la taille des échantillons, la possibilité de comparer les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays était bonne pour le lac Érié et le lac Ontario, alors qu'elle était limitée pour les autres bassins lacustres. Dans certains bassins lacustres, des tendances similaires entre les terres humides côtières et de l'arrière-pays ont été observées, alors que dans d'autres bassins lacustres, des tendances quelque peu différentes sont ressorties (tableau 2, figure 4). La santé des terres humides, telle qu'elle est représentée par les anoures reproducteurs des terres humides, réagit donc peut-être, dans certains bassins versants, aux différences de l'intensité des facteurs de stress dans les terres humides côtières et dans celles de l'arrière-pays. Par exemple, une étude antérieure qui n'a utilisé que l'ensemble de données du PSMGL a observé que les espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides occupaient moins les marais côtiers que les marais de l'arrière-pays (Tozer, 2013). De même, des changements dans les niveaux des lacs peuvent entraîner une modification radicale de certains sites ou de la qualité des milieux humides côtiers des anoures reproducteurs et des IEE connexe**s**, ce qui pourrait contribuer aux tendances « S'améliore » obtenus pour les terres humides côtières dans le cadre du présent rapport. Si les niveaux des lacs contribuent davantage à la modification de la qualité de l'habitat et des assemblages connexes d'anoures dans les terres humides des Grands Lacs que dans les terres humides de l'arrière-pays, les terres humides de l'arrière-pays, moins sujettes à des fluctuations, situées près de la zone côtière pourraient être des réservoirs importants de populations à certaines périodes. Il faut donc continuer d'échantillonner les terres humides côtières de même que celles de l'arrière-pays partout dans le bassin des Grands Lacs pour suivre et évaluer complètement la santé des écosystèmes en se fondant sur les anoures partout dans la région.

La situation globale « Passable » et la tendance globale « S'améliore » pour les terres humides côtières de tout le bassin des Grands Lacs font contraste avec celles dont il avait été fait état dans certains rapports antérieurs relatifs à ce sous-indicateur (situation globale « Médiocre » et tendance globale « Se détériore ») basés sur la prévalence de tendances négatives significatives en matière d'occupation par huit espèces ou groupes d'espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides et utilisant uniquement l'ensemble de données du PSMGL (p. ex., Tozer, 2014). L'apparent écart entre la situation et la tendance globales du présent rapport et celles de ces rapports antérieurs est probablement attribuable, du moins en partie, aux différences dans la couverture d'échantillonnage, puisque les rapports antérieurs résumaient la situation et les tendances surtout dans la partie méridionale du bassin des Grands Lacs, puisque l'ensemble de données du PSMGL porte surtout sur la partie sud des Grands Lacs; le rapport actuel fournit une évaluation plus équilibrée pour tout le bassin des Grands Lacs en associant les données du PSMGL aux données méridionales et septentrionales du projet GLEI et du CWMP. Par conséquent, la situation globale « Médiocre » et la tendance globale « Se détériore » dont il a été fait état dans certains rapports antérieurs pourraient ne représenter, par exemple, que la mauvaise situation actuelle qui se dégage du présent rapport pour le lac Érié et le lac Ontario. Il est important toutefois de souligner que les tendances résumées dans le présent rapport sont basées sur l'IEE, une mesure globale qui représente les réponses collectives de nombreuses espèces d'anoures reproducteurs des terres humides à l'état de ces terres humides. Il ne faut par conséquent pas perdre de vue le fait qu'il existe certaines espèces, comme la rainette faux-grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*), qui ont connu des déclins à long terme à diverses échelles dans les Grands Lacs (p. ex., Tozer, 2013). Ces populations peuvent réagir de manières qui leur sont propres à des stress environnementaux pour lesquels il faudrait prendre des mesures uniques ou qui présentent des occasions uniques d'améliorer la santé des terres humides. Les résultats ne montrent pas de relation significative entre l'occurrence de la rainette faux-grillon de l'ouest et le gradient combiné des stress environnementaux (figure 1); il semble donc que, partout dans les Grands Lacs, la rainette faux-grillon réagit à des facteurs autres que les agents stressants qui ont été mesurés ou que les diminutions locales ou régionales sont compensées par des augmentations locales ou régionales ailleurs.

Liens

Les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières sont influencés par de nombreuses caractéristiques locales et à l'échelle du paysage, dont certaines sont suivies par d'autres indicateurs de l'État des Grands Lacs (aussi appelé rapport de la CÉÉGL). On sait par exemple que les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières sont influencés par les niveaux d'eau (Gnass Giese *et al.*, 2018). Il est donc permis de s'attendre à ce que le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières varie conjointement avec le sous-indicateur Niveaux d'eau, et par conséquent, avec les impacts climatiques qui affectent indirectement les niveaux d'eau, représentés par les sous-indicateurs Températures des eaux de surface, Couverture de glace et Quantité de précipitations. De plus, la période de

reproduction des anoures des terres humides peut être influencée par des températures altérées par les changements climatiques (Walpole *et al.*, 2012), bien que l'on ignore si cette influence modifie la présence et l'abondance des anoures, et donc il est fort possible que le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières varie conjointement avec le sous-indicateur Températures des eaux de surface. De plus, les anoures se reproduisant dans les terres humides côtières sont influencés par divers polluants de l'eau, en particulier les nitrates (p. ex., Rouse *et al.*, 1999). On peut donc s'attendre à ce que le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières varie conjointement avec tous les sous-indicateurs Produits chimiques toxiques et Éléments nutritifs. Enfin, le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières devrait également varier conjointement avec les sous-indicateurs qui suivent l'étendue et l'organisation spatiale de l'habitat des anoures qui se reproduisent dans les terres humides (p. ex., Échelle et composition des terres humides côtières) et des proies (Invertébrés des terres humides côtières et Poissons des terres humides côtières).

Science citoyenne et autres blocs de connaissances

L'immense capacité de faire état de façon fiable des situations et des tendances pour ce sous-indicateur est rendue possible grâce à la taille importante des échantillons et à la vaste couverture d'échantillonnage qui sont attribuables principalement à deux programmes de surveillance des anoures à grande échelle qui se poursuivent encore à ce jour dans l'ensemble des Grands Lacs. Le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs d'Études d'Oiseaux Canada, qui est tributaire du dévouement et des compétences de centaines de scientifiques citoyens chaque année, a fourni la majorité des données utilisées ici de 1995 à 2011, ainsi que toutes les données sur les terres humides de l'arrière-pays qui ont servi de base de comparaison avec les données sur les terres humides côtières (Tozer, 2013). Le programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP), mené par l'Université du centre du Michigan, a permis l'agrandissement plus que nécessaire de la couverture des terres humides côtières, en particulier dans la partie nord des Grands Lacs, depuis 2011 (Uzarski *et al.*, 2017). Le soutien indéfectible de ces deux programmes fera en sorte que ces données de qualité continueront d'être disponibles pour nous aider à comprendre l'état de santé de l'écosystème des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

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

Limites des données

Ce sous-indicateur est axé sur les anoures, car ils sont plus facilement détectables que les autres amphibiens. D'autres espèces d'amphibiens, comme les salamandres, ne sont pas dénombrées. Néanmoins, les résultats de la surveillance des anoures donnent probablement une indication du caractère propice de l'habitat pour d'autres espèces d'amphibiens qui dépendent d'habitats.

Ce sous-indicateur pourrait être plus puissant s'il était évalué dans le cadre d'une analyse globale des communautés biologiques des terres humides côtières des Grands Lacs et des systèmes aquatiques littoraux. Une telle analyse peut être réalisée en examinant les sous-indicateurs des terres humides côtières par combinaisons, car ils fonctionnent et indiquent les perturbations anthropiques à diverses échelles spatiales et temporelles et ont une résolution de détection variable. Toutefois, l'échelle géographique des perturbations pour les anoures se reproduisant dans les zones humides côtières n'est pas encore déterminée, pas plus que la résolution de détection de la santé de l'écosystème. Il s'agit d'un domaine prometteur qui mérite d'être développé davantage.

Il existe une grande diversité de terres humides côtières dans les Grands Lacs. Certaines sont protégées; d'autres donnent sur le lac. Certaines sont situées à l'embouchure de rivières, d'autres non. Une variation supplémentaire est imposée par la géomorphologie régionale et les différences climatiques entre les différentes régions. Cette variation des types de terres humides se répercute sur les anoures. Ainsi, les données les plus puissantes pour estimer les indices de la santé de l'écosystème fondés sur les anoures à de grandes échelles, à l'échelle des bassins individuels des Grands Lacs, sont celles recueillies au moyen de plans expérimentaux aléatoires équilibrés sur le plan spatial, qui tiennent compte de la variation. La plupart des ensembles de données existants sur les anoures reproducteurs des terres humides qui peuvent être utilisés avec ce sous-indicateur traitent de ces questions d'échantillonnage dans leurs plans expérimentaux, bien qu'il soit possible de faire mieux.

Les données pour ce sous-indicateur sont recueillies par le truchement de divers projets et organisations par du personnel professionnel rémunéré ou des citoyens scientifiques bénévoles, ou une combinaison des deux. Le personnel rémunéré est utile pour étudier les terres humides qui sont difficiles d'accès ou qui sont situées trop loin des bénévoles, comme c'est le cas pour de nombreuses terres humides situées autour du lac Supérieur et le long de la rive est de la baie Georgienne (dans le lac Huron). Le personnel rémunéré est également avantageux pour la détection de certaines espèces rares ou de groupes d'espèces qui exigent des connaissances avancées en matière d'identification et qui doivent être pris en compte pour certains indices et paramètres de la communauté. D'un autre côté, les citoyens scientifiques formés, lorsqu'ils sont disponibles, constituent souvent une excellente solution de rechange fiable et rentable aux employés rémunérés, surtout lorsque les compétences de chaque observateur sont vérifiées au moyen de tests d'identification visuelle et sonore. Ainsi, l'ensemble des données recueillies pour ce sous-indicateur peut être continuellement amélioré grâce à des évaluations continues des moyens d'optimiser l'utilisation d'un mélange de personnel rémunéré et de citoyens scientifiques. Il faudra pour cela trouver un équilibre entre le coût, la qualité et l'étendue spatiale des données et de l'information connexe sur la santé des écosystèmes de terres humides côtières.

Renseignements supplémentaires

Plus de la moitié de toutes les terres humides côtières des Grands Lacs ont été détruites par les activités humaines, et bon nombre des terres humides côtières restantes sont aux prises avec des facteurs de stress anthropiques tels que la charge en éléments nutritifs et en sédiments, la fragmentation, les espèces envahissantes, la modification des rives et le contrôle du niveau d'eau, comme le documente un projet binational de cartographie et d'attribution à l'échelle des Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004). Cette perte de terres humides et ce stress sont particulièrement apparents dans la partie sud du bassin des Grands Lacs (Allan *et al.*, 2013; Bourgeau-Chavez *et al.*, 2015). En effet, nous avons constaté que les IEE fondés sur les données relatives aux communautés d'anoures se reproduisant dans les terres humides étaient les plus faibles dans ces régions du sud, ce qui suggère que la perte de terres humides et le stress contribuent à réduire les IEE fondés sur les anoures dans les Grands Lacs d'aval.

Une approche pour déterminer les mesures à prendre et les possibilités à saisir pour améliorer la santé des terres humides côtières consiste à déterminer les facteurs qui favorisent la présence d'espèces d'anoures. Les facteurs liés à une probabilité accrue de présence se traduisent ensuite par la mise en œuvre de mesures et de possibilités qui aideront à accroître la présence des espèces en déclin et, en fin de compte, à améliorer la santé des terres humides. Cette approche a été appliquée à l'aide de la composante GLEI de l'ensemble de données analysé dans le présent rapport. Se servant de modèles de régression logistique par étapes et des données de 279 dénombrements ponctuels du projet GLEI effectués à 93 points d'échantillonnage, Price et coll. (2004) ont déterminé quels sont les facteurs importants à l'échelle locale, à celle des terres humides et à celle du paysage qui influencent l'occupation par cinq espèces se reproduisant dans les terres humides côtières de toute la partie étatsunienne des lacs Michigan et Huron. Les résultats de l'étude suggèrent que la plupart des espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides tirent avantage des facteurs liés au paysage, comme la conservation, la restauration et la création de terres humides entourées par une utilisation urbaine du sol et un couvert forestier accru. De plus, les espèces ou de petits groupes d'espèces bénéficient de la conservation, de la restauration ou de la création de terres humides dominées par des espèces émergentes robustes, mais qui sont entrecoupées, exemptes de phragmites et entourées d'une plus grande proportion de terres humides dans le paysage avoisinant. Rouse *et al.* (1999) ont constaté que le ruissellement des nitrates dans les terres humides des Grands Lacs était suffisant pour causer des effets sublétaux chez les amphibiens dans 20 % des échantillons d'eau prélevés à des sites éloignés les uns des autres et ont recommandé la création de bandes tampons de végétation naturelle autour des terres humides pour atténuer les effets. Ces mesures favoriseront l'occupation des terres par les espèces d'anoures, ce qui, en fin de compte, contribuera à améliorer la santé des terres humides côtières qui leur sont associées dans toute la partie méridionale du bassin des Grands Lacs.

L'évaluation des situations et des tendances relatives à la santé des terres humides côtières basée sur les anoures qui s'y reproduisent repose sur les fonctions de RB élaborées à l'aide des données du CWMP seulement. Les fonctions de RB ont également été élaborées à partir de l'information de trois gradients de facteurs de stress : l'agriculture, l'aménagement et la superficie des terres humides. Il serait peut-être possible d'améliorer la capacité de l'IEE fondée sur les données relatives aux anoures de refléter la santé des terres humides côtières en élargissant l'élaboration des fonctions de RB pour que toutes les données sur les anoures reproducteurs des terres humides qui existent grâce au PSMGL, au projet GLEI et au CWMP soient incluses. L'intégration d'autres facteurs de stress pour les anoures reproducteurs des terres humides dans l'élaboration des fonctions de RB, en particulier les attributs dans les terres humides, comme la dominance relative des espèces végétales envahissantes, améliorerait peut-être aussi le rendement de l'IEE. Ces idées sont des avenues de recherche prometteuses pour l'avenir.

Trois gros ensembles de données sur les anoures reproducteurs des terres humides, à savoir ceux du PSMGL, du GLEI et du CWMP, ont été réunis et ont servi à la réalisation des analyses résumées dans le présent rapport. Cette approche a octroyé une grande puissance analytique à de nombreuses échelles différentes par comparaison à l'utilisation d'un seul de ces ensembles de données. Il était toutefois évident qu'il manque à cet ensemble de données combiné de l'information provenant de terres humides saines. La collecte de données sur les anoures venant de terres humides qui se trouvent plus près de l'extrémité « État non dégradé » du gradient « État dégradé/État non dégradé » pourrait peut-être à l'avenir améliorer le rendement de l'IEE.

Remerciements

Auteurs

Douglas C. Tozer, scientifique du programme de l'Ontario et directeur du programme – Programme de recherche de Long Point sur les oiseaux aquatiques et les milieux humides, Études d'Oiseaux Canada, C.P. 160, 115, rue Front, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0, dtozer@birdscanada.org.

Robert W. Howe, professeur et directeur, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, hower@uwgb.edu

Gerald J. Niemi, gestionnaire principally de programme et professeur, Natural Resources Research Institute and Department of Biology, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, gniemi@d.umn.edu

Erin E. Gnass Giese, spécialiste principale de la recherche, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, giesee@uwgb.edu

Nicholas G. Walton, technicien de recherche, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, ngwalton@d.umn.edu

Annie M. Bracey, chercheuse universitaire, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, brace005@d.umn.edu

Willson Gaul, technicien de recherche, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311. wgaul@marlboro.edu

Greg Grabas, écologiste de l'habitat, Service canadien de la faune – Ontario, Environnement et Changement climatique Canada, gouvernement du Canada, 4905, rue Dufferin, 2e étage, bureau 2S401, Toronto (Ontario) M3H 5T4, greg.grabas@canada.ca

Christopher J. Norment, professeur et président, Department of Environmental Science and Ecology, The College at Brockport, State University of New York, Brockport, NY 14420, cnorment@brockport.edu

Thomas M. Gehring, professeur, Department of Biology and Institute for Great Lakes Research, Central Michigan University, Mount Pleasant, MI 48859, gehri1tm@cmich.edu

Sources d'information

Allan, J.D., McIntyeare, P.B., Smith, S.D.P., Halpern, B.S., Boyer, G.L., Buchsbaum, A., Burton, Jr., G.A., Campbell, L.M., Chadderton, W.L., Ciborowski, J.J.H., Doran, P.J., Eder, T., Infante, D.M., Johnson, L.B., Joseph, C.A.,

Marino, A.L., Prusevich, A., Read, J.G., Rose, J.B., Rutherford, E.S., Sowa, S.P. et A.D. Steinman. 2013. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. Proc. Nat. Acad. Sci. 110, 372-377.

Albert, D.A., et L. Simonson. 2004. *Coastal wetland inventory of the Great Lakes region* (GIS coverage of U.S. Great Lakes: Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.
Bishop, C.A., Mahony, N.A., Struger, J., Ng, P., et K.E. Pettit. 1999. Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River watershed, Ontario, Canada (1990-1992). Environ. Monit. Assess. 57, 21-43.

Bourgeau-Chavez, L., Endres, S., Battaglia, M., Miller, M.E., Banda, E., Laubach, Z., Higman, P., Chow-Fraser, P. et J. Marcaccio. 2015. Development of a bi-national Great Lakes coastal wetland and land use map using three-season PALSAR and landsat imagery. Remote Sens. 7, 8655-8682.

Boyer, R. et C.E. Grue. 1995. The need for water quality criteria for frogs. Envoron. Health Perspect. 103, 352-357.

Brazner, J.C., Danz, D.P., Niemi, G.J., Regal, Trebitz, A.S., Howe, R.W., Hanowski, J.M., R.R., Johnson, L.B., Ciborowski, J.J.H., Johnston, C.A., Reavie, E.D., Brady, V.J. et G.V. Sgro. 2007a. Evaluation of geographic and human influences on Great Lakes wetland indicators: a multi-assemblage approach. Ecol. Indic. 7:610-635.

Brazner, J.C., Danz, D.P., Trebitz, A.S., Niemi, G.J., Regal, R.R., Hollenhorst, T., Host, G.E., Reavie, E.D., Brown, T.N., Hanowski, J.M., Johnston, C.A., Johnson, L.B., Howe, R.W. et J.J.H. Ciborowski. 2007b. Responsiveness of Great Lakes wetland indicators to human disturbances at multiple spatial scales: a multi-assemblage assessment. J. Great Lakes Res. 33, 42-66.

Canty, A. et B. Ripley. 2013. Package boot. https://cran.r-project.org/web/packages/boot/boot.pdf (consulté le 25 octobre 2015).

Chin, A.T.M., D.C. Tozer et G.S. Fraser. 2014. Hydrology influences bird-based indices of biotic integrity in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 40, 281–287.

Chin, A.T.M., Tozer, D.C., Walton, N.G. et G.S. Fraser. 2015. Comparing disturbance gradients and bird-based indices of biotic integrity for ranking the ecological integrity of Great Lakes coastal wetlands. Ecol. Indic. 57, 475-485.

Crewe, T.L. et S.T.A. Timmermans. 2005. Assessing biological integrity of Great Lakes coastal wetlands using marsh bird and amphibian communities. Port Rowan, ON : Études d'Oiseaux Canada.

Croft-White, M.V., Cvetcovik, M., Rokitnicki-Wojcik, D., Midwood, J.D. et G.P. Grabas. 2017. A shoreline divided: twelve-year water quality and land cover trends in Lake Ontario coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 43, 1005–1015.

Crosbie, B. et P. Chow Fraser. 1999. Percentage land use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lakes basin. . J. Can. Sci. Halieutiques Aquat. = Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56, 1781-1791.

Danz, N.P., Niemi, G.J., Regal, R.R., Hollenhorst, T., Johnson, L.B., Hanowski, J.M., Axler, R.P., Ciborowski, J.J.H., Hrabik, T., Brady, V.J., Kelly, J.R., Morrice, J.A., Brazner, J.C., Howe, R.W., Johnston, C.A. et G.E. Host. 2007. Integrated Measures of Anthropogenic Stress in the U.S. Great Lakes Basin. Environ. Manage. 39, 631-647.

[EC et CLOCA] Environnement Canada et Central Lake Ontario Conservation Authority. 2004. Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: Year 2 technical report. Downsview, ON : Direction de la conservation de l'environnement – Région de l'Ontario.

Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. et L. Fahrig. 2008a. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. Landsc. Ecol. 23, 159-168.

Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. et L. Fahrig. 2008b. The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. Biol. Cons. 141, 35-46.

Gagné, S.A. et L. Fahrig. Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. Landsc. Ecol. 22, 205-215.

Gnass Giese, E.E., Howe, R.W., Wolf, A.T., Miller, N.A. et N.G. Walton. 2015. Sensitivity of breeding birds to the "human footprint" in western Great Lakes forest landscapes. Ecosphere 6, 90. http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00414.1.

Gnass Giese, E.E., Howe, R.W., Wolf, A.T. et G.J. Niemi. 2018. Breeding birds and anurans of dynamic coastal wetlands in Green Bay, Lake Michigan. J. Great Lakes Res. Sous presse. doi.org/10.1016/j.jglr.2018.06.003.

Hanowski, J., Danz, N., Howe, R., Niemi, G. et R. Regal. 2007a. Consideration of geography and wetland geomorphic type in the development of Great Lakes coastal wetland bird indicators. EcoHealth 4, 194-205.

Hanowski, J.M., Danz, N.P., Howe, R.W., Regal, R.R. et J.G. Niemi. 2007b. Considerations for monitoring breeding birds in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 33, 245-252.

Hecnar, S.J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizers to amphibians from southern Ontario. Environ. Toxicol. Chem. 14, 2131-2137.

Hecnar, S.J. et R.T. M'Closkey. 1996. Regional dynamics and the status of amphibians. Ecol. 77, 2091-2097.

Hecnar, S.J. et R.T. M'Closkey. 1998. Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds. J. Biogeogr. 25, 763-772.

Houlahan, J.E. et C.S. Findlay. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. J. Can. Sci. Halieutiques Aquat. = Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60, 1078-1094.

Howe, R.W., Regal, R.R., Hanowski, J.M., Niemi, G.J., Danz, N.P. et C.R. Smith. 2007a. An index of biotic condition based on bird assemblages in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 33, 93-105.

Howe, R.W., Regal, R.R., Niemi, G.J., Danz, N.P. et J.M. Hanowski. 2007b. A probability-based indicator of ecological condition. Ecol. Indic. 7, 793-806.

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. Great Lakes Consortium, Commission des Grands Lacs, Ann Arbor, MI.

Karr, J.R. et E.W. Chu. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington, DC.

Kolozsvary, M.B. et R.K. Swihart. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. Rev. can. Zool. = Can. J. Zool. 77, 1288-1299.

Macekek, D. et G.P. Grabas. 2011. Applying a regional coastal wetland monitoring framework to refine and report on wildlife and habitat delisting criteria in the Bay of Quinte Area of Concern. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 14, 94-103.

Niemi, G.J., Brady, V.J., Brown, T.N., Ciborowski, J.J.H., Danz, N.P., Ghioca, D.M., Hanowski, J.M., Hollenhorst, T.P., Howe, R.W., Johnson, L.B., Johnston, C.A., et E.D. Reavie. 2009. Development of ecological indicators for the U.S. Great Lakes coastal region – a summary of applications in Lake Huron. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 12, 77-89.

Panci, H.G., Niemi, G.J., Regal, R.R., Tozer, D.C., Gehring, T.M., Howe, R.W. et C.J. Norment. 2017. Influence of local, landscape, and regional variables on sedge and marsh wren occurrence in Great Lakes coastal wetlands. Wetlands, 37(3), 447-459.

Price, S.J., Howe, R.W., Hanowski, J.M., Regal, R.R., Niemi, G.J. et C.R. Smith. 2007. Are anurans of Great Lakes coastal wetlands reliable indicators of ecological condition? J. Great Lakes Res. 33, 211-223.

Price, S.J., Marks, D.R., Howe, R.W., Hanowski, J.M. et G.J. Niemi. 2004. The importance of spatial scale for conservation and assessment of anuran populations in coastal wetlands of the western Great Lakes, USA. Landsc. Ecol. 20, 441-454.

R Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienne, Autriche. URL http://www.R-project.org/.

Rouse, J.D., Bishop, C.A. et J. Struger. 1999. Nitrogen pollution: an assessment of its threat to amphibian survival. Environ. Health Perspect. 107, 799-803.

Smith, A.C., Hudson, M-A., Downes, C. et C.M. Francis. 2014. Estimating breeding bird survey trends and annual indices for Canada: how do the new hierarchical Bayesian estimates differ from previous estimates? Can. Field-Nat. 128, 119-134.

Taft, J. B., Wilhelm, G. S., Ladd, D. M. et L.A. Masters. 1997. Floristic quality assessment for vegetation in Illinois, a method for assessing vegetation integrity. Westville (Illinois): Illinois Native Plant Society.

Tozer, D.C., 2013. The Great Lakes Marsh Monitoring Program 1995-2012, 18 years of surveying birds and frogs as indicators of ecosystem health. Publié par Études d'Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) Canada. http,//www.birdscanada.org/download/GLMMPreport.pdf (consulté le 5 juin 2015).

Tozer, D.C., 2014. Oiseaux des terres humides côtières. *Dans* État des Grands Lacs 2011, Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, nº de catalogue En161-3/1-2011F-PDF. EPA 950-R-13-002. Disponible sur le site binational.net.

Tozer, D.C., 2016. Marsh bird occupancy dynamics, trends, and conservation in the southern Great Lakes basin: 1996 to 2013. J. Great Lakes Res. 42, 136-145.

Tozer, D.C., Howe, R.W., Niemi, G.J., Gnass Giese, E.E., Walton, N.G., Bracey, A.M., Gaul, W., Norment, C.J. et T.M. Gerhing. 2017. Oiseaux des terres humides côtières. *Dans* État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique, Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, nº de catalogue En161-3/1F-PDF. EPA 905-R-17-001. Disponible sur le site binational.net.

Uzarski, D. G., V. J. Brady, M. J. Cooper, D. A. Wilcox, D. A. Albert, R. P. Axler, P. Bostwick, T. N. Brown, J. J. H. Ciborowski, N. P. Danz, J. P. Gathman, T. M. Gehring, G. P. Grabas, A. Garwood, R. W. Howe, L. B. Johnson, G. A. Lamberti, A. H. Moerke, B. A. Murry, G. J. Niemi, C. J. Norment, C. R. Ruetz III, A. D. Steinman, D.C. Tozer, R. Wheeler, T. K. O'Donnell et J. P. Schneider. 2017. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at a Laurentian Great Lakes basin-wide scale. Wetlands 37:15-32.

Walpole, E., Bowman, J., Tozer, D.C. et D.S. Badzinski. 2012. Community-level response to climate change: shifts in anuran calling phenology. Herp. Cons. Biol. 7, 249-257.

Weir, L., Fiske, I.J. et J.A. Royle. 2009. Trends in anuran occupancy from northeastern states of the North American amphibian monitoring program. Herpetol. Conserv. Biol. 4, 389-402.

Weir, L.A., Royle, J.A., Gazenski, K.D. et O. Villena. 2014. Northeast regional and state trends in Anuran occupancy from calling survey data (2001-2011) from the North American amphibian monitoring program. Herpetol. Conserv. Biol. 9, 223-245.

Liste des tableaux

Tableau 1. Espèces ou groupes d'espèces d'anoures qui se reproduisent dans les terres humides (n = 8) ayant servi à générer les fonctions de réponse biotique pour le calcul des indices de l'état écologique (IEE) servant à évaluer la santé des terres humides des Grands Lacs.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (GLMMP), projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Tableau 2. Tendances à long terme (1995-2017) et sur 10 ans (2007-2017) de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux anoures dans l'ensemble des terres humides côtières et de l'arrière-pays à l'échelle des Grands Lacs (globalement) et à l'échelle du bassin de chaque lac (p. ex., bassin du lac Supérieur). Le tableau

présente la moyenne géométrique des taux de changement (% de changement/année) fondée sur les variations observées entre la première et la dernière année de la tendance, selon des intervalles de confiance « inférieure » et « supérieure » de 95 %. Les cas où la taille des échantillons était trop faible pour calculer des tendances fiables sont représentés par des tirets. Les tendances ont été calculées à l'aide de l'équation 4 de Smith *et al.* (2014), avec 1 000 réplicats par auto-amorçage (bootstrap). Les tendances statistiquement significatives sont présentées en gras, selon des intervalles de confiance qui ne chevauchent pas zéro.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Liste des figures

Figure 1. Fonctions de réponse biotique (lignes) pour certaines espèces d'anoures des terres humides côtières dans tout le bassin des Grands Lacs. La probabilité d'occurrence est présentée comme une fonction d'une variable combinée de l'« empreinte anthropique » intégrant l'état de l'environnement attribuable à l'agriculture, à l'aménagement et à la superficie des terres humides (0 = mauvais état, 10 = bon état). Les espèces pour lesquelles les fonctions de réponse biotique sont représentées par des lignes pointillées rouges étaient plus souvent présentes dans des terres humides en mauvais état, tandis que les espèces pour lesquelles les fonctions de réponse biotique sont représentées par des lignes pleines vertes étaient plus fréquentes dans les terres humides en bon état. Les cercles représentent des lots de 10 observations. Voir le tableau 1, qui donne le nom scientifique des espèces.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 2. Terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués de 1995 à 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d'estimer les indices de la santé des terres humides fondés sur les anoures. Les terres humides sont présentées comme une fonction du nombre d'années pendant lesquelles les relevés ont eu lieu pour chacune d'elles (carte supérieure) et comme une fonction des terres humides côtières et de celles de l'arrière-pays (carte inférieure). Veuillez remarquer que les terres humides côtières (n = 1 114) sont beaucoup plus nombreuses que les terres humides de l'arrière-pays (n = 635), bien que cela ne semble pas être le cas parce que les symboles se chevauchent étroitement.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 3. Nombre de terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués de 1995 à 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d'estimer les indices de la santé des terres humides fondés sur les anoures. Les terres humides où les dénombrements ont eu lieu sont présentées comme une fonction de tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et du bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 4. Tendances temporelles de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures de 1995 à 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans le bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières (bleu) et de l'arrière-pays (orange). La figure présente des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes à l'échelle des terres humides pour chaque année, accompagnés de lignes plus larges (trait continu noir) représentant les ajustements optimaux des IEE. Les moustaches représentent 1,5 fois l'écart interquartile; les points sont des valeurs aberrantes.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 5. Distribution de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures de 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans le bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières. La figure présente des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes à l'échelle des terres humides. Les moustaches représentent 1,5 fois l'écart interquartile; les points sont des valeurs aberrantes. Les lignes verticales pointillées grises représentent les valeurs limites des situations Médiocre, Passable et Bonne.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Figure 6. Indice de l'état écologique (IEE) de toutes les terres humides côtières des Grands Lacs, basé sur les données relatives aux communautés d'anoures des 5 dernières années (2013-2017). La figure présente les valeurs de l'IEE moyen « lissé » à l'échelle des terres humides, dont on a calculé la moyenne de toutes les années pour les terres humides qui ont été échantillonnées plusieurs années. Pour lisser les données, l'outil de conversion des entités ponctuelles en jeu de données matricielles a été utilisé dans ArcGIS afin de calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, puis l'outil de statistiques focales a été utilisé sur les moyennes obtenues afin de calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire de deux cellules, appelée « IEE lissé ». Les cinq plus récentes années

de données (2013-2017) ont été utilisées pour accroître la taille des échantillons. Un code de couleur a été utilisé pour illustrer les situations Médiocre, Passable et Bonne.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)
Figure 7. Diagramme de densité de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures des 5 dernières années (2013-2017) dans chaque bassin lacustre, pour les terres humides côtières et de l'arrière-pays. La figure montre les diagrammes basés sur les valeurs de l'IEE moyen à l'échelle des terres humides, dont on a calculé la moyenne de toutes les années pour les terres humides qui ont été échantillonnées plusieurs années. Les données pour l'arrière-pays pour le lac Supérieur ne sont pas présentées, car la taille des échantillons était trop petite.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Plus récente mise à jour
État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

Nº	Nom commun	Nom scientifique
1	Crapaud d'Amérique	*Anaxyrus americanus*
2	Ouaouaron	*Rana catesbeiana*
3	Rainette faux-grillon de l'ouest/rainette faux-criquet du nord	*Pseudacris maculata/Pseudacris triseriata*
4	Rainette criarde/rainette versicolore	*Hyla versicolor/Hyla chrysoscelis*
5	Grenouille verte	*Rana clamitans*
6	Grenouille léopard	*Rana pipiens*
7	Rainette crucifère	*Pseudacris crucifer*
8	Grenouille des bois	*Rana sylvatica*

Tableau 1. Espèces ou groupes d'espèces d'anoures qui se reproduisent dans les terres humides (n = 8) ayant servi à générer les fonctions de réponse biotique pour le calcul des indices de l'état écologique (IEE) servant à évaluer la santé des terres humides des Grands Lacs.
Source : Great Lakes Marsh Monitoring Program, Great Lakes Environmental Indicator project, Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program

Type de terres humides	Bassin	Première année	Dernière année	Tendance	Inférieur	Supérieur
Côtière	**Globalement**	**1995**	**2017**	**2,1**	**1,2**	**3,0**
Côtière	**Globalement**	**2007**	**2017**	**2,9**	**1,5**	**4,4**
Côtière	Supérieur	1995	2017	–	–	–
Côtière	Supérieur	2007	2017	–	–	–
Côtière	Michigan	1995	2017	–	–	–
Côtière	Michigan	2007	2017	3,5	-0,8	7,7
Côtière	Huron	1995	2017	–	–	–
Côtière	Huron	2007	2017	0,4	-1,8	2,6
Côtière	Érié	1995	2017	1,2	-0,2	2,6
Côtière	Érié	2007	2017	0,5	-2,0	3,1
Côtière	**Ontario**	**1995**	**2017**	**2,7**	**1,0**	**4,4**
Côtière	**Ontario**	**2007**	**2017**	**3,8**	**1,0**	**6,7**
Arrière-pays	Globalement	1995	2017	-0,3	-0,8	0,3
Arrière-pays	Globalement	2007	2017	0,0	-1,0	0,9
Arrière-pays	Supérieur	1995	2017	–	–	–
Arrière-pays	Supérieur	2007	2017	–	–	–
Arrière-pays	Michigan	1995	2017	–	–	–
Arrière-pays	Michigan	2007	2017	–	–	–
Arrière-pays	Huron	1995	2017	-0,2	-1,1	0,7
Arrière-pays	Huron	2007	2017	-0,7	-2,9	1,4
Arrière-pays	Érié	1995	2017	-0,4	-1,3	0,5
Arrière-pays	Érié	2007	2017	-1,0	-2,6	0,5

Arrière-pays	Ontario	1995	2017	0,1	-1,0	1,2
Arrière-pays	Ontario	2007	2017	0,4	-1,0	1,8

Tableau 2. Tendances à long terme (1995-2017) et sur 10 ans (2007-2017) de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux anoures dans l'ensemble des terres humides côtières et de l'arrière-pays à l'échelle des Grands Lacs (globalement) et à l'échelle du bassin de chaque lac (p. ex., bassin du lac Supérieur). Le tableau présente la moyenne géométrique des taux de changement (% de changement/année) fondée sur les variations observées entre la première et la dernière année de la tendance, selon des intervalles de confiance « inférieure » et « supérieure » de 95 %. Les cas où la taille des échantillons était trop faible pour calculer des tendances fiables sont représentés par des tirets. Les tendances ont été calculées à l'aide de l'équation 4 de Smith *et al.* (2014), avec 1 000 réplicats par auto-amorçage (bootstrap). Les tendances statistiquement significatives sont présentées en gras, selon des intervalles de confiance qui ne chevauchent pas zéro.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

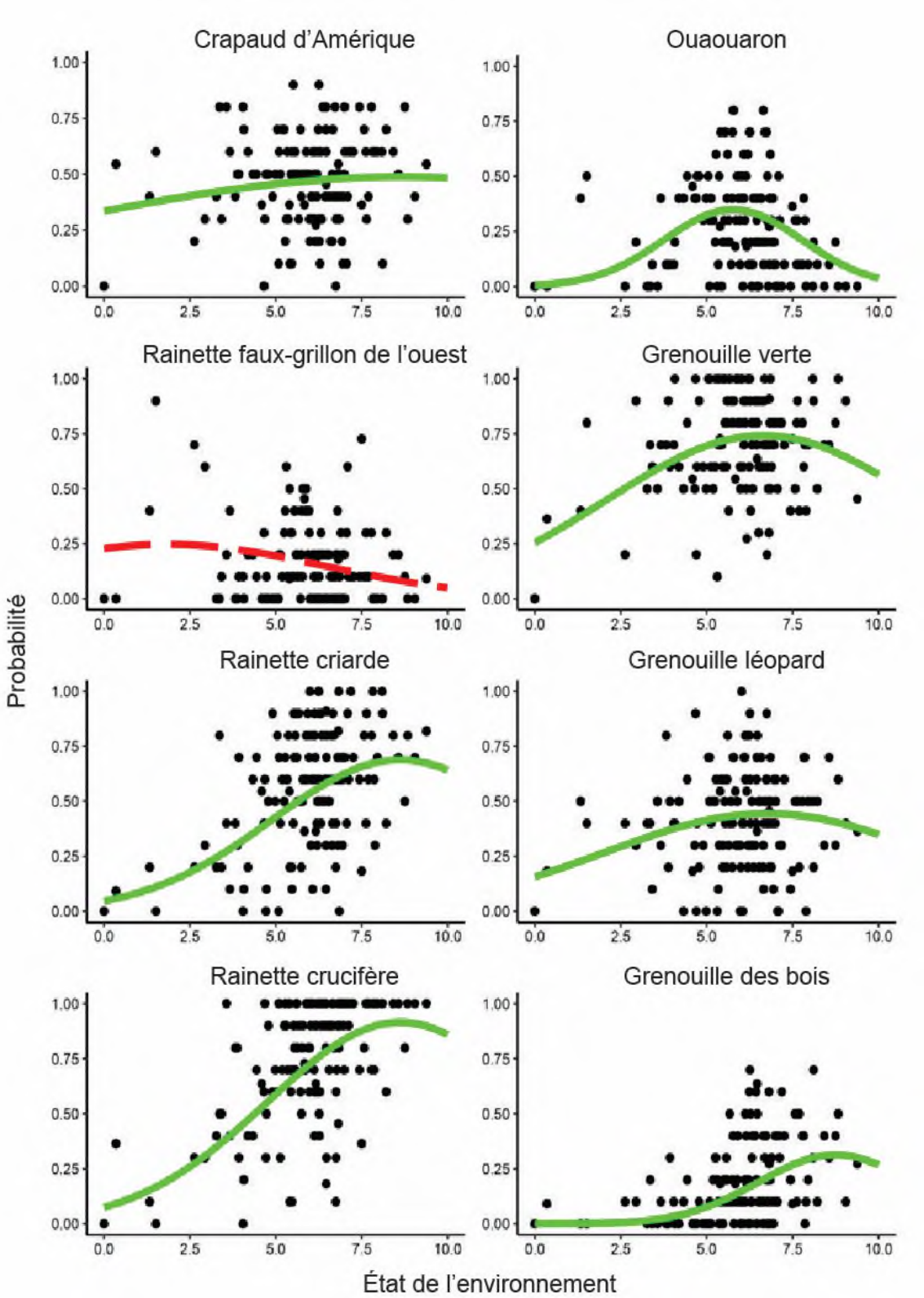


Figure 1. Fonctions de réponse biotique (lignes) pour certaines espèces d'anoures des terres humides côtières dans tout le bassin des Grands Lacs. La probabilité d'occurrence est présentée comme une fonction d'une variable combinée de l'« empreinte anthropique » intégrant l'état de l'environnement attribuable à l'agriculture, à l'aménagement et à la superficie des terres humides (0 = mauvais état, 10 = bon état). Les espèces pour lesquelles les fonctions de réponse biotique sont représentées par des lignes pointillées rouges étaient plus souvent présentes dans des terres humides en mauvais état, tandis que les espèces pour lesquelles les fonctions de réponse biotique sont représentées

par des lignes pleines vertes étaient plus fréquentes dans les terres humides en bon état. Les cercles représentent des lots de 10 observations. Voir le tableau 1, qui donne le nom scientifique des espèces; veuillez remarquer que « rainette faux-grillon de l'ouest » renvoie à la rainette faux-grillon de l'ouest et à la rainette faux-criquet du nord et que « rainette criarde » renvoie à la rainette criarde et à la rainette versicolore.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

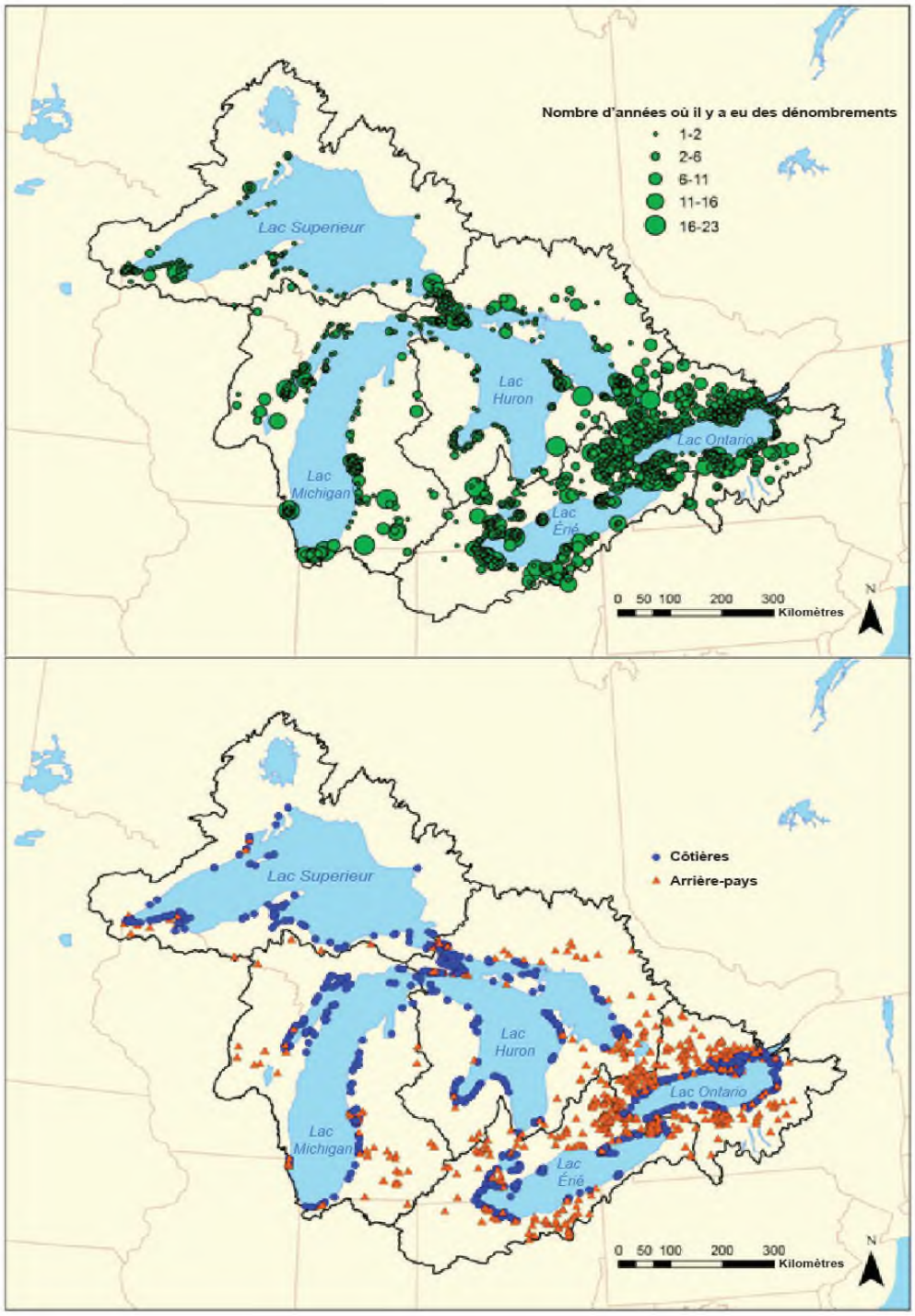


Figure 2. Terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués de 1995 à 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d'estimer les indices de la santé des terres humides fondés sur les anoures. Les terres humides sont présentées comme une fonction du nombre d'années pendant lesquelles les relevés ont eu lieu pour chacune d'elles (carte supérieure) et comme une fonction des terres humides côtières et de celles de l'arrière-pays (carte inférieure).

Veuillez remarquer que les terres humides côtières (n = 1 114) sont beaucoup plus nombreuses que les terres humides de l'arrière-pays (n = 635), bien que cela ne semble pas être le cas parce que les symboles se chevauchent étroitement.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

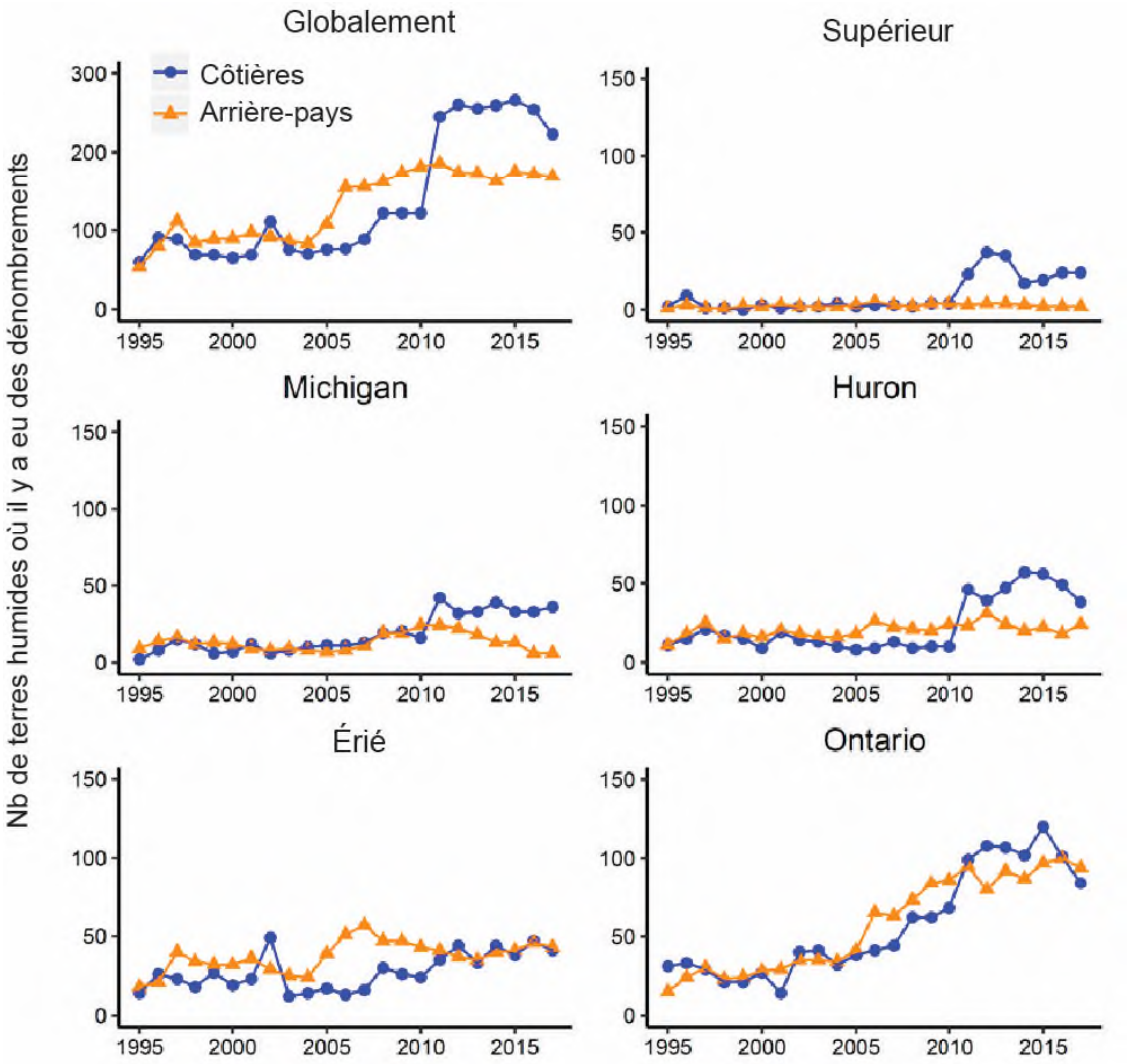


Figure 3. Nombre de terres humides où les dénombrements d'anoures ont été effectués de 1995 à 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d'estimer les indices de la santé des terres humides fondés sur les anoures. Les terres humides où les dénombrements ont eu lieu sont présentées comme une fonction de tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et du bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

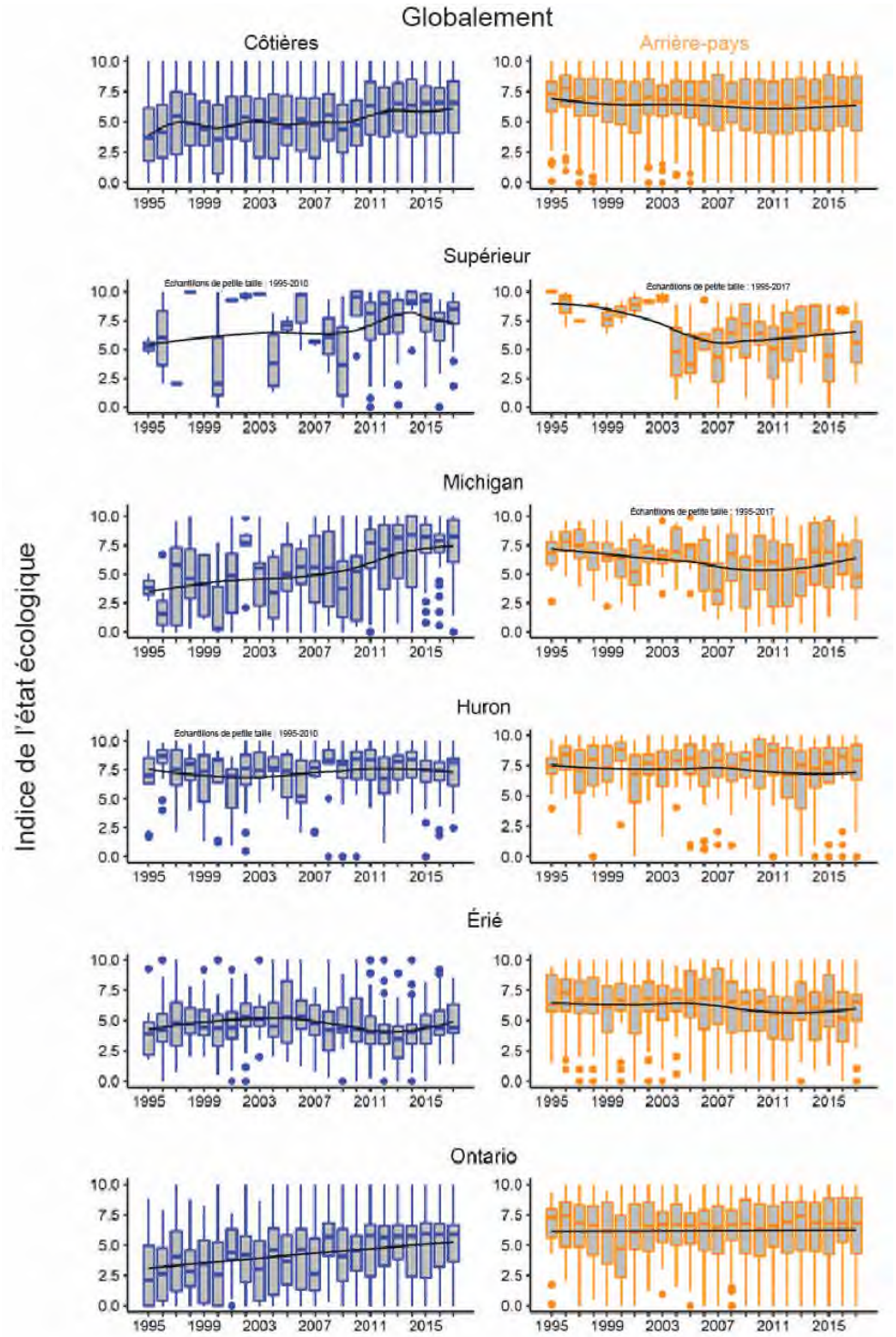


Figure 4. Tendances temporelles de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures de 1995 à 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans le bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières (bleu) et de l'arrière-pays (orange). La figure présente des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes à l'échelle des terres humides pour chaque année, accompagnés de lignes plus larges (trait continu noir) représentant les ajustements optimaux des IEE. Les moustaches représentent 1,5 fois l'écart interquartile; les points sont des valeurs aberrantes.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

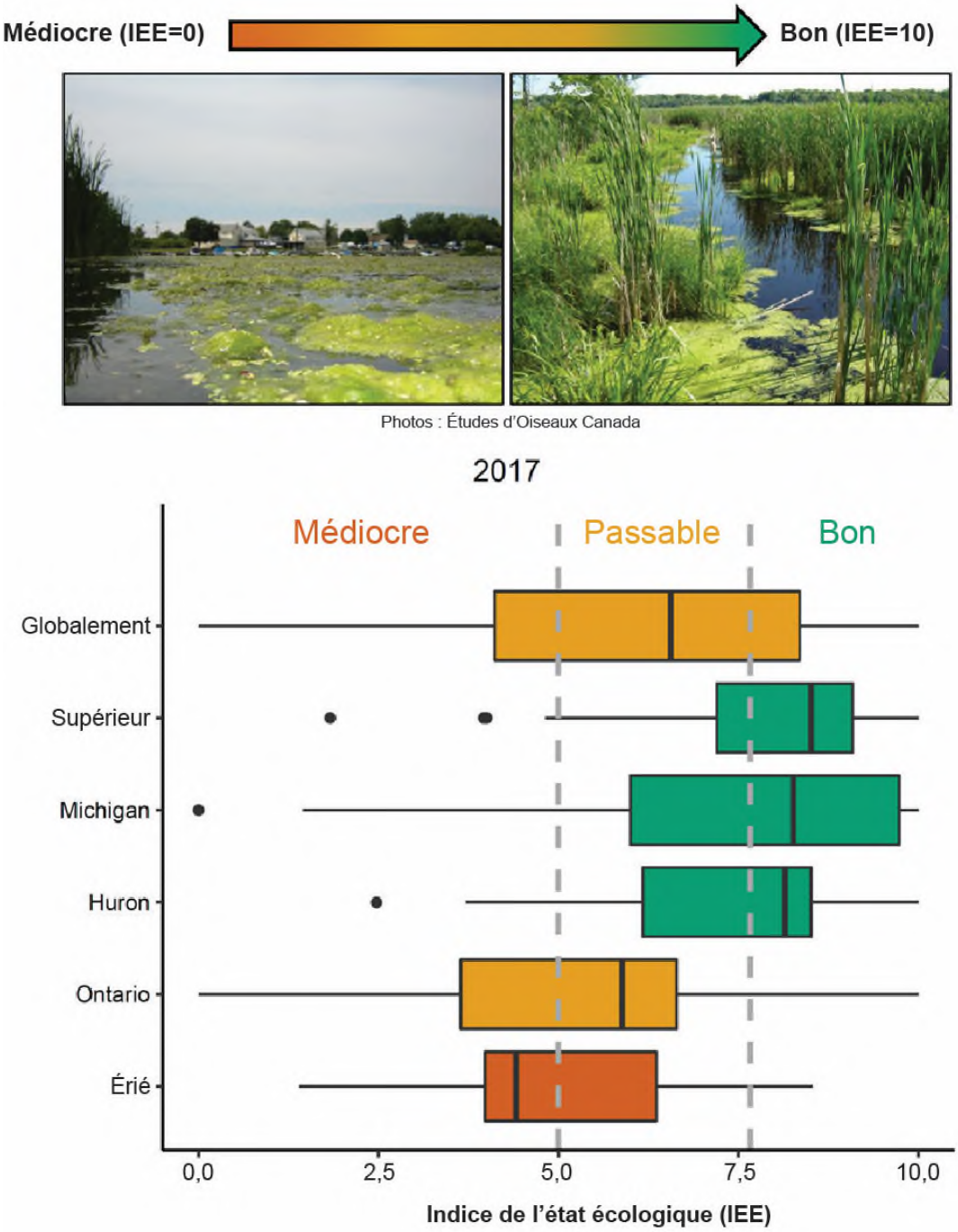


Figure 5. Distribution de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures de 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans le bassin de chacun des lacs pour les terres humides côtières. La figure présente des diagrammes de quartiles des valeurs moyennes à l'échelle des terres humides. Les moustaches représentent 1,5 fois l'écart interquartile; les points sont des valeurs aberrantes. Les lignes verticales pointillées grises représentent les valeurs limites des situations Médiocre, Passable et Bonne.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

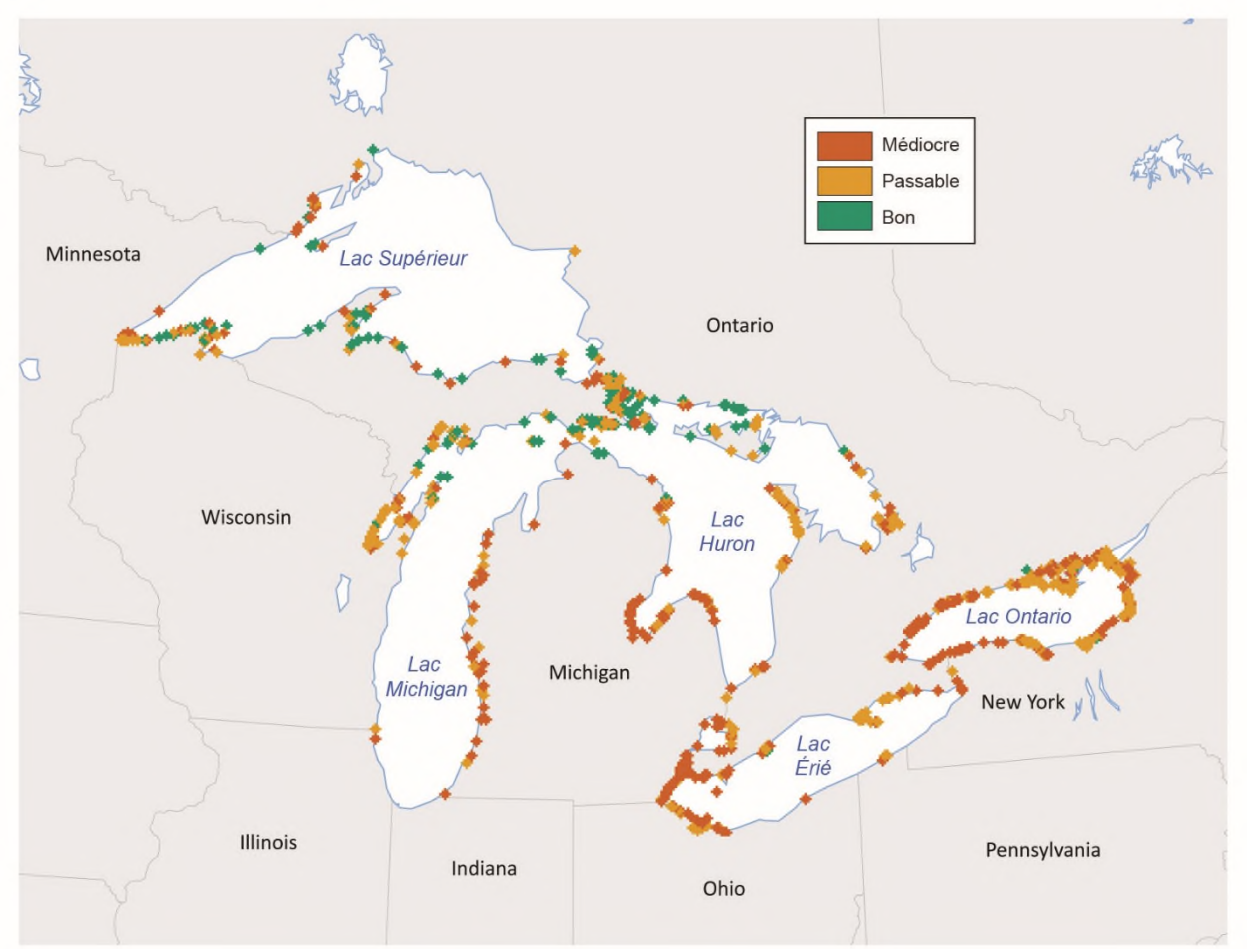


Figure 6. Indice de l'état écologique (IEE) de toutes les terres humides côtières des Grands Lacs, basé sur les données relatives aux communautés d'anoures des 5 dernières années (2013-2017). La figure présente les valeurs de l'IEE moyen « lissé » à l'échelle des terres humides, dont on a calculé la moyenne de toutes les années pour les terres humides qui ont été échantillonnées plusieurs années. Pour lisser les données, l'outil de conversion des entités ponctuelles en jeu de données matricielles a été utilisé dans ArcGIS afin de calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, puis l'outil de statistiques focales a été utilisé sur les moyennes obtenues afin de calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire de deux cellules, appelée « IEE lissé ». Les cinq plus récentes années de données (2013-2017) ont été utilisées pour accroître la taille des échantillons. Un code de couleur a été utilisé pour illustrer les situations Médiocre, Passable et Bon.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

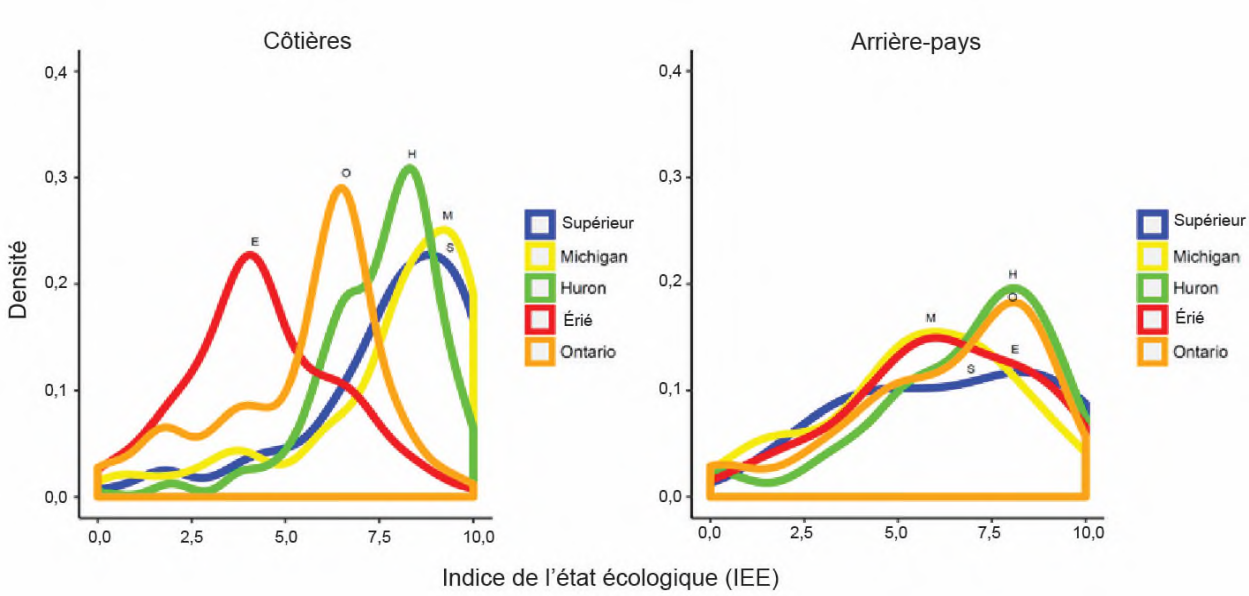


Figure 7. Diagramme de densité de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés d'anoures des 5 dernières années (2013-2017) dans chaque bassin lacustre, pour les terres humides côtières et de l'arrière-pays. La figure montre les diagrammes basés sur les valeurs de l'IEE moyen à l'échelle des terres humides, dont on a calculé la moyenne de toutes les années pour les terres humides qui ont été échantillonnées plusieurs années. Les données pour l'arrière-pays pour le lac Supérieur ne sont pas présentées, car la taille des échantillons était trop petite.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet d'indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (CWMP)

Sous-indicateur : Oiseaux des terres humides côtières

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Tendance sur dix ans : S'améliore
Tendance à long terme (1995-2017) : S'améliore
Justification : L'indice de l'état écologique (IEE) médian, un indicateur biotique objectif qui résume les observations normalisées des oiseaux dans les terres humides côtières était de 5,5 (sur 10) d'après les données de 2017, soit une augmentation significative de 2,4 %/année au cours des dix dernières années. Il est à noter qu'une détermination distincte de la situation et des tendances a été faite pour l'évaluation globale en fonction des données provenant de tous les bassins lacustres individuels, plutôt que de la moyenne des évaluations lac par lac présentées ci-dessous.

Les définitions de l'évaluation de la situation et des tendances sont incluses à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur dix ans : Indéterminée
Tendance à long terme (1995-2017) : Indéterminée
Justification : L'IEE médian était de 6,7 d'après les données de 2017.

Lac Michigan
État : Bon
Tendance sur dix ans : Indéterminée
Tendance à long terme (1995-2017) : Indéterminée
Justification: L'IEE médian était de 6,5 d'après les données de 2017.

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)
État : Bon
Tendance sur dix ans : Inchangée
Tendance à long terme (1995-2017) : Indéterminée
Justification: L'IEE médian était de 6,0 d'après les données de 2017 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative au cours des dix dernières années.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair)
État: Passable
Tendance à long terme (1995-2017) : Inchangée
Justification : L'IEE médian était de 4,6 d'après les données de 2017 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative au cours des dix dernières années.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Passable
Tendance sur dix ans : S'améliore
Tendance à long terme (1995-2017) : S'améliore
Justification : L'IEE médian était de 5,1 d'après les données de 2017 et avait augmenté de façon significative (4,1 %/année) au cours des dix dernières années.

Définitions des situations évaluées
Les indices normalisés (valeurs/cotes de l'IEE) varient entre 0 (état mauvais ou le plus dégradé) et 10 (bon état ou le moins dégradé). La situation sera déterminée en fonction de l'IEE médian dans les terres humides côtières au cours

de l'année la plus récente (pour le rapport de 2019, la situation est fondée sur les données de 2017) comparativement aux percentiles fondés sur les données de toutes les terres humides côtières pour toutes les années depuis 2011 inclusivement. La couverture des terres humides côtières dans toute la région des Grands Lacs est la meilleure depuis 2011, année de la mise en œuvre du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs. Il est à noter que les valeurs définissant une situation médiocre, passable ou bonne ci-dessous ont changé depuis le rapport précédent (Tozer et coll., 2017b) en raison de 1) l'amélioration de la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer l'IEE depuis le dernier rapport et de 2) l'augmentation du nombre d'années de données utilisées pour calculer les valeurs depuis le dernier rapport.

Bon : La plupart ou toutes les composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable;
IEE médian > 66e percentile (pour le rapport de 2019, IEE médian > 5,8).
Passable : Certaines composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable;
33e percentile ≤ IEE médian ≤ 66e percentile (pour le rapport de 2019, 3,9 ≤ IEE médian ≤ 5,8).
Médiocre : Très peu ou pas de composantes de l'écosystème sont dans un état acceptable;
IEE médian < 33e percentile (pour le rapport de 2019, IEE médian < 3,9).
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées
Les populations régionales et locales d'oiseaux des marais fluctuent naturellement au fil du temps, particulièrement en raison des fluctuations des niveaux d'eau des Grands Lacs; par conséquent, il faudra plusieurs années de données de surveillance avec une couverture géographique adéquate dans les zones ciblées pour détecter toutes les tendances sauf les plus spectaculaires. L'interprétation de ce sous-indicateur peut être améliorée si elle est associée aux tendances observées dans d'autres sous-indicateurs des terres humides.

Les termes « s'améliore », « inchangée » et « se détériore » ont été appliqués en fonction de la moyenne géométrique des taux de changement (% de changement/année) d'un indice normalisé de la santé de l'écosystème basé sur les oiseaux, l'IEE (Howe et coll., 2007a; idem, 2007b), à l'aide de l'équation 4 de Smith et coll. (2014). La signification statistique des tendances a été évaluée par la technique d'auto-amorçage paramétrique en R (R Core Team, 2015) avec le programme « boot » (Canty et Ripley, 2013) et 1 000 réplicats bootstrap. Il était nécessaire de procéder à l'auto-amorçage de cette façon pour tenir compte de la précision variable de l'estimation annuelle de départ et de l'estimation annuelle de fin qui ont été utilisées pour le calcul de chacune des tendances. Les estimations des tendances à un intervalle de confiance de 95 % qui ne chevauchaient pas zéro ont été considérées comme statistiquement significatives.

S'améliore : Augmentation statistiquement significative de l'IEE au cours des dix dernières années.
Inchangée : Aucune augmentation ou diminution statistiquement significative de l'IEE au cours des dix dernières années.
Se détériore : Diminution statistiquement significative de l'IEE au cours des dix dernières années.
Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour rendre compte d'une tendance.

Objectifs ou cibles
Les objectifs seront établis en fonction des données existantes. D'autres objectifs d'évaluation peuvent être utilisés en fonction des données historiques ou de l'opinion d'experts dans certains cas, selon ce que les auteurs ont déterminé et justifié. Les objectifs de ce sous-indicateur n'ont pas été définis pour le rapport de 2019 en raison de l'incertitude entourant la meilleure façon de calculer des objectifs significatifs. Dans le cadre de leurs travaux en cours, les auteurs s'efforceront de mettre au point des objectifs utiles.

Raison d'être du sous-indicateur
Évaluer la situation et les tendances qui ont trait à la santé de l'écosystème des terres humides côtières des Grands Lacs en mesurant directement la composition et l'abondance relative des oiseaux, et déduire l'état de l'habitat des terres humides côtières en ce qui concerne la santé de cette composante importante sur les plans écologique et culturel des communautés des terres humides.

Objectif écosystémique
Les terres humides côtières offrent un habitat de migration et de nidification essentiel pour des espèces sauvages, comme les oiseaux. La conservation des terres humides côtières restantes et la restauration des terres humides qui ont été dégradées ou détruites sont des composantes vitales de la remise en état de l'écosystème des Grands Lacs.

Les oiseaux sont des indicateurs écologiques efficaces qu'il est possible d'utiliser pour faire état des progrès réalisés en ce sens.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure

Contexte – Les oiseaux des terres humides sont influencés par les composantes physiques, chimiques et biologiques des terres humides et du paysage environnant. Par exemple, l'occurrence, l'abondance ou la réussite de la reproduction de plusieurs espèces dans le bassin des Grands Lacs diminue à mesure (1) que la taille des terres humides diminue, (2) que l'habitat des terres humides et le couvert naturel dans le paysage environnant diminuent ou que leur qualité se dégrade, (3) que la pollution causée par les pesticides, les herbicides et le ruissellement des sédiments augmente et (4) que les prédateurs généralistes (p. ex. le raton laveur [*Procyon lotor*]) associés à l'habitat d'origine anthropique dans le paysage environnant augmentent (Brazner et coll., 2007a; idem, 2007b; Crosbie et Chow-Fraser, 1999; Howe et coll., 2007a; Grandmaison et Niemi, 2007; Naugle et coll., 2000; Smith et Chow-Fraser, 2010a; idem, 2010b; Tozer et coll., 2010). L'occurrence ou l'abondance d'oiseaux sensibles peut par conséquent être un indicateur précieux de la santé des terres humides et du paysage environnant.

Données – Plusieurs initiatives surveillent les oiseaux des terres humides de la région des Grands Lacs. Une de celles qui existent depuis le plus longtemps est le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs (PSMGL) d'Études d'Oiseaux Canada, qui a débuté en 1995 et a été exécuté chaque année depuis lors dans les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays dans une bonne partie du bassin des Grands Lacs (Tozer, 2013; idem, 2016). Certains des rapports antérieurs pour ce sous-indicateur ne reposent que sur les données de ce programme à grande échelle toujours en cours (p. ex. Tozer, 2014). De 2001 à 2005, le Natural Resource Research Institute (NRRI) de l'Université du Minnesota à Duluth a mené un ambitieux projet multi-établissements d'indicateur environnemental pour les Grands Lacs (Great Lakes Environmental Indicator – GLEI) qui visait à évaluer la santé biotique globale des terres humides côtières dans la partie étatsunienne des Grands Lacs (Howe et coll., 2007a; idem, 2007b; Hanowski et coll., 2007a; idem, 2007b). Plus récemment, le programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs, mené par l'Université du centre du Michigan, a été lancé en 2011 et devrait se poursuivre au moins jusqu'en 2020 partout dans les zones côtières canadiennes et étatsuniennes des Grands Lacs (Uzarski et coll., 2017). Ces projets/programmes sont conçus un peu différemment, mais ils s'appuient sur des dénombrements ponctuels normalisés, d'une durée fixe, qu'il est possible d'adapter pour maximiser la compatibilité entre les projets/programmes. Pour réunir un grand nombre de participants bénévoles ayant reçu de la formation afin d'obtenir de gros échantillons à un coût relativement peu élevé, le PSMGL permet aux participants de choisir les terres humides à échantillonner et les points d'échantillonnage dans celles-ci, une méthode qui se justifie si on suppose que ces points sont représentatifs des terres humides de la région visée. Par contre, le projet GLEI et le Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs choisissent les terres humides à échantillonner par un échantillonnage aléatoire stratifié des terres humides côtières, et du personnel professionnel rémunéré procède au dénombrement à chaque point d'échantillonnage. Néanmoins, tous les projets/programmes ciblent des terres humides dominées par des espèces végétales émergentes non ligneuses, comme les massettes (*Typha* spp.) et les carex (*Carex* spp.), et les points d'échantillonnage se trouvent dans les terres humides. Dans le présent rapport, les ensembles de données mentionnés ci-dessus ont été réunis afin de générer une analyse détaillée de la situation des oiseaux des terres humides côtières des Grands Lacs, des tendances les concernant, et de la santé des terres humides auxquelles ils sont associés.

Dénombrement des oiseaux – Les oiseaux des terres humides ont été échantillonnés jusqu'à une distance qui n'était pas limitée depuis un point (appelé ci-après, « point d'échantillonnage ») ou un maximum de huit points situés à la limite ou à l'intérieur d'une terre humide, en fonction de la taille de celle-ci. Dans la plupart des grandes terres humides, les points ont été échantillonnés à la fois près de l'interface entre l'arrière-pays et les terres humides (littoral) et à l'intérieur des terres humides, y compris l'interface entre les eaux libres des lacs et les terres humides. Dans la plupart des terres humides de petites dimensions, seuls les points sur le littoral ont été échantillonnés. Les points d'échantillonnage étaient espacés de plus de 250 m (PSMGL) ou de plus de 400 m (projet GLEI et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs) pour éviter la double détection des mêmes individus. Selon l'année et le projet/programme, chacun des points d'échantillonnage a fait l'objet d'un dénombrement de 10 ou 15 minutes lors d'une à trois visites séparées par au moins 10 ou 15 jours pendant la principale saison de de reproduction des oiseaux, en général entre la fin de mai et le début de juillet. Il a été

démontré que les différences entre les protocoles de terrain ont une incidence mineure sur la probabilité de détecter la plupart des espèces considérées dans ce rapport (p. ex. Tozer et coll., 2016; idem, 2017a). Les dénombrements ont eu lieu soit le matin (entre 30 minutes avant le lever du soleil local et 10 heures, heure locale) ou le soir (de quatre heures avant le coucher du soleil local et l'obscurité), ou aux deux moments, et seulement lorsque les conditions météorologiques étaient propices à la détection de toutes les espèces et de tous les individus présents (peu ou pas de précipitations; vent : de 0 à 3 sur l'échelle de Beaufort, de 0 à 19 km/h). Les observateurs ont lancé des cris pendant les dénombrements pour inciter les espèces particulièrement discrètes à y répondre. Les cris ont été diffusés pendant cinq minutes au cours de chacun des dénombrements de 10 ou 15 minutes; ils consistaient en vocalisations de 30 secondes suivies par 30 secondes de silence pour chacune des espèces suivantes : le Petit Blongios (*Ixobrychus exilis*), la Marouette de Caroline (*Porzana carolina*), le Râle de Virginie (*Rallus limicola*), un mélange de Foulque d'Amérique (*Fulica americana*) et de Gallinule d'Amérique (*Gallinula galeata*) et le Grèbe à bec bigarré (*Podilymbus podiceps*), dans cet ordre. Les protocoles d'enquête de chacun des projets/programmes suivaient de près le protocole normalisé du Programme de surveillance des oiseaux des marais de l'Amérique du Nord (Conway, 2011).

Analyses – Il existe de nombreuses méthodes d'analyse des données sur les oiseaux dans les terres humides côtières des Grands Lacs. Des analyses antérieures effectuées pour le présent rapport reposaient sur la situation distincte d'une vingtaine d'espèces d'oiseaux qui dépendent des terres humides et la tendance distincte concernant leur abondance relative (p. ex. Tozer, 2014). Il est possible également d'utiliser divers indices de la santé des terres humides basés sur les oiseaux, qui associent les données d'une série d'espèces (p. ex. Chin et coll., 2014). Cette dernière façon de procéder est probablement plus objective et plus pratique pour les besoins des rapports sur l'état des Grands Lacs (auparavant connus sous le nom de rapports de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs [CEEGL]) parce qu'elle fournit une seule mesure englobante qui représente la réaction collective des espèces d'oiseaux à l'état des terres humides. Les mesures portant sur plusieurs espèces, comme l'indice largement utilisé de l'intégrité biotique pour les poissons (Karr et Chu, 1999) et le coefficient moyen de conservatisme pour les végétaux (Taft et coll., 1997), sont robustes lorsqu'elles sont testées par rapport à des facteurs de stress connus et incluent suffisamment d'espèces pour permettre des calculs même lorsque certaines espèces sont absentes en raison de facteurs externes à l'écosystème en cause. Par exemple, une espèce ayant une aire de répartition de grande superficie peut ne pas être détectée parce que, par hasard, tous les individus de cette espèce se trouvent en dehors des parcelles d'échantillonnage ou inactifs pendant la période où celui-ci est réalisé. De même, une espèce peut être absente de terres humides de haute qualité en raison de facteurs non liés à l'habitat, comme une épidémie régionale qui touche les individus indépendamment de l'état des terres humides.

Dans le présent rapport, nous avons évalué la santé des communautés aviaires fondée sur les données de plusieurs espèces d'oiseaux des terres humides de tout le bassin des Grands Lacs (Howe et coll., 2007a; idem, 2007b; Hanowski et coll., 2007a; idem, 2007b; Tozer, 2013; idem, 2016). Des données quantitatives ont été utilisées pour les oiseaux à des milliers de points d'échantillonnage partout dans le bassin des Grands Lacs, au Canada et aux États-Unis. À 806 de ces points d'échantillonnage, il y avait de l'information quantitative sur trois facteurs de stress environnementaux éventuels (Panci et coll., 2017) : 1) l'intensité de l'agriculture dans le bassin versant qui alimente les terres humides, 2) l'aménagement du paysage non agricole, comme les routes, les bâtiments et la densité de la population humaine dans le bassin d'alimentation et 3) la superficie et la fragmentation des terres humides, une mesure donnée par la superficie totale des terres humides à moins de 1 km du centre des terres humides échantillonnées. Pour des raisons de commodité, ces facteurs sont respectivement appelés dans le présent rapport « agriculture », « aménagement » et « superficie des terres humides ». De toute évidence, de nombreux autres facteurs de stress ont une incidence sur les communautés aviaires dans les terres humides côtières, mais l'intensité de l'agriculture, l'aménagement du paysage non agricole et la superficie des terres humides fournissent des points de repère quantitatifs qui peuvent être suivis et à l'aide desquels il est possible de déterminer les variables des communautés et des espèces sensibles (Brazner et coll., 2007a; idem, 2007b). Les espèces qui sont sensibles à ces variables paysagères faciles à mesurer sont probablement vulnérables à d'autres facteurs de stress non mesurés. Les valeurs propres au site pour chacun des trois facteurs de stress mesurés (intensité agricole, aménagement et superficie des terres humides) ont été combinées par analyse des composantes principales en un facteur unique qui se rapproche de l'« empreinte anthropique » associée à une terre humide donnée.

Pour éviter l'excès de zéros (absences) dans les données, les 806 sites accompagnés de données environnementales et d'une cote globale de l'« empreinte anthropique » ont été regroupés en lots de dix sites (ou six dans le dernier cas) ayant des valeurs similaires pour les facteurs de stress. En d'autres termes, les dix sites ayant obtenu les pires cotes de l'« empreinte anthropique » ont été placés dans le premier lot, puis les dix sites ayant obtenu les meilleurs cotes de l'« empreinte anthropique » suivantes ont été placés dans le deuxième lot, et ainsi de suite jusqu'au dernier des 81

lots, qui contenait les six sites ayant obtenu les meilleurs cotes de l'« empreinte anthropique » parmi l'ensemble des sites. Cela a créé un nouveau gradient de 81 lots, caractérisé par la cote moyenne de l'« empreinte anthropique » pour les sites de chaque lot, allant des plus touchés (0) aux moins touchés (10). Pour chacune de plusieurs espèces d'oiseaux ou groupes d'espèces d'oiseaux, y compris les espèces d'oiseaux qui dépendent exclusivement de l'habitat des terres humides et plusieurs utilisateurs de terres humides qui ne dépendent pas de celles-ci (c.-à-d. les espèces d'oiseaux qui utilisent l'habitat des terres humides, mais qui utilisent également d'autres milieux non humides), une courbe de réponse aux facteurs de stress (fonction de réponse biotique) a été estimée en fonction des probabilités d'occurrence dans chacun des 81 lots (figure 1). Les valeurs de probabilité étaient simplement les proportions des points d'échantillonnage dans chaque lot où chaque espèce ou groupe d'espèces d'oiseaux était présent. Les probabilités d'occurrence pour chaque espèce ou groupe d'espèces le long du gradient de stress environnemental (« empreinte anthropique ») peuvent être décrites à l'aide d'une fonction à trois paramètres similaire à la distribution normale (Gnass Giese et coll., 2015). Ces fonctions de réponse biotique (figure 1) ont servi de base à l'évaluation des nouveaux sites en fonction de la présence ou de l'absence de 27 espèces ou groupes d'espèces (tableau 1). Les paramètres de la fonction mathématique de l'ajustement optimal ont été estimés par itération en R (R Core Team, 2015) à l'aide du programme « iec » (https://github.com/ngwalton/iec – site en anglais seulement). Les trois paramètres (moyenne, écart-type et hauteur) décrivent une fonction gaussienne en forme de cloche ou tronquée ayant un intervalle de 0-10.

La série finale de 27 fonctions de réponse biotique pour le calcul des IEE comprenait des espèces qui dépendent exclusivement de l'habitat des terres humides (p. ex. le Grèbe à bec bigarré, le Butor d'Amérique et le Troglodyte des marais [*Cistothorus palustris*]), des espèces qui utilisent les terres humides (p. ex. le Pygargue à tête blanche, [*Haliaeetus leucocephalus*], le Martin-pêcheur d'Amérique [*Mégaceryle alcyon*] et le Carouge à épaulettes [*Agelaius phoeniceus*], et des groupes d'espèces comme les râles, les canards plongeurs, les sternes et les moucherolles des aulnes et des saules (*Empidonax alnorum/Empidonax traillii*). Il est important de tenir compte d'une vaste gamme d'oiseaux des terres humides, car cela donne une meilleure représentation de la santé globale des terres humides. Par exemple, certaines espèces d'utilisateurs des marais qui tolèrent les perturbations (p. ex. l'Hirondelle rustique [*Hirundo rustica*] et le Quiscale bronzé [*Quiscalus quiscula*]) sont plus communes dans les terres humides dégradées, tandis que certaines espèces qui dépendent exclusivement de l'habitat des terres humides et qui sont relativement intolérantes aux perturbations (p. ex. la Grue du Canada [*Antigone canadensis*] et le Troglodyte à bec court [*Cistothorus platensis*]) sont plus communes dans les terres humides moins dégradées (figure 1). À moins d'être incluses dans des groupes taxonomiques (p. ex. les râles), les espèces rares et les espèces rarement trouvées dans l'habitat des terres humides ont été exclues, ce qui a donné un paramètre indicateur qui représente directement l'ensemble des oiseaux associés à une terre humide côtière. Les 27 espèces ou groupes d'espèces utilisés pour générer les fonctions de réponse biotique aux fins du calcul des IEE sont énumérés dans le tableau 1.

La santé des terres humides côtières a été évaluée subséquemment à l'aide de l'IEE, un indicateur biotique objectif présenté par Howe et coll. (2007a, 2007b), amélioré par Gnass Giese et coll. (2015) et comparé par Chin et coll. (2015) à d'autres indices semblables pour les oiseaux des terres humides. En consignant les espèces présentes dans une terre humide, on peut essentiellement travailler à rebours par itération pour cerner l'IEE la mieux adaptée à partir des fonctions de réponse biotique générées précédemment. Le processus informatisé maximise une fonction de vraisemblance consistant en la somme des probabilités (à partir des fonctions de réponse biotique) des espèces ou des groupes d'espèces qui ont été détectés à un point d'échantillonnage, plus la somme de un moins les probabilités des espèces ou des groupes d'espèces qui n'ont pas été détectés (c.-à-d. la somme de un moins les probabilités de ne pas trouver les espèces qui étaient absentes à ce point d'échantillonnage). Les espèces ou les groupes d'espèces qui ont déjà manifesté leur préférence pour les terres humides qui subissent peu de stress indiqueront des conditions écologiquement saines et des IEE élevés. À l'inverse, les espèces ou les groupes d'espèces qui favorisent les terres humides où le stress est important indiqueront des conditions dégradées ou écologiquement malsaines et des IEE faibles. Cette méthode ressemble à d'autres approches pour la mise au point d'indicateurs environnementaux, mais le cadre de l'IEE établit un lien explicite entre les facteurs de stress et les variables biotiques, et donne par conséquent une image claire de ce que notre indicateur « indique » vraiment. Une description plus détaillée de la méthode de l'IEE est présentée dans un document distinct (Howe et coll., en préparation) et à l'adresse http://www.uwgb.edu/BIODIVERSITY/forest-index/iec.asp (en anglais seulement).

Les IEE pour chacun des points d'échantillonnage ont été calculés pour chaque année en fonction des espèces observées au cours soit d'une ou de plusieurs visites sur le terrain. Il est souhaitable de baser les IEE sur la présence ou l'absence d'espèces (plutôt que sur le dénombrement), car cela réduit au minimum les effets des différences de détectabilité. Ensuite, nous avons calculé la moyenne des IEE au niveau des points pour tous les points

d'échantillonnage dans chaque terre humide ou complexe de terres humides au cours de chaque année, laquelle a été ajustée pour tenir compte des terres humides contenant un nombre différent de points d'échantillonnage. Des diagrammes des quartiles de ces IEE moyens pour les terres humides côtières dans chaque bassin et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs sont présentés chaque année. Ces moyennes au niveau des terres humides constituent la base des évaluations de la situation et des tendances, mais les paramètres de l'IEE ont également été calculés pour les terres humides de l'arrière-pays et n'ont été utilisés qu'à des fins de comparaison et non pour aucune des évaluations de la situation ou des tendances. En outre, des diagrammes des quartiles des IEE moyens pour les terres humides côtières de chaque bassin et pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs de l'année la plus récente (2017) illustrent la situation actuelle en fonction des valeurs définies pour la situation (médiocre, passable, bonne). Les diagrammes de densité des IEE moyens pour les terres humides côtières et d'arrière-pays de chaque bassin (mais non de l'arrière-pays pour le lac Supérieur en raison de la taille insuffisante de l'échantillon), fondés sur les données des cinq dernières années (2013-2017), illustrent les variations dans la distribution. Pour mieux illustrer la distribution, ces mêmes données pour les terres humides côtières sont également cartographiées dans chacun des bassins. Dans les calculs relatifs aux diagrammes de densité et à la carte, les valeurs des IEE moyens au niveau des terres humides ont été calculées en moyenne sur plusieurs années pour les terres humides échantillonnées sur plusieurs années, et les cinq dernières années de données (2013-2017) ont servi à augmenter la taille des échantillons. Afin de mieux illustrer les tendances générales sur la carte, l'outil Point vers raster d'ArcGIS a été utilisé pour calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, et l'outil Statistiques focales d'ArcGIS a été utilisé pour calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire à deux cellules, appelée « IEE lissé ».

Conditions écologiques

Couverture des données – L'ensemble de données disponibles pour l'établissement des IEE consistait en 37 096 dénombrements ponctuels effectués à 5 189 points d'échantillonnage dans 1 784 terres humides pendant 23 ans, de 1995 à 2017, dans tout le bassin des Grands Lacs (figure 2). Le nombre d'années au cours desquelles le dénombrement a été effectué dans chacune des terres humides allait de 1 à 22, la moyenne étant de 3,4 ± 3,9 (écart-type), en raison surtout de grandes différences de participation des observateurs au PSMGL, un programme à grande échelle exécuté depuis longtemps (figure 2). La majorité des terres humides où les dénombrements ont été réalisés se trouvaient sur les côtes (n = 1 242; 70 %) plutôt que dans l'arrière-pays (n = 542; 30 %), parce que le projet GLEI et le Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs sont des programmes qui ne portent que sur les terres humides côtières, alors que le PSMGL procède à des dénombrements dans les deux types de terres humides (figure 2).

Le nombre de terres humides où le dénombrement a été effectué par année (260 ± 135 [moyenne ± écart-type]) allait de 118 à 488, beaucoup plus de relevés ayant été réalisés dans les terres humides de 2011 à 2017, parce que le Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs était exécuté ces années-là (figure 3). La couverture annuelle a aussi été plus grande dans le lac Érié et le lac Ontario que dans le bassin supérieur des Grands Lacs, surtout parce que la couverture du PSMGL est plus étendue dans les lacs inférieurs. La couverture annuelle a également été plus grande dans les terres humides côtières que dans les terres humides de l'arrière-pays (figure 3). Le nombre de terres humides disponibles pour les relevés variait également selon l'endroit, car certaines sections du littoral des Grands Lacs n'ont pas, ou presque pas, de terres humides naturelles.

Globalement – L'IEE médian dans les terres humides côtières a varié entre 3,5 et 5,5 de 1995 à 2017, a augmenté de façon significative de 2,4 %/année au cours des dix dernières années (limites inférieure [1,1] et supérieure [3,6] de confiance à 95 % pour le pourcentage de changement annuel) [tableau 2; figure 4] et était de 5,5 (sur 10) d'après les données de 2017 (figure 5). Selon ces tendances, la situation des terres humides côtières fondée sur les communautés aviaires dans l'ensemble des Grands Lacs est passable, et la tendance s'améliore, bien que la tendance à l'amélioration ne soit peut-être pas entièrement réelle, comme on le verra plus en détail au paragraphe suivant et dans la discussion. En général, les IEE étaient plus faibles dans la partie méridionale du bassin des Grands Lacs, au sud du Bouclier canadien, où les empreintes du développement agricole et humain sont plus grandes et plus fortes (figures 6 et 7). Des tendances similaires ont été observées dans l'ensemble des terres humides de l'arrière-pays, bien que le taux d'amélioration ait été moindre (tableau 2; figures 4 et 7).
La situation n'a pas changé depuis le dernier rapport (Tozer et coll., 2017b), alors que la tendance est passée d'« inchangée » à « s'améliore ». La différence de tendance peut être due à un ou plusieurs facteurs :
1) l'amélioration de la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer l'IEE depuis le dernier rapport; 2) les améliorations substantielles apportées par le Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs depuis 2011 en ce qui concerne la couverture géographique des terres humides côtières du lac Supérieur et des parties nord du lac Michigan et du lac Huron, où les communautés aviaires ont tendance à subir moins de facteurs de stress; 3) les changements du niveau des lacs, qui peuvent entraîner des changements radicaux dans la superficie ou

la qualité de l'habitat des oiseaux des terres humides côtières et les IEE connexes. Le calcul des tendances sera plus fiable dans les prochains rapports avec la poursuite du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs parce que la couverture des terres humides côtières sera plus uniforme au cours des dix années les plus récentes. En outre, plus le nombre d'années d'échantillonnage augmente, plus la capacité de détecter les changements augmente.

Lac Supérieur – L'IEE médian dans les terres humides côtières a varié entre 1,8 et 8,9 de 1995 à 2017 (figure 4), et il était de 6,7 d'après les données de 2017 (figure 5). Aux fins du présent rapport, nous avons conclu qu'il n'y avait pas suffisamment d'information pour effectuer une évaluation fiable de la signification statistique des tendances. Selon ces tendances, la situation des terres humides côtières du lac Supérieur fondée sur les communautés aviaires est bonne, et la tendance est indéterminée. Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays, dans le bassin hydrographique du lac Supérieur, bien qu'on ait conclu que la taille des échantillons était trop faible pour en être certain (figure 4). Les paysages de la zone côtière du lac Supérieur ne sont en général pas agricoles et sont peu aménagés comparativement aux terres humides des lacs plus méridionaux (Bourgeau-Chavez et coll., 2015), mais il a été calculé que les terres humides côtières du lac Supérieur (à quelques exceptions dignes de mention près) ont une superficie relativement petite, ce qui pourrait expliquer au moins en partie les cotes plus modestes que celles des autres lacs (figures 4 à 7).

La situation est la même que dans le dernier rapport, alors que la tendance est passée d'inchangée à indéterminée. Aux fins du présent rapport, l'information actuelle ne permet pas d'effectuer une évaluation fiable de la signification statistique des tendances. Le calcul des tendances sera plus fiable dans les prochains rapports avec la poursuite du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs parce que la couverture des terres humides côtières sera plus uniforme au cours des dix années les plus récentes. En outre, plus le nombre d'années d'échantillonnage augmente, plus la capacité de détecter les changements augmente.

Lac Michigan – L'IEE médian dans les terres humides côtières a varié entre 2,6 et 6,5 de 1995 à 2017 (figure 4), et il était de 6,5 d'après les données de 2017 (figure 5). Aux fins du présent rapport, nous avons conclu qu'il n'y avait pas suffisamment d'information pour effectuer une évaluation fiable de la signification statistique des tendances. Selon ces tendances, la situation des terres humides côtières du lac Michigan fondée sur les communautés aviaires est bonne, et la tendance est indéterminée. Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays, dans le bassin hydrographique du lac Michigan, bien qu'on ait conclu que la taille des échantillons était trop faible pour en être certain (figures 4 et 7). Certaines des terres humides de haute qualité en ce qui concerne les oiseaux se trouvent dans le lac Michigan, bien que les facteurs de stress que sont l'aménagement et l'agriculture soient assez forts dans certaines parties des zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan et coll., 2013; Bourgeau-Chavez et coll., 2015).

Depuis le dernier rapport, la situation est passée de passable à bonne, et la tendance est passée d'inchangée à indéterminée. La différence de situation peut être due à l'amélioration de la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer l'IEE depuis le dernier rapport ou à des changements dans le niveau des lacs, qui peuvent entraîner des changements radicaux dans la superficie ou la qualité de l'habitat des oiseaux des terres humides côtières et les IEE connexes. Aux fins du présent rapport, l'information actuelle ne permet pas d'effectuer une évaluation fiable de la signification statistique des tendances. Le calcul des tendances sera plus fiable dans les prochains rapports avec la poursuite du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs parce que la couverture des terres humides côtières sera plus uniforme au cours des dix années les plus récentes. En outre, plus le nombre d'années d'échantillonnage augmente, plus la capacité de détecter les changements augmente.

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys) – L'IEE médian dans les terres humides côtières a varié entre 3,8 et 7,1 de 1995 à 2017, sans augmenter ni diminuer de façon significative au cours des dix dernières années (tableau 2; figure 4), et il était de 6,0 d'après les données de 2017 (figure 5). Selon ces tendances, la situation des terres humides côtières du lac Huron fondée sur les communautés aviaires est bonne, et la tendance est inchangée. Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays, dans le bassin hydrographique du lac Huron (tableau 2; figures 4 et 7). Certaines des terres humides de haute qualité en ce qui concerne les oiseaux se trouvent dans le lac Huron, bien que les facteurs de stress que sont l'aménagement et l'agriculture soient assez forts dans certaines parties des zones côtières de ce lac (figures 4 à 7; Allan et coll., 2013; Bourgeau-Chavez et coll., 2015).

Il n'y a eu aucun changement de situation ou de tendance depuis le dernier rapport.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair) – L'IEE médian dans les terres humides côtières a varié entre 3,8 et 5,2 de 1995 à 2017, sans augmenter ni diminuer de façon significative au cours des dix dernières années (tableau 2; figure 4), et il était de 4,6 d'après les données de 2017 (figure 5). Selon ces tendances, la situation des terres humides côtières du lac Érié fondée sur les communautés aviaires est passable, et la tendance est inchangée. Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays, dans le bassin hydrographique du lac Érié (tableau 2; figures 4 et 7). De tous les bassins lacustres, le lac Érié affichait l'IEE médian le plus faible dans les terres humides côtières, n'étant que légèrement inférieur à celui du lac Ontario (figures 5 à 7).

La situation est passée de médiocre à passable, et la tendance est passée de « se détériore » à inchangée. La différence de situation et de tendance peut être due à l'amélioration de la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer l'IEE depuis le dernier rapport ou à des changements dans le niveau des lacs, qui peuvent entraîner des changements radicaux dans la superficie ou la qualité de l'habitat des oiseaux des terres humides côtières et les IEE connexes.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent) – L'IEE médian dans les terres humides côtières a varié entre 2,9 et 5,3 de 1995 à 2017, a augmenté de façon significative de 4,1 %/année au cours des dix dernières années (limites inférieure [2,1] et supérieure [6,0] de confiance à 95 % pour le pourcentage de changement annuel) [tableau 2; figure 4] et était de 5,1 d'après les donnée de 2017 (figure 5). Selon ces tendances, la situation des terres humides côtières du lac Ontario fondée sur les communautés aviaires est passable, et la tendance s'améliore. Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays, dans le bassin hydrographique du lac Ontario (tableau 2; figures 4 et 7). De tous les bassins lacustres, le lac Ontario se classait au deuxième rang des terres humides côtières pour ce qui est de l'IEE médian, celui-ci n'étant que légèrement supérieur à celui du lac Érié (figures 5 à 7).

Il n'y a eu aucun changement de situation ou de tendance depuis le dernier rapport.

Discussion – Selon ce qu'indiquent les oiseaux des terres humides, partout dans le bassin des Grands Lacs, la situation des terres humides côtières est actuellement passable, celle des lacs Supérieur, Huron et Michigan étant bonne, et celle des lacs Ontario et Érié étant passable. (Il est à noter qu'une détermination distincte de la situation et des tendances a été faite pour l'évaluation globale en fonction des données provenant de tous les bassins lacustres individuels, plutôt que de la moyenne des évaluations lac par lac.) De plus, les IEE des terres humides côtières se trouvant près de l'extrémité inférieure du gradient de condition écologique sont plus fréquents dans la partie méridionale des lacs Michigan et Huron et l'ensemble des lacs Érié et Ontario, que dans la plupart des parties du lac Supérieur (figure 6). Ces tendances sont probablement la conséquence de ce qu'un plus grand stress d'origine anthropique est imposé par l'agriculture, l'aménagement et, peut-être, la perte de terres humides dans les lacs Michigan et Huron au sud du Bouclier canadien, et dans la totalité des lacs Érié et Ontario, que dans la plupart des parties du lac Supérieur (Allan et coll., 2013; Bourgeau-Chavez et coll., 2015; Danz et coll., 2007; Niemi et coll., 2009). Néanmoins, il existe encore des terres humides côtières de haute qualité dans tous les Grands Lacs (figures 4 à 7). En recueillant des données sur les différences entre l'état de santé des terres humides et en les illustrant de cette façon, l'analyse fournit une base unique pour l'évaluation des changements à long terme de la qualité des terres humides et la quantification de la réussite des activités de remise en état de terres humides, de régions et de tout le bassin des Grands Lacs. Une analyse plus détaillée de la réponse des espèces à chacun des facteurs de stress existe, mais les résultats dépassent la portée de ce rapport, qui présente l'état des sites selon un facteur de stress multivarié constitué par une « empreinte anthropique » qui incorpore les mesures des trois variables (agriculture, aménagement et superficie des terres humides).

Partout dans le bassin des Grands Lacs, la santé des terres humides côtières basée sur les oiseaux s'est améliorée de façon significative au cours des dix dernières années, avec des tendances positives non significatives dans la plupart des bassins lacustres individuels au cours de la même période (tableau 2; figure 4). Le lac Érié constitue une exception, la seule tendance négative non significative des IEE des terres humides côtières au cours des dix dernières années (tableau 2). La cause de l'augmentation récente des IEE n'est pas claire, mais elle pourrait être due en partie aux changements simultanés des niveaux d'eau pour certaines espèces d'oiseaux dans certaines terres humides (Timmermans et coll., 2008) ou à d'autres facteurs (voir le paragraphe suivant). En comparaison, la diminution non significative des IEE des terres humides côtières du lac Érié pourrait être associée au stress croissant d'origine anthropique imposé par l'agriculture, l'aménagement et, peut-être, la perte de terres humides (p. ex. Danz et coll., 2007; Wolter et coll., 2006). Donc, étant donné que le lac Érié avait l'IEE médian le plus bas de tous les bassins lacustres et qu'il était le seul bassin où les IEE des terres humides côtières ont reculé (de façon

non-significative) au fil du temps, la santé des terres humides côtières du lac Érié semble particulièrement compromise par rapport à celle des terres humides côtières des autres bassins lacustres. Les IEE médians faibles et la tendance à la baisse indiquent peut-être aussi que le lac Érié subit des facteurs de stress uniques, ou que les facteurs de stress y sont particulièrement intenses par comparaison à ce qui se produit dans les autres bassins lacustres.

Un facteur qui pourrait contribuer à expliquer l'augmentation récente des IEE des terres humides côtières au cours des dix dernières années est que, depuis 2011, la couverture des relevés dans les terres humides côtières du bassin des Grands Lacs s'est considérablement améliorée, en particulier dans les Grands Lacs supérieurs, grâce à la mise en œuvre du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (figure 3). Ce changement de couverture peut avoir confondu une partie ou la totalité des tendances à l'amélioration dans une mesure inconnue. En d'autres termes, une partie des augmentations peut être due à des différences entre les sites étudiés avant et après 2011. Une combinaison de changements dans les niveaux d'eau et l'habitat connexe de certaines espèces d'oiseaux dans certaines terres humides et l'amélioration de la couverture des relevés, ainsi que d'autres facteurs inconnus, ont peut-être contribué à l'augmentation apparente des IEE signalés ici. En outre, dans le cadre d'un effort continu visant à améliorer le rendement et l'utilité de l'IEE pour ce sous-indicateur, la sensibilité des paramètres utilisés pour calculer les IEE a été améliorée. Dans le rapport de 2017, les IEE étaient fondés sur 52 espèces d'oiseaux vivant dans les terres humides ou associées aux terres humides. En revanche, le présent rapport de 2019 se fonde sur un ensemble plus restreint de 27 espèces ou groupes d'espèces d'oiseaux des terres humides qui dépendent plus directement des terres humides et qui, par association, représentent plus efficacement la santé des terres humides côtières. Ce changement de paramètres peut aussi avoir eu une incidence inconnue sur certaines des différences entre le rapport de 2017 et le présent rapport, comme la différence dans la tendance générale, qui est passée d'inchangée dans le rapport de 2017 à « s'améliore » dans le rapport de 2019.

Par ailleurs, l'amélioration récente des IEE des terres humides côtières au cours des dix dernières années pourrait être due au moins en partie à une amélioration réelle de l'état des terres humides côtières. Un indice de la qualité de l'eau s'est considérablement amélioré dans 22 terres humides le long de la rive canadienne du lac Ontario entre 2003 et 2014 (Croft-White et coll., 2017). L'amélioration de la qualité de l'eau, qui indique une amélioration concomitante de l'habitat des oiseaux des terres humides (Grabas et coll., 2012; Grabas et Rokitnicki-Wojcik, 2015; Tozer, 2016), a peut-être aussi contribué à l'augmentation des IEE des oiseaux des terres humides côtières observée dans le lac Ontario et peut-être au-delà pendant la même période.

Outre l'évaluation de la situation et de la tendance relative à la santé des terres humides côtières, la situation et la tendance des terres humides de l'arrière-pays ont été examinées à des fins de comparaison (tableau 2; figures 4 et 7). Par suite de différences entre la taille des échantillons, la possibilité de comparer les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays était meilleure pour le lac Érié et le lac Ontario, alors qu'elle était limitée pour les autres bassins lacustres. Les tendances observées dans les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays étaient similaires, sauf l'exception suivante. Globalement et dans le lac Ontario, les IEE des terres humides côtières ont augmenté de façon significative au cours des dix dernières années, mais les IEE des terres humides de l'arrière-pays n'ont pas connu d'augmentation correspondante significative (tableau 2; figure 4). Par conséquent, la santé des terres humides, telle qu'elle est représentée par les oiseaux des terres humides, réagit donc peut-être, dans certains bassins versants, aux différences de l'intensité des facteurs de stress dans les terres humides côtières et dans celles de l'arrière-pays. De même, une étude antérieure qui n'a utilisé que l'ensemble de données du PSMGL a permis de noter que l'abondance moyenne de certaines espèces d'oiseaux qui dépendent des terres humides était plus faible dans les terres humides côtières que dans celles de l'arrière-pays, ce qui suggère que les terres humides côtières peuvent être influencées différemment des terres humides de l'arrière-pays (Tozer, 2013). Il faut donc continuer d'échantillonner les terres humides côtières de même que celles de l'arrière-pays partout dans le bassin des Grands Lacs pour suivre et évaluer complètement la santé des terres humides en se fondant sur les oiseaux partout dans la région.

L'évaluation de la situation globale (passable) et de la tendance globale (s'améliore) pour les terres humides côtières de tout le bassin des Grands Lacs diffèrent de ce qu'elles étaient dans certains rapports antérieurs pour ce sous-indicateur, qui n'utilisaient que l'ensemble de données du PSMGL pour faire état d'une situation globale médiocre et de tendances à la détérioration d'après la prévalence de tendances négatives significatives en ce qui concerne l'abondance d'une vingtaine d'espèces d'oiseaux qui dépendent des terres humides (p. ex. Tozer, 2014). L'écart apparent entre le présent rapport et les rapports antérieurs en ce qui concerne la situation et la tendance globales vient vraisemblablement en partie des différences d'échantillonnage, les rapports précédents ayant résumé la situation et la tendance essentiellement pour la partie méridionale du bassin des Grands Lacs puisqu'ils reposaient sur l'ensemble de données du PSMGL, qui porte surtout sur cette partie; le rapport actuel fournit une évaluation plus équilibrée pour tout le bassin des Grands Lacs en associant les données du PSMGL aux données méridionales et

septentrionales du projet GLEI et du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs. La situation globale médiocre et la tendance globale à la détérioration dont il a été fait état antérieurement ne représentaient peut-être, par exemple, que la mauvaise situation actuelle dont il est fait état pour les lacs Érié et Ontario. Il est important toutefois de remarquer que les tendances résumées dans le présent rapport sont basées sur l'IEE, une mesure globale qui représente les réponses collectives de nombreuses espèces d'oiseaux à l'état des terres humides. Il ne faut par conséquent pas perdre de vue le fait qu'il existe des espèces, qu'il s'agisse de butors (p. ex. *Botaurus*), de marouettes des eaux peu profondes (p. ex. *Porzana*) et de gallinules des eaux profondes (p. ex. *Gallinula*), ou de sternes qui nichent dans les marais (p. ex. *Chlidonias*), qui ont connu des déclins à long terme à diverses échelles dans les Grands Lacs (p. ex. Tozer, 2013; idem, 2016) et qui peuvent réagir de manières qui leur sont propres à des stress environnementaux pour lesquels il faudrait prendre des mesures de gestion uniques ou qui présentent des occasions uniques d'améliorer la santé des terres humides.

Liens

Les oiseaux des terres humides côtières sont influencés par de nombreuses caractéristiques locales et à l'échelle du paysage, dont certaines sont surveillées par d'autres indicateurs des rapports sur l'état des Grands Lacs. Par exemple, on sait que les oiseaux des terres humides côtières sont influencés par le changement du niveau de l'eau à l'échelle locale et à celle de chacun des bassins des Grands Lacs (p. ex. Timmermans et coll., 2008; Jobin et coll., 2009; Gnass Giese et coll., 2018). Il faut donc s'attendre à ce que le sous-indicateur Oiseaux des terres humides côtières et le sous-indicateur Niveaux d'eau covarient (p. ex. Chin et coll., 2014). De même, le sous-indicateur Oiseaux des terres humides côtières et les sous-indicateurs qui suivent l'étendue et l'organisation spatiale de l'habitat des oiseaux des terres humides (p. ex. Terres humides côtières : Échelle et composition du paysage, Connectivité de l'habitat aquatique) et des proies (Communautés d'invertébrés des terres humides côtières; Poissons des milieux humides côtiers) devraient covarier. Le sous-indicateur Oiseaux des terres humides côtières et les espèces végétales envahissantes (p. ex. *Phragmite australis*) qui empiètent sur la végétation indigène préférée (p. ex. Espèces aquatiques et terrestres exotiques) et la pollution qui peut réduire l'abondance ou la disponibilité des proies (p. ex. tous les indicateurs relatifs aux substances chimiques toxiques, aux éléments nutritifs et aux algues) devraient covarier aussi. Enfin, on peut s'attendre à ce que les oiseaux des terres humides côtières soient influencés par les répercussions liées au climat et les interactions connexes avec divers autres facteurs, comme la mortalité directe de certaines espèces d'oiseaux des terres humides côtières à la suite de flambées de botulisme de type E liées au climat (Princé et coll., 2018) et par les changements indirects des niveaux d'eau liés au climat qui, à leur tour, ont une incidence sur l'habitat des oiseaux des terres humides (voir la références ci-dessus). Ainsi, on peut s'attendre à ce que le sous-indicateur Oiseaux des terres humides côtières varie en même temps que le sous-indicateur *Cladophora* (les tapis d'algues en décomposition améliorés par des facteurs liés au climat sont connus pour être les points de départ du botulisme; Chun et coll., 2015), le sous-indicateur Moules de la famille des Dreissenidés (les gisements de moules de cette famille qui sont améliorés par des facteurs liés au climat sont également connus pour être des points de départ du botulisme; Getchell et Bowser, 2006), et avec tous les indicateurs relatifs aux tendances climatiques (y compris les niveaux d'eau, la température des eaux de surface, la couverture de glace et la quantité de précipitations).

Efforts scientifiques de citoyens et autres corpus de connaissances

La grande taille des échantillons et l'étendue de la couverture des relevés, principalement grâce à deux programmes de surveillance des oiseaux à grande échelle en cours dans l'ensemble des Grands Lacs, ont permis d'obtenir un rapport solide sur la situation et les tendances de ce sous-indicateur. Le Programme de surveillance des marais des Grands Lacs d'Études d'Oiseaux Canada, qui fait appel au dévouement et aux compétences de centaines de citoyens scientifiques chaque année, a fourni la plupart des données utilisées ici de 1995 à 2011, ainsi que toutes les données sur l'arrière-pays utilisées pour la comparaison avec les terres humides côtières (Tozer, 2013; idem, 2016). Le programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs, mené par l'Université du centre du Michigan, a permis d'élargir la couverture des terres humides côtières, particulièrement dans la partie nord des Grands Lacs depuis 2011 (Uzarski et coll., 2017). Le soutien continu de ces deux programmes permettra de s'assurer que ces données de qualité continueront d'être disponibles pour comprendre l'état de santé de l'écosystème des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet

Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données

Les oiseaux des terres humides sont très mobiles, et la plupart d'entre eux ne dépendent des terres humides que pendant une partie de leur cycle biologique. Les tendances temporelles des populations locales d'oiseaux et, par association, les indices de santé des terres humides basés sur les oiseaux peuvent être influencés par des facteurs externes aux terres humides côtières des Grands Lacs, comme les conditions dans les aires d'hivernage et pendant la migration. Pour cette raison, des travaux seront nécessaires pour déterminer les répercussions sur le nombre d'oiseaux des marais pendant tout le cycle de vie des oiseaux, y compris les effets rémanents possibles ayant une incidence sur le nombre d'oiseaux des marais dans les terres humides côtières des Grands Lacs.

Ce sous-indicateur peut être plus puissant s'il est évalué dans le cadre d'une analyse globale des communautés biologiques des terres humides côtières et des systèmes aquatiques littoraux des Grands Lacs. Pour ce faire, on peut combiner les sous-indicateurs des terres humides côtières, car ils fonctionnent et indiquent des perturbations anthropiques à différentes échelles spatiales et temporelles, et leur résolution de détection est variable. Cependant, l'échelle géographique des perturbations pour les oiseaux des terres humides côtières n'est pas encore déterminée, pas plus que la résolution pour détecter la santé des écosystèmes. Il s'agit là d'un domaine fructueux à explorer davantage.

Les terres humides côtières des Grands Lacs sont diversifiées. Certaines sont protégées, d'autres sont ouvertes sur le lac. Certaines sont associées à l'embouchure de rivières, d'autres non. Des variations supplémentaires sont imposées par la géomorphologie sous-jacente et les différences climatiques entre les différentes régions. Ces variations des types de terres humides ont une incidence sur les oiseaux des terres humides. Ainsi, les données les plus puissantes pour estimer les indices de la santé des écosystèmes à grande échelle basés sur les oiseaux, par exemple à l'échelle des bassins individuels des Grands Lacs, sont celles recueillies au moyen de modèles expérimentaux randomisés équilibrés dans l'espace, qui tiennent compte de la variation et qui la saisisse. La plupart des ensembles de données existants sur les oiseaux des terres humides pouvant être utilisés avec ce sous-indicateur abordent ces questions d'échantillonnage dans leurs modèles expérimentaux, bien qu'il y ait place à amélioration.

Les données de ce sous-indicateur sont recueillies par l'entremise de divers projets et organismes qui font appel à du personnel professionnel rémunéré, à des citoyens scientifiques bénévoles ou à une combinaison des deux. Les employés rémunérés sont utiles pour effectuer des relevés dans les terres humides qui sont difficiles d'accès ou qui sont situées trop loin des bénévoles consentants. C'est particulièrement vrai pour de nombreuses terres humides autour du lac Supérieur et le long de la rive est de la baie Georgienne, dans le lac Huron. Les employés rémunérés sont également avantageux pour la détection de certaines espèces ou de certains groupes d'espèces rares qui nécessitent des connaissances appronfondies en matière d'identification et qui sont nécessaires pour certains indices et mesures communautaires. D'autre part, les citoyens scientifiques formés, lorsqu'ils sont disponibles, sont souvent d'excellentes solutions de rechange rentables et fiables aux employés rémunérés, en particulier lorsque la capacité d'identification de chaque observateur est vérifiée par des tests visuels et acoustiques. Ainsi, l'ensemble des données recueillies pour ce sous-indicateur peut être continuellement amélioré grâce à des évaluations continues des moyens d'utiliser au mieux une combinaison d'employés rémunérés et de citoyens scientifiques. Pour ce faire, il faudra trouver un équilibre entre le coût, la qualité et l'étendue spatiale des données et des renseignements connexes sur la santé des écosystèmes des zones humides côtières.

Renseignements supplémentaires

Plus de la moitié de toutes les terres humides côtières des Grands Lacs ont été détruites par les activités humaines, et bon nombre des terres humides côtières restantes souffrent de facteurs de stress anthropiques, comme la charge en éléments nutritifs et en sédiments, la fragmentation, les espèces envahissantes, la modification des rives et le contrôle des niveaux d'eaux, comme l'indique un projet binational de cartographie et d'attribution pour les Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004). Cette perte de terres humides et ce stress sont particulièrement apparents dans la partie méridionale du bassin des Grands Lacs (Allan et coll., 2013; Bourgeau-Chavez et coll., 2015). En fait, on a constaté que les IEE fondés sur les données relatives aux communautés aviaires étaient les plus faibles dans ces régions méridionales, ce qui donne à penser que la perte de terres humides et le stress contribuent à réduire les IEE basés sur les oiseaux dans les Grands Lacs inférieurs.

Une façon de déterminer les mesures appropriées et les possibilités pour améliorer la santé des terres humides côtières consiste à déterminer les facteurs qui favoriseront la colonisation ou qui réduiront la disparition d'espèces d'oiseaux des terres humides qui sont en déclin au fil du temps. Les facteurs liés à la colonisation et à la disparition de cette façon se traduisent ensuite par des mesures et des possibilités qui contribueront à accroître la présence d'espèces en déclin et, en fin de compte, à améliorer la santé des terres humides. Cette approche a été appliquée à l'aide de la composante PSMGL de l'ensemble de données analysé dans le présent rapport. Se servant de modèles d'occupation des sites multisaisonniers et des données des 21 546 dénombrements ponctuels du PSMGL effectués à 2 149 points d'échantillonnage, Tozer (2016) a déterminé quels sont les facteurs importants à l'échelle locale, à celle des terres humides et à celle du paysage qui influencent l'occupation des terres humides par 15 espèces d'oiseaux des marais dans toute la partie méridionale du bassin des Grands Lacs. Les résultats de cette étude semblent indiquer que la plupart des espèces d'oiseaux dépendant des marais dont les effectifs diminuent bénéficieront de la conservation, de la restauration ou de la création de grandes terres humides entourées par une utilisation urbaine limitée, et du règlement des problèmes dans les secteurs préoccupants de la Commission mixte internationale (Tozer, 2016). De plus, des espèces ou des petits groupes d'espèces dont les effectifs sont à la baisse bénéficieront aussi de la conservation, de la restauration ou de la création de terres humides dominées par des espèces émergentes robustes, mais entrecoupées et d'où la salicaire pourpre (*Lythrum salicaria*) et les Phragmites sont absents, et qui sont entourées par des terres humides en plus grande proportion dans le paysage avoisinant, et par le règlement des problèmes dans les terres humides côtières des Grands Lacs (Tozer, 2016). Ces mesures favoriseront la colonisation par des espèces indigènes ou réduiront l'extinction et contribueront à ralentir et peut-être même à inverser les tendances à la baisse et le déclin des espèces dans la partie méridionale du bassin des Grands Lacs. Ces mesures contribueront aussi en fin de compte à améliorer la santé des terres humides côtières associées aux oiseaux dans toute la partie méridionale du bassin des Grands Lacs.

L'évaluation des situations et des tendances relatives à la santé des terres humides côtières basée sur les oiseaux qui y vivent repose sur les fonctions de réponse biotique élaborées à l'aide des données du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs seulement. Les fonctions de réponse biotique ont également été élaborées à partir de l'information de trois gradients de facteurs de stress : l'agriculture, l'aménagement et la superficie des terres humides. Il serait peut-être possible d'améliorer la capacité de l'IEE fondée sur les données relatives aux oiseaux de refléter la santé des terres humides côtières en élargissant l'élaboration des fonctions de réponse biotique pour que toutes les données sur les oiseaux des marais qui existent grâce au PSMGL, au projet GLEI et au Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs soient incluses. Intégrer d'autres facteurs de stress connus pour les oiseaux des terres humides à l'élaboration des fonctions de réponse biotique, en particulier les attributs dans les terres humides, comme la dominance relative des espèces végétales envahissantes, améliorerait peut-être aussi le rendement de l'IEE. Ces idées sont des avenues de recherche prometteuses pour l'avenir.

Trois gros ensembles de données sur les oiseaux des marais ont été réunis, soit les ensembles de données du PSMGL, du projet GLEI et du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs, pour effectuer les analyses résumées dans le présent rapport. Cela a fourni une puissance d'analyse énorme à de nombreuses échelles différentes par comparaison à l'utilisation d'un seul de ces ensembles de données. Il était toutefois évident qu'il manque à l'ensemble de données combinées de l'information provenant de terres humides saines. La collecte de données sur les oiseaux venant de terres humides qui se trouvent à l'extrémité « état non dégradé » du gradient état dégradé-non dégradé pourrait peut-être à l'avenir améliorer le rendement de l'IEE.

Remerciements

Auteurs

Douglas C. Tozer, scientifique et directeur du programme de l'Ontario, Programme de recherche de Long Point sur les oiseaux aquatiques et les milieux humides, Études d'Oiseaux Canada, C.P. 160 (Service de messagerie : 115, rue Front), Port Rowan (Ontario) N0E 1M0, dtozer@birdscanada.org.

Robert W. Howe, professeur et directeur, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, hower@uwgb.edu.

Gerald J. Niemi, associé de recherche principal et professeur, Natural Resources Research Institute and Department of Biology, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, gniemi@d.umn.edu.

Erin E. Gnass Giese, spécialiste principale de la recherche, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, giesee@uwgb.edu.

Nicholas G. Walton, technicien de recherche, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, ngwalton@d.umn.edu.

Annie M. Bracey, chercheuse universitaire, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, brace005@d.umn.edu.

Willson Gaul, technicien de recherche, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, gaulw@uwgb.edu.

Greg Grabas, écologiste de l'habitat, Service canadien de la faune – Ontario, Environnement et Changement climatique Canada / Gouvernement du Canada, 4905, rue Dufferin, 2e étage, bureau 2S401, Toronto (Ontario) M3H 5T4, greg.grabas@canada.ca

Christopher J. Norment, professeur et président, Department of Environmental Science and Biology, The College at Brockport, State University of New York, Brockport, NY 14420, cnorment@brockport.edu.

Thomas M. Gehring, professeur, Departement of Biology and Institute for Great Lakes Research, Central Michigan University, Mount Pleasant, MI 48859, gehri1tm@cmich.edu.

Sources d'information

Albert, D.A. et L. Simonson. 2004. Coastal wetland inventory of the Great Lakes region (GIS coverage of U.S. Great Lakes: www.glc.org/wetlands/inventory.html), Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Allan, J.D., P.B. McIntyre, S.D.P. Smith, B.S. Halpern, G.L. Boyer, A. Buchsbaum, G.A. Burton, Jr., L.M. Campbell, W.L. Chadderton, J.J.H. Ciborowski, P.J. Doran, T. Eder, D.M. Infante, L.B. Johnson, C.A. Joseph, A.L. Marino, A. Prusevich, J.G. Read, J.B. Rose, E.S. Rutherford, S.P. Sowa et A.D. Steinman. 2013. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. Proc. Nat. Acad. Sci. 110, 372-377.

Bourgeau-Chavez, L., S. Endres, M. Battaglia, M.E. Miller, E. Banda, Z. Laubach, P. Higman, P. Chow-Fraser et J. Marcaccio. 2015. Development of a bi-national Great Lakes coastal wetland and land use map using three-season PALSAR and landsat imagery. Remote Sens. 7, 8655-8682.

Brazner, J.C., D.P. Danz, G.J. Niemi, R.R. Regal, A.S. Trebitz, R.W. Howe, J.M. Hanowski, L.B. Johnson, J.J.H. Ciborowski, C.A. Johnston, E.D. Reavie, V.J. Brady et G.V. Sgro. 2007a. Evaluation of geographic and human influences on Great Lakes wetland indicators: a multi-assemblage approach. Ecol. Indic. 7:610-635.

Brazner, J.C., D.P. Danz, A.S. Trebitz, G.J. Niemi, R.R. Regal, T. Hollenhorst, G.E. Host, E.D. Reavie, T.N. Brown, J.M. Hanowski, C.A. Johnston, L.B. Johnson, R.W. Howe et J.J.H. Ciborowski. 2007b. Responsiveness of Great Lakes wetland indicators to human disturbances at multiple spatial scales: a multi-assemblage assessment. J. Great Lakes Res. 33, 42-66.

Canty, A. et B. Ripley. 2013. Package boot. https://cran.r-project.org/web/packages/boot/boot.pdf (consulté le 25 octobre 2015).

Chin, A.T.M., D.C. Tozer et G.S. Fraser. 2014. Hydrology influences bird-based indices of biotic integrity in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 40, 281–287.

Chin, A.T.M., D.C. Tozer, N.G. Walton et G.S. Fraser. 2015. Comparing disturbance gradients and bird-based indices of biotic integrity for ranking the ecological integrity of Great Lakes coastal wetlands. Ecol. Indic. 57, 475-485.

Chun, C.L., C.I. Kahn, A.J. Borchert, M.N. Byappanahalli, R.L. Whitman, J. Peller, C. Pier, G. Lin, E.A. Johnson et M.J. Sadowsky. 2015. Prevalence of toxin-producing *Clostridium botulinum* associated with the macroalga *Cladophora* in three Great Lakes: growth and management. Sci. Total Env. 511, 523-529.

Conway, C.J. 2011. Standardized North American marsh bird monitoring protocol. Waterbirds 34, 319-346.

Coft-White, M.V., M. Cvetcovik, D. Rokitnicki-Wojcik, J.D. Midwood et G.P. Grabas. 2017. A shoreline divided: twelve-year water quality and land cover trends in Lake Ontario coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 43, 1005–1015.

Crosbie, B. et P. Chow Fraser. 1999. Percentage land use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lakes basin. J. can. sci. halieut. aquat. 56, 1781-1791.

Danz, N.P., G.J. Niemi, R.R. Regal, T. Hollenhorst, L.B. Johnson, J.M. Hanowski, R.P. Axler, J.J.H. Ciborowski, T. Hrabik, V.J. Brady, J.R. Kelly, J.A. Morrice, J.C. Brazner, R.W. Howe, C.A. Johnston et G.E. Host. 2007. Integrated Measures of Anthropogenic Stress in the U.S. Great Lakes Basin. Environ. Manage. 39, 631-647.

Getchell, R.G. et P.R. Bowser. 2006. Ecology of type E botulism within Dreissenid mussel beds. Aquat. Invaders 17, 1-8.

Gnass Giese, E.E., R.W. Howe, A.T. Wolf, N.A. Miller et N.G. Walton. 2015. Sensitivity of breeding birds to the "human footprint" in western Great Lakes forest landscapes. Ecosphere 6, 90. http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00414.1.

Gnass Giese, E.E., R.W. Howe, A.T. Wolf et G.J. Niemi. 2018. Breeding birds and anurans of dynamic coastal wetlands in Green Bay, Lake Michigan. J. Great Lakes Res. Sous presse. doi.org/10.1016/j.jglr.2018.06.003.

Grabas, G.P., E.A. Blukacz-Richards et S. Pernanen. 2012. Development of a submerged aquatic vegetation community index of biotic integrity for use in Lake Ontario coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 38:243–250.

Grabas, G.P. et D. Rokitnicki-Wojcik. 2015. Characterizing daily water-level fluctuation intensity and water quality relationships with plant communities in Lake Ontario coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 41:136–144.

Grandmaison, D.D. et G. Niemi. 2007. Local and landscape influence on Red-winged Blackbird (*Agelaius phoenicius*) nest success in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 33, 292-304.

Hanowski, J., N. Danz, R. Howe, G. Niemi et R. Regal. 2007a. Consideration of geography and wetland geomorphic type in the development of Great Lakes coastal wetland bird indicators. EcoHealth 4, 194-205.

Hanowski, J.M., N.P. Danz, R.W. Howe, R.R. Regal et J.G. Niemi. 2007b. Considerations for monitoring breeding birds in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 33, 245-252.

Howe, R.W., R.R. Regal, J.M. Hanowski, G.J. Niemi, N.P. Danz et C.R. Smith. 2007a. An index of biotic condition based on bird assemblages in Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 33, 93-105.

Howe, R.W., R.R. Regal, G.J. Niemi, N.P. Danz et J.M. Hanowski. 2007b. A probability-based indicator of ecological condition. Ecol. Indic. 7, 793-806.

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Jobin, B., L. Robillard et C. Latendresse. 2009. Response of a Least Bittern (*Ixobrychus exilis*) population to interannual water level fluctuations. Waterbirds 32:73-80.

Karr, J.R. et E.W. Chu. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington, DC.

Naugle, D.E., K.F. Higgins, M.E. Estey, R.R. Johnson et S.M. Nusser. 2000. Local and landscape-level factors influencing Black Tern habitat suitability. J. Wildl. Manag. 64, 253-260.

Niemi, G.J., V.J. Brady, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, N.P. Danz, D.M. Ghioca, J.M. Hanowski, T.P. Hollenhorst, R.W. Howe, L.B. Johnson, C.A. Johnston et E.D. Reavie. 2009. Development of ecological indicators for the U.S. Great Lakes coastal region – a summary of applications in Lake Huron. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 12, 77-89.

Panci, H.G., G.J. Niemi, R.R. Regal, D.C. Tozer, T.M. Gehring, R.W. Howe et C.J. Norment. 2017. Influence of Local, Landscape, and Regional Variables on Sedge and Marsh Wren Occurrence in Great Lakes Coastal Wetlands. Wetlands, 37(3), 447-459.

Pricé, K., J.G. Chipault, C.L. White et B. Zuckerberg. 2018. Environmental conditions synchronize waterbird mortality events in the Great Lakes. J. Appl. Ecol. DOI: 10.1111/1365-2664.13063.

R Core Team, 2015. R : A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/.

Smith, A.C., M-A. Hudson, C. Downes et C.M. Francis. 2014. Estimating breeding bird survey trends and annual indices for Canada: how do the new hierarchical Bayesian estimates differ from previous estimates? Can. Field-Nat. 128, 119-134.

Smith, L.A. et P. Chow-Fraser. 2010a. Impacts of adjacent land use and isolation on marsh bird communities. Environ. Manag, 45, 1040-1051.

Smith, L.A. et P. Chow-Fraser. 2010b. Implications of the species-area relationship on sampling effort for marsh birds in southern Ontario. Wetlands 30:553-563.

Taft, J. B., G.S. Wilhelm, D.M. Ladd et L.A. Masters. 1997. Floristic quality assessment for vegetation in Illinois, a method for assessing vegetation integrity. Westville, Illinois: Illinois Native Plant Society.

Timmermans, S.T.A., S.S. Badzinski et J.W. Ingram. 2008. Associations between breeding marsh bird abundances and Great Lakes hydrology. J. Great Lakes Res. 34, 351-364.

Tozer, D.C. 2013. The Great Lakes Marsh Monitoring Program 1995-2012, 18 years of surveying birds and frogs as indicators of ecosystem health. Publié par Études d'Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) Canada. http,//www.birdscanada.org/download/GLMMPreport.pdf (consulté le 5 juin 2015).

Tozer, D.C. 2014. Oiseaux des terres humides côtières. *Dans* État des Grands Lacs 2011, Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, n° au cat. En161-3/1-2011F-PDF. EPA 950-R-13-002. http://binational.net/wp-content/uploads/2014/11/sogl-2011-technical-report-fr.pdf (consulté le 5 juin 2015).

Tozer, D.C. 2016. Marsh bird occupancy dynamics, trends, and conservation in the southern Great Lakes basin: 1996 to 2013. J. Great Lakes Res. 42, sous presse.

Tozer, D.C. E. Nol et K.F. Abraham. 2010. Effects of local and landscape-scale habitat variables on abundance and reproductive success of wetland birds. Wetl. Ecol. Manag. 18, 679-693.

Tozer, D.C., K.L. Drake et C.M. Falconer. 2016. Modeling detection probability to improve marsh bird surveys in southern Canada and the Great Lakes states. Avian Conservation and Ecology 11:2.

Tozer D.C., C.M. Falconer, A.M. Bracey, E.E. Gnass Giese, G.J. Niemi, R.W. Howe, T.M. Gerhing et C.J. Norment. 2017a. Influence of call broadcast timing within point counts and survey duration on detection probability of marsh breeding birds. Avian Conservation and Ecology 12:8.

Tozer, D.C., R.W. Howe, G.J. Niemi, E.E. Gnass Giese, N.G. Walton, A.M. Bracey, W. Gaul, C.J. Norment et T.M. Gerhing. 2017b. Oiseaux des terres humides côtières. *Dans* État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique, Environnement et Changement climatique Canada et U.S. Environmental Protection Agency, n° de catalogue En161-3/1F-PDF. EPA 905-R-17-001. Disponible à l'adresse suivante : binational.net.

Uzarski, D.G., T.M. Burton, M.J. Cooper, J. Ingram et S. Timmermans. 2005. Fish habitat use within and across wetland classes in coastal wetlands of the five Great Lakes: Development of a fish-based Index of Biotic Integrity. Journal of Great Lakes Research 31(supplement 1): 171-187.

Wolter, P.T., C.A. Johnston et G.J. Niemi. 2006. Land use land cover change in the U.S. Great Lakes basin 1992 to 2001. J. Great Lakes Res. 32, 607-628.

Liste des tableaux

Tableau 1. Espèces d'oiseaux et groupes d'espèces des terres humides utilisés pour estimer les IEE.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs
Tableau 2. Tendances des IEE au fil du temps.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

Liste des figures

Figure 1. Fonctions de réponse biotique (lignes) pour certaines espèces d'oiseaux des terres humides côtières dans tout le bassin des Grands Lacs. La probabilité d'occurrence est présentée comme une fonction d'une variable combinée de l'« empreinte anthropique » intégrant l'état de l'environnement dû à l'agriculture, à l'aménagement et à la superficie des terres humides (0 = mauvais état, 10 = bon état). Les espèces dont les fonctions de réponse biotique sont représentées par des lignes pointillées rouges sont plus fréquentes dans les terres humides en mauvais état, tandis que les espèces dont les lignes pleines sont vertes sont plus fréquentes dans les terres humides en bon état. Les cercles représentent des lots de dix observations. Voir le tableau 1, qui donne le nom scientifique des espèces.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs
Figure 2. Terres humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués de 1995 à 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d'estimer les indices de la santé des terres humides basés sur les oiseaux. Les terres humides sont présentées comme une fonction du nombre d'années pendant lesquelles les relevés ont eu lieu pour chacune d'elles (carte supérieure) et comme une fonction des terres humides côtières et de celles de l'arrière-pays (carte inférieure). Veuillez remarquer que les terres humides côtières (*n = 1 242*) sont beaucoup plus nombreuses que les terres humides de l'arrière-pays (*n = 542*), bien que cela ne semble pas être le cas parce que les symboles se chevauchent étroitement.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs
Figure 3. Nombre de terres humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués de 1995 à 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs en vue d'estimer les indices de la santé des terres humides basés sur les oiseaux. Les terres humides où les dénombrements ont eu lieu sont présentées comme une fonction de tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et de chaque bassin lacustre individuel pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs
Figure 4. Tendances temporelles de l'indice de l'état écologique (IEE) fondé sur les données relatives aux communautés aviaires de 1995 à 2017, dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chaque bassin lacustre individuel pour les terres humides côtières (bleu) et celles de l'arrière-pays (orange). Les diagrammes des quartiles montrent les moyennes au niveau des terres humides pour chaque année ainsi que des lignes plus lisses de meilleure correspondance (lignes noires pleines). Les tirets représentent 1,5 fois la plage interquartile, et les points sont des valeurs aberrantes.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

Figure 5. Distribution de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés aviaires en 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chaque bassin lacustre individuel pour les terres humides côtières. Les diagrammes des quartiles montrent les moyennes au niveau des terres humides. Les tirets représentent 1,5 fois la plage interquartile, et les points sont des valeurs aberrantes. Les lignes grises pointillées verticales indiquent les valeurs définissant les indices mauvais, passables et bons.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

Figure 6. Indice de l'état écologique (IEE) des terres humides côtières des Grands Lacs basé sur les données sur les communautés aviaires des cinq dernières années (2013-2017). Les valeurs moyennes lissées de l'IEE au niveau des terres humides sont indiquées, calculées sur plusieurs années pour les terres humides échantillonnées au cours de plusieurs années. Pour lisser les données, l'outil Point vers raster d'ArcGIS a été utilisé pour calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, et l'outil Statistiques focales a été utilisé pour calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire à deux cellules, appelée « IEE lissé ». Les données des cinq dernières années ont été utilisées pour augmenter la taille des échantillons. Les couleurs des intervalles de valeurs correspondent aux indices mauvais, passables et bons.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

Figure 7. Diagrammes de densité de l'indice d'état écologique (IEE) basés sur les données sur les communautés aviaires des cinq dernières années (2013-2017) dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chaque bassin lacustre individuel pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays. Les diagrammes illustrés sont basés sur les valeurs moyennes de l'IEE au niveau des terres humides, calculées sur plusieurs années pour les terres humides qui ont été échantillonnées au cours de plusieurs années. Les données sur l'arrière-pays pour le lac Supérieur ne sont pas indiquées en raison de la petite taille des échantillons.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

Nº	Nom commun	Nom scientifique
1	**Espèces qui se nourrissent en vol autres que l'Hirondelle rustique** (Hirondelle de rivage, Hirondelle à front blanc, Hirondelle à ailes hérissées, Hirondelle noire, Hirondelle bicolore)	*Riparia riparia, Petrochelidon pyrrhonota, Stelgidopteryx serripennis, Progne subis, Tachycineta bicolor*
2	Moucherolle des aulnes, Moucherole des saules	*Empidonax alnorum, Empidonax traillii*
3	Butor d'Amérique	*Botaurus lentiginosus*
4	Foulque d'Amérique, Gallinule d'Amérique	*Fulica americana, Gallinula galeata*
5	Chardonneret jaune	*Spinus tristis*
6	Pygargue à tête blanche, Balbuzard pêcheur	*Haliaeetus leucocephalus, Pandion haliaetus*
7	Hirondelle rustique	*Hirundo rustica*
8	Martin-pêcheur d'Amérique	*Megaceryle alcyon*
9	Quiscale bronzé	*Quiscalus quiscula*
10	Paruline masquée	*Geothlypis trichas*
11	**Canards barboteurs autres que le Canard colvert** (Canard noir, Canard d'Amérique, Sarcelle à ailes bleues, Canard chipeau, Sarcelle d'hiver, Canard pilet, Canard souchet, Canard branchui)	*Anas rubripes, Mareca americana, Spatula discors, Mareca strepera, Anas crecca, Anas acuta, Spatula clypeata, Aix sponsa*
12	**Canards plongeurs** (Fuligule à dos blanc, Garrot à oeil d'or, Grand Harle, Harle couronné, Petit Fuligule, Harelde kakawi, Harle huppé, Fuligule à tête rouge, Érismature rousse)	*Aythya valisineria, Bucephala clangula, Mergus merganser, Lophodytes cucullatus, Aythya affinis, Clangula hyemalis, Mergus serrator, Aythya americana, Oxyura jamaicensis*
13	Étourneau sansonnet	*Sturnus vulgaris*
14	Pluvier kildir	*Charadrius vociferus*
15	Canard colvert	*Anas platyrhynchos,*
16	Troglodyte des marais	*Cistothorus palustris*
17	Busard Saint-Martin	*Circus cyaneus*
18	Grèbe à bec bigarré	*Podilymbus podiceps*
19	**Râles** (Râle élégant, Marouette de Caroline, Râle de Virginie, Râle jaune)	*Rallus elegans, Porzana carolina, Rallus limicola, Coturnicops noveboracensis*
20	Carouge à épaulettes	*Agelaius phoeniceus*
21	Grue du Canada	*Antigone canadensis*
22	Troglodyte à bec court	*Cistothorus platensis*
23	Bruant chanteur	*Melospiza melodia*
24	Bruant des marais	*Melospiza georgiana*
25	**Sternes** (Guifette noire, Sterne caspienne, Sterne pierregarin, Sterne de Forster)	*Chlidonias niger, Hydroprogne caspia, Sterna hirundo, Sterna forsteri*
26	Bécassine de Wilson	*Gallinago delicata*
27	Paruline jaune	*Setophaga petechia*

Tableau 1. Espèces d'oiseaux et groupes d'espèces (en caractères gras) des terres humides (n = 27) ayant servi à générer les fonctions de réponse biotique pour le calcul des indices de l'état écologique (IEE) aux fins d'estimation de la santé des terres humides des Grands Lacs.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

Type de terres humides	Bassin	Année de début	Année de fin	Tendance	Limite inférieure	Limite supérieure
Côtière	**Grands Lacs**	**1995**	**2017**	**1,4**	**0,8**	**2,0**
Côtière	**Grands Lacs**	**2007**	**2017**	**2,4**	**1,1**	**3,6**
Côtière	Supérieur	1995	2017	–	–	–
Côtière	Supérieur	2007	2017	–	–	–
Côtière	Michigan	1995	2017	–	–	–
Côtière	Michigan	2007	2017	–	–	–
Côtière	Huron	1995	2017	–	–	–
Côtière	Huron	2007	2017	1,6	-2,1	5,4
Côtière	Érié	1995	2017	0,6	-0,2	1,3
Côtière	Érié	2007	2017	-1,2	-2,7	0,3
Côtière	**Ontario**	**1995**	**2017**	**1,2**	**0,2**	**2,2**
Côtière	**Ontario**	**2007**	**2017**	**4,1**	**2,1**	**6,0**
Arrière-pays	Grands Lacs	1995	2017	0,2	-0,5	0,9
Arrière-pays	Grands Lacs	2007	2017	0,3	-1,0	1,6
Arrière-pays	Supérieur	1995	2017	–	–	–
Arrière-pays	Supérieur	2007	2017	–	–	–
Arrière-pays	Michigan	1995	2017	–	–	–
Arrière-pays	Michigan	2007	2017	–	–	–
Arrière-pays	Huron	1995	2017	0,3	-1,1	1,7
Arrière-pays	Huron	2007	2017	-0,4	-3,8	3,1
Arrière-pays	Érié	1995	2017	0,3	-1,2	1,7
Arrière-pays	Érié	2007	2017	-0,3	-2,5	2,0
Arrière-pays	Ontario	1995	2017	0,0	-1,1	1,1
Arrière-pays	Ontario	2007	2017	0,8	-1,3	2,9

Tableau 2. Tendances à long terme (1995-2017) et sur dix ans (2007-2017) de l'indice de l'état écologique (IEE) médian dans l'ensemble des terres humides côtières et d'arrière-pays du bassin des Grands Lacs et des bassins lacustres individuels (p. ex. Supérieur). Sont présentées dans ce tableau la moyenne géométrique des taux de changement (% de changement/année) basée sur les différences entre la première et la dernière année de la tendance, ainsi que les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 %. Les cas où la taille des échantillons était trop faible pour calculer des tendances fiables sont illustrés par des tirets. Tendances calculées à l'aide de l'équation 4 de Smith et coll. (2014) avec 1 000 réplicats bootstrap. Les tendances statistiquement significatives sont indiquées en caractères gras, sur la base d'intervalles de confiance qui ne chevauchent pas zéro.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

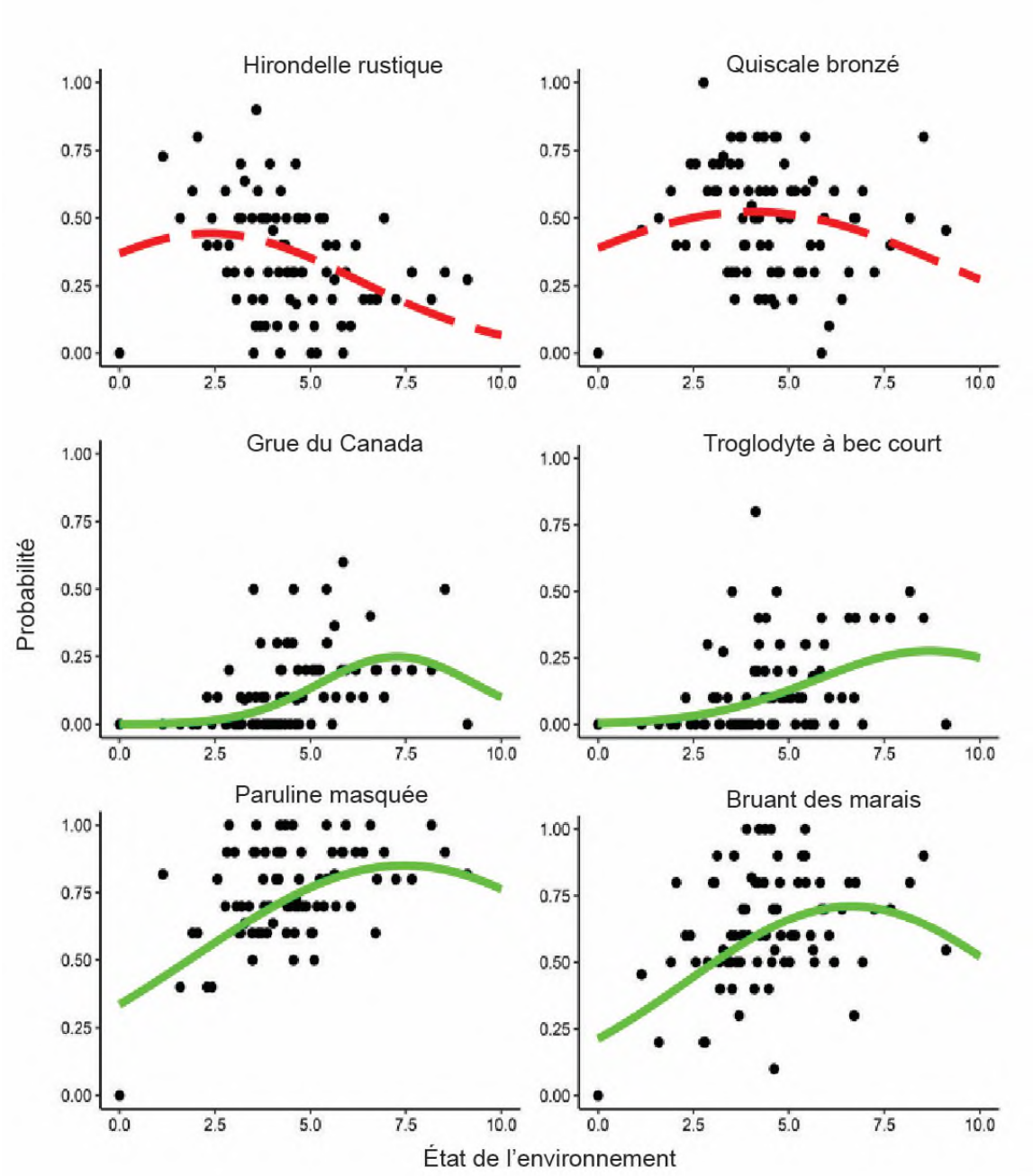


Figure 1. Fonctions de réponse biotique (lignes) pour certaines espèces d'oiseaux des terres humides côtières dans tout le bassin des Grands Lacs. La probabilité d'occurrence est présentée comme une fonction d'une variable combinée de l'« empreinte anthropique » intégrant l'état de l'environnement dû à l'agriculture, à l'aménagement et à la superficie des terres humides (0 = mauvais état, 10 = bon état). Les espèces dont les fonctions de réponse biotique sont représentées par des lignes pointillées rouges sont plus fréquentes dans les terres humides en mauvais état, tandis que les espèces dont les lignes pleines sont vertes sont plus fréquentes dans les terres humides en bon état. Les cercles représentent des lots de dix observations. Voir le tableau 1, qui donne le nom scientifique des espèces. Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

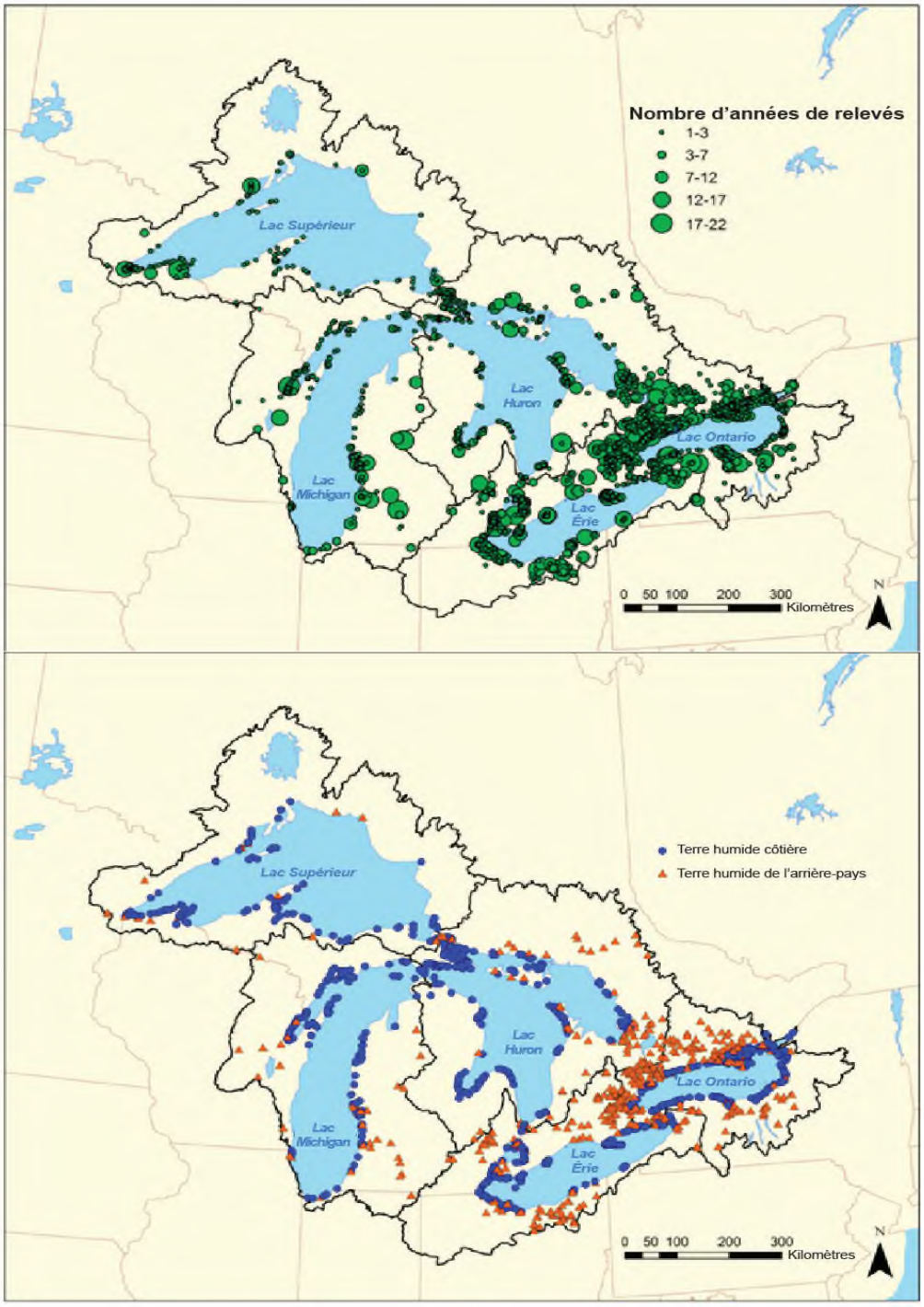


Figure 2. Terres humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués de 1995 à 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d'estimer les indices de la santé des terres humides basés sur les oiseaux. Les terres humides sont présentées comme une fonction du nombre d'années pendant lesquelles les relevés ont eu lieu pour chacune d'elles (carte supérieure) et comme une fonction des terres humides côtières et de celles de l'arrière-pays (carte inférieure). Veuillez remarquer que les terres humides côtières (*n = 1 242*) sont beaucoup plus nombreuses que les terres humides de l'arrière-pays (*n = 542*), bien que cela ne semble pas être le cas parce que les symboles se chevauchent étroitement.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

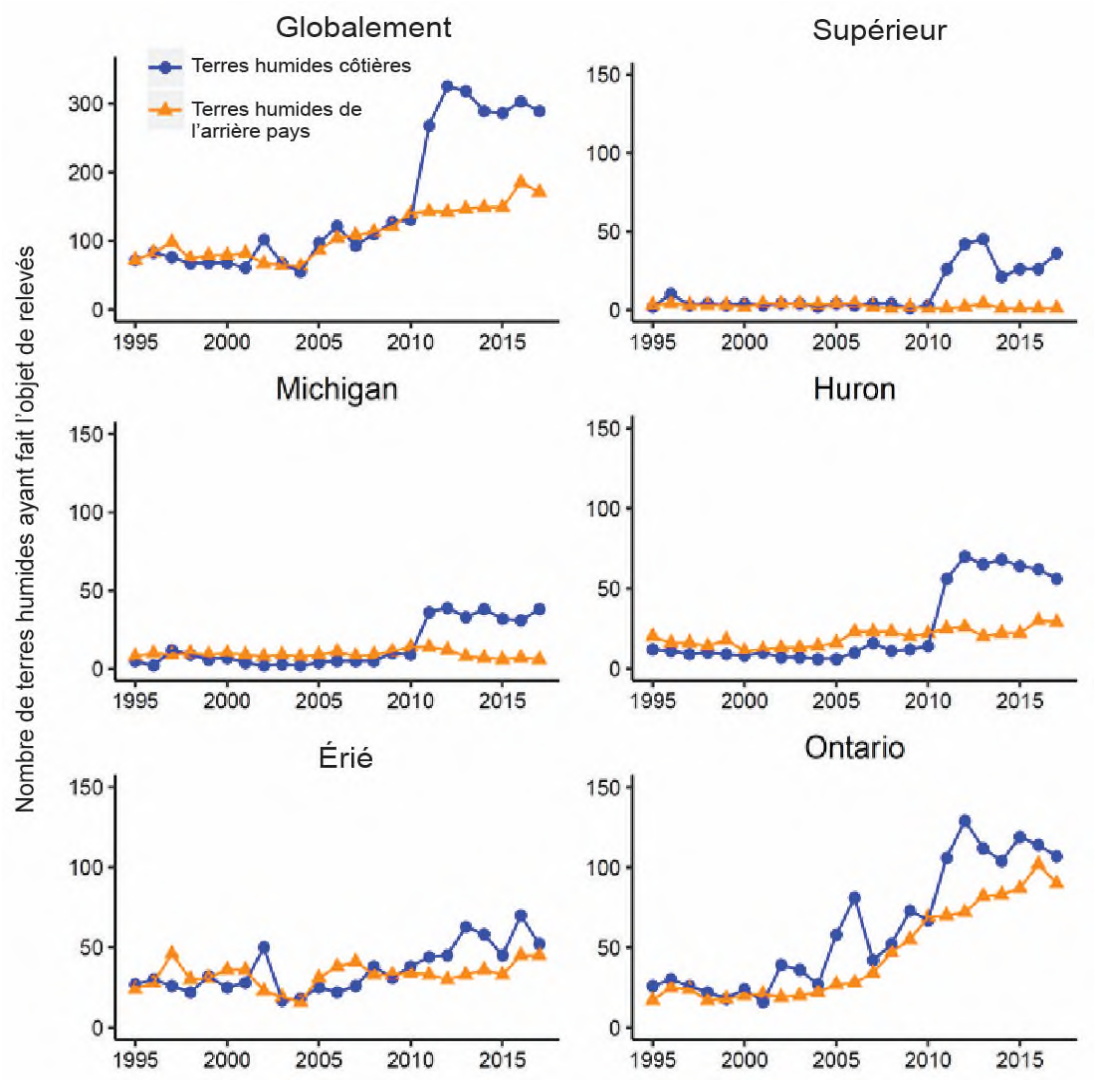


Figure 3. Nombre de terres humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués de 1995 à 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs en vue d'estimer les indices de la santé des terres humides basés sur les oiseaux. Les terres humides où les dénombrements ont eu lieu sont présentées comme une fonction de tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et de chaque bassin lacustre individuel pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

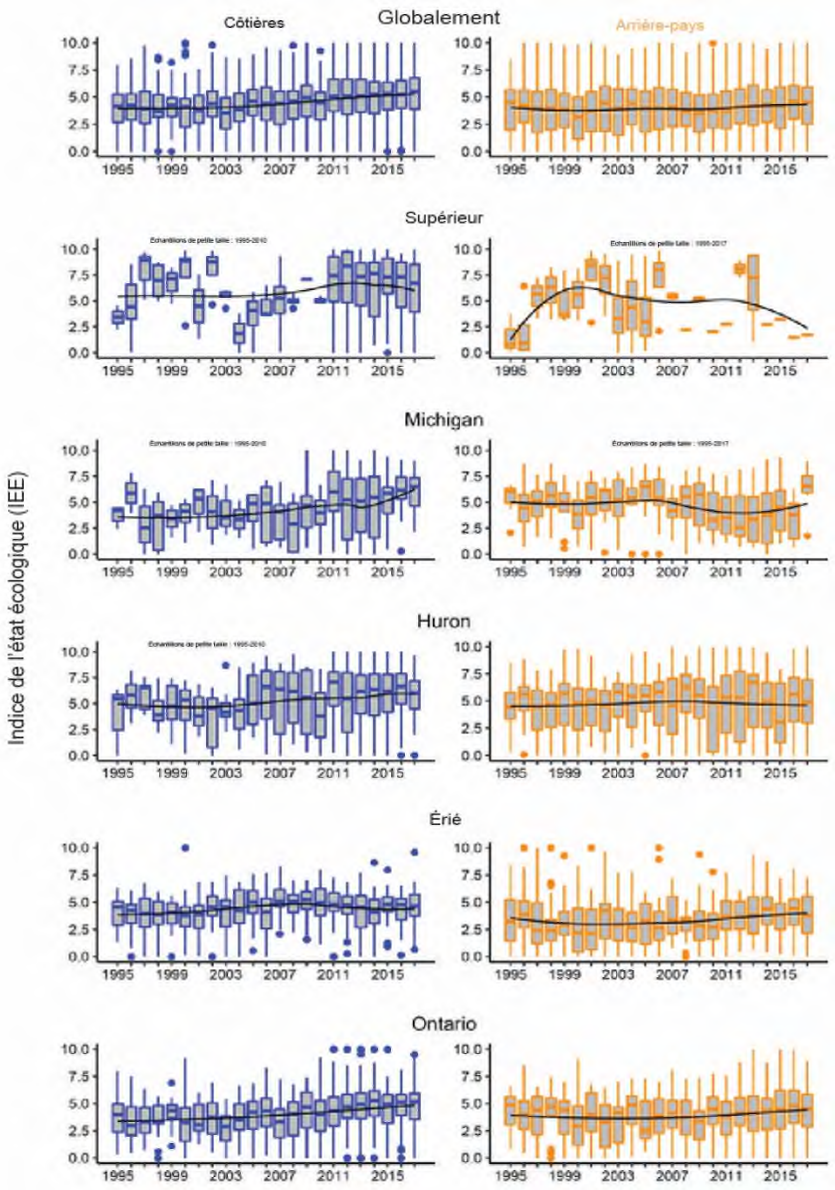


Figure 4. Tendances temporelles de l'indice de l'état écologique (IEE) fondé sur les données relatives aux communautés aviaires de 1995 à 2017, dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chaque bassin lacustre individuel pour les terres humides côtières (bleu) et celles de l'arrière-pays (orange). Les diagrammes des quartiles montrent les moyennes au niveau des terres humides pour chaque année ainsi que des lignes plus lisses de meilleure correspondance (lignes noires pleines). Les tirets représentent 1,5 fois la plage interquartile, et les points sont des valeurs aberrantes.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

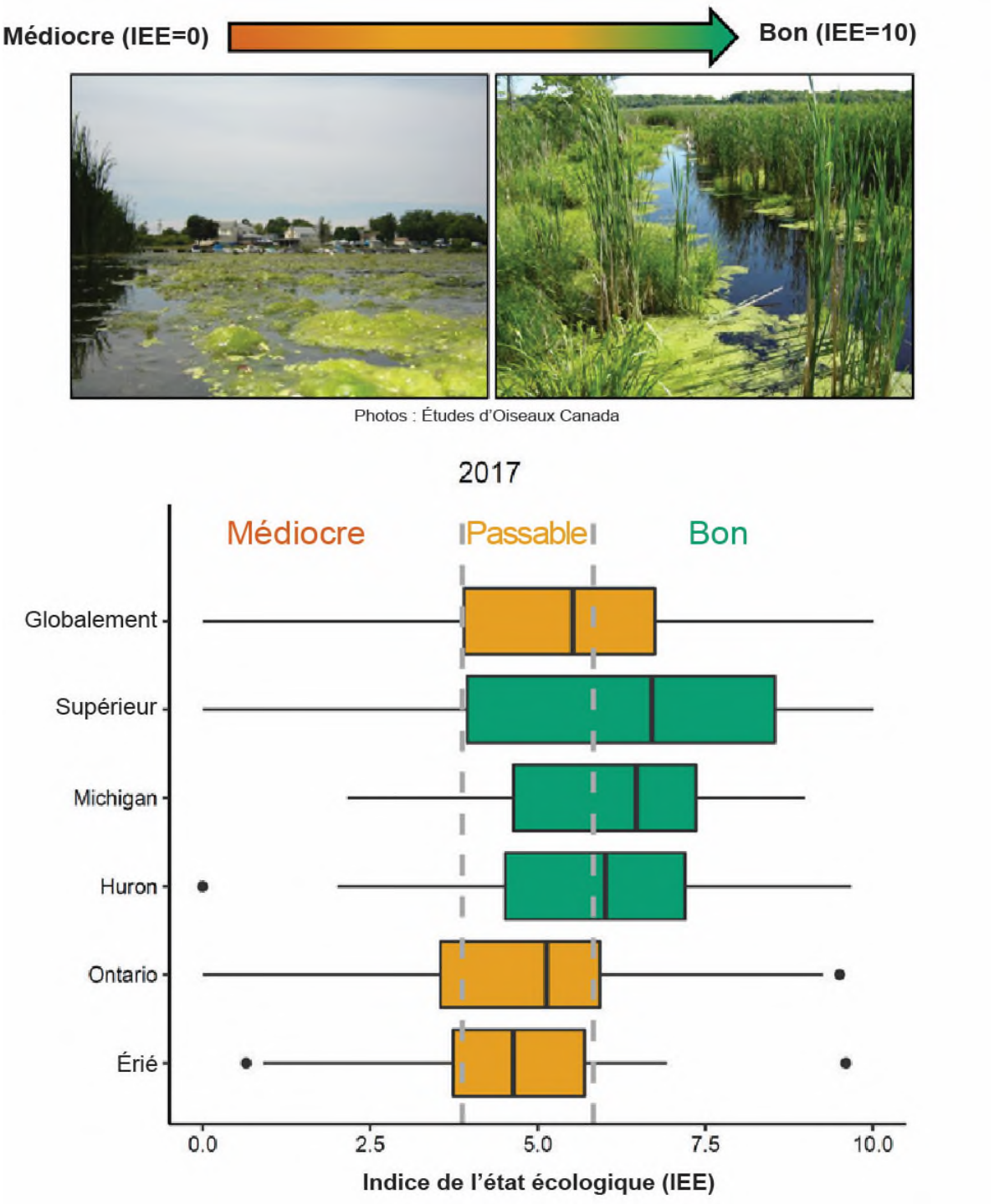


Figure 5. Distribution de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux communautés aviaires en 2017 dans tout le bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chaque bassin lacustre individuel pour les terres humides côtières. Les diagrammes des quartiles montrent les moyennes au niveau des terres humides. Les tirets représentent 1,5 fois la plage interquartile, et les points sont des valeurs aberrantes. Les lignes grises pointillées verticales indiquent les valeurs définissant les indices mauvais, passables et bons.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

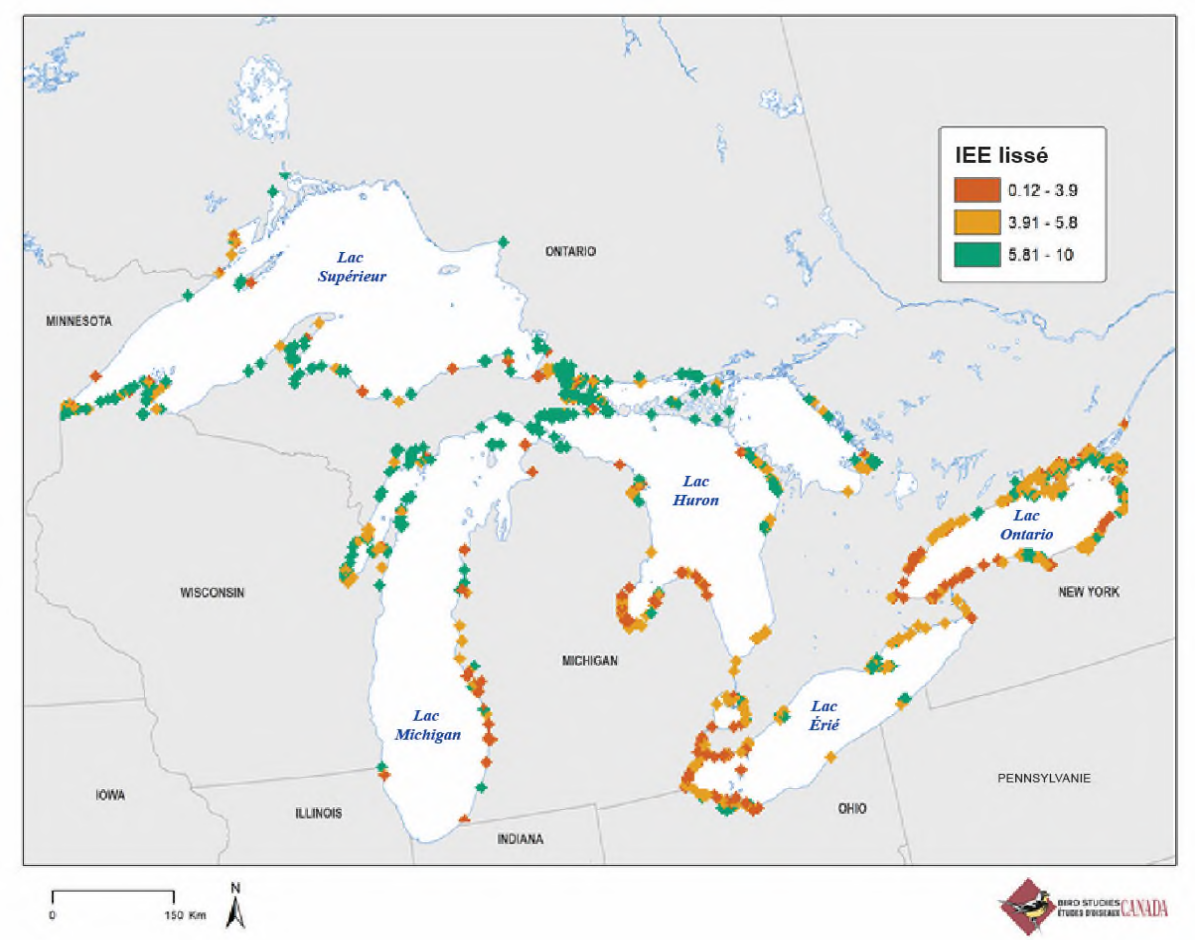


Figure 6. Indice de l'état écologique (IEE) des terres humides côtières des Grands Lacs basé sur les données sur les communautés aviaires des cinq dernières années (2013-2017). Les valeurs moyennes lissées de l'IEE au niveau des terres humides sont indiquées, calculées sur plusieurs années pour les terres humides échantillonnées au cours de plusieurs années. Pour lisser les données, l'outil Point vers raster d'ArcGIS a été utilisé pour calculer les valeurs moyennes dans des cellules de 3 000 m, et l'outil Statistiques focales a été utilisé pour calculer les valeurs moyennes dans une fenêtre circulaire à deux cellules, appelée « IEE lissé ». Les données des cinq dernières années ont été utilisées pour augmenter la taille des échantillons. Les couleurs des intervalles de valeurs correspondent aux indices mauvais, passables et bons.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

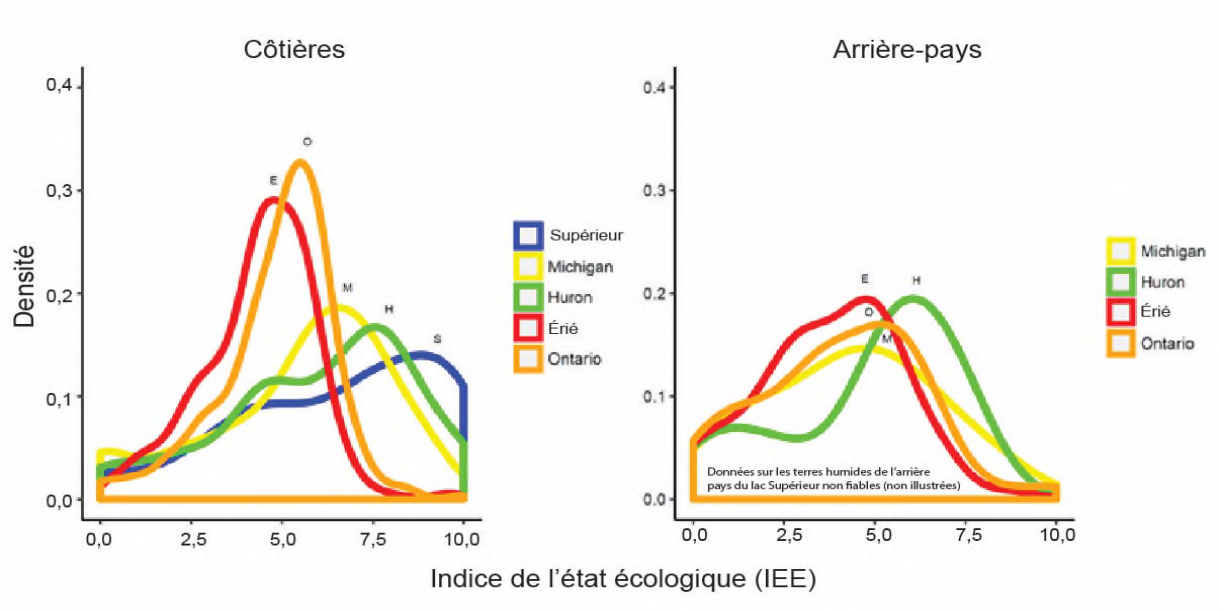


Figure 7. Diagrammes de densité de l'indice d'état écologique (IEE) basés sur les données sur les communautés aviaires des cinq dernières années (2013-2017) dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs (globalement) et dans chaque bassin lacustre individuel pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays. Les diagrammes illustrés sont basés sur les valeurs moyennes de l'IEE au niveau des terres humides, calculées sur plusieurs années pour les terres humides qui ont été échantillonnées au cours de plusieurs années. Les données sur l'arrière-pays pour le lac Supérieur ne sont pas indiquées en raison de la petite taille des échantillons.
Source : Programme de surveillance des marais des Grands Lacs, projet Great Lakes Environmental Indicator et Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

Sous-indicateur : Végétaux des terres humides côtières

Évaluation globale
État : Passable
Tendances
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : Inchangée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Selon les scores de trois mesures des communautés végétales de l'inventaire de la Surveillance des terres humides côtières* prises entre 2011 et 2014 (tableaux 1 et 2, figures 1 et 2), la situation de la communauté végétale des terres humides côtières est passable dans les Grands Lacs. Ces trois mesures dressent un portrait semblable, bien que les scores de l'indice de l'intégrité biologique (IIB) des végétaux (Albert, 2008) soient constamment plus élevés que le coefficient de conservatisme moyen (Cmoy) (Herman *et al.*, 2001) et que le coefficient de conservatisme moyen pondéré (Cmoy pondéré) (Bourdaghs *et al.*, 2006). En moyenne, les terres humides des lacs Huron, Michigan et Supérieur abritent des communautés végétales dont la situation est passable ou bonne, et possèdent des sites de très haute qualité et un petit nombre de sites de mauvaise qualité. Les terres humides des lacs Érié et Ontario sont en général de qualité plus uniformément faible, et ne comptent que quelques sites de haute qualité.**
Parmi les milieux humides échantillonnés de 2011 à 2015, 190 milieux humides ont été échantillonnés de nouveau en 2016 et en 2017. Dans l'ensemble, une légère réduction des scores Cmoy a été observée; le score a augmenté dans le cas de 65 milieux humides, est demeuré stable dans le cas de 21 milieux humides et a diminué dans le cas de 104 milieux humides. Les taux de variation (diminution ou augmentation) différaient d'un Grand Lac à l'autre et sont présentés ci-après. * Remarque : une période de 7 ans est utilisée pour la détermination des tendances à court terme et pour l'estimation des tendances sur 10 ans, puisque les données ont été recueillies sur 7 ans seulement.

Les définitions de l'évaluation de l'état et des tendances sont incluses à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : Inchangée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Pour l'ensemble du lac, les valeurs moyennes des trois mesures de la communauté végétale entrent toutes dans la catégorie « bonne ». Plus de la moitié des terres humides du lac Supérieur où des relevés ont été effectués ont obtenu un score global considéré comme bon. Bien qu'il y ait des sites de faible qualité aux abords des centres urbains et dans d'autres endroits dispersés, la plupart des terres humides du lac Supérieur ont des communautés végétales de bonne qualité. Celles dont la qualité est la plus élevée sont en général des tourbières minérotrophes pauvres en éléments nutritifs protégées par des obstacles (moyenne du Cmoy et du Cmoy pondéré >5), puisque de nombreuses espèces de ces terres humides sont des spécialistes de cet habitat dont les valeurs de conservatisme sont élevées. Les tendances depuis le rapport précédent ont été établies d'après 35 milieux humides rééchantillonnés; les scores Cmoy ont diminué dans le cas de 17 milieux humides, ont augmenté dans le cas de 14 milieux humides et sont demeurés stables dans le cas de 4 milieux humides. Dans l'ensemble, les scores Cmoy ont diminué de seulement 0,13.
* Remarque : une période de 7 ans est utilisée pour la détermination des tendances à court terme et pour l'estimation des tendances sur 10 ans, puisque les données ont été recueillies sur 7 ans seulement.

Lac Michigan
État : Passable
Tendance sur 10 ans (2011-2017) : Inchangée
Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : De tous les Grands Lacs, le lac Michigan est celui dont les sites sont le plus largement répartis sur tous les gradients. En moyenne, l'état de la plupart des communautés végétales des terres humides est considéré comme passable, les terres humides de haute qualité se trouvant en général dans la partie septentrionale du lac. Les terres humides riveraines obtiennent les scores moyens les plus faibles, en particulier celles du sud, en raison des apports extrêmes en éléments nutritifs de sources urbaines et agricoles, alors que les terres humides du nord qui se trouvent en eaux libres ou sont protégées par des obstacles ont des scores plus élevés grâce au couvert forestier environnant. De nombreux milieux humides de la région de la baie Green, au Wisconsin, se sont considérablement dégradés par suite de l'apport à long terme en éléments nutritifs agricoles et urbains et, plus récemment, à cause des niveaux peu élevés de l'eau accompagnés d'un envahissement par le roseau commun (*Phragmites australis*). Les activités de restauration améliorent l'état de la communauté végétale des terres humides de cette région. De 2014 à 2017, les niveaux d'eau élevés du lac Michigan ont entraîné l'érosion des végétaux des milieux humides dans les marais lacustres ouverts les plus exposés. Les tendances depuis le rapport précédent ont été établies d'après 33 milieux humides rééchantillonnés; les scores Cmoy ont diminué dans le cas de 19 milieux humides, ont augmenté dans le cas 11 milieux humides et sont demeurés stables dans le cas de 3 milieux humides. Dans l'ensemble, les scores Cmoy ont diminué de seulement 0,12.* Remarque : une période de 7 ans est utilisée pour la détermination des tendances à court terme et pour l'estimation des tendances sur 10 ans, puisque les données ont été recueillies sur 7 ans seulement.

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)
État : Passable
Tendance sur 10 ans (2011-2017)* : Inchangée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : La situation globale des terres humides du lac Huron est passable selon les scores Cmoy et Cmoy pondéré, et bonne selon les scores de l'IIB. Les communautés végétales des terres humides du lac Huron présentent un large éventail de situations, puisque certaines sont de très mauvaise qualité et d'autres de très haute qualité, et qu'il y a de nombreux bons sites. Les sites des parties septentrionale et orientale du lac Huron sont en général de plus haute qualité que les autres, qu'il s'agisse de terres humides protégées par des obstacles, lacustres ou riveraines, compte tenu du couvert forestier environnant et des activités de gestion. Le labour, le hersage et le fauchage réalisés à grande échelle pendant les récentes périodes de basses eaux ont entraîné le remplacement de vastes superficies de végétation indigène dans les terres humides lacustres ouvertes par le *Phragmites australis* et le *Typha* × *glauca*, en particulier dans la région de la baie Saginaw. Les relevés effectués au milieu des années 1990 et ceux menés entre 2011 et 2015 témoignent de ce changement à long terme. Pendant la récente période prolongée de basses eaux, le *Phragmites australis* s'est répandu vers l'intérieur des eaux, au-delà de la végétation émergente indigène, dans la péninsule Bruce, en Ontario, et le littoral oriental du lac Huron; il se peut toutefois que les niveaux d'eau élevés récemment observés érodent ces grands lits de *Phragmites*. La végétation émergente a également été perdue dans des milieux humides longeant la rivière Ste-Marie, qui relie les lacs Supérieur et Huron, durant les basses eaux de 1999 à 2013, probablement en conséquence de l'action de la glace hivernale et des vagues des navires sur les sédiments exposés et les lits de végétation. Ce changement à long terme est basé sur des relevés menés à la fin des années 1980, au milieu des années 1990 (résumé dans Minc, 1997) et entre 2011 et 2015. Les terres humides de l'est de la baie Georgienne sont susceptibles d'être enrichies en éléments nutritifs par suite du ruissellement dans les zones à sols peu profonds ou à substratum dénudé; dans cette région, les pressions accrues du développement et de la modification des niveaux de l'eau devraient avoir les plus grandes incidences dans l'avenir proche. Dans l'ensemble, on considère que la qualité des terres humides de ce lac se détériore. Les tendances depuis le rapport précédent ont été établies d'après 75 milieux humides rééchantillonnés; le score de l'IIB a diminué dans le cas de 40 milieux humides, a augmenté dans le cas de 25 milieux humides et est demeuré stable dans le cas de 10 milieux humides. Dans l'ensemble, les scores de l'IIB ont diminué de seulement 0.18. * Remarque : une période de 7 ans est utilisée pour la détermination des tendances à court terme et pour l'estimation des tendances sur 10 ans, puisque les données ont été recueillies sur 7 ans seulement.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Détroit et St. Clair)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans (2011-2017) : Inchangée
Tendance à long terme : Indéterminée

Justification : La situation des communautés végétales des terres humides du lac Érié est en général médiocre. Il existe certains sites de haute qualité à Presque Isle, en Pennsylvanie, et dans plusieurs grandes zones en Ontario le long de la rive nord, y compris la pointe Long, la pointe Turkey, Rondeau et la pointe Pelée, et les activités de restauration ont récemment amélioré le marais Metzger, en Ohio. Globalement, on peut aussi considérer que les communautés végétales des terres humides côtières du lac Érié se détériorent en se fondant sur des données qui datent de 1975 (Stuckey, 1989). Dans le lac Érié, la qualité des terres humides riveraines est légèrement inférieure à celle des terres humides lacustres ou protégées. Les scores Cmoy sont constamment plus élevés que le Cmoy pondéré, ce qui signifie que des espèces dont les valeurs de conservatisme sont faibles, entre autres les quenouilles et les espèces envahissantes, dominent largement. La légère hausse du score de l'IIB pourrait refléter les effets des activités de restauration menées dans des sites du lac Érié et de la rivière Détroit. Les tendances depuis le rapport précédent ont été établies d'après 20 milieux humides rééchantillonnés; le score de l'IIB a diminué dans le cas de 8 milieux humides, a augmenté dans le cas de 10 milieux humides et est demeuré stable dans le cas de 2 milieux humides. Dans l'ensemble, les scores de l'IIB ont augmenté de seulement 0,17. * Remarque : une période de 7 ans est utilisée pour la détermination des tendances à court terme et pour l'estimation des tendances sur 10 ans, puisque les données ont été recueillies sur 7 ans seulement.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Passable
Tendance sur 10 ans (2011-2017) : Inchangée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : La situation globale des terres humides côtières du lac Ontario est passable. Il y a très peu de terres humides côtières de haute qualité dans le lac Ontariomais il y a de nombreuses terres humides de qualité modérément faible. La qualité moyenne des terres humides riveraines est inférieure à celle des terres humides lacustres ou protégées. Les scores beaucoup plus faibles pour le Cmoy pondéré que pour le Cmoy signifient que les terres humides du lac Ontario sont en général dominées par des espèces dont les scores de conservatisme sont faibles, comme les quenouilles et les espèces envahissantes. La situation des terres humides présente un fort gradient d'est en ouest, en bonne partie en raison de la forte urbanisation de la partie occidentale du bassin. Les tendances depuis le rapport précédent ont été établies d'après 48 milieux humides rééchantillonnés; le score de l'IIB a diminué dans le cas de 31 milieux humides, a augmenté dans le cas de 13 milieux humides et est demeuré stable dans le cas de 4 milieux humides. Dans l'ensemble, les scores de l'IIB ont diminué de seulement 0,30. * Remarque : une période de 7 ans est utilisée pour la détermination des tendances à court terme et pour l'estimation des tendances sur 10 ans, puisque les données ont été recueillies sur 7 ans seulement.

Définitions des situations évaluées
Échelle d'évaluation du Cmoy et du Cmoy pondéré des lacs
Bon : 5,0 et plus
Passable : 3,0 - 4,9
Médiocre : 0,0 - 2,9
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou ne suffisent pas à évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Échelle d'évaluation de l'IIB des lacs
Bon : 5,0 et plus
Passable : 3,0 - 4,9
Médiocre : 0,0 - 2,9
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou ne suffisent pas à évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Remarque : Actuellement, les échelles d'évaluation utilisées pour définir les catégories (bonne, passable et médiocre) sont fondées sur le meilleur jugement professionnel possible. On travaille actuellement à la mise au point d'échelles justifiables fondées notamment sur des analyses statistiques.

Définitions des tendances évaluées

S'améliore : le Cmoy, le Cmoy pondéré et/ou le score de l'IIB du lac a augmenté d'au moins 0,5.
Inchangeée : le Cmoy, le Cmoy pondéré et/ou le score de l'IIB du lac a présenté une variation naturelle de faible ampleur (-0,5 à +0,5).
Se détériore : le Cmoy, le Cmoy pondéré et/ou le score de l'IIB du lac a diminué d'au moins 0,5.
Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas de tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance. Il est impossible de déterminer les tendances, car on ne dispose pas de données de référence pour ces mesures. Des données de référence et des données à l'échelle du lac ont été recueillies pour tous les Grands Lacs, de sorte qu'on devrait être en mesure de limiter le recours à cette catégorie à l'avenir.

Remarque : Actuellement, les échelles d'évaluation utilisées pour définir les catégories (amélioration, aucun changement et détérioration) sont fondées sur le meilleur jugement professionnel possible. On travaille actuellement à la mise au point d'échelles justifiables fondées notamment sur des analyses statistiques.

Objectifs ou cibles
Plusieurs facteurs ont une incidence sur les valeurs des trois mesures de la qualité utilisées pour les végétaux des terres humides (Cmoy, Cmoy pondéré et IIB), notamment le type géomorphologique des terres humides, le lac et l'emplacement géographique, en plus des répercussions des activités humaines (Albert *et al*., 2005; Brazner *et al*., 2007). Des analyses statistiques sont actuellement réalisées pour distinguer ces facteurs de variation et pour mettre au point des critères d'évaluation au moyen de données du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs, mais ces travaux ne sont pas encore terminés.

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur vise à évaluer la qualité de la végétation, une partie intégrante de l'état des terres humides côtières.

Objectif pour l'écosystème
Partout dans les Grands Lacs, les terres humides côtières subissent les effets des manipulations des côtes et de l'apport de sédiments, d'éléments nutritifs et de polluants. Depuis le début de la colonisation européenne, la moitié environ des terres humides côtières ont été perdues dans l'ensemble du bassin. Celles qui restent devraient être dominées par la végétation indigène, et comporter un petit nombre d'espèces végétales envahissantes couvrant de petites superficies. La conservation de ces terres humides et la restauration de terres humides qui ont été détruites sont des composantes vitales de la restauration de l'écosystème des Grands Lacs; ce sous-indicateur peut être utilisé pour faire état des progrès réalisés en vue d'atteindre ces objectifs.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail visant à atteindre l'objectif général nº 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesures
Le présent sous-indicateur intègre de l'information sur la présence, l'abondance et la diversité des macrophytes aquatiques dans les terres humides côtières des Grands Lacs.

Dans le cadre du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs mené à l'échelle du bassin de 2011 à 2015, un échantillonnage des végétaux aquatiques a été réalisé dans trois transects perpendiculaires aux isobathes dans chaque milieu humide. L'échantillonnage a été effectué en juillet et en août, et les transects englobaient toutes les zones de végétation du milieu humide. Le nombre de zones de végétation varie d'un milieu humide à l'autre. Les zones de végétation définies du point de vue opérationnel sont les prés humides, les zones à végétation émergente et les zones à végétation submergée. Les données sur l'abondance des végétaux recueillies dans des quadrats de 1 m^2 le long des transects ont servi à calculer trois mesures de la qualité des végétaux des milieux humides pour l'ensemble d'un site :

1. le coefficient de conservatisme moyen (Cmoy)
2. le coefficient de conservatisme moyen pondéré (Cmoy pondéré)
3. l'indice de l'intégrité biologique des végétaux (IIB).

Les deux premières mesures, soit le Cmoy et le Cmoy pondéré, sont fondées sur le concept de coefficient de conservatisme proposé par Swink et Wilhelm (1994), qui attribue à chaque espèce végétale un score de 0 à 10 en

fonction de sa spécificité à l'égard des milieux naturels et non perturbés de la région. Les espèces omniprésentes reçoivent un score faible, tandis que les espèces rares qui ne se rencontrent que dans un type de milieu précis reçoivent un score élevé. Les scores ont été attribués par Herman *et al.* (2001) pour la région du bassin des Grands Lacs et ont récemment été mis à jour par Reznicek *et al.* (2014). Pour déterminer le Cmoy d'un milieu humide donné, on calcule la moyenne pour chaque quadrat de 1 m^2, puis pour l'ensemble des quadrats du milieu. Pour déterminer le Cmoy pondéré, il faut subséquemment pondérer le Cmoy en fonction de l'abondance relative des espèces observées dans les quadrats (Bourdaghs *et al.*, 2006). Cette approche fait en sorte que plus une espèce occupe une proportion élevée d'un milieu humide, plus elle a une incidence importante sur le Cmoy pondéré global de ce milieu humide.

L'IIB a été créé par le Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs (Albert, 2008), et plusieurs organismes œuvrant dans le bassin s'en servent pour classer les sites en fonction de la qualité des végétaux des terres humides. L'IIB se compose de 10 paramètres combinés en un indice global de l'état de l'écosystème. Les principaux paramètres sont les scores Cmoy des différentes zones des terres humides et l'abondance des espèces envahissantes dans ces zones. Une analyse des paramètres statistiques et du rendement de l'IIB est actuellement menée dans le cadre du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs.

État de l'écosystème

L'état des communautés végétales des terres humides varie beaucoup dans le bassin des Grands Lacs, allant de bonne à mauvaise, surtout en fonction de l'historique locale d'utilisation des terres, de la gestion du littoral et de la prévalence des espèces végétales envahissantes. Les communautés végétales de certains milieux humides se sont détériorées rapidement au cours des dernières années en raison des niveaux extrêmement bas de l'eau, qui ont permis aux espèces non indigènes d'envahir et de dominer. Les niveaux de l'eau ayant remonté en 2014-2015, il sera essentiel d'évaluer la réaction de ces milieux humides. Dans d'autres milieux humides, la situation de la communauté végétale s'est récemment améliorée. La turbidité de l'eau des Grands Lacs méridionaux a diminué avec la propagation de la moule zébrée, ce qui a mené à l'augmentation de la diversité des plantes submergées dans de nombreux milieux humides. De plus, des activités de restauration des terres humides, ciblant en particulier celles qui sont dominées par les plantes envahissantes, ont été entreprises partout dans le bassin au cours des cinq dernières années.

Les tendances à court et à long terme basées sur la végétation ne sont pas bien établies en ce qui concerne l'état des terres humides des Grands Lacs. Presque toutes les terres humides du lac Érié, du lac Ontario et du cours supérieur du Saint-Laurent sont dégradées par l'enrichissement en éléments nutritifs et la sédimentation, et dans le lac Ontario et le cours supérieur du Saint-Laurent, la régulation des niveaux d'eau vient s'ajouter aux facteurs de dégradation. La démonstration la plus probante de ce phénomène est vraisemblablement la présence fréquente de grandes colonies de quenouilles, la réduction de la diversité et de l'étendue de la végétation submergée et la fréquence des plantes exotiques, comme le roseau commun (*Phragmites australis*), l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*), la salicaire commune (*Lythrum salicaria*), le potamot crépu (*Potamogeton crispus*), le myriophylle à épi (*Myriophyllum spicatum*), l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae*) et la châtaigne d'eau (*Trapa natans*).

Dans le reste des Grands Lacs (lac Sainte-Claire, lac Huron, lac Michigan, baie Georgienne, lac Supérieur et leurs voies interlacustres), il existe des milieux humides intacts et diversifiés représentant la plupart des types géomorphologiques de milieux humides. Toutefois, le faible niveau de l'eau a entraîné la propagation fulgurante du roseau commun dans de nombreuses terres humides, surtout dans le lac Sainte-Claire et le sud du lac Huron, y compris la baie Saginaw (Albert et Brown, 2008), ainsi que dans la baie Green, dans le lac Michigan. L'effet de la hausse observée du niveau de l'eau sur le roseau commun devrait être surveillé.

La propagation de l'hydrocharide grenouillette, une plante flottante qui forme des tapis denses pouvant supplanter les plantes submergées, depuis le fleuve Saint-Laurent et le lac Ontario jusque dans le lac Érié, le lac Sainte-Claire, le lac Huron et la rivière Ste-Marie, est une des tendances préoccupantes. Cette plante continuera probablement de se répandre dans tous les autres Grands Lacs. De plus, notre échantillonnage a montré que la châtaigne d'eau se répand rapidement dans le lac Ontario, où sa répartition et sa densité augmentent.

Des études menées dans les Grands Lacs septentrionaux ont montré que des espèces exotiques, comme le roseau commun, l'alpiste roseau et la salicaire commune, se sont établies dans tous les Grands Lacs, mais que leurs effectifs sont peu abondants et que leur présence se limite souvent aux zones perturbées, comme les quais et les chenaux à

embarcations. Il semble que les marais non perturbés ne sont pas facilement colonisés par ces espèces. Toutefois, à mesure que ces espèces s'établissent localement, des graines ou des fragments de plantes peuvent parvenir à s'établir lorsqu'un changement du niveau de l'eau crée des conditions de sédimentaires favorables. La présence de quenouilles hybrides (*Typha* × *glauca*) a aussi récemment été attestée dans les lacs Michigan et Huron, et la rivière Ste-Marie (Lishawa *et al.*, 2010).

Types régionaux de terres humides

La situation des communautés végétales des terres humides côtières varie naturellement dans le bassin des Grands Lacs, en raison de différences géomorphologiques et climatiques. La taille et la diversité des végétaux caractéristiques des terres humides côtières varient selon le type de milieu humide, le lac et la latitude; dans le présent document, ces différences sont appelées de façon générale « types régionaux de terres humides ».

Il y a trois grandes catégories de terres humides côtières, définies selon l'hydrologie du lieu. Les terres humides lacustres sont reliées aux Grands Lacs et sont largement influencées par les fluctuations du niveau de l'eau de ceux-ci. Les terres humides riveraines se trouvent dans le cours inférieur des rivières qui se jettent dans le bassin des Grands Lacs. En règle générale, leur qualité est influencée par le réseau hydrographique des rivières; cependant, des processus côtiers peuvent refouler l'eau des lacs vers ces terres humides, ce qui influence le niveau de l'eau. Le dernier type de terres humides côtières est protégé par un obstacle. Les terres humides protégées sont dérivées de processus côtiers qui déposent des sédiments créant des cordons littoraux qui séparent les terres humides des Grands Lacs. Les terres humides côtières renferment différentes zones de végétation (marécage arboré ou arbustif, pré, zones à végétation émergente, submergée ou flottante), dont certaines peuvent être absentes de certains types de terres humides et selon les conditions de niveau de l'eau. Les terres humides des Grands Lacs ont été classées et cartographiées en 2004 (voir https://greatlakeswetlands.org/Home.vbhtml; en anglais seulement).

Variations entre les lacs

Les propriétés physiques, comme les types de rives et les paramètres chimiques et physiques de la qualité de l'eau, varient d'un lac à un autre. La variation entre les concentrations d'éléments nutritifs crée un gradient du nord au sud, et une augmentation des concentrations de ces éléments depuis le lac Érié, à l'ouest, jusqu'au lac Ontario et au cours supérieur du Saint-Laurent, à l'est. Le lac Supérieur est celui qui se distingue le plus parmi les Grands Lacs, par sa faible alcalinité et ses rives surtout rocheuses.

Latitudes différentes

Selon l'emplacement des terres humides côtières, les variations latitudinales donnent lieu à diverses conditions climatiques. La différence de température du nord au sud amène une variation des espèces végétales des zones humides côtières. Dans la partie sud du bassin des Grands Lacs, l'augmentation de l'activité agricole a entraîné l'augmentation des concentrations d'éléments nutritifs, de la sédimentation et des espèces non indigènes introduites.

Liens

Il est difficile d'utiliser les végétaux comme indicateurs dans certaines conditions en raison de caractéristiques des terres humides côtières, notamment :

La fluctuation du niveau de l'eau

Le niveau de l'eau des Grands Lacs varie beaucoup d'année en année. Une hausse ou une baisse peut donner lieu à des changements du nombre d'espèces et de la composition globale en espèces dans tout le bassin versant ou dans certaines zones en particulier compte tenu de la modification de l'importance des perturbations anthropiques. Il est donc difficile de suivre l'évolution dans le temps. Les changements sont importants dans deux zones : la prairie humide, où les herbes et le carex peuvent disparaître lorsque le niveau de l'eau est élevé et où de nouvelles plantes annuelles peuvent apparaître lorsqu'il est bas, et les zones de végétation émergente ou submergée en eaux peu profondes, où les végétaux submergés et flottants peuvent disparaître lorsque le niveau de l'eau baisse rapidement. Selon des études récentes, les périodes prolongées de basses eaux favorisent la propagation rapide d'espèces envahissantes comme le *Phragmites australis* (Albert et Brown, 2008; Lishawa *et al.*, 2010; Wilcox, 2012). De plus, les niveaux d'eau sont régulés dans les lacs Supérieur et Ontario, ce qui a modifié la dynamique des communautés végétales. Ce phénomène est très évident dans le lac Ontario, où les quenouilles ont remplacé les prés à carex et à graminées (Wilcox *et al.*, 2008).

Selon les projections de certains modélisateurs, les changements climatiques vont entraîner une hausse du caractère

extrême des fluctuations des niveaux d'eau, les niveaux supérieurs devenant plus élevés, et les niveaux inférieurs, plus bas. Ces modèles prévoient également une hausse de la fréquence des épisodes de pluies extrêmes ainsi que de la fréquence et de l'étendue des sécheresses. Les milieux humides riverains seront les plus touchés, car la puissance accrue des courants pourrait modifier les chenaux et éroder la végétation, mais la répartition des végétaux des milieux humides riverains reflète déjà ce type de perturbations. La sécheresse représentera sans doute le changement le plus problématique, particulièrement dans les milieux comportant une proportion élevée de plantes envahissantes tolérantes à la sécheresse (*Phragmite*s, salicaire commune, alpiste roseau, quenouille hybride).

Les pressions

Modifications panlacustres

La plupart des terres humides des lacs méridionaux ont été considérablement modifiées par l'agriculture intensive et l'aménagement urbain des rives. Les modifications des terres humides côtières, notamment des prairies humides et des zones pourvues de végétation émergente, entraîneront des conditions plus sèches pouvant favoriser l'établissement d'espèces non indigènes.

L'agriculture

L'agriculture dégrade les terres humides de bien des façons, notamment par l'enrichissement en éléments nutritifs provenant des engrais, l'augmentation des sédiments causée par l'érosion, l'accroissement du ruissellement rapide occasionné par les fossés de drainage, l'introduction d'espèces agricoles exotiques (alpiste roseau) et la destruction de la zone des prés humides intérieurs provoquée par les labours, les endiguements et l'application d'herbicides. Dans les lacs méridionaux, à la baie Saginaw et à la baie Green, les sédiments d'origine agricole ont beaucoup augmenté la turbidité de l'eau, où poussent, de ce fait, très peu de plantes submergées, sinon aucune.

La régulation du niveau de l'eau

Le niveau de l'eau du lac Ontario est régulé depuis 1960, ce qui réduit l'ampleur des fluctuations. L'effet le plus évident a été l'élimination des périodes où le niveau de l'eau du lac est bas, même lorsque les réserves d'eau sont faibles. L'avantage concurrentiel des carex et des graminées dans les endroits élevés, en raison de leur tolérance aux bas niveaux d'eau et à la faible teneur en eau du sol, a été perdu, et ceux-ci ont été remplacés par les quenouilles, plus grosses, qui ne sont plus limitées par leur besoin en eau élevé. La Commission mixte internationale a mis en œuvre en janvier 2017 un nouveau plan de régularisation pour le lac Ontario (plan de 2014) visant à favoriser une fluctuation plus naturelle des niveaux d'eau.

L'expansion urbaine

Le développement urbain dégrade les terres humides : durcissement des rives, remblayage des terres humides, introduction d'une grande variété de polluants chimiques, augmentation du ruissellement vers les cours d'eau, apport de sédiments et augmentation des charges en éléments nutritifs venant des stations d'épuration des eaux usées. Dans la plupart des milieux urbains, presque toutes les terres humides ont disparu le long du littoral.

L'aménagement des rives à des fins résidentielles

Le long des rives, les aménagements résidentiels ont modifié de nombreuses terres humides par suite de l'enrichissement en éléments nutritifs provenant des engrais et des installations septiques, des changements apportés aux rives pour installer des quais et des rampes de mise à l'eau, du remblayage et du durcissement des rives. L'agriculture et le développement urbain sont habituellement moins intensifs que les modifications locales du relief, qui entraînent souvent l'introduction d'espèces non indigènes. Le durcissement des rives entraîne généralement l'élimination de la végétation des terres humides.

L'altération mécanique des rives

L'altération mécanique prend diverses formes, dont la construction de digues, le creusement de fossés, le dragage, le remplissage, le durcissement des rives, ainsi que le hersage et le labour de la végétation côtière par des propriétaires de terres privées. Avec toutes ces modifications, des espèces exotiques sont introduites par l'entremise de l'équipement de construction ou des sédiments importés. Les changements aux dénivellations du littoral et aux sédiments sont souvent propices à l'établissement d'espèces exotiques. Le hersage et le labour des terres humides côtières se sont poursuivis tout au long de 2011 dans des marais côtiers exposés le long de la baie Saginaw, de la baie Grand Traverse et sur des îles dans le delta de la rivière Sainte-Claire.

Les espèces exotiques sont introduites de diverses manières. Certaines ont été volontairement introduites comme plantes cultivées ou ornementales, envahissant par la suite les aires naturelles. D'autres espèces étaient des mauvaises herbes mêlées aux semences agricoles. L'augmentation des sédiments et des éléments nutritifs permet à

bon nombre des pires mauvaises herbes aquatiques de supplanter les espèces indigènes. La plupart des espèces exotiques les plus envahissantes produisent beaucoup de graines ou se reproduisent à partir de fragments de racine ou de rhizome. La dégradation accrue des terres humides côtières est due aussi à des espèces animales exotiques. Les carpes asiatiques, dont les comportements d'accouplement et d'alimentation font disparaître la végétation submergée dans les eaux peu profondes des marais, comptent parmi les espèces les plus menaçantes. Les plantes exotiques les plus répandues sont le roseau commun (*Phragmites australis)*, l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*), la salicaire commune (*Lythrum salicaria*), le potamot crépu (*Potamogeton crispus*) et le myriophylle à épi (*Myriophyllum spicatum*). Le faible niveau de l'eau a toutefois entraîné la propagation fulgurante du roseau commun dans de nombreuses terres humides, surtout dans le lac Sainte-Claire et le sud du lac Huron, y compris la baie Saginaw (Albert et Brown, 2008). La propagation de l'hydrocharide grenouillette, une plante flottante qui forme des tapis denses pouvant éliminer les plantes submergées, depuis le fleuve Saint-Laurent et le lac Ontario jusque dans le lac Érié, le lac Sainte-Claire, le lac Huron et la rivière Ste-Marie, est une des tendances préoccupantes. Cette plante continuera probablement de se répandre dans tous les autres Grands Lacs. De plus, notre échantillonnage a montré que la châtaigne d'eau se répand rapidement dans le lac Ontario, où sa répartition et sa densité augmentent. La redécouverte récente du *Nitellopsis obtusa*, une macro-algue exotique, est préoccupante pour la conservation, parce qu'elle est établie depuis longtemps (début des années 1970) et qu'elle est présente à l'heure actuelle dans des terres humides de bonne qualité, dans le nord-est du lac Ontario, ainsi que dans des terres humides de la baie Saginaw, du lac Sainte-Claire et de la rivière Détroit. Le *Nitellopsis obtusa* pousse rapidement, réduit la valeur des milieux naturels et s'entoure autour des hélices de bateaux.

Évaluation de la qualité des données

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

Limites des données

La présence et l'abondance caractéristiques des plantes indigènes des terres humides côtières n'ont pas été étudiées adéquatement dans le bassin des Grands Lacs, mais il est possible de décrire convenablement la plupart des types régionaux de milieux humides d'après les études existantes. Les modifications de la composition en espèces et des espèces dominantes liées aux fluctuations des niveaux d'eau dans les Grands Lacs n'ont pas été déterminées de façon adéquate pour de nombreux types régionaux de milieux humides. Ce travail est important, car les fluctuations naturelles des niveaux d'eau peuvent induire, au niveau de la végétation des milieux humides, des changements qui pourraient être attribués faussement à une dégradation accrue des milieux humides ou à une amélioration des activités de gestion. De plus, il faut mener des études en laboratoire pour déterminer l'effet, sur les plantes des milieux humides, de divers types de dégradation, dont la turbidité, la sédimentation, l'introduction de métaux lourds et de composés chimiques organiques, la modification du pH, l'érosion, la concurrence exercée par les plantes exotiques et la hausse de l'herbivorie par les animaux non indigènes.

Renseignements additionnels

**Le programme de surveillance des terres humides côtières a été financé par l'initiative de restauration des Grands Lacs (Great Lakes Restoration Initiative) de 2011-2015 afin qu'une surveillance statistiquement valable de certaines composantes physiques et biotiques soit effectuée dans l'ensemble du bassin (Uzarski *et al.*, 2016), et le financement du programme a été prolongé pour la période 2016-2020. Ce programme binational a été mené par un consortium

d'universités et d'organismes qui souhaitaient produire de l'information scientifique sur la situation des terres humides côtières des Grands Lacs et les tendances qui s'y rapportent. En 2015, la plus grande partie des terres humides côtières dont la superficie est égale ou supérieure à 4 ha, et qui ont un lien aquatique avec les lacs, ont fait l'objet d'observations au moins une fois depuis 2011. Les données de 2011-2014 ont servi à l'analyse présentée ici. Dans chacune des terres humides, les données de jusqu'à trois zones humides (pré humide, zone à végétation émergente, zone à végétation submergée) sont incluses, à supposer que toutes ces zones soient présentes.

Les tableaux du présent document résument les données recueillies entre 2011 et 2014 sur trois grands types hydrogéomorphiques de terres humides : les terres humides protégées, lacustres et côtières, qui ont été caractérisées séparément pour chacun des Grands Lacs. Dans les analyses futures, ces types seront divisés en sous-types reconnus (Albert *et al.*, 2006) qui sont soumis à des stress anthropiques et environnementaux différents, et donc caractérisés par des situations et un potentiel de rétablissement différents.
Ce sous-indicateur intègre de l'information sur la présence, l'abondance et la diversité des macrophytes aquatiques dans les terres humides côtières des Grands Lacs. Les données sur l'abondance des végétaux ont servi à calculer trois mesures de la qualité des végétaux des terres humides : 1. le coefficient de conservatisme moyen (Cmoy), 2. le coefficient de conservatisme moyen pondéré (Cmoy pondéré) et 3. l'indice de l'intégrité biologique des végétaux (IIB). Beaucoup préfèrent utiliser le Cmoy, parce qu'il fournit un petit chiffre simple facile à calculer, mais il n'aide pas beaucoup à comprendre la diversité globale des terres humides d'un lac. Dans le lac Michigan et le lac Huron, le gradient environnemental [climat et hydrogéomorphologie] est extrême, et se reflète dans l'utilisation des terres et la réaction de la végétation; une seule désignation PASSABLE ne tient pas compte de ce gradient. Un chiffre ou un état ne peut donner une idée de ces lacs. L'IIB montre mieux l'étendue des types et des états. Cependant, pour les besoins du présent rapport sur le sous-indicateur, si les résultats des calculs entrent dans des catégories d'évaluation différentes, le score le plus prudent est utilisé.

Selon les estimations, environ la moitié des terres humides côtières ont été perdues dans l'ensemble du bassin. Toutefois, cette évaluation ne tient pas compte des milieux humides dégradés et prend en compte seulement les milieux qui ont été perdus par suite du durcissement des rives ou de l'érosion complète de la végétation à un endroit. Il y a plusieurs raisons pour lesquelles les spécialistes ne s'entendent pas sur la méthode à adopter pour parvenir à une estimation précise, dont les plus importantes sont les suivantes : 1) les relevés initiaux, qui sont à la base de nombreuses estimations initiales de la superficie des communautés végétales, n'ont pas toujours tenu compte de la végétation herbacée le long des rives; 2) il n'est pas facile de voir la végétation émergente des terres humides sur les photos aériennes, ce qui limite l'utilisation des photos aériennes des années 1930 et 1940 pour l'estimation de la superficie des terres humides qui existaient à l'origine; 3) les premiers relevés des terres humides de l'ensemble des Grands Lacs ont été effectués à la fin des années 1970 et au début de la décennie suivante, bien après que le durcissement des rives, le dragage, l'agriculture et la destruction par des espèces de poissons envahissantes [la carpe] se soient produits.

Aucun relevé de la végétation des terres humides côtières n'a été effectué pour l'ensemble des Grands Lacs avant les années 1980, mais les analyses typologiques des données physiques et sur la végétation recueillies au cours des relevés sur le terrain dans les années 1980 et 1990 permettent de circonscrire plusieurs communautés végétales indigènes distinctes, ainsi que certaines communautés végétales dominées par des espèces envahissantes. Il est possible d'établir des liens solides entre ces communautés et les conditions climatiques, les sédiments et les conditions hydrogéomorphiques (Minc, 1997; Albert et Minc, 2001, Albert *et al.*, 2006) qui permettent de supposer qu'il existe des communautés ou des types régionaux prévisibles de végétation des terres humides.
L'échantillonnage des végétaux mené dans le cadre du Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs (Uzarski *et al*., 2016) a été utilisé pour la mise à jour de la répartition des communautés végétales indigènes et des communautés dominées par des plantes indigènes (Lemein *et al*., 2017).

Les quenouilles sont une source importante de dégradation, parce que leur propagation dans les terres humides à la suite de l'enrichissement en éléments nutritifs et de la manipulation du niveau de l'eau a été notée dans de nombreuses études (Prince et D'Itri, 1985; Stuckey, 1989; Wilcox, 1993; Minc, 1997; Wilcox *et al.*, 2008; Lishawa *et al.*, 2010, et Robert Humphreys [gestionnaire de sanctuaires au Département des ressources naturelles du Michigan], communications personnelles). Le *Typha latifolia* (quenouille à feuilles larges) était l'espèce de quenouille indigène dans les terres humides côtières des Grands Lacs, et sa répartition était limitée par les fluctuations caractéristiques du niveau de l'eau des Grands Lacs. Le *Typha angustifolia* (quenouille à feuilles étroites) s'est répandu dans les terres humides des Grands Lacs, où il tolère des eaux plus profondes que la quenouille à feuilles larges, et il se répand rapidement dans l'est des États-Unis et le Midwest, le long des fossés des

routes. Un croisement entre la quenouille à feuilles larges et la quenouille à feuilles étroites s'est produit, ce qui a donné le *Typha* × *glauca* (quenouille hybride), une plante plus grosse et plus agressive qui, associée à la quenouille à feuilles étroites, a créé des peuplements purs étendus et denses qui ne répondent pas aux besoins en matière d'habitat de bon nombre des espèces de sauvagine et d'oiseaux aquatiques indigènes. Ces tapis denses peuvent aussi flotter dans les terres humides des embouchures noyées des rivières, où ils font également disparaître un habitat important pour le poisson.

Les dommages causés aux terres humides des Grands Lacs par les plantes non indigènes envahissantes au cours de la dernière période de basses eaux (1999-2013 dans les lacs Michigan et Huron) sont imputés à la dégradation anthropique, parce que toutes les plantes envahissantes dont la propagation dans les terres humides côtières des Grands Lacs a été spectaculaire y ont été introduites par l'être humain et réagissent vigoureusement à l'enrichissement en éléments nutritifs agricoles et urbains et à la sédimentation. La propagation généralisée ou localisée de ces espèces végétales envahissantes dans les lacs Ontario, Érié, et Sainte-Claire a été consignée dans les relevés antérieurs des terres humides des Grands Lacs effectués en période de basses eaux pendant les décennies 1980 et 1990, mais l'aire d'expansion de ces mêmes plantes était bien plus grande que celle observée lors des périodes prolongées de basses eaux dans les lacs Huron et Michigan entre 1999 et 2013. Avant les années 1970, nos plantes envahissantes les plus agressives (*Phragmites australis, Typha angustifolia*, *Typha* × *glauca*, *Lythrum salicaria*, *Hydrocharis morsus-ranae*, etc.) qui réagissaient aux basses eaux n'étaient pas répandues le long des rives des Grands Lacs mais, depuis lors, et à l'avenir, il faut s'attendre à ce que les périodes prolongées de basses eaux permettent aux plantes envahissantes des terres humides de se répandre, tout au moins à l'échelle locale.

Dans les études biologiques ou sur la restauration, l'état de référence est basé en règle générale sur la faune et la flore caractéristiques d'un écosystème. L'inventaire de plusieurs exemples de terres humides où il n'y avait pas de population étendue de plantes envahissantes a été réalisé pendant les relevés de 2011-2015 (Uzarski *et al.*, 2016); celui-ci a fourni des renseignements de base pour la définition de l'état de référence et l'établissement d'un but de restauration. Ces terres humides de haute qualité continueront d'être à la base des activités de surveillance de l'état des terres humides et d'orienter les activités de restauration, même s'il est établi dans l'avenir qu'il est impossible de ramener des terres humides dégradées à cet état de référence.

Remerciements
Auteurs : Dennis Albert, Department of Horticulture, Oregon State University
Nicholas P. Danz, Department of Natural Sciences, University of Wisconsin-Superior
Douglas A. Wilcox, Department of Environmental Science and Biology, SUNY College at Brockport
Daniel Rokitnicki-Wojcik, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada

Collaborateurs et auteurs antérieurs : Joseph Gathman, University of Wisconsin-River Falls
Jennifer Jung, Environnement et Changement climatique Canada
Greg Grabas, Environnement et Changement climatique Canada
Brad Mudrzynski, Department of Environmental Science and Biology, SUNY College at Brockport
Danielle J. Sass, Great Lakes National Program Office, US EPA

Sources d'information

Albert, D. A. et P. Brown. Coastal wetlands in Michigan: Effect of isolation on Phragmites australis expansion. Michigan Natural Features Inventory report 2008-14.

Albert, D.A. et Minc, L.D. 2001. Abiotic and floristic characterization of Laurentian Great Lakes' coastal wetlands. Stuttgart, Germany. *Verh. Internat. Verein. Limnol*. 27:3413-3419.

Albert, D.A., Wilcox, D.A., Ingram, J.W. et Thompson, T.A. 2006. Hydrogeomorphic Classification for Great Lakes Coastal Wetlands. *J. Great Lakes Res* 31(1):129-146**.**

Albert, D.A., March 2008. Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan, Chapter Three Vegetation Community Indicators. Préparé par le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium, projet de la Commission des Grands Lacs.

Albert, D.A. 2008. Chapter 3 – Vegetation Community Indicators. In: Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan. Great Lakes Wetland Consortium, Great Lakes Commission.

Albert, D.A., D.A. Wilcox, J.W. Ingram et T.A. Thompson. 2005. Hydrogeomorphic classification for Great Lakes wetlands. Journal of Great Lakes Research 31(Supplément 1):139-146.

Albert, D.A. et L. Simonson. 2004. Coastal wetland inventory of the Great Lakes region (GIS coverage of U.S. Great Lakes: www.glc.org/wtlands/inventory.html), Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Bourdaghs, M., C. A. Johnston et R. R. Regal. 2006. Properties and performance of the floristic quality index in Great Lakes coastal wetlands. Wetlands 26 (3): 718-735.

Environment Canada and Central Lake Ontario Conservation Authority. 2004. *Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: Year 2 Technical Report.* Environment Canada, Downsview, ON: ECB-OR.

Great Lakes Commission. Great Lakes Coastal Wetlands Consortium. Inventory and Classification. https://www.glc.org/library/2002-coastal-wetlands-consortium

Great Lakes Commission. Great Lakes Coastal Wetlands Consortium. Coastal Wetlands Inventory-Great Lakes Region. https://www.glc.org/library/2002-coastal-wetlands-consortium

Great Lakes Commission. Great Lakes Coastal Wetlands Consortium. Canadian Mapping Resources. Dernière mise à jour : 20 avril 2004. https://www.glc.org/library/2002-coastal-wetlands-consortium

Herdendorf, C.E. 1988. *Classification of geological features in Great Lakes nearshore and coastal areas. Protecting Great Lakes Nearshore and Coastal Diversity Project.* International Joint Commission and The Nature Conservancy, Windsor, ON.

Herdendorf, C.E., Hakanson, L., Jude, D.J. et Sly, P.G. 1992. A review of the physical and chemical components of the Great Lakes: a basis for classification and inventory of aquatic habitats. In *The development of an aquatic habitat classification system for lakes eds*. W.-D. N. Busch et P. G. Sly, pp. 109-160. Ann Arbor, MI: CRC Press.

Herdendorf, C.E., Hartley, S.M. et Barnes, M.D. (eds.). 1981a. *Fish and wildlife resources of the Great Lakes coastal wetlands within the United States, Vol. 1*: Overview. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. FWS/OBS- 81/02-v1.

Herman, K. D., L. A. Masters, M. R. Penskar, A. A. Reznicek, G. S. Wilhelm, W. W. Brodovich et K. P.

Gardiner. 2001. Floristic Quality Assessment with Wetland Categories and Examples of Computer Applications for the State of Michigan.

Ingram, J. W. et B. Potter. 2004. Development of a Coastal Wetlands Database for the Great Lakes Canadian Shoreline. http://www.glc.org/wetlands/inventory.html Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor, MI.

Jaworski, E., Raphael, C.N., Mansfield, P.J. et Williamson, B.B. 1979. *Impact of Great Lakes water level fluctuations on coastal wetlands.* U.S. Department of Interior, Office of Water Resources and Technology, Contract Report 14-0001-7163, from Institute of Water Research, Michigan State University, East Lansing, MI, 351pp.

Keough J.R., Thompson, T.A., Guntenspergen, G.R. et Wilcox, D.A. 1999. Hydrogeomorphic factors and ecosystem responses in coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* 19:821-834.

Kowalski, K.P. et D.A. Wilcox. 1999. Use of historical and geospatial data to guide the restoration of a Lake Erie coastal marsh. Wetlands 19:858-868.

Lemein, T, Albert, D.A. et Tuttle, E. D.G. 2017. Coastal wetland vegetation community classification and distribution across environmental gradients throughout the Laurentian Great Lakes. Journal of Great Lakes Research 43(4):658-669.

Lishawa, S.C., D.A. Albert et N.C. Tuchman. 2010. Natural water level decline drives invasive species establishment and vegetation change in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands:* 30(6) 1085-1097.

Minc, L.D. 1997. *Great Lakes coastal wetlands: An overview of abiotic factors affecting their distribution, form, and species composition*. Michigan Natural Features Inventory, Lansing, MI.

Minc, L.D. et Albert, D.A. 1998. *Great Lakes coastal wetlands: abiotic and floristic characterization*. Michigan Natural Features Inventory, Lansing, MI.

Prince, H.H. et D'Itri, F.M. (eds.) 1985. Coastal Wetlands. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.

Reznicek, A.A., M.R. Penskar, B.S. Walters et B.S. Slaughter. 2014. Michigan Floristic Quality Assessment Database. Herbarium, University of Michigan, Ann Arbor, MI and Michigan Natural Features Inventory, Michigan State University, Lansing, MI.

Stuckey, R.L. 1989. Western Lake Erie aquatic and wetland vascular plant flora: its origin and change. In Lake Erie Estuarine Systems: Issues, Resources, Status et Management, pp. 205-256. Estuary-of-the-Month Seminar Series No. 14. Washington, D.C.: NOAA.

Swink, F. et Wilhelm, G. 1994. Plants of the Chicago Region 4th Edition. Lisle, Illinois. The Indiana Academy of Science.

United States and Canada. 1987. Great Lakes Water Quality Agreement of 1978, as amended by Protocol signed November 18, 1987. Ottawa and Washington.

Uzarski, D.G., T.M. Burton, M.J. Cooper, J. Ingram et S. Timmermans. 2005. Fish habitat use within and across wetland classes in coastal wetlands of the five Great Lakes: Development of a fish-based Index of Biotic Integrity. Journal of Great Lakes Research 31(supplement 1): 171-187.

Uzarski, D.G., V.J. Brady, M.J. Cooper, D.A. Wilcox, D.A. Albert, R. Axler, P. Bostwick, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, N.P. Danz, J. Gathman, T. Gehring, G. Grabas, A. Garwood, R. Howe, L.B. Johnson, G.A. Lamberti, A. Moerke, B. Murry, G. Niemi, C.J. Norment, C.R. Ruetz III, A.D. Steinman, D. Tozer, R. Wheeler, T.K. O'Donnell et J.P. Schneider. 2016. Standardized measures of coastal wetland condition: implementation at the Laurentian Great Lakes basin-wide scale. Wetlands doi:10.1007/s13157-016-0835-7.

Wilcox, D.A. 1993. Effects of water level regulation on wetlands of the Great Lakes. Great Lakes Wetlands 4: 1-2, 11.

Wilcox, D.A., K.P. Kowalski, H. Hoare, M.L. Carlson et H. Morgan. 2008. Cattail invasion of sedge/grass meadows and regulation of Lake Ontario water levels: photointerpretation analysis of sixteen wetlands over five decades. Journal of Great Lakes Research 34:301-323.

Wilcox, D.A. et Whillans, T.H. 1999. Techniques for restoration of disturbed coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* 19:835-857.

Wilcox, D.A. 2012. Response of wetland vegetation to the post-1986 decrease in Lake St. Clair water levels: seedbank emergence and beginnings of the *Phragmites australis* invasion. Journal of Great Lakes Research 38:270-277.

Wilcox, D.A., J.W. Ingram, K.P. Kowalski, J.E. Meeker, M.L. Carlson, Y. Xie, G.P. Grabas, K.L. Holmes et N.J. Patterson. 2005. Evaluation of water level regulation influences on Lake Ontario and upper St. Lawrence River coastal wetland plant communities. US Geological Survey Report, 78 p.

Liste des tableaux

Tableau 1. Moyennes panlacustres et intervalles de confiance de 95 % pour trois mesures de l'état des communautés végétales des terres humides côtières des Grands Lacs observées en 2011-2014. Certains sites où des zones de végétation étaient absentes n'ont pas été utilisés pour les calculs de l'IIB de la végétation, de sorte que

l'échantillon est légèrement plus petit. Le score maximal pour le Cmoy et le Cmoy pondéré est 10, alors que celui de l'IIB de la végétation est 5. Il faut multiplier les scores de l'IIB par deux pour qu'ils soient équivalents à ceux du Cmoy et du Cmoy pondéré.
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse de Nicholas Danz

Tableau 2. Catégories de situations basées sur les définitions du sous-indicateur pour les trois mesures des communautés végétales des terres humides côtières.
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse de Nicholas Danz

Tableau 3. Moyennes panlacustres et selon les types de terres humides et intervalles de confiance de 95 % pour trois mesures de l'état des communautés végétales des terres humides côtières des Grands Lacs observées en 2011-2014. Certains sites où des zones de végétation étaient absentes n'ont pas été utilisés pour les calculs de l'IIB de la végétation, de sorte que l'échantillon est légèrement plus petit. Le score maximal pour le Cmoy et le Cmoy pondéré est 10, alors que celui de l'IIB de la végétation est 5. Il faut multiplier les scores de l'IIB par deux pour qu'ils soient équivalents à ceux du Cmoy et du Cmoy pondéré.
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse de Nicholas Danz

Liste des figures

Figure 1. Histogramme des fréquences des valeurs globales du Cmoy (bleu) et du Cmoy pondéré (rouge) pour les 451 terres humides côtières des Grands Lacs où des relevés ont été effectués entre 2011 et 2014.
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse de Nicholas Danz

Figure 2. Histogramme des fréquences des valeurs globales de l'IIB de la végétation pour 415 terres humides côtières des Grands Lacs où des relevés ont été effectués entre 2011 et 2014.
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières de l'initiative de restauration des Grands Lacs, analyse de Nicholas Danz

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

		Cmoy et Cmoy pondéré					IIB de la vég.		IIB de la vég. × 2
Lac	*n*	Cmoy	IC 95 %	Cmoy pondéré	IC 95 %	*n*	IIB vég.	IC 95 %	
Lac Érié	52	2,53	0,19	2,22	0,25	50	1,6	0,15	3,2
Lac Huron	162	4,33	0,17	4,21	0,19	140	3,0	0,15	6,0
Lac Michigan	65	3,57	0,26	3,46	0,30	61	2,9	0,20	5,8
Lac Ontario	107	3,02	0,13	2,53	0,16	104	1,9	0,10	3,8
Lac Supérieur	65	5,18	0,30	5,19	0,34	60	3,7	0,23	7,4

Tableau 1. Moyennes panlacustres et intervalles de confiance de 95 % pour trois mesures de l'état des communautés végétales des terres humides côtières des Grands Lacs observées en 2011-2014. Certains sites où des zones de végétation étaient absentes n'ont pas été utilisés pour les calculs de l'IIB de la végétation, de sorte que l'échantillon est légèrement plus petit. Le score maximal pour le Cmoy et le Cmoy pondéré est 10, alors que celui de l'IIB de la végétation est 5. Il faut multiplier les scores de l'IIB par deux pour qu'ils soient équivalents à ceux du Cmoy et du Cmoy pondéré
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

	Mesures			
Lac	Cmoy	Cmoy pondéré	IIB de la vég.	Évaluation globale
Lac Érié	Médiocre	Médiocre	Passable	Médiocre
Lac Huron	Passable	Passable	Bonne	Passable
Lac Michigan	Passable	Passable	Bonne	Passable
Lac Ontario	Passable	Médiocre	Passable	Passable
Lac Supérieur	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne

Tableau 2. Catégories de situations basées sur les définitions du sous-indicateur pour les trois mesures des communautés végétales des terres humides côtières
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

		Cmoy et Cmoy pondéré					IIB de la vég.		
Lac	Type hydrogéomorphique	*n*	Cmoy	IC 95 %	Cmoy pondéré	IC 95 %	*n*	IIB	IC 95 %
Érié	Protégées	10	2,61	0,25	2,34	0,44	5	1,78	0,49
	Lacustres (côtières)	22	2,66	0,33	2,40	0,41	17	1,61	0,22
	Riveraines	31	2,40	0,30	2,06	0,39	28	1,45	0,21
Huron	Protégées	16	4,60	0,70	4,58	0,76	12	3,46	0,57
	Lacustres (côtières)	113	4,23	0,23	4,07	0,26	82	2,95	0,18
	Riveraines	62	4,46	0,25	4,36	0,30	46	3,03	0,27
Michigan	Protégées	11	3,75	0,65	3,69	0,80	10	3,32	0,68
	Lacustres (côtières)	37	3,74	0,39	3,67	0,42	30	2,88	0,27
	Riveraines	26	3,25	0,39	3,07	0,47	21	2,67	0,28
Ontario	Protégées	27	3,39	0,41	2,95	0,48	23	1,99	0,27
	Lacustres (côtières)	28	3,04	0,20	2,49	0,24	24	1,88	0,18
	Riveraines	68	2,87	0,15	2,38	0,20	57	1,81	0,13
Supérieur	Protégées	17	6,29	0,55	6,48	0,55	15	4,35	0,29
	Lacustres (côtières)	9	5,12	0,51	4,99	0,78	7	3,63	0,56
	Riveraines	42	4,75	0,33	4,71	0,39	38	3,48	0,29

Tableau 3. Moyennes panlacustres et selon les types de terres humides et intervalles de confiance de 95 % pour trois mesures de l'état des communautés végétales des terres humides côtières des Grands Lacs observées en 2011-2014. Certains sites où des zones de végétation étaient absentes n'ont pas été utilisés pour les calculs de l'IIB de la végétation, de sorte que l'échantillon est légèrement plus petit. Le score maximal pour le Cmoy et le Cmoy pondéré est 10, alors que celui de l'IIB de la végétation est 5. Il faut multiplier les scores de l'IIB par deux pour qu'ils soient équivalents à ceux du Cmoy et du Cmoy pondéré.
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

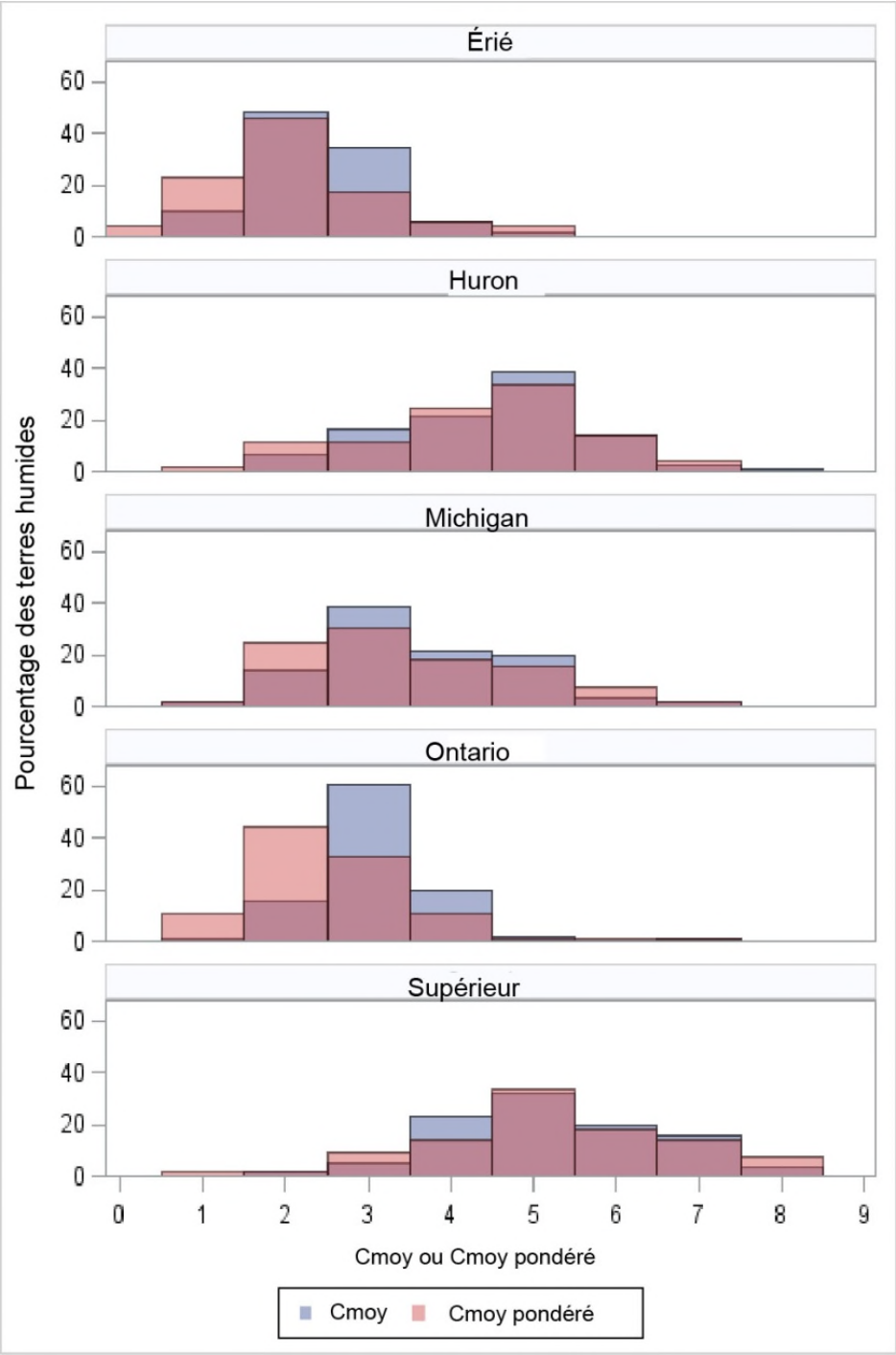


Figure 1. Histogramme des fréquences des valeurs globales du Cmoy (bleu) et du Cmoy pondéré (rouge) pour les 451 terres humides côtières des Grands Lacs où des relevés ont été effectués entre 2011 et 2014. L'échelle d'évaluation du Cmoy et du Cmoy pondéré est la suivante : Bonne : 5,0 et plus; Passable : 3,0-4,9 et Médiocre : 0,0-2,9. Il est à signaler qu'il y a une différence d'échelle entre la figure 1 et la figure 2 sur l'axe des x.
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

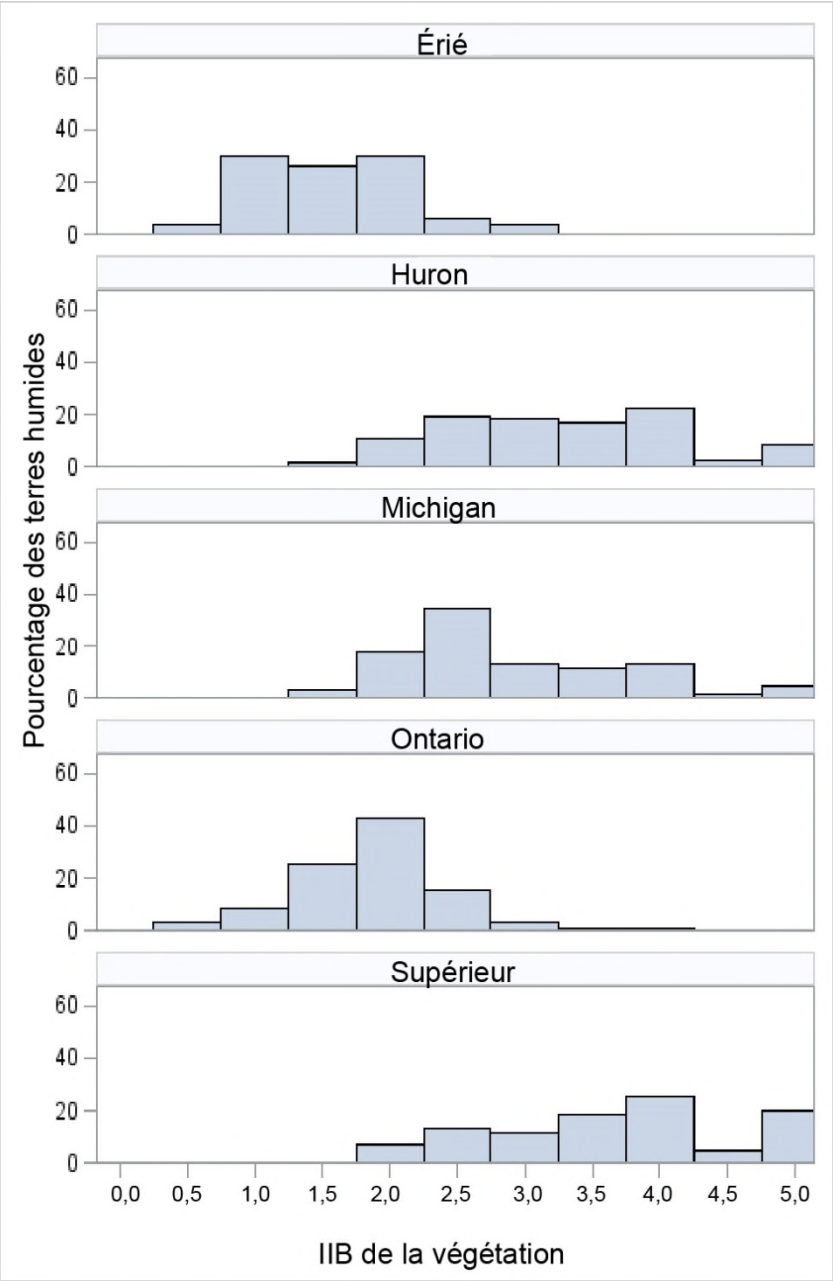


Figure 2. Histogramme des fréquences des valeurs globales de l'IIB de la végétation pour 415 terres humides côtières des Grands Lacs où des relevés ont été effectués entre 2011 et 2014. L'échelle d'évaluation de l'IIB des lacs est la suivante : Bonne : 5,0 et plus; Passable : 3,0-4,9 et Médiocre : 0,0-2,9. Il est à signaler qu'il y a une différence d'échelle entre la figure 1 et la figure 2 sur l'axe des x.
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

Sous-indicateur : Milieux humides côtiers : échelle et composition

Évaluation globale

État : Indéterminée
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : La cartographie et l'estimation de la superficie couverte par les milieux humides côtiers des Grands Lacs ont été effectuées en 2004. Une mise à jour est en cours, mais n'est pas encore terminée. Comme il n'y a pas eu de mise à jour de l'estimation de la superficie depuis plus de dix ans, la situation et la tendance sont indéterminées.

L'évaluation lac par lac n'est pas disponible pour la même raison que l'évaluation à l'échelle du bassin.

Raison d'être du sous-indicateur

- Évaluer les changements périodiques de la superficie (particulièrement les pertes) de types de milieux humides côtiers, en tenant compte des variations naturelles des niveaux d'eau des lacs. Les milieux humides côtiers fournissent un habitat essentiel de reproduction et de migration à des espèces sauvages comme des oiseaux, des mammifères, des reptiles et des amphibiens. Ces milieux sont également des aires essentielles de frai et d'alevinage pour de nombreuses espèces de poisson présentant une importance écologique et économique.

Objectif pour l'écosystème

Conserver la superficie totale des milieux humides côtiers des Grands Lacs en veillant à une représentation adéquate des types de milieux humides côtiers à l'échelle de leur superficie historique. La conservation des milieux humides côtiers restants et la restauration de milieux humides détruits sont des éléments essentiels de la restauration de l'écosystème des Grands Lacs, et ce sous-indicateur peut être utilisé pour rendre compte des progrès réalisés vers l'objectif.

Le sous-indicateur appuie de façon optimale le travail visant à atteindre le cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».
Le sous-indicateur mesurera la superficie des milieux humides côtiers selon le type hydrogéomorphique pendant une période particulière, en prenant appui sur les sources de données/d'images disponibles. Les milieux humides piègent, traitent et retirent des éléments nutritifs et des sédiments des eaux littorales des Grands Lacs et alimentent les réserves d'eaux souterraines. Cependant, plus de la moitié de tous les milieux humides des Grands Lacs ont été détruits par l'activité humaine, et de nombreux milieux humides côtiers restants pâtissent de facteurs de stress anthropiques comme l'apport d'éléments nutritifs et de sédiments, la fragmentation, les espèces envahissantes, la modification du rivage et le contrôle du niveau des eaux (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004).

État de l'écosystème

Une carte de référence, datant de 2004 environ, montrant la présence et les limites générales des milieux humides côtiers dans les deux pays a été produite à partir de sources de données sur l'occurrence de milieux humides faisant partie du National Wetland Inventory de l'USFWS, du Michigan National Wetland Inventory, de l'Ohio Wetlands Inventory, du Wetlands Inventory du ministère des Ressources naturelles du Wisconsin, et en se fondant sur le meilleur jugement professionnel (figures 1, 2 et 3). Cette carte n'a pas encore été entièrement mise à jour et, par conséquent, il ne peut être fait état de l'étendue et composition actuelles des milieux humides côtiers dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.

De nouveaux ensembles de données ont été produits qui permettent de réexaminer et de peaufiner l'ensemble de données datant de 2004 environ, ce qui finira par permettre d'actualiser la situation et la tendance. Par exemple, des données plurisaisonnières (printemps, été et automne) optiques obtenues par satellite et par radar en bande L avec une unité de cartographie minimale de 0,2 hectare (Bourgeau-Chavez et coll., 2015) pour les communautés de plantes des milieux humides et d'autres classes d'utilisation des terres ont été produites (figure 4). La carte délimite le type d'écosystème (c.-à-d. milieu humide émergent, arbustif et boisé) ainsi que les monocultures en milieu humide (*Typha, Phragmites, Schoenoplectus*) et les types de tourbières (tourbières basses et oligotrophes). Par ailleurs, les classes de zones sèches et d'utilisation des terres, les facteurs de stress éventuels des milieux humides, sont cartographiés. Cet effort a permis de parvenir à une précision globale avérée de 94 %, lorsque la carte a été comparée aux types de végétation relevés lors d'études de terrain de 2008 à 2011. Les bandes qui ont été jugées être les plus importantes pour la cartographie des milieux humides étaient celles du thermique, du proche infrarouge et en bande L des radars à synthèse d'ouverture, et elles devraient être intégrées à toute mise à jour de la carte afin de préserver l'intégrité et le niveau d'exactitude. Les données optiques peuvent être utilisées seules, mais elles ne permettent pas de cartographier les milieux humides boisés, en particulier, avec la même exactitude (milieux humides boisés, arbustes et broussailles, tourbières basses et oligotrophes). Cette carte pourrait être mise à jour progressivement, par exemple selon un cycle de cinq ans, au moyen de méthodes de détection du changement.

On planifie la mise à jour de la carte de façon normalisée pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs, et des efforts sont en cours pour utiliser l'ensemble de données des relevés de terrain de 2008-2011 et mettre à jour l'ensemble de données sur les milieux humides côtiers datant d'environ 2004 dans des zones géographiques sélectionnées (p. ex., la baie de Saginaw jusqu'au bassin occidental du lac Érié – côté américain uniquement, État du Michigan).

Il convient de noter que l'évaluation figurant dans les rapports de 2011, 2009, 2007 et 2005 de l'État des Grands Lacs, était « passable » (mitigé) et « se détériore » pour ce sous-indicateur, d'après les données historiques de 1981-1997.

Liens

Il y a des liens à d'autres sous-indicateurs de la série :

- Le durcissement des rivages – les modifications matérielles du rivage ont perturbé les processus côtiers et littoraux, les régimes d'écoulement et de circulation littorale, ont modifié ou éliminé la connectivité avec les milieux humides côtiers/les dunes et ont altéré la structure de l'habitat littoral et côtier.
- Précipitations – le changement de la température atmosphérique exercera éventuellement des effets sur le nombre de tempêtes extrêmes dans la région des Grands Lacs qui affecteront, à leur tour, les milieux humides côtiers.
- Espèces envahissantes terrestres – de nombreux envahisseurs terrestres se trouvent dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs et peuvent déplacer la végétation indigène lorsqu'ils se propagent.
- Niveaux de l'eau – la variation du niveau de l'eau a fortement influé sur l'habitat et les communautés biologiques des Grands Lacs associés aux milieux humides côtiers. Les niveaux de l'eau ont exercé une influence importante sur les milieux humides côtiers non endigués et sont essentiels à toute analyse des tendances de changement des milieux humides.

Le sous-indicateur est relié directement à d'autres sous-indicateurs dans la catégorie Habitats et espèces, particulièrement les autres sous-indicateurs se rapportant aux milieux humides côtiers.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			

La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.			X	
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Notes explicatives :
L'évaluation de la qualité des données présentée ici est copiée de l'évaluation de la qualité des données de l'État des Grands Lacs (CÉÉGL) 2009, qui reposait sur le rapport de 2005 de l'État des Grands Lacs (CÉÉGL), ceci parce que la majeure partie de ce rapport renvoie toujours au rapport 2005 de la CÉÉGL.

Commentaires des auteurs
Il s'impose d'évaluer ce sous-indicateur en fonction de la qualité et de l'étendue des milieux humides. Alors que certains milieux humides peuvent perdre en superficie et en qualité en raison du manque de fluctuation du niveau de l'eau, comme c'est le cas dans le lac Ontario, la superficie d'autres milieux humides pourrait demeurer à l'intérieur des limites déterminées par les fluctuations naturelles du niveau de l'eau, mais le milieu être dégradé par d'autres facteurs, notamment la sédimentation, l'excès d'éléments nutritifs, les espèces envahissantes ou les pressions exercées par l'utilisation des terres. Pour interpréter les données, les autres sous-indicateurs des milieux humides côtiers qui évaluent la qualité des milieux humides doivent être pris en ligne de compte. Les mesures doivent reposer sur la superficie totale des milieux humides côtiers inventoriés, si elle est connue. Lorsque la superficie n'est pas connue, il faut faire porter les efforts sur la collecte de cette donnée de base. Le changement total peut être déterminé approximativement sur la base du bassin lacustre, et pour l'échantillonnage scientifique, des sites prioritaires dans lesquels la vérification sur le terrain régulière facilite l'analyse statistique devraient être établis.

Il est possible d'obtenir une vision globale de la santé des milieux humides en examinant les six sous-indicateurs des milieux humides côtiers en combinaison, parce qu'ils fonctionnent et indiquent les perturbations anthropiques à différentes échelles spatiales et temporelles et offrent une détection à diverses résolutions. Par exemple, les mesures du paysage sont utilisées pour déterminer la perte, la transformation et la restauration de types de milieu humide qui subissent divers degrés de perturbations anthropiques. Cependant, il a été difficile de mesurer le paysage à cause des lacunes statistiques et parce que les milieux humides côtiers sont des systèmes extrêmement dynamiques; ils migrent, disparaissent et apparaissent selon les changements des niveaux de l'eau, qui ne sont pas nécessairement liés à la perturbation anthropique

Remerciements
Auteur de la mise à jour de 2016 : Kevin O'Donnell, USEPA Great Lakes National Program Office.

Auteurs du rapport original de 2007 :
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.

Sources d'information
Bourgeau-Chavez, Laura. 2015. Implementation of Great Lakes Coastal Wetlands Consortium Protocol. USEPA Grant GL-00E00559-0, rapport final.

Bourgeau-Chavez, L.; Endres, S.; Battaglia, M.; Miller, M.E.; Banda, E.; Laubach, Z.; Higman, P.; Chow-Fraser, P.; Marcaccio, J. Development of a Bi-National Great Lakes Coastal Wetland and Land Use Map Using Three-Season PALSAR and Landsat Imagery. Remote Sens. 2015, *7*, 8655-8682.

Great Lakes Wetlands Consortium/Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs. 2004. Système de clas-

sification des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Internet : http://glc.org/projects/habitat/coastal-wetlands/cwc-mapping/

Albert, D.A., Wilcox, D.A., Ingram, J.W. et Thompson, T.A. 2005. Hydrogeomorphic classification for Great Lakes coastal wetlands. J. Great Lakes Res 31(1) : 129-146.

Environnement et Changement climatique 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 et Changement climatique Canada; Section de la conservation et de la planification – Direction générale des eaux et des terres et Centre d'information sur le patrimoine naturel, ministère des Ressources naturelles de l'Ontario.

Herdendorf, C.E., Hartley, S.M. et Barnes, M.D. (éd.). 1981a. Fish and wildlife resources of the Great Lakes coastal wetlands within the United States, Vol. 1: Overview. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. FWS/OBS-81/02-v1.

Herdendorf, C.E., Hartley, S.M. et Barnes, M.D. (éd.). 1981b. Fish and wildlife resources of the Great Lakes coastal wetlands within the United States, Vol. 2: Lake Ontario. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. FWS/OBS-81/02-v2.

Herdendorf, C.E., Hartley, S.M. et Barnes, M.D. (éd.). 1981c. Fish and wildlife resources of the Great Lakes coastal wetlands within the United States, Vol. 3: Lake Erie. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. FWS/OBS-81/02-v3.

Herdendorf, C.E., Hartley, S.M. et Barnes, M.D. (éd.). 1981d. Fish and wildlife resources of the Great Lakes coastal wetlands within the United States, Vol. 4: Lake Huron. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. FWS/OBS-81/02-v4.

Herdendorf, C.E., Hartley, S.M. et Barnes, M.D. (éd.). 1981e. Fish and wildlife resources of the Great Lakes coastal wetlands within the United States, Vol. 5: Lake Michigan. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. FWS/OBS-81/02-v5.

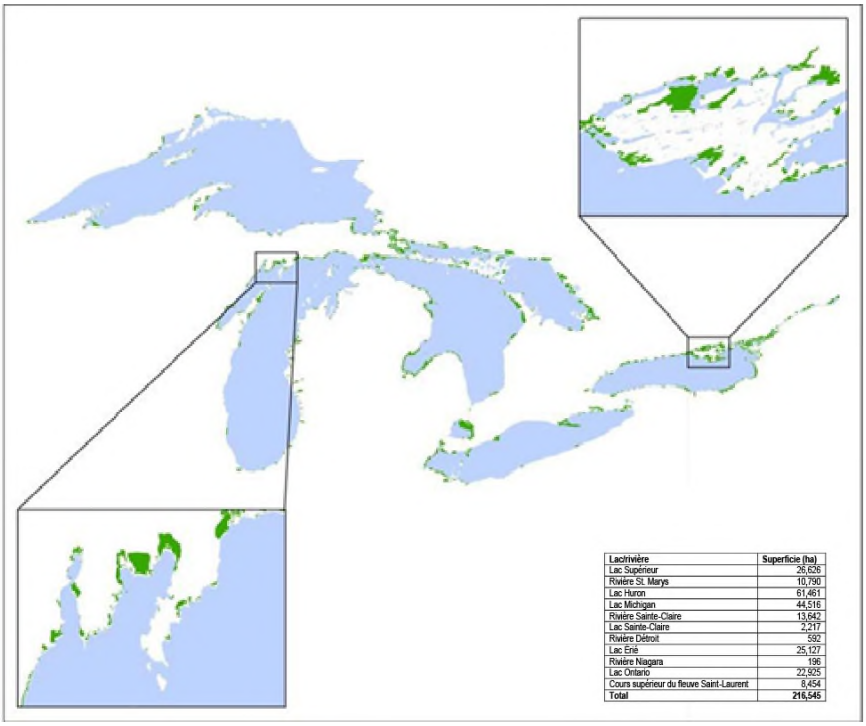
Herdendorf, C.E., Hartley, S.M. et Barnes, M.D. (éd.). 1981f. Fish and wildlife resources of the Great Lakes coastal wetlands within the United States, Vol. 6: Lake Superior. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. FWS/OBS-81/02-v6.

Liste des figures

Figure 1. Répartition des milieux humides côtiers des Grands Lacs et superficie totale par lac et par rivière.
Source : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs.
Figure 2. Superficie des milieux humides côtiers par type géomorphologique des lacs du réseau des Grands Lacs.
Source : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs.
Figure 3. Superficie des milieux humides côtiers par type géomorphologique des cours d'eau interlacustres du réseau des Grands Lacs.
Source : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs.
Figure 4. Classes de milieux humides et d'utilisation et de couverture des terres dans une zone tampon de 10 km du rivage des Grands Lacs aux États-Unis et au Canada.
Source : Bourgeau-Chavez, Laura. 2015.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique
(pas de nouvelles données pour CÉÉGL 2019)



Lac/rivière	Superficie (ha)
Lac Supérieur	26,626
Rivière St. Marys	10,790
Lac Huron	61,461
Lac Michigan	44,516
Rivière Sainte-Claire	13,642
Lac Sainte-Claire	2,217
Rivière Détroit	592
Lac Erié	25,127
Rivière Niagara	196
Lac Ontario	22,925
Cours supérieur du fleuve Saint-Laurent	8,454
Total	216,545

Figure 1. Répartition des milieux humides côtiers des Grands Lacs et superficie totale par lac et par rivière.

Source : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs, tiré de l'État des Grands Lacs, rapport 2007.

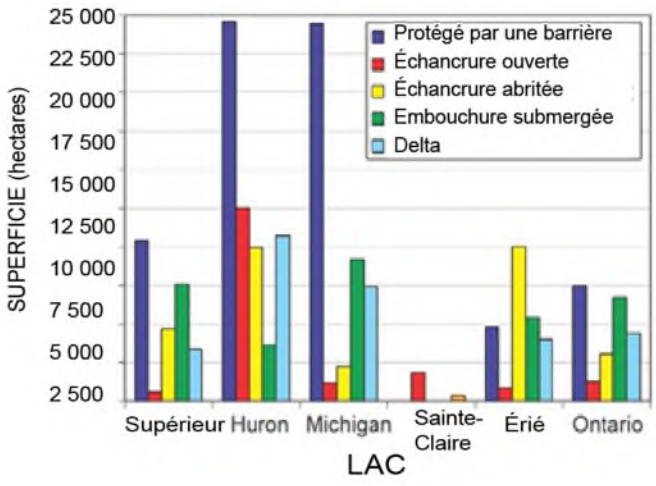


Figure 2. Superficie des milieux humides côtiers par type géomorphologique des lacs du réseau des Grands Lacs.

Source : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs, tiré de l'État des Grands Lacs, rapport 2007.

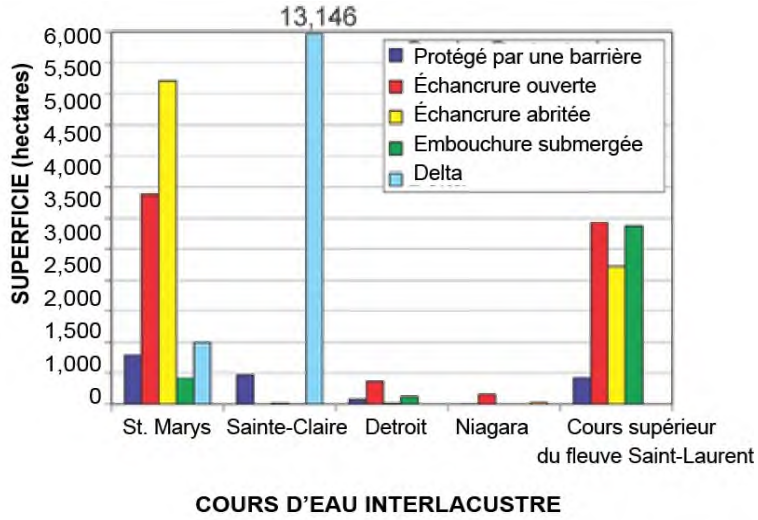


Figure 3. Superficie des milieux humides côtiers par type géomorphologique des cours d'eau interlacustres du réseau des Grands Lacs.
Source : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs, tiré de l'État des Grands Lacs, rapport 2007.

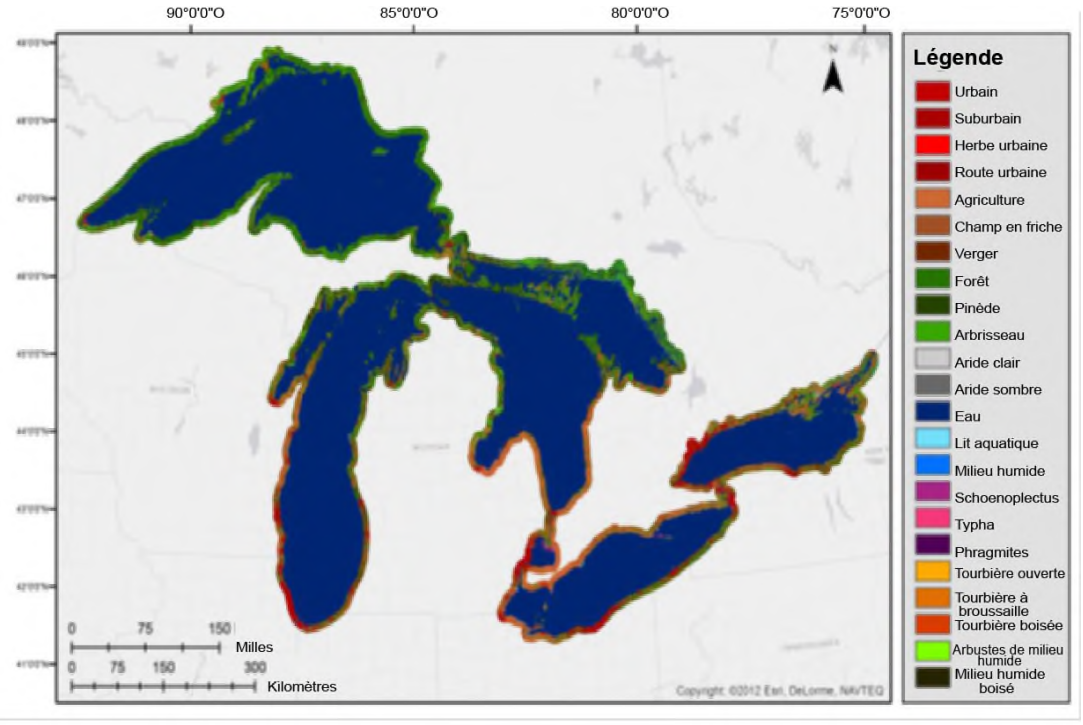


Figure 4. Classe de milieux humides et d'utilisation et de couverture des terres dans une zone tampon de 10 km du rivage des Grands Lacs aux États-Unis et au Canada.
Source : Bourgeau-Chavez, Laura. 2015.

Sous-indicateur: Connectivité des habitats aquatiques

Évaluation globale
État : Médiocre
Tendances :
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1950-2017) : Indéterminée
Justification : Malgré les nombreux efforts qui sont actuellement déployés pour enlever les barrages et les obstacles, de nouveaux barrages ont été construits depuis 1950, et la taille du réseau routier a considérablement augmenté. Plus de 250 000 obstacles sont aujourd'hui présents dans le bassin des Grands Lacs et peuvent entraver les déplacements des poissons. Il peut s'agir de grands barrages ou de ponceaux perchés. À cause de ces obstacles, moins de 20 % de l'habitat des affluents du bassin est connecté aux eaux des Grands Lacs. Le problème demeure important compte tenu du rythme actuel d'élimination des obstacles. De nouvelles données permettent toutefois de repérer les obstacles et d'optimiser leur élimination. L'élimination des obstacles a une incidence importante sur certaines espèces aquatiques envahissantes, et l'enlèvement de plusieurs grands barrages est retardé à cause de processus d'examen, de conflits à l'échelle locale et de la menace que constitue la lamproie marine.

Les définitions relatives à l'évaluation de la situation et des tendances suivent la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Passable
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1950-2017) : Indéterminée
Justification : Environ 28 % de l'habitat des affluents dans le bassin du lac Supérieur est connecté au lac. Les barrages et les obstacles sont classés comme une menace élevée pour les poissons migrateurs (Plan d'aménagement panlacustre du lac Supérieur, 2013) et sont considérés comme des entraves au rétablissement de quelques espèces de poissons, notamment l'esturgeon jaune, l'omble de fontaine et le doré jaune (Horns *et al.*, 2003). Plusieurs projets ont été menés à terme. Dans d'autres cas, on examine des options visant à améliorer la connectivité, notamment au barrage Camp 43, sur la rivière Black Sturgeon. Une base de données géographiques, établie en collaboration et portant sur les obstacles à la connectivité dans le bassin centre-sud du lac Supérieur, sera utilisée pour déterminer les priorités en matière de restauration pour environ 1 800 franchissements de cours d'eau inventoriés. C'est là un exemple des efforts qui sont déployés pour favoriser la connectivité (U.S. Fish and Wildlife Service).

Lac Michigan
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1950-2017) : Indéterminée
Justification : Environ 14 % de l'habitat des affluents dans le bassin du lac Michigan est connecté au lac. Les barrages et les obstacles sont classés comme une menace élevée pour les poissons migrateurs (Pearsall *et al.*, 2012a). Plusieurs projets d'enlèvement de barrage et d'atténuation de l'incidence des barrages ont démarré dans le cadre de la Great Lakes Restoration Initiative (GLRI, initiative de restauration des Grands Lacs), par exemple l'enlèvement du barrage sur la rivière Boardman, qui permettra de relier plus de 250 km d'habitat lotique 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 (y compris les affluents de la rivière Ste-Marie)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1950-2017) : Indéterminée
Justification : Environ 18 % de l'habitat des affluents dans le bassin du lac Huron est connecté au lac. Les barrages sont classés comme une menace élevée pour les poissons migrateurs (Franks Taylor *et al.*, 2010). La connectivité

des habitats aquatiques varie dans le bassin. Franks Taylor *et al.* (2010) ont déterminé que l'est de la baie Georgienne comporte un accès suffisant à l'habitat de fraye pour maintenir la population de poissons, tandis que, dans la baie Saginaw, l'accès à l'habitat de fraye limite fortement les populations de poissons. La construction d'une rampe rocheuse dans la rivière Shiawassee offre un exemple de projet d'atténuation ayant permis d'améliorer la connectivité pour certaines espèces de poissons, bien que les conditions n'aient pas été totalement rétablies (Stoller *et al.*, 2016).

Lac Érié (y compris les affluents du bassin versant du lac Sainte-Claire et de la rivière Détroit)
État : Passable
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1950-2017) : Indéterminée
Justification : Environ 26 % de l'habitat des affluents dans le bassin du lac Érié est connecté au lac. Les barrages et les obstacles sont classés comme une menace moyenne pour les poissons migrateurs (Pearsall *et al.*, 2012 b). Plusieurs projets d'enlèvement de barrage et d'atténuation de l'incidence des barrages ont démarré au cours des dernières années dans le cadre de la Great Lakes Restoration Initiative. Par exemple, le barrage Ballville, sur la rivière Sandusky, permettra au doré jaune d'accéder à 35 km d'habitat lotique.

Lac Ontario (y compris les affluents de la rivière Niagara et de la section internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1950-2017) : Indéterminée
Justification :
Environ 3 % de l'habitat des affluents dans le bassin du lac Ontario est connecté au lac. Dans le cadre de la stratégie de conservation de la biodiversité du lac Ontario, on a établi que les barrages et les obstacles constituent une menace élevée pour la santé du lac (Groupe de travail sur la stratégie de conservation de la biodiversité du lac Ontario, 2009). En plus des barrages sur les affluents du lac Ontario, le barrage hydroélectrique Moses-Saunders, sur le fleuve Saint-Laurent, a des effets sur la connectivité des habitats, particulièrement pour la migration de l'anguille d'Amérique (MacGregor *et al.*, 2013). Le Centre de recherche sur les passes à anguilles (Eel Passage Research Center) a été établi en 2013 pour s'attaquer à cet enjeu. Plusieurs projets d'atténuation de l'incidence des barrages ont été lancés, parmi lesquels l'enlèvement du barrage dans le bassin versant du ruisseau Duffins par l'Office de la protection de la nature de la région de Toronto, qui facilitera l'accès pour le saumon atlantique, et l'enlèvement du barrage Hogansburg, pour le rétablissement de la connectivité dans la rivière St. Regis. La quantité d'habitat aquatique interconnecté n'a pas été calculée en 2017, et la situation a été jugée « passable » dans le cadre de la stratégie de conservation de la biodiversité du lac Ontario. La situation a par la suite été jugée « médiocre » compte tenu de nouvelles données sur la connectivité des habitats aquatiques, et non d'un véritable changement de situation.

Définitions des situations évaluées
Les catégories suivantes sont utilisées pour évaluer la connectivité aquatique pour ce sous-indicateur :

Bon : connectivité des habitats aquatiques > 75 % – niveau sain de connectivité et accès à l'habitat de fraye probablement suffisant pour le maintien de la population de poissons.
Passable : connectivité des habitats aquatiques entre 25 % et 75 % – connectivité menacée et accès à l'habitat de fraye limitant probablement les populations de certaines espèces de poissons.
Médiocre : connectivité des habitats aquatiques < 25 %, – connectivité dégradée et accès à l'habitat de fraye limitant probablement les populations de certaines espèces de poissons.
Indéterminé : la proportion de connectivité dégradée est insuffisante pour permettre l'évaluation des conditions de l'écosystème, ou aucune donnée n'est disponible.

Les catégories et les seuils actuels sont fondés sur les résultats des stratégies de conservation de la biodiversité qui ont été élaborées pour chacun des Grands Lacs de même que sur les normes ouvertes pour la conservation (Open Standards for Conservation).

Définitions des tendances évaluées
S'améliore : augmentation de la quantité d'habitat fluvial connecté aux Grands Lacs selon l'évaluation des nouveaux projets d'atténuation et des nouveaux obstacles.

Inchangée : aucun changement mesurable touchant la connectivité aquatique.
Se détériore : diminution de la quantité d'habitat fluvial connecté aux Grands Lacs selon l'évaluation des nouveaux projets d'atténuation et des nouveaux obstacles.
Indéterminée : l'information sur l'atténuation des obstacles ne permet pas de dégager de tendance générale claire, ou aucune donnée n'est disponible pour l'établissement d'une tendance.
Note : les changements établis d'après les nouvelles données spatiales ne seront pas pris en considération dans l'évaluation des tendances.

Objectifs ou cibles

1. Nombre d'initiatives clés visant à améliorer la connectivité des habitats aquatiques.
2. Augmentation de 25 % du nombre de bassins versants, dans le bassin hydrographique d'un lac, où la connectivité des habitats aquatiques s'est améliorée.
3. Une proportion d'au moins 75 % de la longueur totale de chaque type de cours d'eau est connectée à chaque lac et est suffisante pour maintenir des populations cibles de poissons migrateurs (Pearsall *et al.*, 2012b).
4. La connectivité des affluents est maximisée pour les poissons migrateurs, tandis que le risque de propagation et de prolifération d'espèces aquatiques envahissantes est réduit autant que possible (Pearsall *et al.*, 2012b).

Raison d'être du sous-indicateur

- Déterminer la quantité d'habitat dans les affluents qui est accessible aux poissons migrateurs des Grands Lacs.
- Résumer les principales initiatives visant à augmenter la connectivité des habitats aquatiques.
- Souligner certains problèmes associés à l'enlèvement des obstacles.

Objectif écosystémique

Le maintien ou l'amélioration de la connectivité des habitats aquatiques pour les poissons indigènes serait considéré comme souhaitable. Inversement, la diminution de la connectivité des habitats aquatiques serait jugée indésirable.

Le sous-indicateur appuie de façon optimale le travail visant à atteindre le cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesures

Dans presque tous les cas, l'augmentation de la connectivité aquatique serait considérée comme souhaitable (les obstacles à la lamproie marine constituant l'exception). Inversement, la diminution de la connectivité des habitats aquatiques serait jugée indésirable. Bien que les mesures directes de la viabilité des populations de poissons migrateurs par bassin constituent le meilleur indicateur du degré de connectivité aquatique, la quantité d'habitat disponible peut être utilisée comme mesure de substitution.

Les résultats obtenus pour ce sous-indicateur sont fondés sur l'analyse de données sur les obstacles qui sont maintenant disponibles pour le bassin des Grands Lacs, et sur des études de cas portant sur des projets d'enlèvement d'obstacles. Des seuils de connectivité des habitats aquatiques ont été établis pour chaque lac dans le cadre des stratégies de conservation de la biodiversité. Ce sous-indicateur ne tient pas compte de la perte de connectivité aquatique latérale (c.-à-d. la connectivité avec les plaines d'inondation), qui est également touchée par la régulation des débits, la conversion de l'habitat et la stabilisation des berges. On n'a pas élaboré de données permettant de mesurer la connectivité aquatique latérale pour les Grands Lacs. Les données sur la couverture terrestre et les barrages peuvent servir de données de substitution, mais la régulation des niveaux d'eau assurée par les barrages en amont pourrait avoir une incidence sur la connectivité entre les cours d'eau et leur plaine d'inondation dans les sous-bassins dominés par une couverture naturelle.

Ces calculs devraient être mis à jour tous les cinq ans (compte tenu de la construction et/ou de l'enlèvement de barrages au fil du temps), et peuvent maintenant être fondés sur les données de Fishwerks (Université of Wisconsin, 2018). Fishwerks est un outil SIG en ligne qui permet de cartographier les obstacles et d'orienter les décisions concernant leur élimination. Il offre également un cadre de travail systématique pour la comparaison des coûts (coûts économiques, invasions d'espèces) et des bénéfices (connectivité, espèces de poisson focales) (Januchowski-Hartley *et al.*, 2013). Les données sur les obstacles peuvent être utilisées pour analyser la proportion des affluents

qui est connectée à chacun des Grands Lacs. Par ailleurs, il sera essentiel de mettre à jour et de valider périodiquement la base de données sur l'inventaire des barrages.

Le sous-indicateur mesure la connectivité des affluents en termes de pourcentage de la longueur du cours principal d'un cours d'eau (naturellement accessible) qui est connecté aux Grands Lacs. Le calcul peut être effectué pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs, pour le bassin de chaque lac ou pour chaque bassin versant.

Connectivité des affluents des Grands Lacs = $\frac{L_o}{L_{cp}} \times 100$

L_o est la distance entre les Grands Lacs et le premier obstacle sur le cours principal;
L_{cp} est la longueur totale du cours principal.

Les valeurs s'échelonnent de 0 à 100. Une valeur de 0,0 correspond à un cours principal qui n'est pas connecté au plan d'eau récepteur (connectivité nulle) et une valeur de 100, à un cours principal qui est entièrement connecté au plan d'eau récepteur.

Conditions écologiques
Les barrages ont une incidence sur plus de la moitié des bassins versants dans le monde (Nilsson *et al*, 2005). Depuis plus d'un siècle, les barrages et les obstacles ont des répercussions sur la santé des écosystèmes aquatiques du bassin des Grands Lacs et entravent le rétablissement de certaines populations de poissons. En plus de limiter l'accès des poissons aux frayères et aux habitats de grossissement, la perte de connectivité entre les milieux aquatiques a une incidence sur les flux d'éléments nutritifs ainsi que sur les processus riverains et côtiers.
La construction de nouveaux barrages et obstacles sur les affluents des Grands Lacs a culminé il y a plus d'un siècle, à l'époque où l'énergie hydraulique était la principale source d'énergie dans le bassin. Bon nombre des plus grands barrages ont été construits au 20e siècle pour la production d'énergie hydroélectrique. Au cours des dernières décennies, très peu de barrages ont été construits, et on observe une tendance récente à l'enlèvement des vieux barrages. Les conséquences possibles des franchissements routiers de cours d'eau sont désormais mieux comprises, et plusieurs initiatives régionales ont été lancées pour localiser les ponceaux qui font obstacle et pour en atténuer les effets.

La connectivité des habitats aquatiques est définie aux fins du présent rapport comme la connexion directe entre les Grands Lacs et les voies d'eau qu'utilisent les poissons migrateurs. La connectivité aquatique fournit des trajets sans obstruction chimique et physique pour que les espèces aquatiques puissent satisfaire les besoins de leur cycle vital, ce qui comprend l'accès à des refuges intacts et des possibilités d'échange génétique. Certaines espèces de poissons migrateurs (p. ex. le saumon atlantique et le doré jaune) dépendent d'un accès sans entrave à l'habitat de fraye dans les cours d'eau. Dans bien des cas, les barrages et d'autres obstacles (p. ex. les ponceaux perchés) empêchent les poissons adultes d'atteindre l'habitat de fraye et compromettent ainsi les stocks et la diversité des espèces et diminuent le recrutement annuel ainsi que la production et les pêches. Dans le cas de quelques espèces qui ne peuvent pas sauter (p. ex. le doré jaune, l'esturgeon jaune), l'aménagement de passes ne permet pas d'atténuer ces effets. En plus de leur impact sur les poissons qui migrent des Grands Lacs dans les affluents, les obstacles créent une discontinuité dans l'aire de répartition de nombreuses espèces de poissons qui résident dans les cours d'eau (p. ex. les meuniers et les menés).

L'aménagement et la gestion de barrages menacent la diversité des poissons indigènes des Grands Lacs en restreignant ou en éliminant la connectivité entre les lacs et les principaux habitats de fraye, de grossissement et d'hivernage (Januchowski-Hartley *et al.*, 2013). Moins de 20 % de l'habitat des affluents du bassin est connecté aux eaux des Grands Lacs (tableau 1, figure 1). Cette perte d'habitat dans les affluents s'est soldée par d'importants déclins des populations de poissons indigènes dans le lac, dont le cisco, la perchaude, le doré jaune, l'esturgeon jaune, le chevalier de rivière, le chevalier noir, le dard de sable et le fouille-roche gris (Commission des pêcheries des Grands Lacs, 2007; Bredin, 2002).

La connectivité des habitats aquatiques est complexe, car les barrages et les obstacles peuvent entraver les déplacements de certaines espèces de poissons, mais non d'autres. Les barrages et les obstacles sont également considérés à la fois comme un moyen de lutte contre la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et comme une source d'introduction possible d'espèces aquatiques envahissantes, à cause du rejet de poissons-appâts dans les réservoirs de retenue.

Liens
Il y a des liens à d'autres sous-indicateurs de la série :

- Espèces aquatiques envahissantes – Dans tous les Grands Lacs, il existe des exemples de barrages et d'obstacles qui protègent, dans certains cas, les assemblages d'espèces indigènes des cours d'eau contre la concurrence des salmonidés non indigènes et contre la perturbation physique des substrats par ces derniers (Bredin, 2002). De ce fait, les décisions concernant l'enlèvement des barrages et des obstacles du lac Huron doivent concilier des intérêts et des objectifs antagonistes, qui ne sont pas toujours explicites. Certains barrages et obstacles peuvent également jouer un rôle pour limiter la prolifération d'autres espèces envahissantes, comme le gobie à taches noires, le gobie de la mer Noire et la lamproie marine (voir ci-dessous) ainsi que la propagation de la septicémie hémorragique virale. Des données récentes indiquent en outre que certains barrages facilitent l'invasion du gobie à taches noires (Raab *et al.*, 2018).
- Esturgeon jaune – La perte de connectivité aquatique a contribué au déclin de l'espèce.
- Touladi – L'enlèvement d'obstacles qui déboucherait sur une augmentation du nombre de lamproies marines parasites entraînerait probablement une diminution des effectifs de touladis et ralentirait les progrès accomplis en matière de restauration.
- Lamproie marine – Les barrages et obstacles limitent actuellement la prolifération de certaines espèces envahissantes des Grands Lacs. Le lac Huron abrite la plus grande population de lamproies marines des Grands Lacs (Liskauskas *et al.*, 2007), et les barrages et les obstacles de faible hauteur constituent un important moyen de défense utilisé par les gestionnaires.
- Doré jaune – La perte de connectivité aquatique a contribué au déclin des populations fluviales de l'espèce.
- Qualité de l'eau des affluents – L'enlèvement d'obstacles pourrait améliorer la qualité de l'eau, étant donné que les régimes d'écoulement naturels seraient rétablis et que la température des cours d'eau diminuerait.
- Quantités de précipitations – Une augmentation de la fréquence des épisodes de précipitations extrêmes pourrait favoriser le remplacement des infrastructures vieillissantes, notamment des ponceaux. Les projets d'adaptation des infrastructures pourraient contribuer à améliorer la connectivité des habitats aquatiques aux franchissements routiers de cours d'eau (Neeson *et al.*, 2015).

Ce sous-indicateur est aussi lié directement aux autres sous-indicateurs de l'indicateur Habitat et espèces.

Science citoyenne et autres ensembles de connaissances
Dans la région des Grands Lacs, il existe d'excellents exemples de recours à la science citoyenne pour confirmer la présence d'obstacles à la connectivité des habitats aquatiques. Dans le cadre des programmes de science citoyenne, des bénévoles sont invités à visiter des franchissements routiers de cours d'eau et à recueillir des données permettant de déterminer si ces franchissements constituent des obstacles, comme c'est le cas pour les ponceaux perchés. Les bénévoles utilisent des protocoles normalisés pour recueillir ces données (p. ex. U.S. Forest Service *et al.*, 2011).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données
Malgré l'amélioration considérable du catalogage des barrages et des obstacles dans l'ensemble du bassin au cours des dernières années, quelques barrages ne sont pas documentés. L'analyse spatiale de la connectivité peut être

difficile si les coordonnées des barrages ne recoupent pas la couche hydrologique. Les franchissements de cours d'eau constituent des obstacles potentiels, mais il faut les vérifier sur le terrain pour en évaluer les répercussions réelles. Les efforts déployés récemment pour renouveler les licences de barrages hydroélectriques aux États-Unis ont mené à une nouvelle prise en compte des pertes d'habitat associées à ces barrages, et un tableau utile se dégage, qui permet d'évaluer les effets néfastes de la fragmentation de l'habitat sur les communautés de poissons migrateurs et de poissons résidents des cours d'eau. Des données sur l'habitat des affluents sont élaborées de concert avec les procédures de renouvellement de licence des barrages de la Federal Energy Regulatory Commission (FERC) aux États-Unis. Des données sont actuellement disponibles pour le Michigan, l'État de New York et le Wisconsin. La désignation de nouveaux projets exigera des travaux de recherche et des contacts avec les organismes.

Cet indicateur ne mesure pas la connectivité hydrologique latérale (CHL) (Liu et Wang, 2018). La CHL comprend la connectivité entre les écosystèmes aquatiques et les habitats adjacents, comme les plaines d'inondation. La régulation du débit des cours d'eau et les structures physiques peuvent entraîner une diminution de la CHL et ont des répercussions sur les communautés de poissons. Dans le cas des Grands Lacs, la CHL pourrait comprendre l'accès à l'habitat de fraye dans les plaines inondables des cours d'eau reliés aux Grands Lacs, de même que la connectivité des habitats aquatiques aux marais côtiers.

Renseignements supplémentaires

Depuis la publication du dernier rapport sur les indicateurs, l'Université du Wisconsin a lancé un site Web (Fishwerks) qui cartographie les obstacles et permet de guider les décisions concernant leur élimination. Il existe aussi un nombre grandissant d'outils d'aide à la décision pouvant être utilisés pour éliminer les principaux obstacles en tenant compte des coûts économiques et des espèces envahissantes (p. ex. Milt *et al.*, 2018).

Remerciements

Auteur : Dan Kraus, Conservation de la Nature Canada
Collaboratrice : Jessica Hogrefe, Fish and Wildlife Service des États-Unis

Sources d'information

Bredin, J. 2002. Lake Huron Initiative Action Plan. Michigan Department of Environmental Quality Eagle, A.C., E.M. Hay-Chmielewski, K.T. Cleveland, A.L. Derosier, M.E. Herbert et R.A. Rustem, eds.

Commission des pêcheries des Grands Lacs. 2007. Rapport du groupe de travail sur les objectifs environnementaux du Comité technique du lac Huron. Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Franks Taylor, R., A. Derosier, K. Dinse, P. Doran, D. Ewert, K. Hall, M. Herbert, M. Khoury, D. Kraus, A. Lapenna, G. Mayne, D. Pearsall, J. Read, et B. Schroeder. 2010. La mer d'eau douce : Stratégie pour la conservation de la biodiversité du lac Huron – Rapport technique. Publication conjointe de Conservation de la nature Canada, d'Environnement et Changement climatique Canada, du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, du Michigan Department of Natural Resources and Environment, du Michigan Natural Features Inventory, du Michigan Sea Grant et de The Nature Conservancy. 264 pages avec annexes.

Gebhardt, K., J. Bredin, R. Day, T.G. Zorn, A. Cottrill, D. McLeish et M.A. MacKay. 2003. Status of the near-shore fish community. In The State of Lake Huron in 1999. Sous la direction de M.P. Ebener. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 03-XX. pp. 22-37.

Groupe de travail sur la stratégie de conservation de la biodiversité du lac Ontario. (2009). *The Beautiful Lake - A Bi-national Biodiversity Conservation Strategy for Lake Ontario.* U.S. Environmental Protection Agency et Environnement Canada.

Horns, W.H., C.R. Bronte, T.R. Busiahn, M.P. Ebener, R.L. Eshenroder, T. Gorenflo, N. Kmiecik, W. Mattes, J.W. Peck, M. Petzold, et D.R. Schreiner, 2003. Fish-community objectives for Lake Superior. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 03–01, Ann Arbor, MI. 78p. Disponible à l'adresse http://www.glfc.org/pubs/SpecialPubs/Sp03_1.pdf

Januchowski-Hartley S., P.B. McIntyre, M. Diebel et PJ Doran. 2013. Restoring aquatic ecosystem connectivity requires expanding barrier inventories. Frontiers in Ecology & Environment11: 211-217.

Liskauskas J. Johnson, M. McKay, T. Gorenflo, A. Woldt et Bredin 2004. PROJET. Environmental Objectives for Lake Huron: Draft Report of the Environmental Objectives Working Group of the Lake Huron Technical Committee. Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Liu, X. et Wang, H. (2018), Effects of loss of lateral hydrological connectivity on fish functional diversity. Conservation Biology. . doi:10.1111/cobi.13142.

MacGregor, R., J. Casselman, L. Greig, J. Dettmers, W. A. Allen, L. McDermott et T. Haxton. 2013. Programme de rétablissement de l'Anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) en Ontario. Série des programmes de rétablissement de l'Ontario. Préparé pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario). x + 119 pages.

Michigan's Wildlife Action Plan. Michigan Department of Natural Resources. 2005. Lansing, Michigan. 1592 pp. http://www.michigan.gov/dnrwildlifeactionplan

Milt, A. W., Diebel, M. W., Doran, P. J., Ferris, M. C., Herbert, M., Khoury, M. L., Moody, A. T., Neeson, T. M., Ross, J., Treska, T., O'Hanley, J. R., Walter, L., Wangen, S. R., Yacobson, E. et McIntyre, P. B. (2018), Minimizing opportunity costs to aquatic connectivity restoration while controlling an invasive species. Conservation Biology, 32: 894-904.

Ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario. Information sur les terres de l'Ontario. Données géospatiales sur les rivières et les ruisseaux. https://www.ontario.ca/fr/page/information-sur-les-terres-de-lontario

Neeson, T. M., M. C. Ferris, M. W. Diebel, P. J. Doran, J. R. O'Hanley et P. B. McIntyre (2015). "Enhancing ecosystem restoration efficiency through spatial and temporal coordination." **112**(19): 6236-6241.

Nilsson, C., C. A. Reidy, M. Dynesius et C. Revenga (2005). "Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems." 308(5720): 405-408.

Partenariat binational du lac Huron. 2008. Plan d'action 2008-2010 du Partenariat binational du lac Huron. Disponible à l'adresse http://www.epa.gov/glnpo/lamp/lh_2008/lh_2008.pdf

Plan d'aménagement panlacustre (PAP) du lac Supérieur – Groupe de travail du lac Supérieur. 2013. Lake Superior Biodiversity Conservation Assessment. 130 pp. (Actualisé en mars 2015). Disponible à l'adresse : http://www.natureconservancy.ca/assets/documents/on/lake-superior/A-Biodiversity-Conservation-Assessment-for-Lake-Superior-Vol-1-Final-Draft-Updated-March2015.pdf

Pearsall, D., P. Carton de Grammont, C. Cavalieri, P. Doran., L. Elbing, D. Ewert, K. Hall, M. Herbert, M. Khoury., S. Mysorekar., S. Neville., J. Paskus et A. Sasson. 2012a. Michigami: Great Water. Strategies to Conserve the Biodiversity of Lake Michigan. Technical Report. Publication conjointe de The Nature Conservancy et du Michigan Natural Features Inventory. 309 pages avec annexes.

Pearsall, D., P. Carton de Grammont, C. Cavalieri , C. Chu, P. Doran, L. Elbing, D. Ewert, K. Hall, M. Herbert, M. Khoury, D. Kraus, S. Mysorekar, J. Paskus et A. Sasson. 2012b. Pour un lac en santé : Stratégie internationale de conservation de la biodiversité du lac Érié. Rapport technique. Publication conjointe de Conservation de la nature Canada, de The Nature Conservancy et du Michigan Natural Features Inventory. 340 pages avec annexes.

Raab, D., N. E. Mandrak et A. J. B. I. Ricciardi (2018). "Low-head dams facilitate Round Goby Neogobius melanostomus invasion." 20(3): 757-776.

Stoller, J., Hayes, D. et Murry, B. (2016). Effects of a rock-ramp fishway on summer fish assemblage in a Lake Huron tributary. Fish Manag Ecol, 23: 407-417

University of Wisconsin. 2018. Fishwerks. University of Wisconsin Center for Limnology and the Optimization Group at the Wisconsin Institute for Discovery. Disponible à l'adresse : https://greatlakesconnectivity.org/
U.S. Fish and Wildlife Service. 2015. Restoring the Great Lakes, Success Stories from the 2014 Field Season. Disponible à l'adresse : https://www.fws.gov/glri/documents/GLRIBook2014.pdf

U.S. Forest Service, U.S. Fish and Wildlife Service, Michigan DNR, Wisconsin DNR, Huron Pines, Conservation Resource Alliance, Michigan Technological University, and road commissions. 2011. Great Lakes Road Stream Crossing Inventory Instructions. Disponible à l'adresse : https://cdn.cloud1.cemah.net/wpcontent/uploads/sites/63/2017/12/VSMP-RoadStreamCrossing-Instructions.pdf

Liste des tableaux

Tableau 1. Tableau sommaire indiquant le nombre d'obstacles, la longueur des affluents et la connectivité des affluents des Grands Lacs.
Source : Fishwerks.

Liste des figures

Figure 1. Connectivité des affluents des Grands Lacs (2018).
Source : Fishwerks.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

Bassin	Nombre d'obstacles	Longueur totale des affluents (km)	Longueur des tronçons d'affluents connectés (km)	Connectivité des affluents (%)
Tous	102 676	236 315	45 499	19 %
Lac Érié	29 176	39 175	10 191	26 %
Lac Michigan	25 372	42 848	5 798	14 %
Lac Supérieur	9 232	64 184	17 948	28 %
Lac Huron	21 125	60 560	10 644	18 %
Lac Ontario	17 771	29 548	919	3 %
Canada	29 852	119 111	22 435	19 %
États-Unis	72 824	117 204	23 064	20 %

Tableau 1. Tableau sommaire indiquant le nombre d'obstacles, la longueur des affluents et la connectivité des affluents des Grands Lacs.
Source : Fishwerks.

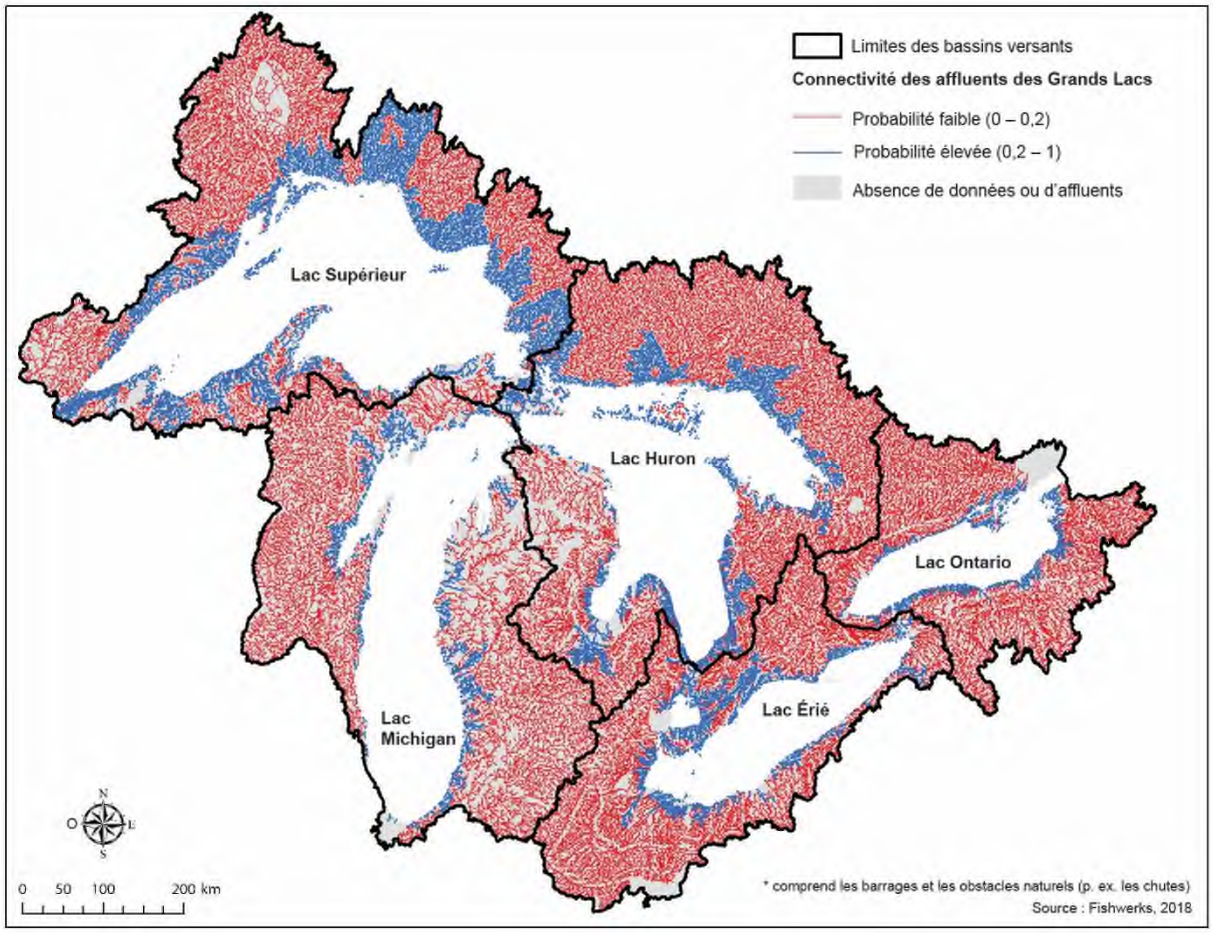


Figure 1. Connectivité des affluents des Grands Lacs (2018).
Source : Fishwerks.

Sous-indicateur : Phytoplancton

Eaux libres

Évaluation globale

État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1950-2016) : Se détériore
Justification : Le phytoplancton est une ressource alimentaire essentielle pour le zooplancton et les petits poissons. Des moules envahissantes ont réduit la biomasse d'algues dans les lacs Michigan et Huron, nuisant aux réseaux trophiques de ces lacs. L'eutrophisation a repris dans le lac Érié. Les changements dans le lac Supérieur et le lac Ontario sont plus subtils.

Les définitions des situations et tendances visées par l'évaluation sont présentées à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1950-2016) : Inchangée
Justification : Le lac a maintenu un assemblage phytoplanctonique reflétant à des conditions oligotrophes. Les espèces envahissantes n'ont pas beaucoup nui au phytoplancton, mais les données paléolimnologiques semblent indiquer une réorganisation graduelle de l'assemblage faisant suite aux récents changements climatiques.

Lac Michigan
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1950-2016) : Se détériore
Justification : Une réduction du phytoplancton et une diminution consécutive de la saisonnalité se sont produites. La diminution de la production primaire réduit peut-être les ressources pour les niveaux trophiques supérieurs. Bien que le lac présente un assemblage phytoplanctonique reflétant à des conditions oligotrophes, la désignation « passable » est appropriée selon ces observations.

Lac Huron
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (de la première à la dernière année) : Se détériore
Justification : Le lac présente un assemblage phytoplanctonique reflétant à des conditions oligotrophes, ce qui peut sembler « positif », mais le changement est probablement attribuable aux moules qui ont récemment envahi le lac et réduit le nombre de producteurs primaires pélagiques (effets négatifs sur les invertébrés brouteurs).

Lac Érié
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1950-2016) : Se détériore
Justification : Le problème de la reprise de l'eutrophisation et de la prolifération de cyanobactéries indésirables s'aggrave, en particulier dans le bassin occidental. Les efflorescences de diatomées au printemps indiquent que les conditions sont par moments eutrophes ou mésotrophes et contribuent à l'hypoxie estivale dans le bassin central.

Lac Ontario
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1950-2016) : S'améliore
Justification : Le lac présente un assemblage phytoplanctonique reflétant à des conditions mésotrophes ou oligotrophes. Les moules dreissenidées envahissantes semblent modifier l'assemblage, mais la tendance est considérée comme stable (aucun changement) compte tenu de la qualité de l'eau et des risques pour la santé dans leur ensemble.

Définitions des situations évaluées
Bon : l'assemblage phytoplanctonique reflète la structure trophique appropriée pour le lac.
(Bon = conditions oligotrophes dans le cas des lacs Supérieur, Huron et Michigan; conditions oligotrophes à mésotrophes dans le cas des lacs Ontario et Érié.)
Passable : l'assemblage phytoplanctonique reflète modérément/périodiquement la structure trophique appropriée pour le lac.
Médiocre : l'assemblage phytoplanctonique ne reflète pas la structure trophique appropriée pour le lac.
Les conditions appropriées sont définies en fonction des conditions naturelles observées ou inférées pour un lac, notamment les concentrations naturelles de nutriments et d'algues.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées
S'améliore : changements du biovolume, de la densité et de la composition en espèces du phytoplancton en faveur d'un réseau trophique sain.
Inchangée : les caractéristiques du phytoplancton associées au réseau trophique et à la qualité de l'eau ne témoignent d'aucun changement global de la tendance.
Se détériore : changements du biovolume, de la densité et de la composition en espèces du phytoplancton menant à la dégradation de la santé du réseau trophique.
Indéterminée : les données sur le phytoplancton reflètent des tendances contradictoires, ou les données sont insuffisantes pour l'évaluation.

Objectifs ou cibles
État trophique propre à chaque lac qui reflète les conditions naturelles du lac d'après des analyses paléolimnologiques (conditions oligotrophes dans le cas des lacs Supérieur, Huron et Michigan; conditions oligotrophes à mésotrophes dans le cas des lacs Ontario et Érié). Le retour aux assemblages phytoplanctoniques historiques (espèces « désirables ») ne constitue pas une cible réaliste, puisque la réorganisation de base des communautés d'algues n'est probablement pas possible compte tenu des régimes physiques, chimiques et biologiques actuels. L'interprétation des objectifs ou cibles pourrait être fondée sur la structure et le biovolume de l'assemblage ou sur les concentrations de phosphore inférées. L'inclusion de ces caractéristiques précises dans la présente section serait coûteuse, et il est préférable de se fonder sur les interprétations fournies dans le rapport sur l'indicateur. Des termes généraux comme « oligotrophe » sont convenables aux fins de la présente section.

Actuellement, il n'est pas réaliste de fixer des objectifs relatifs aux répercussions des espèces envahissantes et des changements climatiques. Il serait plutôt pertinent de mener des recherches scientifiques qui permettraient d'interpréter les tendances uniques et propres à chaque lac associées à ces variables, et d'évaluer les conditions actuelles selon leur trajectoire. Par exemple, l'oligotrophisation du lac Huron pourrait être interprétée comme une diminution du stress associé aux nutriments, mais ce phénomène est plutôt attribuable aux répercussions négatives sur le réseau trophique de l'invasion de dreissenidés en zones profondes.

Raison d'être du sous-indicateur
Le présent indicateur vise à évaluer directement la composition des espèces, la biomasse et la productivité primaire du phytoplancton dans les Grands Lacs, et à évaluer indirectement les incidences des facteurs de stress sur la qualité de l'eau et les réseaux trophiques inférieurs des Grands Lacs. Les incidences de la pollution, des espèces envahissantes non indigènes et des changements climatiques sont inférées.

Objectif pour l'écosystème
(1) Maintenir les états trophiques, la biomasse et la composition du phytoplancton devant correspondre à

ceux d'un écosystème aquatique sain dans les eaux libres des Grands Lacs. La biomasse et la structure de la communauté phytoplanctonique devraient indiquer que les conditions sont oligotrophes (c.-à-d. un état de faible productivité biologique comme celui qui est généralement observé dans les eaux libres froides des Grands Lacs) dans les lacs Supérieur, Huron et Michigan, et qu'elles sont mésotrophes (ou oligotrophes) dans les lacs Érié et Ontario.

(2) Détecter et prévoir les changements qualitatifs et quantitatifs de la composition et de la biomasse du phytoplancton, et appliquer ces changements au rétablissement ou aux incidences des facteurs de stress. Les résultats souhaités sont le maintien de bonnes conditions au cours des prochaines années ou une transition décelable vers des conditions saines.

(3) Cet indicateur appuie de façon optimale le travail effectué pour l'atteinte du cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ». De plus, le phytoplancton est un indicateur au bas de la chaîne alimentaire et permet ainsi de détecter les changements subtils de l'écosystème, de sorte que l'alinéa 2(1)b) de l'AQEGL, qui prévoit « d'élaborer des programmes, des pratiques et les technologies nécessaires pour améliorer la compréhension de l'écosystème du bassin des Grands Lacs », s'applique.

Mesures

Les mesures utilisées pour l'établissement des résultats pour le présent indicateur sont les suivantes :

- Biovolume et densité du phytoplancton et composition taxinomique au printemps et à la fin de l'été (p. ex. Reavie *et al*., 2014 [EPA, prélèvement d'échantillons pélagiques deux fois par année dans tous les lacs], Conroy *et al*., 2005 [étude sur l'abondance du plancton dans le lac Érié]). L'identification taxinomique doit être la plus précise possible (p. ex. au niveau de l'espèce), de façon à ce que les taxons atypiques ou non indigènes puissent être détectés. L'abondance des taxons (p. ex. algues bleues ou efflorescences de diatomées) est un indicateur des conditions par rapport aux conditions historiques connues dans un lac. Autant que possible, l'échantillonnage et l'analyse doivent être normalisés pour tous les lacs.
- Données historiques accessibles sur le phytoplancton qui peuvent être comparées entre elles en vue de la reconstruction des tendances et trajectoires à long terme des producteurs primaires. Ces données sont issues des activités de suivi menées antérieurement (p. ex. Munawar et Munawar, 1978) et des études paléolimnologiques (p. ex. Reavie *et al*., 2017) et peuvent inclure les mesures générales de la biomasse (p. ex. chlorophylle *a*), du biovolume (p. ex. μm^3/mL) et de composition des assemblages. Les données paléolimnologiques permettent de réaliser des inférences pour la période remontant jusqu'au 19e siècle; ce type de données a été utilisé pour que le présent rapport réponde aux nouvelles exigences relatives aux tendances à long terme.

État de l'écosystème

La composition phytoplanctonique est un important indicateur de la qualité de l'eau et des conditions biologiques. Plusieurs indicateurs qualitatifs existent aussi : l'abondance des cyanobactéries est un indicateur évident de stress lié aux nutriments; les réductions de l'abondance des algues sont le signe de l'oligotrophisation causée par les dreissenidées, et les modifications de l'assemblage phytoplanctonique reflètent les changements de l'écologie pélagique dus aux changements climatiques et à d'autres facteurs. Le phytoplancton joue un rôle essentiel dans les processus du réseau trophique. Une partie de la production (énergie) coule sous la zone euphotique de surface et nourrit le benthos. Elle peut s'écouler très librement avec une forte productivité à l'échelle des classes de taille ou elle peut s'accumuler et avoir un effet négatif sur la qualité de l'eau et entraîner une grande déperdition d'énergie pour les prédateurs de surface; c'est ce scénario qui est observé en été dans le bassin occidental du lac Érié.

Le phytoplancton se compose d'organismes photosynthétiques qui vivent dans la couche des systèmes aquatiques recevant du rayonnement solaire. Ces végétaux microscopiques forment généralement une composante majeure des producteurs primaires d'un lac et sont donc essentiels aux réseaux trophiques aquatiques. Il existe un lien entre la quantité et la structure taxinomique des populations de phytoplancton d'une part et les facteurs de stress anthropiques de l'autre. Ce lien permet de déduire l'état des lacs et les changements qui y sont survenus (Stoermer, 1978). Récemment, les sources de données exhaustives les plus importantes pour les évaluations fondées sur le phytoplancton ont été les séries de données chronologiques sur la taille et la composition de la communauté phytoplanctonique (p. ex. Reavie *et al.*, 2014a; figure 1), des mesures par satellite de la chlorophylle (p. ex. Barbiero *et al.*, 2012) et de récentes études paléolimnologiques de phytoplancton fossile (p. ex. Shaw Chraïbi *et al.*, 2014, Sgro et al. 2018). D'autres données sur le phytoplancton ont été recueillies par des organismes canadiens, par exemple pour les conditions hivernales du lac Érié (Twiss *et al.*, 2012; Environment and Climate Change Canada, 2015).

L'état de l'écosystème des Grands Lacs dans son ensemble est qualifié de *passabl*e, même si les conditions et les tendances varient beaucoup d'un lac à l'autre. Les moules envahissantes ont réduit la biomasse de phytoplancton (algues) dans le lac Michigan et le lac Huron et ont eu une incidence préjudiciable sur les réseaux trophiques de ces lacs. L'eutrophisation a repris dans le lac Érié au cours de la dernière décennie, comme l'indiquent surtout les proliférations de cyanobactéries qui se produisent à une plus grande fréquence dans le bassin occidental du lac Érié. Des changements à long terme plus lents ont lieu dans le lac Supérieur et le lac Ontario, mais ceux-ci ne sont pas bien compris. Cependant, à l'exception du lac Érié, la situation trophique dans le bassin peut généralement être considérée comme bonne. Les tendances indiquées dans ce document rendent compte, pour la plupart, d'ensembles de données compilées de 2001 à 2016. Les inférences à « long terme » sont déduites de collectes antérieures et d'études paléolimnologiques.

Il a été difficile d'évaluer de façon certaine chacun des lacs. Prenons, par exemple, le lac Michigan et le lac Huron : si la situation trophique était le seul facteur examiné, la faible abondance du phytoplancton dans ces lacs indiquerait superficiellement que leur état est *bon*. Cependant, l'appauvrissement du phytoplancton causé à intervalles réguliers par la présence des moules représente un stress pour le réseau trophique. De plus, les tendances paléolimnologiques indiquent une évolution à long terme vers les diatomées de petite taille dans ces lacs (Reavie *et al.*, 2017), ce qui représente probablement une perturbation du réseau trophique occasionnée par le climat. Toutefois, les répercussions de ce changement sur la santé des écosystèmes sont peu comprises. D'un point de vue écologique qui tient compte simultanément de nombreux paramètres, la catégorie « passable » demeure appropriée.

Le rapport État des Grands Lacs précédent mentionne les changements rapides qui se sont produits dans la communauté phytoplanctonique de plusieurs Grands Lacs au cours de la décennie précédente. De façon générale, soit ces changements se poursuivent, soit les lacs demeurent à l'état « changé » précédememnt signalé. La prolifération printanière de phytoplancton, qui concorde avec la progression des dreissenidées dans le lac Huron, et qui avait pratiquement disparu en 2003 (Barbiero *et al.*, 2011), demeure absente. La diminution des éclosions printanières a été constatée aussi dans le lac Michigan (Reavie *et al.*, 2014a; figure 1g,i). Ces tendances à l'oligotrophisation peuvent être considérées comme positives, mais elles représentent vraisemblablement aussi une réduction globale de la capacité de charge des deux lacs, comme le montrent les pertes concomitantes d'invertébrés et la réduction de la teneur en énergie des poissons (Pothoven et Fahnenstiel, 2014).

Le lac Supérieur sera probablement toujours oligotrophe, si bien que, dans ce contexte, son état restera *bon*. Cependant, l'assemblage phytoplanctonique du lac continue de se modifier de décennie en décennie, ce qui est vraisemblablement attribuable aux modifications des propriétés physiques du lac causées par le réchauffement de l'atmosphère (Shaw Chraïbi *et al.*, 2014). Ce genre de changement a maintenant été constaté dans tous les Grands Lacs et leurs sous-bassins (Reavie *et al.*, 2017), et il faudrait continuer à observer les modifications à long terme chez les producteurs primaires pour déterminer les incidences futures sur les réseaux trophiques.

Dans le bassin occidental du lac Érié, des efflorescences d'algues nuisibles du genre *Microcystis* (entre autres des cyanobactéries) ont continué de se produire (Michalak *et al.*, 2013). La prolifération printanière d'algues dans le bassin central, imputée en grande partie à des diatomées centriques filamenteuses (Reavie *et al.*, 2016; Twiss *et al.*, 2012, figure 1m) contribue probablement une biomasse importante à l'hypolimnion et exacerbe l'hypoxie.

Pendant la dernière décennie, les niveaux printaniers de chlorophylle dans le lac Ontario sont restés stables, mais il semble se produire une légère augmentation des taux de chlorophylle pendant l'été (USEPA, données inédites) depuis les diminutions observées au cours des années 1980 (Johengen *et al.*, 1994). Cela correspond aux changements récemment observés dans le lac Érié et, à plus petite échelle, dans le lac Ontario. Le lac Ontario demeure en meilleur état trophique qu'il ne l'était au milieu et à la fin du 20e siècle, mais il faut surveiller attentivement les conditions futures dans ce lac pour éviter une reprise de l'eutrophisation, comme dans le cas du lac Érié.

Liens

Les liens aux autres indicateurs sont les suivants :

Éléments nutritifs et moules dreissenidées. Il est bien connu que la pollution d'origine anthropique modifie la population phytoplanctonique et sa productivité. Aux modifications de l'écosystème correspondent des modifications de la productivité et de la composition du phytoplancton. Par exemple, le lac Supérieur représente un écosystème oligotrophe et est largement considéré comme celui des Grands Lacs qui est dans le meilleur état. De même, la composition phytoplanctonique du lac Érié, qui était autrefois eutrophe, a considérablement changé,

devenant mésotrophe-oligotrophe en raison de la réduction du phosphore et de l'invasion par les moules zébrées, une tendance trophique qui a depuis été inversée et indique une reprise de l'eutrophisation. Il existe beaucoup de données récentes sur la biomasse, la composition et la productivité primaire du phytoplancton qui reflètent la santé globale de l'écosystème, notamment les pressions exercées par le broutage d'organismes filtreurs non indigènes et les influences ascendantes des éléments nutritifs.

Cet indicateur a également des liens directs avec d'autres indicateurs de la catégorie « habitat et espèces », notamment les brouteurs invertébrés dont la principale ressource alimentaire est le phytoplancton. Le cycle du phosphore dépend des apports du bassin versant et des processus sédimentaires et a des incidences sur le réseau trophique et des répercussions sur de nombreuses formes de vie aquatique, en particulier le benthos, le zooplancton et le phytoplancton. Les effets sur les communautés de poissons sont moins directs, mais doivent aussi être pris en compte.

Le climat est à l'origine de changements touchant le phytoplancton des Grands Lacs. Ce changement n'est pas surprenant compte tenu des modifications à long terme des températures en surface observées dans tous les lacs. Le réchauffement des eaux de surface modifie la structure physique des lacs, particulièrement la durée de la période sans glace ainsi que la taille et l'intégrité de l'épilimnion en été. Le phytoplancton est la première composante biologique des Grands Lacs chez laquelle le récent réchauffement atmosphérique a eu un effet perceptible (Reavie *et al.*, 2017), et il reste à déterminer les incidences futures de ces changements.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X		
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Notes explicatives : Ces données sont tirées de nombreuses sources, dont la littérature scientifique, des données satellitaires et des données inédites.				

Limites des données

La taxinomie du phytoplancton, plus précisément son identification et son dénombrement au microscope, est une activité très spécialisée et chronophage qui nécessite une formation intensive et de l'expérience. Toutefois, les analyses du phytoplancton réalisées correctement mènent à la production de données scientifiques précises et fiables qui nous permettent de déterminer la composition actuelle des communautés et, lorsque comparées aux données historiques, de déterminer les changements que connaissent les communautés ou d'évaluer la sensibilité du phytoplancton aux facteurs de stress anthropiques.

Les niveaux trophiques inférieurs ont été peu étudiés dans les Grands Lacs et y ont peu été utilisés comme indicateurs, particulièrement dans les milieux côtiers, bien que certaines évaluations aient été réalisées à des échelles locales au Canada (p. ex. Currie *et al.*, 2015) et aux États-Unis (p. ex. Luo *et al.*, 2017). Pour comprendre le rôle du phytoplancton dans de tels écosystèmes connaissant des changements rapides, il pourrait être utile de mener des évaluations plus poussées de la boucle microbienne, notamment de la base du réseau trophique, des bactéries aux nanoflagellés hétérotrophes, en passant par le picoplanton autotrophe, les ciliés et le phytoplancton (nanoplancton et

plancton tamisé). De plus, maintenant que des changements du phytoplancton attribuables au climat ont été observés, il faut clarifier les mécanismes de la relation entre le climat et la biologie de ces organismes pour pouvoir prédire les conditions futures. En outre, la caractérisation à long terme des producteurs primaires (suivi, paléoécologie) des milieux côtiers (zones littorales, baies, milieux humides) nous aiderait à déterminer les liens existant entre les activités humaines et les conditions des bassins versants et des lacs.

Renseignements supplémentaires

Des mécanismes objectifs et quantitatifs d'évaluation de la santé de l'écosystème à partir du phytoplancton sont élaborés peu à peu. Par exemple, il existe maintenant pour les Grands Lacs des données sur les tolérances et les niveaux optimums d'éléments nutritifs pour les espèces indicatrices (Reavie *et al.*, 2014b), ce qui permet de reconstruire quantitativement les variables sur la qualité de l'eau à partir des données sur l'assemblage.

L'USEPA possède un programme de collecte et d'analyse du phytoplancton dans les zones pélagiques de tous les Grands Lacs au printemps et en été, et d'autres programmes plus localisés sont en cours d'exécution (p. ex. Fahnenstiel *et al.*, 2010). L'imagerie satellitaire permet aussi de détecter les tendances relatives à la chlorophylle dans les eaux de surface des Grands Lacs (p. ex. Kerfoot *et al.*, 2010), et ces données peuvent fournir une vaste vue d'ensemble de l'abondance des algues.

Les principaux objectifs du présent indicateur sont 1) de mesurer les réponses biologiques des producteurs primaires aux changements de la qualité de l'eau et de l'abondance des espèces envahissantes, 2) d'évaluer les problèmes directs (p. ex. les efflorescences) associés au phytoplancton et 3) d'évaluer indirectement l'efficacité du réseau trophique pour ce qui est de transférer la production d'algues aux poissons. Étant un indicateur sensible des changements survenus chez les producteurs primaires en raison de divers facteurs (effets des espèces envahissantes, éléments nutritifs, climat, etc.), le phytoplancton renseigne sur les effets de plusieurs facteurs de stress.

Il y a lieu d'envisager l'intégration des estimations tirées des données satellitaires de la biomasse phytoplanctonique (fondée sur l'estimation de la chlorophylle) pour évaluer la situation des communautés littorales. Une telle méthode permettrait de combler les lacunes temporelles dans les données de suivi. De plus, pour combler les lacunes temporelles, il faudrait procéder à des échantillonnages tout au long de l'année comme ceux réalisés par le Lake Guardian, vaisseau de recherche de l'USEPA. Des échantillonnages sont réalisés à des périodes où aucune activité de collecte n'était auparavant effectuée (p. ex. Twiss *et al.* 2012 pour le lac Érié), mais des stations d'échantillonnage automatisées éloignées pourraient jouer un rôle important dans les activités qui offriraient un portrait de la situation tout au long de l'année.

Remerciements

Auteur : Euan D. Reavie, University of Minnesota Duluth, Natural Resources Research Institute, Duluth, MN, ereavie@d.umn.edu

Sources d'information

Barbiero, R.P., Lesht, B.M. et Warren, G.J. (2011). Evidence for bottom-up control of recent shifts in the pelagic food web of Lake Huron. Journal of Great Lakes Research, 37:78-85.

Barbiero, R.P., Lesht, B.M. et Warren, G.J. (2012). Convergence of trophic state and the lower food web in Lakes Huron, Michigan and Superior. Journal of Great Lakes Research, 38: 368-380.

Bridgeman, T.B., Chaffin, J.D., Kane, D.D., Conroy, J.D., Panek, S.E. et Armenio, P.M. (2012). From River to Lake: Phosphorus partitioning and algal community compositional changes in Western Lake Erie. Journal of Great Lakes Research, 38: 90-97.

Conroy, J.D., Kane, D.D., Dolan, D.M., Edwards, W.J., Charlton, M.N. et Culver, D.A. (2005). Temporal trends in Lake Erie plankton biomass: roles of external phosphorus loading and dreissenid mussels. J. Great Lakes Res. 31, 89–110.

Currie, W.J.S., Bowen, K.L., Niblock, H.A. et Koops, M.A. (2015). Compilation and evaluation of historical data and samples to support assessment of phytoplankton and zooplankton populations in Great Lakes Areas of Concern. Great Lakes Laboratory for Fisheries and Aquatic Sciences, Central and Arctic Region, Fisheries and Oceans Canada.

Environment and Climate Change Canada (2015). Great Lakes Surveillance Program. http://www.ec.gc.ca/sci-tech/default.asp?lang=en&n=3F61CB56-1 (consulté le 21 juin 2018).

Fahnenstiel, G., Pothoven, S., Vanderploeg, H., Klarer, D., Nalepa, T. et Scavia, D. (2010). Recent changes in primary production and phytoplankton in the offshore region of southeastern Lake Michigan. Journal of Great Lakes Research, 36: 20-29.

Johengen, T.H., Johannsson, O.E., Pernie, G.L. et Millard, E.S. (1994). Temporal and seasonal trends in nutrient dynamics and biomass measures in Lakes Michigan and Ontario in response to phosphorus control. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 51: 2470–2578.

Kerfoot, W.C., Yousef, F., Green, S.A., Budd, J.W., Schwab, D.J. et Vanderploeg, H.A. (2010). Approaching storm: Disappearing winter bloom in Lake Michigan. Journal of Great Lakes Research, 36: 30-41.

Luo, L., Wang, J., Hunter, T., Wang, D. et Vanderploeg, H.A. (2017). Modeling spring-summer phytoplankton bloom in Lake Michigan with and without riverine nutrient loading. Ocean Dynamics, 67: 1481-1494.

Michalak, A.M., Anderson, E.J., Beletsky, D., Boland, S., Bosch, N.S., Bridgeman, T.B. *et al*. (2013). Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. Proceedings of the National Academy of Sciences, 110: 6448-6452.

Munawar, M. et Munawar, I.F., 1978. Phytoplankton of Lake Superior. (1973). J. Great Lakes Res. 4: 415-442.

Pothoven, S.A. et Fahnenstiel, G.L. (2014). Declines in the energy content of yearling non-native alewife associated with lower food web changes in Lake Michigan. Fisheries Management and Ecology, 21: 439-447.

Reavie, E.D., Barbiero, R.P., Allinger, L.E. et Warren, G.J. (2014a). Phytoplankton trends in the Laurentian Great Lakes: 2001-2011. J. Great Lakes Res. 40: 618-639

Reavie, E.D., Heathcote, A.J. et Chraïbi, V.L.S. (2014b). Laurentian Great Lakes phytoplankton and their water quality characteristics, including a diatom-based model for paleoreconstruction of phosphorus. PLoS ONE, 9: e104705.

Reavie, E.D., Cai, M., Twiss, M.R., Carrick, H.J., Davis, T.W., Johengen, T.H., Gossiaux, D., Smith, D.E., Palladino, D., Burtner, A. et Sgro, G.V. (2016). Winter-spring diatom production in Lake Erie is an important driver of summer hypoxia. Journal of Great Lakes Research 42: 608-618.

Reavie, E.D., Sgro, G.V., Estepp, L.R., Bramburger, A.J., Pillsbury, R.W., Shaw Chraïbi, V.L., Cai, M., Stow, C.A. et Dove, A. (2017). Climate warming and changes in *Cyclotella sensu lato* in the Laurentian Great Lakes. Limnology and Oceanography 62: 768-783.

Sgro, G.V. et Reavie, E.D. (2018). Lake Erie's ecological history reconstructed from the sedimentary record. Journal of Great Lakes Research 44: 54-69.

Shaw Chraïbi, V.L., Kireta, A.R., Reavie, E.D., Brown, T.N. et Cai, M. (2014). A paleolimnological assessment of human impacts on Lake Superior. J. Great Lakes Res. 40(4): 886–897.

Stoermer, E.F. (1978). Phytoplankton assemblages as indicators of water quality in the Laurentian Great Lakes. Transactions of the American Microscopical Society 97: 2-16.

Twiss, M.R., McKay, R.M.L., Bourbonniere, R.A., Bullerjahn, G.S., Carrick, H.J., Smith, R.E.H., Winter, J.G., D'souza, N.A., Furey, P.C., Lashaway, A.R., Saxton, M.A. et Wilhelm, S.W. (2012). Diatoms abound in ice-covered Lake Erie: An investigation of offshore winter limnology in Lake Erie over the period 2007 to 2010. Journal of Great Lakes Research, 3: 18-30. Gouvernement des États-Unis d'Amérique et gouvernement du Canada. 2012. Protocole amendant l'Accord de 1978 entre le Canada et les États-Unis d'Amérique relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, tel qu'il a été modifié le 16 octobre 1983 et le 18 novembre 1987.

Liste des figures

Figure 1. Histogrammes de la composition de la communauté phytoplanctonique et du biovolume de phytoplancton dans les bassins des Grands Lacs de 2001 à 2016. Les assemblages au printemps et en été sont donnés pour les eaux de surface au large. Les petits chiffres au-dessous de chacune des barres indiquent le nombre moyen d'échantillons. Les principales tendances à noter sont la diminution de l'abondance du phytoplancton dans le lac Huron et le lac Michigan (en particulier au printemps et attribuable à la perte de diatomées) et l'accroissement du phytoplancton au printemps et en été dans le centre et l'ouest du lac Érié (attribuable surtout à l'augmentation de la quantité de diatomées au printemps et de cyanobactéries en été).
Source : USEPA, Great Lakes National Program Office. Version modifiée de Reavie *et al.* (2014a)

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

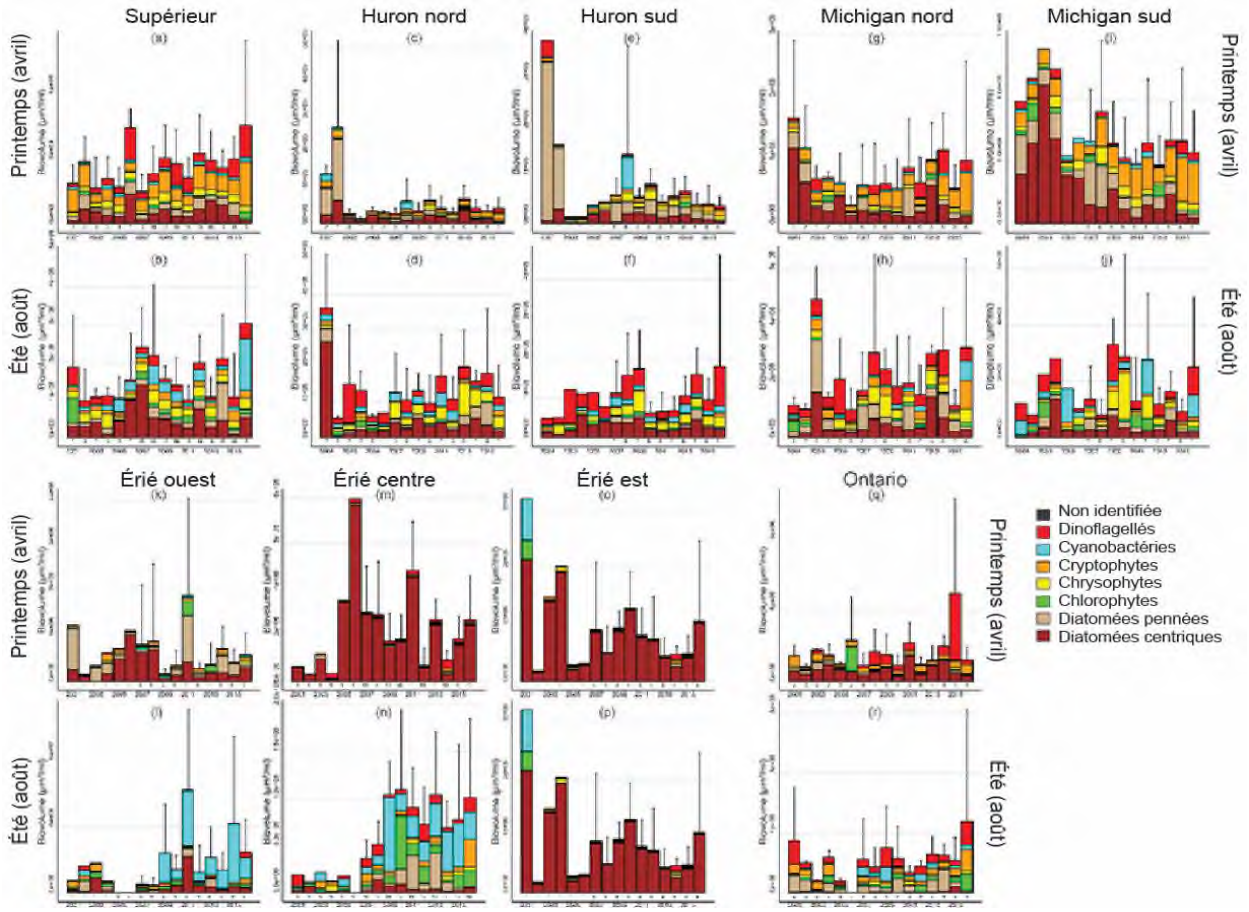


Figure 1. Histogrammes de la composition de la communauté phytoplanctonique et du biovolume de phytoplancton dans les bassins des Grands Lacs de 2001 à 2016. Les assemblages au printemps et en été sont donnés pour les eaux de surface au large. Les petits chiffres au-dessous de chacune des barres indiquent le nombre moyen d'échantillons. Les principales tendances à noter sont la diminution de l'abondance du phytoplancton dans le lac Huron et le lac Michigan (en particulier au printemps et attribuable à la perte de diatomées) et l'accroissement du phytoplancton au printemps et en été dans le centre et l'ouest du lac Érié (attribuable surtout à l'augmentation de la quantité de diatomées au printemps et de cyanobactéries en été).
Source : USEPA, Great Lakes National Program Office. Version modifiée de Reavie *et al.* (2014a)

Sous-indicateur : Zooplancton
Eaux du large

Évaluation globale
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Indéterminée
Justification : La communauté zooplanctonique oligotrophe du lac Supérieur n'a pas changé de 1997 à 2016. En 2003, le lac Huron a connu une baisse bien documentée de la biomasse du zooplancton, particulièrement des cladocères. Il y a eu au même moment des baisses de biomasse semblables, mais moins marquées, et des changements dans la communauté zooplanctonique des lacs Michigan et Ontario. La biomasse zooplanctonique dans le lac Érié était très variable au cours de la série chronologique et ne présente donc aucune tendance.

Les définitions des situations et tendances évaluées sont présentées après la section Évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Inchangée
Justification : Dominée par des copépodes calanoïdes, la communauté zooplanctonique est stable et maintient une biomasse constante de 2-3 g m^{-2}.

Lac Michigan
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Se détériore
Justification : La communauté zooplanctonique oligotrophe est dominée par des copépodes calanoïdes depuis le début des années 2000. Il y a eu des baisses de la biomasse et une perte de cladocères en 2004.

Lac Huron
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Se détériore
Justification : La baisse soudaine de la biomasse de zooplancton en 2003, en particulier celle des cladocères, à des niveaux inférieurs à ceux du lac Supérieur (< 2 g m^{-2}), ce qui limite sans doute la biomasse des poissons-proies. La situation n'a pas changé sur dix ans, mais la tendance à long terme demeure préoccupante.

Lac Érié
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Inchangée
Justification : La biomasse varie beaucoup dans les trois bassins au cours de la série chronologique. Les cladocères dominent dans le bassin ouest peu profond, tandis que les copépodes calanoïdes sont plus abondants dans les bassins central et est plus profonds.

Lac Ontario
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Inchangée
Justification : La biomasse et la structure de la communauté zooplanctonique n'ont pas changé depuis une décennie. Sur l'ensemble de la série chronologique, la biomasse a légèrement diminué au fil du temps, et la communauté a

évolué en faveur des copépodes calanoïdes, avec des pertes de copépodes cyclopoïdes et une abondance variable de cladocères. La baisse de biomasse n'a pas atteint des niveaux préoccupants pour les poissons-proies.

Définitions des situations évaluées
La série chronologique du GLNPO actuellement disponible va de 1997 à 2016. Les nouvelles données ajoutées dans le présent rapport portent sur la période 2012-2016.

Bon : Biomasse et structure de la communauté zooplanctonique correspondant aux concentrations cibles de phosphore total dans les lacs profonds : plus de 2 g m^{-2} dans les lacs Supérieur, Huron et Michigan, 3 g m^{-2} dans le lac Ontario. Pour le lac Érié peu profond : 2 g m^{-2} dans les bassins est et central du lac et 1 g m^{-2} dans le bassin ouest du lac.
Passable : Signes de changement dans la biomasse, la taille moyenne ou la structure de la communauté qui s'éloigne des objectifs souhaités pour chaque lac.
Médiocre : Biomasse de zooplancton au large inférieure à 1 g m^{-2} dans les lacs Supérieur, Huron et Michigan, à 2 g m^{-2} dans le lac Ontario, à 1 g m^{-2} dans les bassins est et central du lac Érié et à 0,5 g m^{-2} dans le bassin est du lac Érié. Ces faibles biomasses pourraient limiter les populations de poissons-proies.
Indéterminé : Données non disponibles ou insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées
S'améliore : Rétablissement à des niveaux soutenables de biomasse et retour à la composition initiale de la communauté indigène.
Inchangée : Aucun changement significatif de la biomasse ou de la composition de la communauté, ce qui est généralement une bonne chose à moins qu'un processus de rétablissement soit en cours.
Se détériore : Baisse de la biomasse de zooplancton bien en dessous de la cible, faible prévalence des grandes espèces de *Daphnia* (et peut-être petite taille moyenne globale) en raison d'une forte prédation par les poissons ou d'une forte prévalence d'espèces non indigènes comme des cladocères prédateurs.
Indéterminée : Les mesures n'indiquent aucune tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour déterminer une tendance.

Objectifs ou cibles
En raison du lien ascendant entre les éléments nutritifs (phosphore total, ou PT) et la concentration d'algues (mesurée en concentration de chlorophylle *a*) et la capacité de charge de zooplancton, les cibles de biomasse surfacique du zooplancton (mesurée en poids sec) devraient correspondre aux objectifs de la Commission mixte internationale (CMI) en matière de concentrations de PT au printemps (Chapra et Dolan, 2012). Ainsi, les lacs ayant de faibles concentrations cibles de PT (5 µg l^{-1} pour les lacs Supérieur et Huron et 7 µg l^{-1} pour le lac Michigan) ont une biomasse zooplanctonique cible plus faible (2 g m^{-2}) que le lac Ontario dont la concentration cible de PT est élevée (10 µg l^{-1}) et la biomasse zooplanctonique cible au large est de 3 g m^{-2}. Bien que le lac Érié ait une cible de PT semblable à celle du lac Ontario, sa faible profondeur nécessite des biomasses zooplanctoniques cibles plus faibles de 2 g m^{-2} dans les bassins est (40 m de profondeur) et central (20 m) et 1 g m^{-2} dans le bassin ouest (10 m).

Raison d'être du sous-indicateur

- Le sous-indicateur de la biomasse de zooplancton dans les eaux au large permet d'évaluer le stock actuel et la composition de la communauté zooplanctonique des Grands Lacs dans le temps et l'espace.
- L'évolution de ce sous-indicateur permet de suivre les effets des mécanismes tant ascendants (production primaire) que descendants (prédation par des vertébrés ou des invertébrés), ainsi que les transferts d'énergie entre les niveaux trophiques. Il vise à mesurer l'efficacité du réseau trophique dans le transfert de la production d'algues aux poissons. La biomasse zooplanctonique sert souvent à expliquer les écarts dans le rapport entre les éléments nutritifs (concentration de phosphore total) et la biomasse phytoplanctonique (concentration de chlorophylle *a*) (Taylor et Carter, 1997).

Objectif pour l'écosystème
Conserver et soutenir la santé et la diversité des pêches; maintenir l'état trophique visé pour chaque lac, soit l'état oligotrophe pour les lacs Supérieur, Huron, Michigan et Ontario et l'état mésotrophe pour le lac Érié. Le zooplancton représente un important maillon trophique dans le transfert de la production primaire aux poissons, et l'abondance du zooplancton tend à améliorer la qualité de l'eau et la capacité de production de poissons.

Ce sous-indicateur appuie le mieux les travaux de réalisation de l'objectif général numéro 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 qui est de « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure

La biomasse totale par unité de surface (g poids sec/m^2) constitue le principal indice du zooplancton dans les eaux du large. Cette mesure peut être présentée sous forme de valeur estivale (juillet et août) ou, si le zooplancton a été échantillonné plus fréquemment, de moyenne pour la saison de croissance (du 1er avril au 31 octobre). Le protocole d'échantillonnage standard du Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA) consiste à effectuer des traits de filet verticaux depuis une profondeur de 2 m au-dessus du fond jusqu'à la surface de l'eau ou dans les 100 m supérieurs de la colonne d'eau, selon la plus petite longueur du trait vertical, au moyen d'un filet à mailles de 153 µm et à ouverture de 0,5 (U.S. EPA GLNPO LG 402). La biomasse en poids sec est estimée à l'aide de mesures de longueur auxquelles on applique des équations longueur-poids sec standard pour chaque taxon (U.S. EPA GLNPO LG 403).

La biomasse du zooplancton n'est pas une mesure de la productivité (g poids sec m^{-2} an^{-1}), qui est la mesure privilégiée pour estimer la production potentielle des poissons. Pour mesurer la productivité, il faut comprendre le taux de renouvellement de la population (rapport productivité/biomasse, ou P/B). La durée de génération des espèces zooplanctoniques varie de quelques semaines (rotifères) à quelques mois (cladocères et copépodes), voire à quelques années (mysidacés). La production secondaire du zooplancton peut être estimée à l'aide de la méthode du rapport œufs/femelles (Paloheimo, 1976), mais peu de programmes de surveillance du zooplancton comportent de l'échantillonnage suffisamment fréquent et étendu dans l'espace pour utiliser cette méthode. D'autres modèles fondés sur la température et la taille corporelle qui ont été mis au point pour estimer les rapports P/B des copépodes (Shuter et Ing, 1997) et des cladocères (Stockwell et Johannsson, 1997) concordent bien avec les méthodes fondées sur le rapport œufs/femelles, mais ils donnent des résultats incertains sans échantillonnage saisonnier complet (Johannsson et Bowen, 2012).

Des indices plus ciblés se fondent sur la taille corporelle moyenne ou la composition de la communauté (pourcentage d'abondance relative, rapports entre taxons ou ordination). Mills *et al.* (1987) ont proposé d'utiliser la taille corporelle moyenne du zooplancton comme indicateur de l'équilibre entre les poissons prédateurs et les poissons-proies, car les poissons choisissent visuellement le zooplancton de grande taille. Gannon et Stemberger (1978) ont proposé un rapport souvent cité entre la densité des copépodes calanoïdes et le nombre combiné de copépodes cyclopoïdes et de cladocères; une modification de cet indice utilisant la proportion de la biomasse zooplanctonique totale constituée de copépodes calanoïdes est envisagée pour les prochains rapports. Un tel indice varie de 0 (pas de calanoïdes) à 1 (100 % de calanoïdes). Une forte représentation des calanoïdes correspond à un état oligotrophe tant que la profondeur échantillonnée ne change pas.

Plusieurs organismes fédéraux, étatiques ou provinciaux du Canada et des États-Unis échantillonnent régulièrement le zooplancton dans les eaux du large des Grands Lacs. Le GLNPO de l'EPA échantillonne en avril et en août le zooplancton dans huit à vingt stations au large des cinq Grands Lacs selon la même méthode et constitue la source de données privilégiée pour ce sous-indicateur. Les données sont maintenant disponibles pour la période 1997-2016.

L'effort d'échantillonnage s'intensifie les années de terrain de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS), dans le cadre de laquelle chaque lac est échantillonné aux cinq ans (p. ex. le lac Ontario en 2018). Ces programmes d'échantillonnage consistent habituellement en des échantillonnages coordonnés du zooplancton dans les eaux du large effectués à trois à cinq moments de l'année par le GLNPO de l'EPA, l'US Geological Survey (USGS), le Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA, le ministère des Pêches et des Océans du Canada (MPO) et d'autres organismes.

État de l'écosystème

La biomasse estivale des communautés de crustacés zooplanctoniques dans les eaux au large du lac Supérieur est demeurée à un niveau relativement bas mais stable de 2-3 g m^{-2} depuis au moins 1997 (figure 1). La communauté planctonique est dominée par de grands copépodes calanoïdes (*Leptodiaptomus sicilis* et *Limnocalanus macrurus*) qui sont caractéristiques des écosystèmes oligotrophes d'eau froide.

Les changements dans les communautés zooplanctoniques des lacs Huron et Michigan et, dans une moindre mesure, du lac Ontario, concordent avec les baisses des concentrations d'éléments nutritifs. Il pourrait s'agir d'une conséquence des activités de réduction des éléments nutritifs et peut-être aussi des effets des moules dreissenidées

(figures 2, 3 et 7). Les baisses des populations de cladocères dans les deux premiers de ces lacs et la constante baisse des populations de l'amphipode benthique *Diporeia* pourraient constituer une réduction de la quantité de nourriture disponible pour les poissons-proies. Toutefois, les mécanismes précis qui expliquent ces baisses et les importances relatives des forçages ascendant et descendant restent à déterminer.

Avec le temps, les indicateurs du zooplancton des lacs Michigan et Huron se sont approchés de ceux du lac Supérieur pour ce qui est des niveaux de biomasse et de la composition des communautés (Barbiero *et al.*, 2012). Ces indicateurs montrent une hausse de l'importance des copépodes calanoïdes qui correspond à l'indice oligotrophe de Gannon et Stemberger (1978). En 2003, la biomasse du zooplancton du lac Huron est devenue inférieure à celle du lac Supérieur ultra-oligotrophe (Barbiero *et al.*, 2011). Bunnell *et al.* (2014) ont souligné que ce déclin pourrait expliquer l'effondrement concomitant de la population du gaspareau et le ralentissement de la croissance des salmonidés (Riley *et al.*, 2008). La série chronologique mise à jour montre qu'il y a eu peu d'autres changements depuis 2003 dans le lac Huron.

La production primaire dans le lac Ontario n'a pas diminué récemment, ce qui laisse croire que les changements observés dans la communauté zooplanctonique de ce lac s'expliqueraient davantage par une régulation descendante. La communauté qui était dominée depuis longtemps par des copépodes cyclopoïdes et le *Daphnia retrocurva* a changé pour être composée de copépodes calanoïdes et du *Daphnia mendota*, changement qui pourrait être lié à une faible abondance des gaspareaux et à une hausse de la prédation par le cladocère prédateur *Bythotrephes* (Barbiero *et al.*, 2014; Rudstam *et al.*, 2015). En 2013, la communauté est revenue à plus de copépodes cyclopoïdes et de bosminidés après une forte classe d'âge de gaspareaux en 2012 et une baisse du *Bythotrephes*, qui illustre le couplage entre les niveaux trophiques inférieurs et supérieurs. Le lac Ontario est revenu à une forte représentation des calanoïdes en 2015-2016.

La communauté zooplanctonique du lac Érié est taxonomiquement diversifiée et riche en espèces de cladocères indigènes et non indigènes (figures 4 à 6). La faible abondance du calanoïde de profondeur *Limnocalanus macrurus* et le maintien des cladocères par rapport aux calanoïdes s'expliquent par la faible profondeur et l'état mésotrophe du lac. La biomasse zooplanctonique dans les trois bassins du lac était très variable au cours de la série chronologique et ne présente donc aucune tendance.

Liens

Voici les liens avec d'autres sous-indicateurs :

- Autres sous-indicateurs de l'habitat et des espèces (phytoplancton et benthos).
- Éléments nutritifs dans les lacs (eaux du large) – les concentrations de phosphore régulent la productivité primaire par le phytoplancton et déterminent donc la quantité de nourriture pour le zooplancton.
- Une grande clarté de l'eau permet la production primaire à de plus grandes profondeurs et la formation de couches de chlorophylle profondes.
- Le lien entre le sous-indicateur du zooplancton et les autres niveaux trophiques permet de vérifier le principe, établi en milieu marin, selon lequel la biomasse des communautés pélagiques se répartit en moyenne à peu près également dans des classes de taille dont les intervalles croissent exponentiellement (Sheldon *et al.*, 1972). La matière organique et l'énergie parcourent ce spectre de taille depuis les bactéries et le phytoplancton jusqu'aux poissons en passant par le zooplancton, et ce avec une efficacité variable. Une partie de la production sédimente sous la zone euphotique de surface et nourrit le benthos. La production primaire peut être transférée très efficacement et donner une forte productivité à toutes les classes de taille ou elle peut s'accumuler sous forme d'algues, ce qui réduit la qualité de l'eau, sans être transférée aux prédateurs supérieurs. Par exemple, il arrive dans le lac Érié que la biomasse du zooplancton soit suffisamment faible par rapport à celle du phytoplancton pour causer des proliférations nuisibles de ce dernier.
- Les changements climatiques pourraient avoir des effets sur la répartition des animaux d'eau froide comme les copépodes calanoïdes de grande taille qui sont de plus en plus abondants dans les Grands Lacs d'amont.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable, respectée et retraçable.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et respectent les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données

Des organismes américains et canadiens mènent de vastes programmes de surveillance du zooplancton. Leurs méthodes d'échantillonnage et d'analyse ainsi que leurs calculs de biomasse diffèrent, ce qui montre l'importance de consolider leurs efforts pour accroître la capacité de partage des données à l'avenir. Le GLNPO a récemment mis à jour ses procédures opérationnelles normalisées (Standard Operating Procedures, ou SOP) pour le zooplancton en y incluant des régressions longueur-poids plus appropriées, particulièrement pour les copépodes calanoïdes.

De nombreuses séries chronologiques historiques ne portent que sur des échantillonnages épilimnétiques qui ne tiennent pas compte du zooplancton vivant en profondeur, en particulier dans les eaux du large de plus en plus oligotrophes et dans les lacs d'eau claire où le zooplancton vit en eau profonde pendant la journée et migre vers la surface pendant la nuit. Ces données ne sont pas utilisées dans la présente évaluation.

Plusieurs rapports entre taxons (p. ex. entre calanoïdes et cyclopoïdes+cladocères) ont été proposés, mais ne sont pas toujours présentés de manière cohérente (densité ou biomasse). Plusieurs des indices proposés n'ont pas été entièrement mis à l'essai pour les Grands Lacs ou dans des jeux de données à long terme sur de nombreux lacs.

L'importance des larves de moules dreissénidées (véligères) dans la communauté zooplanctonique peut varier considérablement dans le temps et l'espace. De nombreux programmes de surveillance actuels portent uniquement sur le zooplancton constitué de crustacés. En raison de leur petite taille, les larves véligères doivent être échantillonnées au moyen d'un filet à mailles de 64 microns afin d'ajouter cette biomasse supplémentaire zooplanctonique.

L'importance des mysidacés en tant que membres de la communauté zooplanctonique et que proies des poissons planctonivores doit être évaluée. Les mysidacés peuvent représenter jusqu'à 30-40 % de la biomasse totale du zooplancton crustacé dans le lac Ontario, 15 % dans le lac Supérieur, 10 % dans le lac Michigan, 3 % dans le lac Huron et moins de 1 % dans le lac Érié (Jude *et al.*, 2018). Les programmes de surveillance existants sont axés à la fois sur des transects d'échantillonnage au filet et sur des transects hydroacoustiques. Le GLNPO de l'EPA a récemment officialisé son programme d'échantillonnage des mysidacés en établissant de nouvelles procédures d'échantillonnage au filet et d'analyse, et le données de 2006 à 2016 ont été compilées, analysées et publiées (Jude *et al.*, 2018).

Information supplémentaire

Nous exprimons la biomasse par unité de surface (g m^{-2}) plutôt que par unité de volume (mg m^{-3}) afin de mieux évaluer la biomasse totale dans les lacs pour la relier au potentiel de production de poissons (Bunnell *et al.*, 2014). Nous sommes passés à la biomasse par unité de surface dans le rapport précédent. Les traits de filet dans toute la colonne d'eau (longueur maximale des traits de 100 m dans ce cas) dans les lacs profonds comprennent d'épaisses strates de l'hypolimnion où le zooplancton est peu abondant. Les estimations de la biomasse par unité de volume sont donc « diluées » par rapport à celles pour les lacs moins profonds où l'hypolimnion est plus restreint. La biomasse par unité de surface est calculée comme la somme du zooplancton dans un mètre carré de colonne d'eau. Dans les lacs Supérieur, Michigan et Ontario, la profondeur à la plupart des stations au large du GLNPO est

supérieure à 100 m, mais elle est inférieure à 100 m à bon nombre des stations du lac Huron. La profondeur du lac Érié varie de 10 m dans le bassin ouest à 20 m dans le bassin central à 50 m dans le bassin est.

Afin de mieux tenir compte de la contribution des copépodes calanoïdes à la biomasse zooplanctonique totale, nous avons mis à jour les coefficients longueur-poids pour ces copépodes d'après des études récentes (Watkins *et al.*, 2011; Burgess *et al.*, 2015). Cette mise à jour a fait doubler la biomasse estimée des calanoïdes par rapport à celles estimées dans les rapports antérieurs sur l'État des Grands Lacs et Bunnell *et al.* (2014).

Le sous-indicateur du zooplancton pourrait comprendre davantage d'information à l'avenir. Ainsi, il serait utile d'inclure un sous-indicateur de la structure de la communauté de crustacés zooplanctoniques axé sur les copépodes calanoïdes. La taille corporelle moyenne et la composition en espèces du zooplancton sont des indicateurs sensibles de la pression de prédation qu'exercent les poissons planctivores et les invertébrés de grande taille (*Mysis* et cladocères prédateurs). On a également proposé un sous-indicateur concernant le *Mysis* dans les Grands Lacs qui pourrait s'appuyer sur la série chronologique du GLNPO. Il faudra plus de travail pour mettre au point de tels indicateurs. On a également proposé d'évaluer le sous-indicateur du zooplancton dans des zones littorales des lacs après 2016. Il existe plusieurs programmes de surveillance à long terme du zooplancton en zone littorale (p. ex. pour les lacs Érié et Ontario), et des séries chronologiques ont permis de déceler des changements qui peuvent compléter les tendances de la biomasse et de la composition des communautés dans les eaux du large. Par exemple, des échantillons sont prélevés aux deux semaines durant la saison de croissance à plusieurs endroits dans la zone littorale (profondeur de 10 m) le long de la rive sud du lac Ontario dans le cadre du Lake Ontario Biomonitoring Effort (bureaux régionaux du Department of Environmental Conservation de l'État de New York, USGS, USFWS et université Cornell).

Les espèces envahissantes présentent une grande menace pour les communautés zooplanctoniques des Grands Lacs. On peut s'attendre à ce que la prolifération soutenue des populations de dreissenidés influe sur ces communautés en modifiant la structure et l'abondance de la communauté phytoplanctonique dont beaucoup d'espèces zooplanctoniques se nourrissent. La prédation par les cladocères non indigènes *Bythotrephes longimanus* et *Cercopagis pengoi* pourrait également avoir une incidence sur l'abondance et la composition des communautés zooplanctoniques. On a montré que les cladocères prédateurs envahissants avaient des effets marqués sur la structure de ces communautés dans les Grands Lacs (Lehman, 1991; Barbiero et Tuchman, 2004; Warner *et al.*, 2006). Les quatre nouvelles espèces de zooplancton non indigènes récemment trouvées dans l'ouest du lac Érié ne se sont pas répandues rapidement, de sorte qu'elles n'auront probablement pas d'impact important.

Plusieurs autres variables aideraient à interpréter les données sur le zooplancton, notamment la concentration de phosphore total, la chlorophylle *a*, la température, la concentration d'oxygène (pour évaluer l'appauvrissement saisonnier en oxygène du haut de l'hypolimnion et l'anoxie dans le bassin central du lac Érié) et, si possible, la production primaire, la biomasse et la composition du phytoplancton.

Remerciements
Auteurs
James Watkins, Cornell University, jmw237@cornell.edu
Richard P. Barbiero, CSRA, Chicago, IL, gloeotri@sbcglobal.net
Lars Rudstam, Cornell University, lgr1@cornell.edu

Sources des données
U.S. EPA Great Lakes National Program Office
Elizabeth Hinchey-Malloy, Great Lakes National Program Office (U.S. EPA), Chicago, IL
Richard P. Barbiero, CSRA, Chicago, IL
James Watkins et Lars Rudstam, Cornell University

Sources d'information

Barbiero, R. P., Tuchman, M. L. 2004. Changes in the crustacean communities of Lakes Michigan, Huron, and Erie following the invasion of the predatory cladoceran *Bythotrephes longimanus.* Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61:2111-2125.

Barbiero, R.P., Lesht, B.M., Warren, G.J. 2011. Evidence for bottom-up control of recent shifts in the pelagic food web of Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 37:78-85.

Barbiero, R. P., Lesht, B. M., Warren, G. J. 2012. Convergence of trophic state and the lower food web in Lakes Huron, Michigan and Superior. J. Great Lakes Res. 38:368–380.

Barbiero, R. P., Lesht, B. M., Warren, G. J., 2014. Recent changes in the crustacean zooplankton community of Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 40:898–910.

Bunnell, D. B., R. P. Barbiero, S. A. Ludsin, C. P. Madenjian, G. J. Warren, D. M. Dolan, T.O. Brenden, R. Briland, O.T. Gorman, J. X. He, T. H. Johengen, B. F. Lantry, T. F. Nalepa, S. C. Riley, C. M. Riseng, T. J. Treska, I. Tsehaye, M. G. Walsh, D. M. Warner et B. C. Weidel. 2014. Changing ecosystem dynamics in the Laurentian Great Lakes: bottom-up and top-down regulation. BioScience 64: 26-39.

Burgess, S., Jackson, E.W., Schwarzman, L., Gezon, N., et Lehman, J.T. 2015. Improved Estimates of Calanoid Copepod Biomass in the St. Lawrence Great Lakes. J. Great Lakes Res. 41:484-491.

Chapra, S.C., et Dolan, D.M. 2012. Great Lakes total phosphorus revisited: 2. Mass balance modeling. J. Great Lakes Res. 38:741-754.

Gannon, J.E., et Stemberger, R.S. 1978. Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as indicators of water quality. Trans. Amer. Micros. Soc. 97: 16–35.

Johannsson, O.E., et Bowen, K.L. 2012. Zooplankton production in the Bay of Quinte 1975–2008: relationships with primary production, habitat, planktivory, and aquatic invasive species (*Dreissena* spp. and *Cercopagis pengoi*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 69: 2046–2063.

Jude, D.J., Rudstam, L.G., Holda, T.J., Watkins, J.M., Euclide, P.T., Balcer, M.D., 2018. Trends in *Mysis diluviana* abundance in the Great Lakes, 2006–2016. J. Great Lakes Res. 44:590-599.

Lehman, J. T. 1991. Causes and consequences of cladoceran dynamics in Lake Michigan: implications of species invasion by *Bythotrephes*. J. Great Lakes Res. **17**:437-445.

Mills, E.L., Forney, J.L., et Wagner, K.J. 1987. Fish predation and its cascading effect on the Oneida Lake food chain. In Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities. Edited by W.C. Kerfoot and A. Sih. University Press of New England, Hanover, N.H. pp. 118–131.

Paloheimo, J.E. 1974. Calculation of instantaneous birth rate. Limnol. Oceanogr. 19: 692–694. doi:10.4319/lo.1974.19.4.0692.

Riley, S. C., Roseman, E. F., Nichols, S. J., O'Brien, T. P.,Kiley, C. S., Schaeffer, J. S., 2008. Deepwater demersal fish community collapse in Lake Huron. Trans. Am. Fish. Soc. 137: 1879–1890.

Rudstam, L. G., Holeck, K. T., Bowen, K. L., Watkins, J.M., Weidel, B. C., et Luckey, F. J., 2015. Lake Ontario zooplankton in 2003 and 2008: Community changes and vertical redistribution. Aquat. Ecosyst. Health Mgmt. 18: 43–62.

Sheldon, R.W., Prakash, A., et Sutcliffe, W.H. 1972. The size distribution of particles in the ocean. Limnol. Oceanogr. 17:323-340.

Shuter, B.J., et Ing, K.K. 1997. Factors affecting the production of zooplankton in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 359–377. doi:10.1139/f96-270.

Stockwell, J., et Johannsson, O.E. 1997. A temperature-dependent, allometric model to estimate zooplankton production in temperate, freshwater lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 2350–2360. doi:10.1139/cjfas-54-10-2350.

Taylor, W.D., et Carter, J.C.H. 1997. Zooplankton size and its relationship to trophic status in deep Ontario lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 2691–2699.

U.S. EPA Great Lakes National Program Office, 2015. LG 402. Standard Operating Procedure for Zooplankton Sample Collection and Preservation and Secchi Depth Measurement Field Procedures. Revision 12, February 2017.

U.S. EPA Great Lakes National Program Office, 2015. LG 403. Standard Operating Procedure for Zooplankton Analysis. Revision 8, February 2017.

Warner, D. M., Rudstam, L.G., Benoît, H. Johannsson, O.E., et Mills. E.L. 2006. Changes in seasonal nearshore zooplankton abundance patterns in Lake Ontario following establishment of the exotic predator *Cercopagis pengoi*. J. Great Lakes Res. 32:531-542.

Watkins, J. M., Rudstam, L. G., et Holeck, K. T., 2011. Length-weight regressions for zooplankton biomass calculations – A review and a suggestion for standard equations. eCommons Cornell http://hdl.handle.net/1813/24566.

Liste des figures

Figures 1-7. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevé estival du GLNPO sur le zooplancton échantillonné au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond) dans chaque lac. Les coefficients utilisés sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ».
Sources des données : U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Cornell University

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

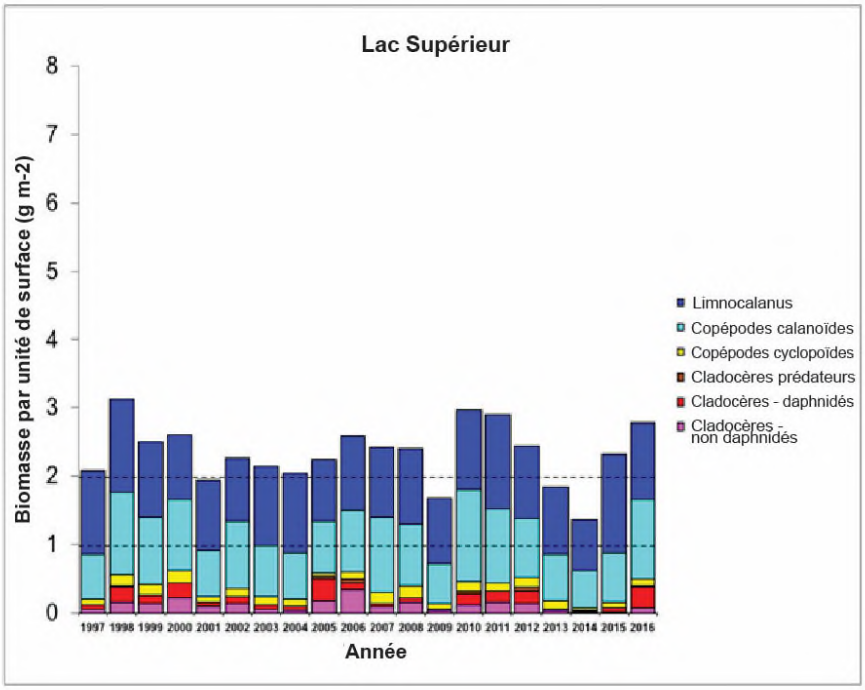


Figure 1. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevé estival du GLNPO sur le zooplancton échantillonné au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond) dans le lac Supérieur. Les coefficients utilisés sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ».
Sources des données : U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Cornell University

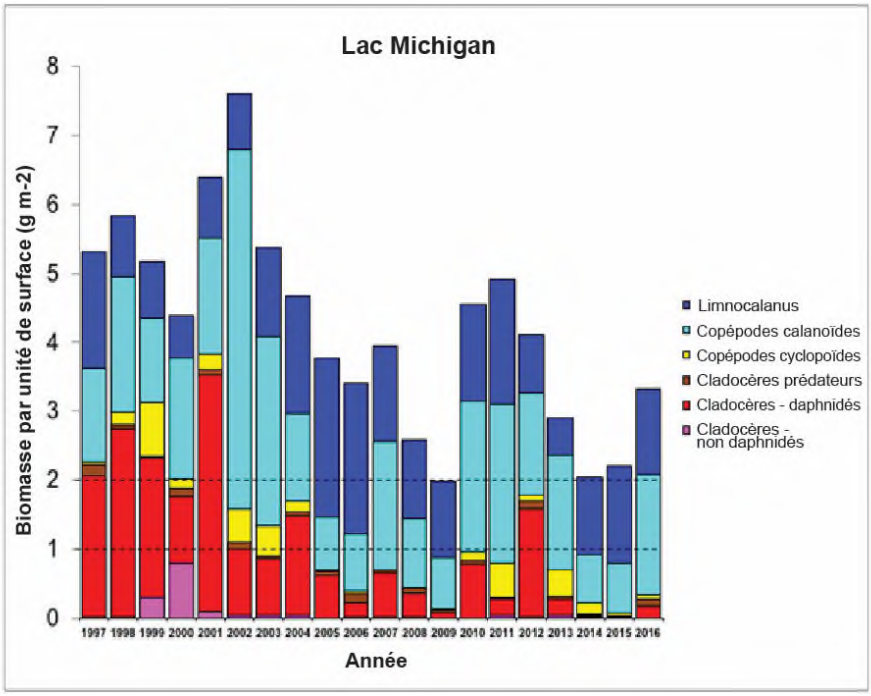


Figure 2. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevé estival du GLNPO sur le zooplancton échantillonné au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond) dans le lac Michigan. Les coefficients utilisés sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ».
Sources des données : U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Cornell University

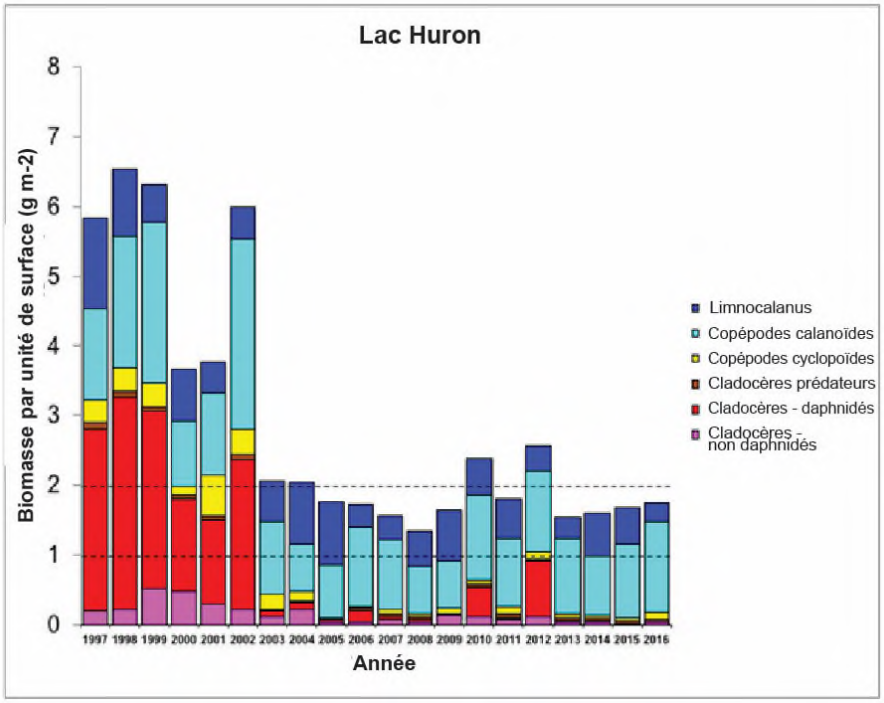


Figure 3. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevé estival du GLNPO sur le zooplancton échantillonné au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond) dans le lac Huron. Les coefficients utilisés sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ».

Sources des données : U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Cornell University

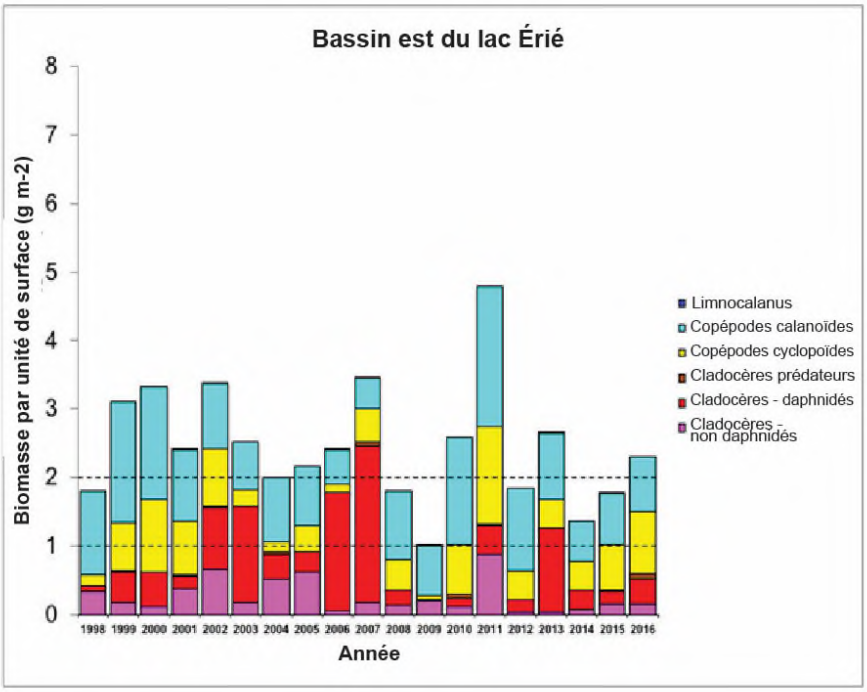


Figure 4. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevé estival du GLNPO sur le zooplancton échantillonné au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond) dans le bassin est du lac Érié. Les coefficients utilisés sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ».
Sources des données : U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Cornell University

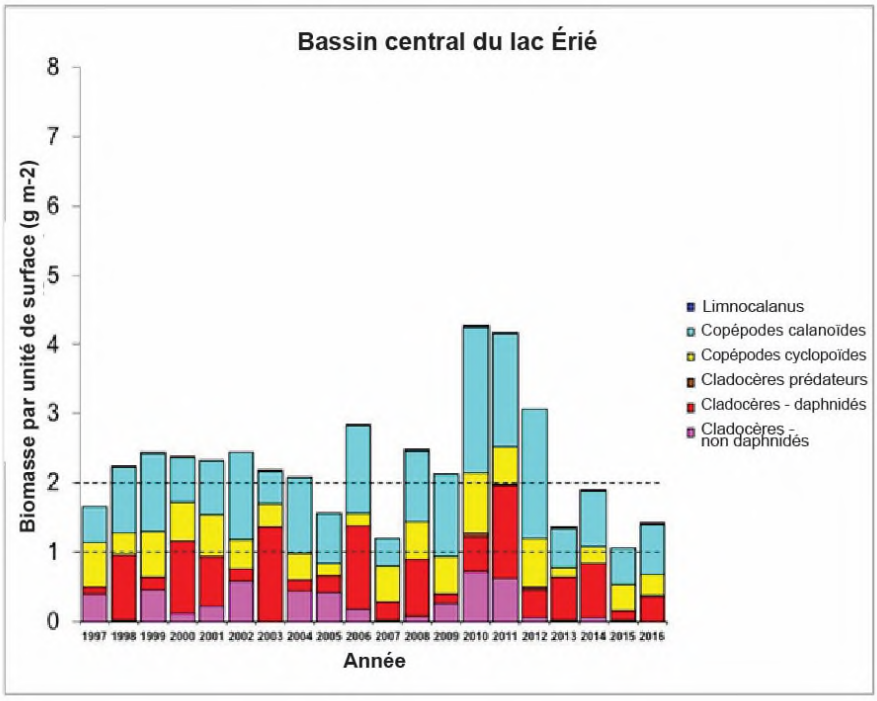


Figure 5. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevé estival du GLNPO sur le zooplancton échantillonné au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond) dans le bassin central du lac Érié. Les coefficients utilisés sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ».
Sources des données : U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Cornell University

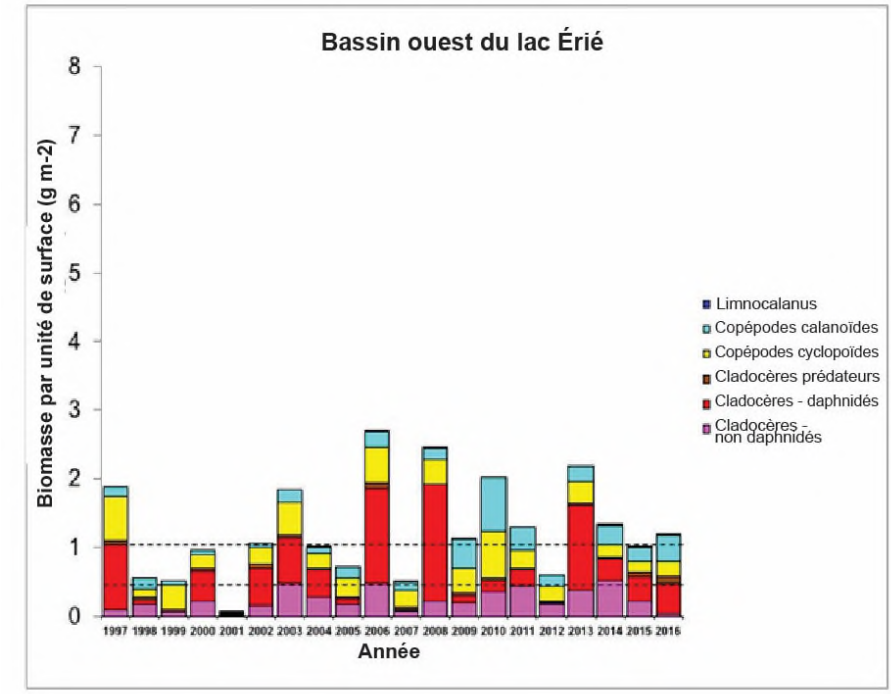


Figure 6. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevé estival du GLNPO sur le zooplancton échantillonné au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond) dans le bassin ouest du lac Érié. Les coefficients utilisés sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ».
Sources des données : U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Cornell University

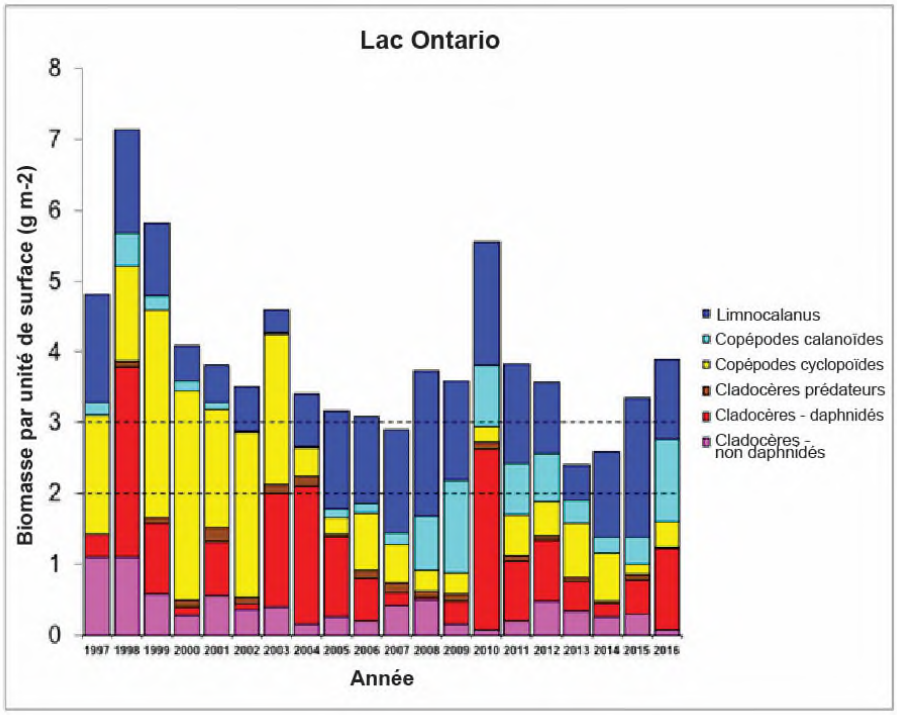


Figure 7. Biomasse par unité de surface (g m^{-2}) calculée à partir des données de relevé estival du GLNPO sur le zooplancton échantillonné au filet à mailles de 153 µm (traits verticaux à partir d'une profondeur de 100 m ou, si la profondeur est moindre, de 2 m au-dessus du fond) dans le lac Ontario. Les coefficients utilisés sont tirés du document EPA SOP LG 403. Les lignes tiretées indiquent les seuils pour évaluer une situation comme « bonne » ou « médiocre ».
Sources des données : U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Cornell University

Sous-indicateur : Benthos

Eau libre

Évaluation globale

État : Bon
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Inchangée
Justification : D'après les valeurs de l'indice trophique des oligochètes (ITO), la situation et les tendances à long terme (1997-2016), sur 10 ans (2007-2016) et à court terme (2013-2016) de l'état trophique des lacs sont généralement considérées comme bonnes et inchangées, sauf pour le lac Érié et certaines stations en eau peu profonde des lacs Ontario, Huron et Michigan où les tendances à long terme et sur 10 ans indiquent une eutrophisation accrue et sont évaluées comme étant médiocres. De manière générale, une valeur croissante de l'ITO indique une eutrophisation accrue ou un état trophique à la hausse.

Les définitions des situations et tendances évaluées sont présentées après la section Évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Inchangée
Justification : Toutes les stations du lac Supérieur ont été classées comme étant oligotrophes d'après les valeurs de l'ITO et leurs tendances à long terme (1997-2016) et à court terme (2013-2016). Aucune tendance négative significative n'a été observée dans l'état trophique du lac à long terme et au cours des 10 dernières années. L'objectif pour ce sous-indicateur est de maintenir des conditions oligotrophes dans les eaux libres du lac Supérieur.

Lac Michigan
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Inchangée
Justification : Depuis 1997, presque toutes les stations dans les parties nord et centrale du lac Michigan, ainsi que les stations en eau profonde de la partie sud du lac, présentent un ITO inférieur à 0,6, indiquant un état oligotrophe. Ces dernières années, deux stations dans la partie sud-est du lac ont présenté un ITO supérieur à 1,0 (indiquant un état « médiocre »). Des tendances d'eutrophisation croissante significatives à long terme sont évidentes dans quatre stations en zone littorale, comparativement à deux stations dans le rapport précédent. L'objectif pour ce sous-indicateur est de maintenir des conditions oligotrophes dans les eaux libres du lac Michigan. Aucune tendance négative significative n'a été observée dans l'état trophique de l'ensemble du lac à long terme et au cours des 10 dernières années.

Lac Huron
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Inchangée
Justification : Presque toutes les stations dans les parties nord, sud et centrale du lac Huron, sauf pour une station mésotrophe près de la rive est et deux stations eutrophes, l'une dans le bassin sud et l'autre dans la baie Saginaw. D'après les valeurs de l'ITO, l'état trophique du lac n'a pas beaucoup changé depuis 20 ans. L'objectif pour ce sous-indicateur est de maintenir des conditions oligotrophes dans les eaux libres du lac Huron.

Lac Érié
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Se détériore

Justification : Toutes les stations du lac Érié sont eutrophes, et plusieurs d'entre elles présentent une tendance à long terme à la hausse de l'ITO. Le bassin est du lac présente les valeurs de l'ITO les plus élevées. Comme dans le rapport précédent, on a observé une tendance négative significative de l'état trophique du lac depuis 1997. L'objectif pour ce sous-indicateur est de maintenir des conditions mésotrophes dans les eaux libres des bassins ouest et central du lac Érié.

Lac Ontario
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2016) : Inchangée
Justification : Les valeurs de l'ITO indiquent que toutes les stations en eau profonde (>80 m) dans les bassins ouest et est du lac Ontario sont oligotrophes et que la plupart des stations en zone littorale sont mésotrophes ou eutrophes. L'état trophique de deux stations est passé de mésotrophe dans la période couverte par le rapport précédent à eutrophe en 2013-2016. Deux stations dans le bassin ouest et une station dans le bassin est ont présenté une tendance d'eutrophisation croissante à long terme. Globalement, aucune tendance négative significative n'a été observée dans l'état trophique du lac depuis 1997 ou dans les 10 dernières années.

Définitions des situations évaluées
Bon : ITO inférieur à 0,6
Passable : ITO de 0,6 à 1,0
Médiocre : ITO supérieur à 1,0
Indéterminé : les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées
La tendance souhaitée est vers une communauté d'oligochètes indiquant des conditions oligotrophes dans tous les lacs, à l'exception des bassins central et ouest du lac Érié, où des conditions mésotrophes sont souhaitées.

S'améliore : l'ITO diminue, ce qui indique une baisse de l'eutrophisation.
Inchangée : l'ITO ne change pas.
Se détériore : l'ITO augmente, ce qui indique une hausse de l'eutrophisation.
Indéterminée : les mesures n'indiquent aucune tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour déterminer une tendance.

Objectifs ou cibles
Maintenir l'état oligotrophe des eaux libres des lacs Supérieur, Michigan, Huron et Ontario, ainsi qu'une communauté d'algues dont la biomasse et la composition en espèces indiquent des écosystèmes aquatiques en santé; maintenir l'état mésotrophe des eaux libres des bassins ouest et central du lac Érié, ainsi que des conditions oligotrophes dans le bassin est du lac Érié.

Raison d'être du sous-indicateur
- Le sous-indicateur vise à évaluer les tendances de l'état trophique des Grands Lacs d'après la diversité et l'abondance des espèces d'oligochètes et leurs diverses réactions à l'enrichissement organique et à estimer l'état de santé de la communauté benthique.

Objectif pour l'écosystème
L'objectif pour l'écosystème consiste à maintenir dans les Grands Lacs des communautés benthiques relativement constantes au fil du temps qui sont comparables à celles des eaux intactes où la profondeur et les conditions du substrat sont semblables. Une estimation de l'état de la communauté benthique est fondée sur l'ITO, qui calcule l'état trophique d'un plan d'eau d'après la diversité et l'abondance des espèces d'oligochètes et leurs diverses réactions à l'enrichissement organique.

Le sous-indicateur appuie en particulier le travail visant à atteindre l'objectif général n° 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».
Le sous-indicateur évalue l'état trophique des Grands Lacs d'après la diversité et l'abondance des espèces d'oligochètes et leurs diverses réactions à l'enrichissement organique.

Mesure
Le sous-indicateur ITO (ECCC et United States Environmental Protection Agency) évalue l'état trophique des Grands Lacs d'après la diversité et l'abondance des espèces d'oligochètes et leurs diverses réactions à l'enrichissement organique.

Calcul de l'indice trophique des oligochètes (ITO)
L'ITO est calculé pour évaluer les tendances de la communauté benthique des Grands Lacs. L'indice a été créé par Mosley et Howmiller (1977), puis modifié par Howmiller et Scott (1977), Milbrink (1983) et Lauritsen *et al.* (1985). Le présent sous-indicateur est calculé essentiellement selon la formule de Milbrink (Burlakova *et al.*, 2018a) avec plusieurs modifications. Les oligochètes tubificidés et lumbriculidés sont classés en quatre catégories écologiques correspondant à leur tolérance à la pollution organique, de 0 (intolérant à l'enrichissement organique) à 3 (tolérant à l'enrichissement). L'ITO varie de 0 à 3 : les valeurs inférieures à 0,6 indiquent des conditions oligotrophes, les valeurs supérieures à 1 des conditions eutrophes, et les valeurs entre 0,6 et 1,0 des conditions mésotrophes. L'indice se calcule comme suit :

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

où n_0, n_1, n_2 et n_3 représentent l'abondance des organismes de chacune des quatre catégories trophiques (voir le tableau ci-joint) et *c* est un coefficient de densité qui ramène l'indice aux densités absolues des tubificidés et des lumbriculidés. Le coefficient *c* prend les valeurs suivantes (Milbrink, 1983) :

c = 1 si n > 3 600
c = 0,75 si 1 200 < n <3 600
c = 0,50 si 400 < n < 1 200
c = 0,25 si 130 < n < 400
c = 0 si n < 130

Plusieurs parties du calcul de l'ITO ont été interprétées comme suit (Riseng *et al.*, 2014) :
- seuls les lumbriculidés et les tubificidés sont utilisés pour calculer l'indice;
- tous les lumbriculidés immatures ont été classés comme *Stylodrilus heringianus*;
- le coefficient *c* a été estimé d'après l'abondance (n) des lumbriculidés et des tubificidés matures et immatures.

Milbrink (1983) a attribué au tubificidé *Tubifex tubifex* (Tubtubi) un classement double, selon la dominance de *S. heringianus* ou de *Limnodrilus hoffmeisteri*. Le classement double a été formalisé comme suit : si le rapport des abondances d'oligochètes n_0/n_3 (n_3 étant l'abondance du *L. hoffmeisteri*) est < 1, le *T. tubifex* est classé « 3 »; si le rapport est > 1, le *T. tubifex* est classé « 0 »; cependant, lorsque le rapport est proche de un (de 0,75 à 1,25), le *T. tubifex* est classé « 3 » si $c \geq 0,5$ et « 0 » si $c < 0,5$; si la densité de *L. hoffmeisteri* est de zéro et que n_0 est relativement élevé et/ou que la densité totale est faible, le *T. tubifex* est classé « 0 », dans tous les autres cas, il est classé « 3 »; si la densité totale est de zéro, la valeur de l'indice est également de zéro.

Les classements trophiques des espèces d'oligochètes sont tirés de la documentation sur les Grands Lacs et sont présentés dans le tableau 1.

Pour chaque lac, un graphique montrant les valeurs de l'ITO pour chaque bassin du lac sur l'axe des y et les années sur l'axe des x est présenté pour illustrer les changements des mesures des espèces au fil du temps (figure 1). Les principales différences spatiotemporelles dans l'état trophique des stations d'échantillonnage sont présentées sur une carte (figures 2 et 3).

Les données proviennent du programme de surveillance régulière du benthos du Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA), programme dans le cadre duquel 59 stations sont échantillonnées chaque année dans les cinq Grands Lacs. Veuillez noter que la station ON64 a été abandonnée en 2016, de sorte que le nombre total de stations est de 58 depuis 2016. Des échantillonnages moins fréquents mais plus denses de tous les Grands Lacs sont maintenant effectués pendant les années de terrain de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS) afin d'améliorer les estimations panlacustres des changements dans la diversité et l'abondance des communautés benthiques.

Conditions écologiques
Les rapports État des Grands Lacs (auparavant appelés rapport de la CÉÉGL) utilisent l'indice trophique des

oligochètes (ITO) modifié (Milbrink, 1983; Howmiller et Scott, 1977) pour évaluer l'état trophique de chaque station. Les données sur les invertébrés benthiques pour le calcul de l'ITO sont recueillies chaque année dans 58 stations d'échantillonnage permanentes du GLNPO (11 stations chacune dans les lacs Supérieur et Huron, 16 stations dans le lac Michigan et 10 stations chacune dans les lacs Érié et Ontario) qui sont pour la plupart situées au large (figure 2). L'ITO est calculé d'après les tolérances connues à l'enrichissement en matières organiques et les abondances des vers annélides aquatiques (oligochètes) (voir la section Mesure pour en savoir plus). À mesure que la pollution organique augmente, des espèces d'oligochètes qui ont une grande tolérance physiologique à la pollution de l'eau et des sédiments remplacent les espèces moins tolérantes, de sorte que la composition de la communauté change. Dans l'ensemble, une hausse de l'ITO indique une augmentation de l'eutrophisation ou de l'état trophique. L'ITO varie de 0 à 3 : les valeurs inférieures à 0,6 (ligne bleue à la figure 1) indiquent des conditions oligotrophes, les valeurs supérieures à 1 (ligne rouge à la figure 1) des conditions eutrophes, et les valeurs entre 0,6 et 1,0 des conditions mésotrophes. Les indices proches de 3 indiquent de fortes densités d'oligochètes dominées par des tubificidés tolérants à la pollution, notamment le *Limnodrilus hoffmeisteri*.

Des différences constantes dans l'état trophique entre les stations de chaque lac et entre les lacs ont été observées de 1997 à 2016 (figure 1). L'état trophique présentait une relation inverse significative avec la profondeur de la station ($r = –0,60$, $P < 0,001$). Le lac Érié est le plus eutrophe des Grands Lacs, suivi (en ordre d'état trophique décroissant) par les lacs Ontario, Michigan, Huron et Supérieur. Nous avons effectué des régressions linéaires pour évaluer la tendance temporelle de l'ITO à chaque station. La seule tendance significative à long terme à la hausse de l'état trophique d'un lac dans son l'ensemble a été observée pour le lac Érié ($P = 0,02$), où une tendance significative a été observée dans presque la moitié des stations échantillonnées. Des hausses localisées de l'ITO ont été observées dans des stations en eau peu profonde dans les lacs Michigan, Huron et Ontario (figure 2).

Les 11 stations du lac Supérieur étaient toutes oligotrophes d'après les valeurs de l'ITO calculées depuis 1997, et ces valeurs n'ont présenté aucune tendance significative à long terme ou sur 10 ans, ni à l'échelle du lac ni à celle de la station (figure 3). La tendance à l'eutrophisation à une station dans l'ouest du lac et la tendance à l'oligotrophisation à une autre station dans l'ouest du lac qui avaient été relevées dans le rapport précédent n'ont pas été confirmées ces quatre dernières années.

Presque toutes les stations dans le nord et le centre du lac Michigan, ainsi que les stations en eau profonde de la partie sud du lac (13 sur un total de 16) sont oligotrophes (figure 2). Deux stations en zone littorale dans le sud-est du lac (près des embouchures des rivières Grand et Kalamazoo) sont eutrophes et présentent une tendance significative à long terme à l'eutrophisation ($P < 0,02$). Au cours des quatre dernières années, deux autres stations en zone littorale dans le nord-ouest du lac Michigan ont présenté une tendance à long terme à l'eutrophisation (MI42 et MI52, $P < 0,03$). En revanche, une tendance à l'oligotrophisation a été observée à une station dans la baie Green (MI49) (figure 3).

Toutes les stations dans le nord, le sud et le centre du lac Huron (8 sur un total de 11) sont oligotrophes; une station du bassin est du lac est mésotrophe (figure 2). Cette station (HU96, près de l'embouchure de la rivière Saugeen en Ontario, au Canada) présente encore une tendance à l'eutrophisation, comme il avait été observé dans la période d'étude précédente. Dans cette station, la densité totale des oligochètes, y compris les espèces tolérantes à la pollution organique, a augmenté de 20 fois depuis le début des années 2000, et l'ITO a donc aussi augmenté significativement ($P = 0,02$). Seules deux stations dans le sud-est du lac Huron sont eutrophes, notamment une dans la baie de Saginaw qui est passée de très eutrophe à la fin des années 1990 à mésotrophe en 2002, mais est redevenue eutrophe depuis 2007. Depuis la période d'étude précédente, une autre station dans le bassin central (HU97) montre des signes d'eutrophisation, tandis qu'une station dans le nord du lac (HU48) présente une tendance à long terme à l'oligotrophisation.

Les stations les plus eutrophes du lac Érié se trouvent dans le bassin est, où deux des cinq stations ont présenté une tendance significative à long terme à hausse de l'ITO, tandis que l'ITO a diminué dans une station en zone littorale (ER63) (figure 3). Nous avons observé une tendance significative à la hausse de l'état trophique depuis 1997 à deux des trois stations du bassin central du lac ($P < 0,025$) ainsi que dans l'ensemble du bassin ($P = 0,004$, 10 stations au total). Par contre, l'ITO n'a pas varié significativement dans le bassin ouest depuis 1997 (figure 3). L'ITO moyen ($1,92 \pm 0,50$, moyen ± écart type) était plus élevé dans le bassin est que dans les bassins ouest ($1,39 \pm 0,48$) et central ($1,41 \pm 0,35$). La biomasse totale de phytoplancton dans le lac a augmenté depuis le milieu des années 1990 (Conroy *et al.*, 2005b), peut-être en raison de la hausse considérable des charges en phosphore réactif soluble provenant des tributaires (Richards *et al.*, 2010; Scavia *et al.*, 2014). De plus, les populations de dreissenidés ont diminué dans le bassin central au début des années 2000 (Patterson *et al.*, 2005; Karatayev *et al.*, 2014, 2018) sans

doute en raison des épisodes hypoxiques. Comme le bassin oriental est la principale zone de sédimentation et de dépôt de matières organiques du lac Érié, la hausse de l'ITO à l'échelle du bassin et du lac indiquerait que l'état trophique du lac augmente.

Les stations en eau profonde du lac Ontario sont restées oligotrophes durant toute la période 1997-2016. Par contre, les stations en zone littorale, particulièrement le long de la rive sud, sont mésotrophes ou eutrophes (figure 2). Trois stations (sur un total de 10) présentent une tendance à l'eutrophisation depuis 1997 : deux stations en zone littorale dans le bassin ouest (une sans doute touchée sur la rive sud par l'embouchure de la rivière Niagara et l'autre sur la rive nord sans doute touchée par la zone métropolitaine de Toronto) et une station dans le bassin est (figure 3). Par rapport à la période d'étude précédente, l'ITO des stations en zone littorale a augmenté durant la période 2013-2016, et deux stations sont passées de mésotrophes à eutrophes. Deux autres stations en zone littorale ont présenté une tendance à long terme à la hausse de l'ITO. Toutefois, la plupart des stations en eau profonde restent oligotrophes et ne présentent aucune tendance à court ou à long terme.

Liens

Voici les liens avec d'autres sous-indicateurs :

- Moules dreissenidées – L'abondance relative des espèces benthiques non indigènes, notamment les moules zébrées et quaggas, peut modifier radicalement la structure des communautés aquatiques, y compris le benthos, et nuire au fonctionnement de l'écosystème et à l'état trophique du lac. Les dreissenidées, en plus d'exercer des effets locaux directs (p. ex. création d'habitat supplémentaire et accroissement de la nourriture disponible pour certaines espèces benthiques), ont des effets sur d'autres sous-indicateurs comme les éléments nutritifs dans les lacs, en réduisant la quantité de nourriture disponible pour certains taxons d'eau profonde. Il existe de fortes interactions entre ces sous-indicateurs qui ne sont pas bien comprises et qui doivent être étudiées davantage.
- Éléments nutritifs dans les lacs (eau libre) – Composante naturelle et essentielle des écosystèmes aquatiques, les éléments nutritifs jouent un rôle important dans la production de plantes aquatiques et d'algues, qui fournissent de la nourriture et de l'habitat aux organismes planctoniques et benthiques à la base de la chaîne alimentaire. L'ajout d'éléments nutritifs modifie la structure, l'abondance et la dynamique des populations de la communauté benthique, notamment les proportions d'espèces tolérantes et intolérantes, et l'ampleur des changements varie selon la profondeur et l'état trophique du lac. Comme l'ITO a été conçu pour rendre compte des modifications de la communauté à la suite d'un enrichissement organique, on peut s'attendre à ce qu'il covarie avec une hausse des concentrations d'éléments nutritifs. De fait, l'ITO présente une corrélation positive avec les concentrations de phosphore total et de phosphore dissous total mesurées dans l'eau près du fond (Burlakova *et al.*, 2018a).
- *Diporeia* (eau libre) – Le *Diporeia* est un macroinvertébré benthique qui vit dans les habitats d'eau froide et profonde de tous les Grands Lacs sauf le lac Érié. Il s'agit d'un indicateur des conditions oligotrophes et un important aliment pour les poissons. Par le passé, le *Diporeia* était le macroinvertébré benthique dominant dans les zones profondes des cinq Grands Lacs (Cook et Johnson, 1974). La prolifération des dreissenidées a coïncidé avec des baisses importantes de l'abondance du *Diporeia* dans les lacs Ontario, Michigan et Huron, mais la nature de leurs interactions n'est pas encore bien comprise. Bien que l'ITO ne tienne pas compte de l'abondance du *Diporeia*, une hausse importante de l'enrichissement organique peut nuire à ce macroinvertébré.
- Changement climatique – La hausse des températures pourrait modifier la survie des taxons benthiques, la vitesse et le déroulement dans le temps de leur développement, leur reproduction et la disponibilité de leur nourriture. Il pourrait donc y avoir des changements dans la répartition et l'abondance des oligochètes, de sorte que la température aurait un effet direct sur l'efficacité de l'ITO. Les changements abiotiques et les réactions biologiques dans les lacs sont cependant complexes, et les changements dans la composition chimique de l'eau, l'hydrologie, les niveaux d'eau, etc. pourraient également être importants pour la santé et la survie des organismes benthiques. Des effets synergiques entre le climat et d'autres variables anthropiques et sous-indicateurs (c.-à-d. établissement et propagation d'espèces envahissantes, éléments nutritifs, pression de la pêche) aggraveront probablement les modifications de la communauté d'oligochètes causées par les changements climatiques.

Ce sous-indicateur est aussi lié directement aux autres sous-indicateurs de l'indicateur Habitat et espèces.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet

Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable, respectée et retraçable.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X*		
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.				X
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et respectent les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Remarque * Le programme de surveillance annuelle du benthos du GLNPO de l'EPA compte un nombre limité de stations.				

Limites des données

Le programme de surveillance benthique du Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'EPA est conçu pour suivre efficacement les tendances à long terme à divers endroits répartis dans chaque lac. Étant donné la variabilité et la complexité de la zone benthique, les données ne peuvent être utilisées pour quantifier définitivement les populations d'oligochètes à l'échelle du lac. Les zones littorales sont peu représentées dans la surveillance actuelle. Il sera très utile de compléter ces relevés annuels par l'échantillonnage d'un plus large éventail de stations les années de relevé de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS), ainsi que des données historiques, pour déterminer les tendances de la communauté benthique.

Les espèces non indigènes qui ont une forte incidence sur les écosystèmes d'eau douce (p. ex. *Dreissena* spp.) peuvent modifier la composition et l'abondance des communautés benthiques (ce qui influe sur l'évolution des indices benthiques), ainsi que la réaction des communautés à l'état trophique. De plus l'ITO n'est fondé que sur un petit nombre d'espèces d'oligochètes. L'efficacité de l'ITO a récemment été examinée, et un ITO amélioré portant sur un plus grand nombre d'espèces a été proposé (Burlakova *et al.*, 2018a). En outre, les responsables du National Coastal Condition Assessment (NCCA) envisagent d'améliorer l'indice pour la zone littorale où il est inefficace dans un grand nombre de sites en raison du manque d'oligochètes. Un meilleur indice devrait être choisi et appliqué pour le rapport sur les sous-indicateurs de 2022 afin de mieux classer l'état trophique des lacs et les tendances de la communauté benthique.

Information supplémentaire

La biosurveillance des invertébrés benthiques est depuis longtemps un outil de choix pour évaluer les impacts anthropiques sur les écosystèmes aquatiques en raison de la longévité relative des espèces, de leur mobilité limitée et de leur large éventail de tolérances aux facteurs de stress environnementaux. La présence en abondance d'espèces benthiques tolérantes à la pollution indique que l'habitat est dégradé. Une hausse de la diversité des espèces et une baisse de l'abondance des espèces tolérantes à la pollution indiquent que l'habitat recouvre la santé. De plus, la production secondaire benthique joue un rôle central pour soutenir la production des niveaux trophiques supérieurs, représentant plus de la moitié de l'alimentation totale des poissons communs des lacs tempérés du nord de l'Amérique du Nord (Vander Zanden et Vadeboncoeur, 2002). La communauté benthique constitue un bon indicateur de la santé globale de l'écosystème, car elle intègre les qualités de l'eau, des sédiments et de l'habitat. Les changements dans la communauté benthique correspondent étroitement aux changements dans la productivité globale du système.

Le sous-indicateur des oligochètes utilisé pour le rapport sur l'État des Grands Lacs (CÉÉGL) évalue l'état trophique des lacs et peut indiquer des pressions causées par un enrichissement en matières organiques. La plupart des stations qui ont présenté une eutrophisation à la hausse se trouvent près de grandes embouchures de rivières, ce qui porte à croire que des mesures de réduction de la pollution dans les bassins versants des rivières permettraient d'améliorer la qualité de l'eau et des sédiments à ces stations. L'ITO ne tient pas compte d'autres pressions comme les espèces envahissantes, les changements climatiques régionaux, les variations des niveaux d'eau et les contaminants toxiques ou autres. La tendance de l'ITO à diminuer avec la profondeur (en raison de l'absence d'espèces tolérantes à la pollution à plus de 70 m de profondeur) peut influer sur les valeurs de l'indice à l'échelle du lac, selon le rapport entre les stations en eau profonde et en eau peu profonde échantillonnées dans chaque lac.

Les espèces non indigènes qui ont une forte incidence sur les écosystèmes d'eau douce (p. ex. *Dreissena* spp.) peuvent modifier la composition et l'abondance des communautés benthiques (ce qui influe sur l'évolution des indices benthiques), ainsi que la réaction des communautés à l'état trophique. Même si la biomasse des moules a diminué dans les zones de 30 à 90 m de profondeur dans certains lacs, les dreissenidés demeuraient une composante dominante du benthos en 2013-2016, mais ne sont pas prises en compte par l'ITO.

Il y a une prise de conscience émergente de l'importance des processus et des voies benthiques dans le contexte panlacustre (Vander Zanden et Vadeboncoeur, 2002). Une récente analyse de la dynamique à long terme des principaux niveaux trophiques dans les Grands Lacs laurentiens a révélé une bien plus grande prévalence de la régulation ascendante depuis 1998, en raison de la baisse à long terme des apports de phosphore total et de la prolifération récente de dreissenidées non indigènes (Bunnell *et al.*, 2013). Le *Dreissena polymorpha* et le *D. rostriformis bugensis*, bivalves filtreurs originaires de la région pontocaspienne, sont d'importants ingénieurs de l'écosystème qui influent sur des composantes abiotiques (p. ex. en augmentant la clarté de l'eau et en modifiant le cycle des éléments nutritifs) et biotiques (p. ex. en réduisant l'abondance du phytoplancton et du microzooplancton, en favorisant les algues benthiques et les macrophytes et en provoquant des changements dans la communauté benthique) de l'écosystème (Karatayev *et al.*, 1997, 2002; Higgins et Vander Zanden, 2010; Burlakova *et al.*, 2018b). L'activité de filtration, le dépôt de sédiments et l'habitat fourni par les dreissenidés influent directement sur l'abondance et la composition de la communauté de macroinvertébrés benthiques en favorisant les prédateurs épifauniques, les détritivores et les collecteurs, tout en remplaçant les organismes filtreurs indigènes (p. ex. Karatayev *et al.*, 1997, 2002; Burlakova *et al.*, 2012; Ward et Ricciardi, 2007; Higgins et Vander Zanden, 2010). Cependant, la plupart des changements dans la structure de la communauté benthique à la suite de l'invasion de dreissenidées sont décrits pour la zone littorale où abondent des espèces épifauniques, tandis que les changements de la communauté endofaunique dans les zones profondes sont mal compris (Burlakova *et al.*, 2014; Karatayev *et al.*, 2015). Après l'invasion des *Dreissena*, l'abondance des taxons autres que les dreissenidés (p. ex. *Diporeia*, sphaeriidés) a diminué dans les habitats profonds (Higgins et Vander Zanden, 2010; Nalepa *et al.*, 2007, 2009; synthèse de Karatayev *et al.*, 2015), où les moules quaggas concurrencent la plupart des invertébrés indigènes pour l'espace et les ressources alimentaires. Cette situation est peut-être le résultat d'effets pansystémiques (p. ex. effet d'interception d'aliments, entraînant une forte baisse des proliférations printanières de phytoplancton) par opposition aux effets locaux des *Dreissena* (p. ex. enrichissement des sédiments par des biodépôts). L'effet résultant qu'exerce *Dreissena* sur la communauté d'oligochètes peut induire des changements de l'ITO qui ne correspondent pas aux changements de l'état trophique de l'écosystème. Par conséquent, il faut davantage de données sur les effets des dreissenidés sur la composition et l'abondance des espèces d'invertébrés benthiques dans les zones profondes par opposition aux zones littorales, pour comprendre entièrement les effets des dreissenidés sur les communautés benthiques.

Le nombre de stations permanentes échantillonnées par le GLNPO de l'EPA permet de réaliser un programme de surveillance benthique rentable chaque année. Des échantillonnages moins fréquents mais plus denses de tous les Grands Lacs sont effectués pendant les années de terrain de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS) afin de surveiller les changements dans la diversité et l'abondance des communautés benthiques. Ce plan d'échantillonnage servira de base à l'échantillonnage intensif de tous les Grands Lacs une fois tous les cinq ans (au cours des années de terrain de l'ICSS). Ces échantillonnages de stations historiques et d'autres stations préoccupantes à l'échelle des lacs permettent de surveiller la diversité, la densité et la biomasse de la communauté benthique dans chaque lac et d'estimer les changements dans les populations d'espèces indicatrices envahissantes et indigènes (p. ex. dreissenidés, *Hexagenia*, *Diporeia*).

Les valeurs du sous-indicateur du benthos représentatives de la zone littorale sont très importantes, car la communauté benthique de la zone littorale est plus diversifiée et touchée plus rapidement et plus directement (que la communauté benthique en eau profonde) par les apports, notamment d'éléments nutritifs, des bassins versants adjacents. Il faudrait cependant mettre au point différents indicateurs et indices pour évaluer l'état et les tendances des communautés benthiques des zones littorales puisque bon nombre de ces zones n'abritent pas d'oligochètes, sur lesquels se fonde l'indice benthique (ITO) actuellement utilisé pour les rapports sur l'état des Grands Lacs et le programme de surveillance biologique du GLNPO.

Remerciements

Auteurs
Lyubov Burlakova, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY
Alexander Karatayev, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY
Richard Barbiero, GDIT, Chicago, IL

Susan Daniel, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY
Knut Mehler, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY
Elizabeth Hinchey Malloy, U.S. EPA, Great Lakes National Program Office

Sources d'information

Bunnell, D. B., R. P. Barbiero, S. A. Ludsin, C. P. Madenjian, G. J. Warren, D. M. Dolan, T. O. Brenden, R. Briland, O. T. Gorman, J. X. He, T. H. Johengen, B. F. Lantry, B. M. Lesht, T. F. Nalepa, S. C. Riley, C. M. Riseng, T. J. Treska, I. Tsehaye, M. G. Walsh, D. M. Warner, et B. C. Weidel. 2013. Changing Ecosystem Dynamics in the Laurentian Great Lakes: Bottom-Up and Top-Down Regulation. BioScience.

Burlakova, L. E., A. Y. Karatayev, et V. A. Karatayev. 2012. Invasive mussels induce community changes by increasing habitat complexity. Hydrobiologia 685: 121-134.

Burlakova, L. E., A. Y. Karatayev, C. Pennuto, et C. M. Mayer. 2014. Changes in Lake Erie benthos over the last 50 years: historical perspectives, current status, and main drivers. J. Great Lakes Res. 40: 560-573.

Burlakova, L.E., K. E. Kovalenko, K. L. Schmude, R. P. Barbiero, A. Y. Karatayev, et B. M. Lesht. 2018a. Development of new indices of Great Lakes water quality based on profundal benthic communities. Journal of the Great Lakes Research 44: 618-628.

Burlakova, L. E., R. P. Barbiero, A. Y. Karatayev, S. E. Daniel, E. K. Hinchey, et G. J. Warren. 2018b. The benthic community of the Laurentian Great Lakes: analysis of spatial gradients and temporal trends from 1998 to 2014. Journal of the Great Lakes Research 44: 600-617. Open Access. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.04.008

Cook, D. G., et M. G. Johnson. 1974. Benthic macroinvertebrates of the St. Lawrence Great Lakes. J. Fish. Res. Bd. Can. 31: 763-782.

Conroy, J. D., D. D. Kane, D. M. Dolan, W. J. Edwards, M. N. Charlton, et D. A. Culver. 2005. Temporal trends in Lake Erie plankton biomass: roles of external phosphorus loading and dreissenid mussels. J. Great Lakes Res. 31: 89-110.

Howmiller, R. P., et M. A. Scott. 1977. An environmental index based on relative abundance of oligochaete species. J. Water Pollut. Con. F. 46: 809-815.

Higgins, S. N., et M. J. Vander Zanden. 2010. What a difference a species makes: a meta-analysis of dreissenid mussel impacts on freshwater ecosystems. Ecol. Monogr. 80: 179-196.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova, et D. K. Padilla. 1997. The effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in eastern Europe. J. Great Lakes Res.16: 187-203.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova et D. K. Padilla. 2002. Impacts of zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers. Pages 433-446 *in* E. Leppakoski, S. Gollach, and S. Olenin, editors. Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management. Kluwer Academic Publishers, Dordreicht, The Netherlands.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova, C. Pennuto, J. Ciborowski, V. A. Karatayev, P. Juette et M. Clapsadl. 2014. Twenty five years of changes in *Dreissena* spp. populations in Lake Erie. J. Great Lakes Res. 40: 550-559.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova et D. K. Padilla. 2015. Zebra versus quagga mussels: A review of their spread, population dynamics and ecosystem impacts. Hydrobiologia 746: 97–112.

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

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

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

Mozley, S. C., et Howmiller, R. P. 1977. Benthos of Lake Michigan. Argonne Nat. Lab. Rept. ANL/ES-40, 6, 148 pp.

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

Nalepa, T. F., D. L. Fanslow et G. A. Lang. 2009. Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia* spp. to the invasive mussel *Dreissena rostriformis bugensis*. Freshwater Biol. 54: 466-479.

Patterson, M. W. R., J. J. H. Ciborowski et D. R. Barton. 2005. The distribution and abundance of *Dreissena* species (Dreissenidae) in Lake Erie, 2002. J. Great Lakes Res. 31, Suppl. 2: 223-237.

Richards, R.P., Baker, D.B., Crumrine, J.P., Stearns, A.M., 2010. Unusually large loads in 2007 from the Maumee and Sandusky Rivers, tributaries to Lake Erie. J. Soil Water Conserv. 65: 450–462.

Riseng, C., G. Carter, K. Schmude, S. Adlerstein et R. Barbiero. 2014. Benthos Diversity and Abundance. *In*: State of the Great Lakes 2011. Environment Canada and the U.S. Environmental Protection Agency. Cat No. En161-3/1-2011E-PDF. EPA 950-R-13-002. Available at http://binational.net

Schloesser, D. W., K. A. Krieger, J. J. H. Ciborowski et L. D. Corkum. 2000. Recolonization and possible recovery of burrowing mayflies (Ephemeroptera: Ephemeridae: *Hexagenia* spp.) in Lake Erie of the Laurentian Great Lakes. J. Aquatic Ecosyst. Stress Recovery 8: 125-141.)

Scavia, D., J. David Allan, K. K. Arend, *et al.* 2014. Assessing and addressing the re-eutrophication of Lake Erie: Central basin hypoxia. J. Great Lakes Res. 40: 226-246.

Vander Zanden, M. J., et Y. Vadeboncoeur. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. Ecology 83: 2152-2161.

Ward, J. M., et A. Ricciardi. 2007. Impacts of *Dreissena* invasions on benthic macroinvertebrate communities: a meta-analysis. Divers. Distrib. 13: 155-165.

Liste des tableaux

Tableau 1. Classements trophiques de lumbriculidés et tubificidés matures d'après Howmiller et Scott (1977) et Milbrink (1983) avec ajouts de Krieger (1984) et de Lauritsen *et al.* (1985). Lorsque les classements de Milbrink différaient de ceux de Howmiller et Scott, ces derniers ont été utilisés.
Source : Riseng *et al.*, 2014.

Liste des figures

Figure 1. Diagramme de dispersion des valeurs de l'indice trophique des oligochètes modifié de Milbrink (1983) obtenues lors des relevés d'été de 1997 à 2016 du GLNPO. Les valeurs inférieures à 0,6 indiquent des conditions oligotrophes (ligne bleue), les valeurs de 0,6 à 1,0 des conditions mésotrophes (ligne rouge), et les valeurs supérieures à 1 des conditions eutrophes. Les points de données représentent la moyenne de trois échantillons prélevés à chaque station d'échantillonnage; les spécimens immatures ont été inclus dans l'analyse pour le calcul de la densité totale utilisée pour déterminer le coefficient *c*, mais seuls les spécimens matures ont servi à calculer le nombre d'individus appartenant à chaque groupe écologique d'oligochètes (voir description du calcul de l'indice ci-jointe).
Source : Données benthiques recueillies à des stations permanentes par le GLNPO de l'U.S. EPA de 1997 à 2016.
Figure 2. Carte des Grands Lacs montrant l'état trophique moyen calculé à chaque station d'échantillonnage pour la période 2013-2016. L'état trophique est fondé sur l'indice trophique des oligochètes modifié de Milbrink (1983).
Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 2013 à 2016.
Figure 3. Carte des Grands Lacs montrant les tendances de l'état trophique des stations de 1997 à 2016. Les stations qui ne présentent pas de changement significatif de l'indice trophique des oligochètes avec le temps (« aucun

changement », P > 0,10, régression linéaire) ainsi que celles qui présentent une tendance significative (« eutrophisation accrue » ou « oligotrophisation accrue », P < 0,05) sont indiquées.
Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 1997 à 2016.

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

Classements trophiques de lumbriculidés et tubificidés matures sélectionnés

CODE D'ESPÈCE	GENRE	ESPÈCE	Classe trophique	Source	Commentaires
RHYCOCC	*Rhyacodrillus*	*coccineus*	0	Howmiller et Scott, 1977	Même classement que dans Krieger (1984) et Lauritsen *et al.* (1985)
TASAMER	*Tasserkidrilus*	*americanus*	0	Howmiller et Scott, 1977	Anciennement *T. kessleri* dans Lauritsen *et al.* (1985) et Krieger (1984)
LIMPROF	*Limnodrilus*	*profundicola*	0	Howmiller et Scott, 1977	Même classement que dans Krieger (1984) et Lauritsen *et al.* 1985)
RHYMONT	*Rhyacodrilus*	*montana*	0	Krieger, 1984	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
RHYSP	*Rhyacodrilus*	*spp.*	0	Krieger, 1984	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
SPINIKO	*Spirosperma*	*nikolskyi*	0	Krieger, 1984	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
STYHERI	*Stylodrilus*	*heringianus*	0	Howmiller et Scott, 1977	Toutes les sources s'entendent sur le classement de ce taxon.
TASSUPE	*Tasserkidrilus*	*superiorensis*	0	Krieger 1984	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
AULAMER	*Aulodrilus*	*americanus*	1	Howmiller et Scott, 1977	Classement fondé sur *Aulodrilus* sp.
AULLIMN	*Aulodrilus*	*limnobius*	1	Milbrink 1983	
AULPIGU	*Aulodrilus*	*pigueti*	1	Milbrink 1983	
ILYTEMP	*Ilyodrilus*	*templetoni*	1	Krieger 1984	Même classement que dans Milbrink (1983) et Lauritsen *et al.* (1985)
ISOFREY	*Isochaetides*	*freyi*	1	Krieger 1984	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
SPIFERO	*Spirosperma*	*ferox*	1	Howmiller et Scott, 1977	Même classement que dans Krieger (1984) et Lauritsen *et al.* (1985)
AULPLUR	*Aulodrilus*	*pluriseta*	2	Milbrink 1983	
LIMANGU	*Limnodrilus*	*angustipenis*	2	Howmiller et Scott, 1977	
LIMCERV	*Limnodrilus*	*cervix*	2	Howmiller et Scott, 1977	Comme dans Milbrink (1983)
LIMCECL	*Limnodrilus*	*cervix/ claparedeianus*	2	Howmiller et Scott, 1977	Comme dans Milbrink (1983)
LIMCLAP	*Limnodrilus*	*claparedeianus*	2	Howmiller et Scott, 1977	Comme dans Milbrink (1983)
LIMMAUM	*Limnodrilus*	*maumeensis*	2	Howmiller et Scott, 1977	
LIMUDEK	*Limnodrilus*	*udekemianus*	2	Howmiller et Scott, 1977	Comme dans Milbrink (1983)
POTBEDO	*Potamothrix*	*bedoti*	2	Milbrink, 1983	
POTMOLD	*Potamothrix*	*moldaviensis*	2	Milbrink, 1983	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
POTVEJD	*Potamothrix*	*vejdovskyi*	2	Milbrink, 1983	Même classement que dans Lauritsen *et al.* (1985)
QUIMULT	*Quistadrilus*	*multisetosus*	2	Howmiller et Scott, 1977	
LIMHOFF	*Limnodrilus*	*hoffmeisteri*	3	Milbrink, 1983	Diffère du classement dans Lauritsen *et al.* (1985)
TUBTUBI	*Tubifex*	*tubifex*	0 ou 3	Milbrink, 1983	Le classement dépend des densités de LIMHOFF et de STYHERI et de la densité totale des oligochètes.

Tableau 1. Classements trophiques de lumbriculidés et tubificidés matures d'après Howmiller et Scott (1977) et Milbrink (1983) avec ajouts de Krieger (1984) et de Lauritsen *et al.* (1985). Lorsque les classements de Milbrink différaient de ceux de Howmiller et Scott, ces derniers ont été utilisés.
Source : Riseng *et al.*, 2014.

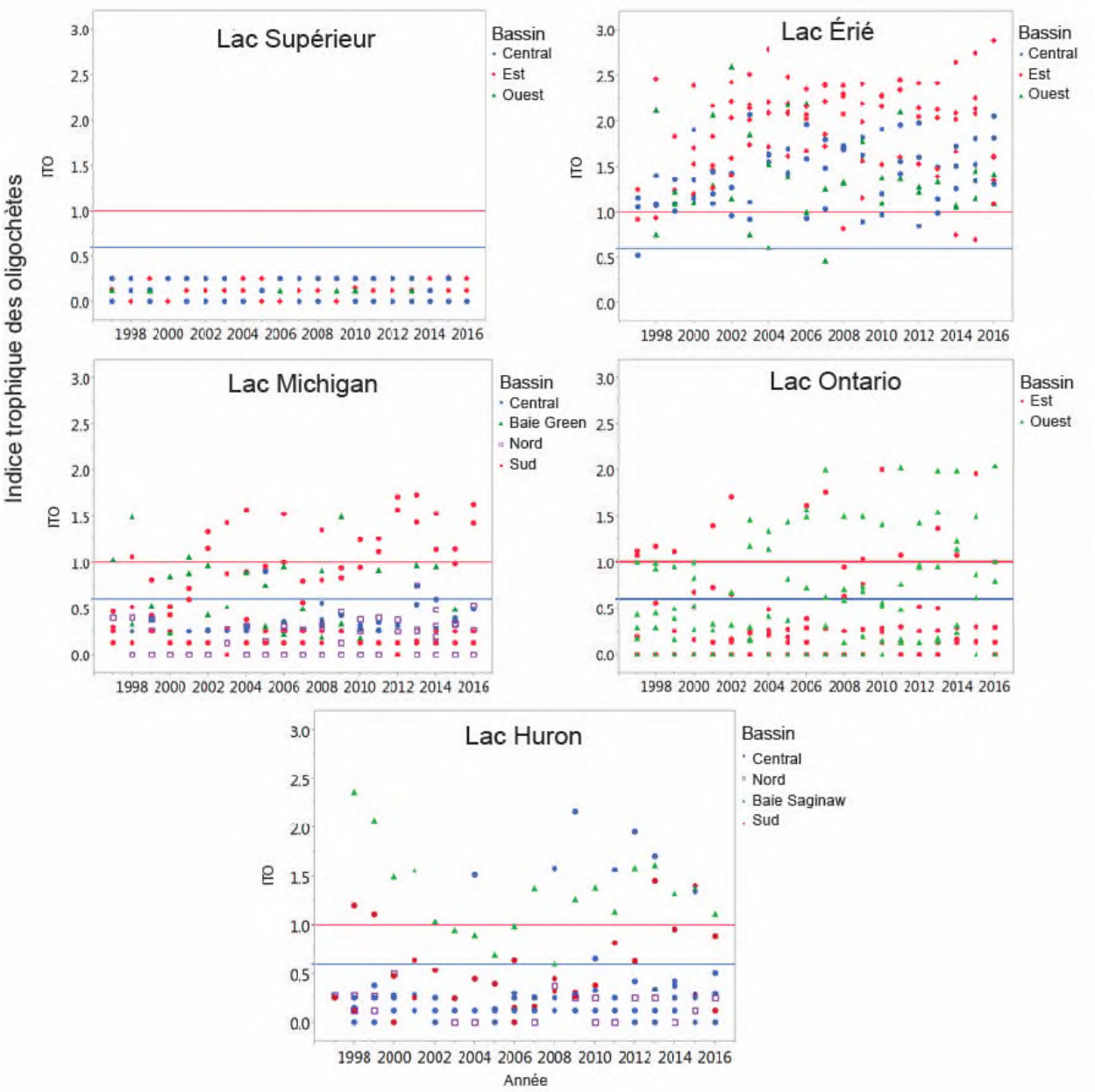


Figure 1. Diagramme de dispersion des valeurs de l'indice trophique des oligochètes modifié de Milbrink (1983) obtenues lors des relevés d'été de 1997 à 2016 du GLNPO. Les valeurs inférieures à 0,6 indiquent des conditions oligotrophes (ligne bleue), les valeurs de 0,6 à 1,0 des conditions mésotrophes (ligne rouge), et les valeurs supérieures à 1 des conditions eutrophes. Les points de données représentent la moyenne de trois échantillons prélevés à chaque station d'échantillonnage; les spécimens immatures ont été inclus dans l'analyse pour le calcul de la densité totale utilisée pour déterminer le coefficient *c*, mais seuls les spécimens matures ont servi à calculer le nombre d'individus appartenant à chaque groupe écologique d'oligochètes (voir description du calcul de l'indice ci-jointe).
Source : Données benthiques recueillies à des stations permanentes par le GLNPO de l'U.S. EPA de 1997 à 2016.

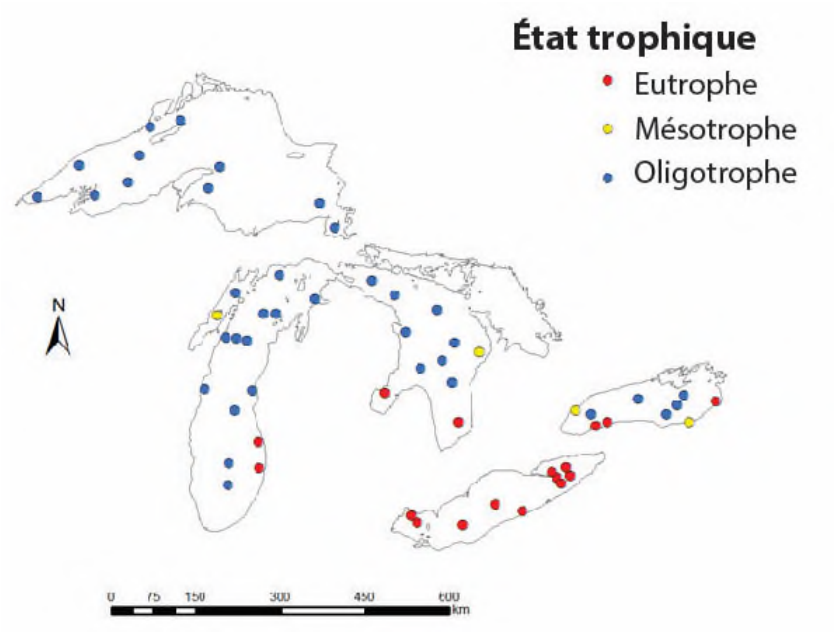


Figure 2. Carte des Grands Lacs montrant l'état trophique moyen calculé à chaque station d'échantillonnage pour la période 2013-2016. L'état trophique est fondé sur l'indice trophique des oligochètes modifié de Milbrink (1983).
Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 2013 à 2016.

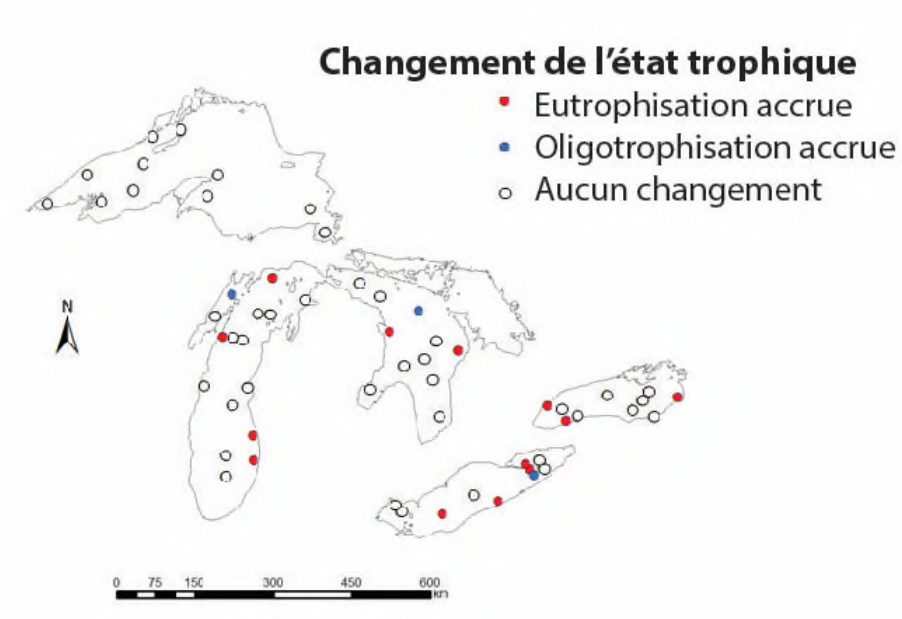


Figure 3. Carte des Grands Lacs montrant les tendances de l'état trophique des stations de 1997 à 2016. Les stations qui ne présentent pas de changement significatif de l'indice trophique des oligochètes avec le temps (« aucun changement », $P > 0,10$, régression linéaire) ainsi que celles qui présentent une tendance significative (« eutrophisation accrue » ou « oligotrophisation accrue », $P < 0,05$) sont indiquées.
Source : Données benthiques du GLNPO de l'U.S. EPA de 1997 à 2016.

Sous-indicateur : *Diporeia*

Eaux libres

Évaluation globale
État : Médiocre
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1972-2017) : Se détériore
Justification : Des espèces du genre *Diporeia* étaient autrefois les invertébrés benthiques dominants dans les Grands Lacs, mais leurs populations ont connu un déclin rapide à partir des années 1990. Depuis cette époque, leur déclin s'est poursuivi, et les densités de *Diporeia* restent faibles dans les lacs Michigan, Huron et Ontario. Leur abondance dans le lac Supérieur est variable dans le temps, avec une tendance globale au déclin, mais le niveau des effectifs des populations reste bon. Les *Diporeia* sont actuellement extrêmement rares dans le lac Érié; en fait, elles ont vraisemblablement disparu de ce lac. Dans tous les lacs où les populations de *Diporeia* ont reculé, leur abondance réduite est devenue manifeste quelques années après l'établissement de moules dreissénidées. Les évaluations incluses dans ce rapport sont limitées aux principaux bassins de chacun des lacs, puisqu'il n'y a pas de *Diporeia*, des organismes sténothermes d'eaux froides, dans les baies et les bassins peu profonds et chauds, ni dans les voies interlacustres. Les données présentées dans ce rapport sont principalement basées sur des relevés panlacustres effectués tous les cinq ans, mais certaines données provenant d'évaluations régionales fréquentes sont également incluses.

Les définitions de l'évaluation de la situation et des tendances se trouvent à la suite de la section de l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1973-2016) : Inchangée
Justification : La surveillance à long terme et les études de la répartition montrent qu'il existe des variations temporelles importantes avec une tendance à la baisse de la densité entre 1994 et 2016 (figure 1). Toutefois, l'on ne considère pas que la situation de la population « se détériore », malgré les déclins observés, car la densité de *Diporeia*, tant près du rivage qu'au large, demeure supérieure au seuil recommandé par l'Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. De plus, des *Diporeia* sont régulièrement observées partout dans le lac et demeurent l'organisme benthique dominant (Mehler *et al.*, 2018).

Lac Michigan
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1981-2017) : Se détériore
Justification : L'abondance des *Diporeia* continue de diminuer dans le lac Michigan. Un relevé à l'échelle du lac effectué en 2015 a révélé que les *Diporeia* sont encore extrêmement rares à une profondeur de moins de 90 m (297 pi) dans l'ensemble du lac (figure 2). À plus de 90 m de profondeur, la situation de ce taxon est encore « passable », mais son abondance a diminué de 58 % par rapport à 2005 et se situe à un niveau semblable à celui de 2010 (figure 3). Des relevés annuels récents (2010-2017) effectués dans la seule région méridionale du lac Michigan révèlent que les densités de *Diporeia* sont essentiellement nulles à moins de 90 m de profondeur et qu'elles sont faibles et variables à plus de 90 m de profondeur (figures 4 et 5). Des *Diporeia* sont observées régulièrement dans un seul site (à une profondeur de 129 m) dans le sud du lac Michigan.

Lac Huron
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1972-2017) : Se détériore

Justification : L'abondance des *Diporeia* continue de diminuer dans le lac Huron. Le plus récent relevé panlacustre a été effectué en 2017, et l'abondance avait encore diminué comparativement au niveau où elle se situait lors d'un relevé semblable fait en 2012 (figures 2, 3 et 6). La densité moyenne dans le bassin principal est maintenant inférieure à 1 individu par m^2 à 31-90 m de profondeur, et elle est de 73,3 individus par m^2 à plus de 90 m (Karatayev *et al.*, en révision). En 2017, la densité de *Diporeia* à moins de 90 m de profondeur dans le chenal North était de 170,1 individus par m^2, nettement supérieure à celle observée à une profondeur comparable dans le bassin principal (Karatayev *et al.*, en révision).

Lac Érié
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1978-2014) : Se détériore
Justification : Parce que les eaux y sont peu profondes et chaudes, les *Diporeia* ne fréquentent pas naturellement le bassin occidental et la plus grande partie du bassin central. L'abondance des *Diporeia* diminue dans le bassin oriental depuis le début des années 1990 (Dermott et Kerec, 1997); des individus de ce genre n'y ont plus été observés depuis 1998 (Barbiero *et al.*, 2011).

Lac Ontario
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1994-2013) : Se détériore
Justification : L'abondance des *Diporeia* continue de diminuer dans le lac Ontario (figures 2 et 3). Le relevé panlacustre du lac Ontario effectué en 2013 n'a permis d'observer qu'un seul individu (profondeur du site : 140 m) parmi les 45 sites échantillonnés. La surveillance supplémentaire du milieu benthique effectuée par l'USGS a permis d'identifier un site profond (95 m) dans l'ouest du lac Ontario où les effectifs de *Diporeia* sont peu élevés, mais stables (B. Weidel, comm. pers.) Le traitement des échantillons est en cours pour le relevé panlacustre de 2018, qui révélera si les *Diporeia* sont encore confinées à quelques populations-refuges ou si elles sont possiblement sur le point de disparaître du lac Ontario.

Définitions des situations évaluées
Bon : Les densités de *Diporeia* demeurent supérieures à 220-320 individus/m^2 dans les eaux littorales (< 100 m) et à 30-160 individus/m^2 dans les eaux du large (> 100 m; recommandations de l'AQEGL de 1978 pour le lac Supérieur; Gouvernement du Canada et gouvernement des États-Unis d'Amérique, 1978), et les *Diporeia* se trouvent dans des sites bien répartis partout le lac.
Passable : Les densités de *Diporeia* demeurent supérieures aux recommandations de l'AQEGL, mais les *Diporeia* ne sont présentes qu'à quelques endroits.
Médiocre : Les densités de *Diporeia* sont nettement inférieures aux recommandations de l'AQEGL.
Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées
Des valeurs cibles sont fournies pour évaluer l'abondance sur une base historique. Les tendances au fil du temps permettent d'évaluer le sens dans lequel évoluent les indicateurs. De façon plus directe, si les valeurs cibles sont atteintes, on peut supposer que le système est en bonne santé; si les valeurs ne sont pas atteintes, il y a détérioration de la santé. Le sous-indicateur ne tient pas compte des agents responsables de la détérioration.

S'améliore : Les densités de *Diporeia* ont augmenté.
Inchangée : Il n'y a eu aucun changement dans les densités de *Diporeia*.
Se détériore : Les densités de *Diporeia* ont diminué sous le seuil des recommandations de l'AQEGL.
Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas une tendance globale claire, ou des données ne sont pas disponibles pour déterminer une tendance.

Objectifs ou cibles
Dans le lac Supérieur, la densité de *Diporeia* devrait être maintenue à plus de 220-320 individus/m^2 à une profondeur de moins de 100 m et à plus de 30-160 individus/m^2 à une profondeur de plus de 100 m, conformément à l'AQEGL de 1978.

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur vise à montrer la situation et les tendances des populations de *Diporeia*, et à déduire la structure de base des communautés benthiques des eaux froides et la santé générale de l'écosystème des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème
Il faut maintenir dans les régions froides et profondes des Grands Lacs un écosystème oligotrophe productif, stable et équilibré, dans lequel les *Diporeia* sont un des principaux organismes de la chaîne alimentaire.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail visant à atteindre l'objectif général nº 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel les eaux des Grands Lacs devraient « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure
Ce sous-indicateur permet de mesurer la densité (nombre d'individus/m^2) de *Diporeia* dans les régions froides et profondes des Grands Lacs. Les tendances récentes à l'échelle des lacs présentées dans ce rapport sont fondées sur des relevés panlacustres exhaustifs (dans les eaux littorales et du large) qui sont effectués dans chacun des lacs tous les cinq ans dans le cadre de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS). On y présente également les données recueillies lors du relevé benthique annuel du Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA dans le bassin sud du lac Michigan.

Les méthodes utilisées pour estimer l'abondance des *Diporeia* sont, en général, similaires dans tous les Grands Lacs. Des échantillons des substrats de fond sont prélevés à l'aide d'une benne Ponar, et le contenu est lavé dans un tamis (ou filet de mailles) avec des ouvertures de 0,5 mm. Tous les individus du genre *Diporeia* retenus dans le tamis sont immédiatement préservés, et par la suite dénombrés et identifiés. La densité est exprimée en nombre d'individus par mètre carré. Nalepa *et al.*, (2009) donnent des précisions supplémentaires sur les méthodes d'échantillonnage et l'abondance.

Pour chaque lac dont une mesure illustrant la situation des *Diporeia* est mise à jour, une figure montrant la valeur de la mesure dans le temps sera présentée. Pour les évaluations régionales moins fréquentes, mais plus intenses sur le plan spatial, on présentera une figure montrant les mesures telles que décrites ci-dessus ou illustrant les isoplèthes de la densité.

Conditions écologiques
Les *Diporeia* sont une relique glaciomarine qui a été autrefois l'organisme benthique le plus abondant dans les régions froides du large (plus de 30 m [98 pi]) de chacun des Grands Lacs. Elles étaient présentes, quoique moins abondantes, dans les régions littorales des bassins ouverts, mais naturellement absentes des baies, des embouchures et des bassins peu profonds aux eaux chaudes. Les *Diporeia* vivent dans les quelques centimètres supérieurs des sédiments de fond et se nourrissent d'algues fraîchement déposées provenant de la colonne d'eau (c.-à-d. surtout de diatomées). La plupart des espèces de poissons des Grands Lacs s'en nourrissent, en particulier de nombreuses espèces de poissons-fourrages, qui servent à leur tour de proies aux grands ichtyophages, comme la truite et le saumon. Ainsi, les chabots se nourrissent presque exclusivement de *Diporeia*, et le touladi se nourrit de chabots. De plus, le grand corégone, une espèce commerciale importante, est un grand consommateur de *Diporeia*. Ces amphipodes constituaient donc un maillon important du transfert d'énergie dans l'écosystème et une composante essentielle du réseau trophique des régions du large.

À grande échelle, l'abondance des *Diporeia* est directement liée à la quantité de nourriture qui se dépose sur le fond, et les tendances des populations reflètent la productivité globale de l'écosystème. L'abondance peut aussi varier quelque peu selon les changements dans la pression exercée par les prédateurs en fonction de l'évolution des populations de poissons. Dans les régions littorales, ce taxon est sensible aux sources locales de pollution, mais, parce que les conditions, comme la température, l'hétérogénéité du substrat et la turbulence provoquée par les vagues, varient, il est difficile d'évaluer les tendances des populations dans ces régions.

Les populations de *Diporeia* ont connu des déclins dramatiques et ne présentent des signes de rétablissement dans aucun des lacs, exception faite du lac Supérieur (figures 2 et 3). Selon les relevés les plus récents, il y a des *Diporeia*, mais leurs effectifs continuent de diminuer, dans les lacs Michigan et Huron, et les *Diporeia* ont vraisemblablement disparu du lac Érié et sont tout près de disparaître dans le lac Ontario. La taille de la population dans le lac Supérieur est très variable, et des déclins se sont produits après 1994 et 2003 (figure 1). Cependant, les *Diporeia* sont toujours présentes à des densités relativement élevées et sont réparties partout dans le lac. Les

premiers déclins dans les Grands Lacs inférieurs ont d'abord été observés deux ou trois ans après l'établissement des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) ou des moules quaggas (*Dreissena bugensis*). On ne comprend pas bien pourquoi les *Diporeia* ont mal réagi à la présence de ces moules. Une des hypothèses formulées est que les moules dreissénidées accaparent la nourriture. C'est-à-dire que les grandes populations de moules filtrent la nourriture avant qu'elle n'atteigne le fond et diminuent par conséquent la quantité disponible pour les *Diporeia*. Il semble toutefois que la raison du recul des *Diporeia* soit plus complexe que le simple manque de nourriture, car ces amphipodes ont complètement disparu de zones où la nourriture se dépose toujours au fond et où il n'y a pas de populations locales de moules. En outre, les individus du genre n'ont montré aucun signe de sous-alimentation avant ou pendant le déclin de leurs populations. Qui plus est, les *Diporeia* et les *Dreissena* coexistent dans certains lacs autres que les Grands Lacs (p. ex. les Finger Lakes dans l'État de New York). Des études empiriques (Cave et Strychar, 2015) et de modélisation (McKenna *et al.*, 2017) semblent indiquer que le déclin des *Diporeia* pourrait être lié à des maladies ou à des parasites, mais d'autres travaux sont nécessaires dans ce domaine.

Le programme de surveillance du Great Lakes National Program Office (GLNPO) permet d'évaluer annuellement l'abondance de *Diporeia* (et d'autres organismes benthiques) dans les régions du large de chacun des lacs. De plus, des relevés panlacustres complets (régions littorales et du large) sont effectués dans chacun des lacs tous les cinq ans, et le GLERL de la NOAA effectue un relevé dans tout le bassin sud du lac Michigan chaque année. Compte tenu du déclin et de la disparition des *Diporeia* dans les régions littorales, et de leur très faible abondance dans les régions du large de chacun des lacs, sauf le lac Supérieur, les programmes de surveillance actuels sont adéquats pour détecter les changements dans les populations.

Liens

Les liens de ce sous-indicateur avec d'autres sous-indicateurs englobent ce qui suit :

- Benthos (eaux libres) – Les *Diporeia* continuent d'être les espèces benthiques dominantes dans les habitats d'eau profonde des Grands Lacs où il n'y a pas de moules dreissénidées.
- Poissons-proies – Les *Diporeia* sont une importante source de nourriture pour plusieurs espèces-proies. Lorsque leurs effectifs sont abondants, les *Diporeia* constituent un maillon important du transfert d'énergie entre les producteurs primaires et les niveaux trophiques supérieurs.
- Phytoplancton – La principale source de nourriture des *Diporeia* est le phytoplancton qui se dépose au fond des lacs.
- Impacts des espèces aquatiques envahissantes et des moules de la famille des Dreissénidés – Le déclin rapide des *Diporeia* a coïncidé avec la prolifération des moules dreissénidées envahissantes dans de nombreux lacs (voir la section « Conditions écologiques » ci-dessus pour plus de détails).
- Produits chimiques toxiques dans les sédiments – Les *Diporeia* sont des espèces sensibles à la pollution et sont absentes, ou présentes en petit nombre, dans les zones où les concentrations de contaminants sont élevées (Nalepa et Thomas, 1976).

Ce sous-indicateur a également un lien direct avec les autres sous-indicateurs de la catégorie Réseau trophique, en particulier le touladi, parce que celui-ci fait partie des espèces de poissons énergétiquement associées aux *Diporeia*. Les jeunes touladis se nourrissent directement de *Diporeia*, alors que les adultes consomment des chabots, et que les chabots se nourrissent abondamment de *Diporeia*. Le touladi est un prédateur de niveau trophique supérieur dans les eaux profondes et, par conséquent, les évaluations des *Diporeia* et des touladis fournissent une évaluation des niveaux trophiques inférieur et supérieur, respectivement, dans les habitats profonds aux eaux froides.

Des organismes sténothermes d'eaux froides, les *Diporeia* pourraient connaître un déclin dans les zones littorales du lac Supérieur à mesure que la température de l'eau augmente. Étant donné qu'il n'y a plus de *Diporeia* dans les eaux littorales des Grands Lacs inférieurs, aucun autre déclin n'est attendu.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			

La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.				X
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données

Ce sous-indicateur est particulièrement utile pour évaluer la santé de l'écosystème dans les zones d'eaux libres froides des Grands Lacs. Il peut également être utile pour évaluer les tendances à long terme dans une région littorale particulière (< 30 m), mais sa valeur est discutable si on l'applique de façon générale aux zones littorales de tous les lacs. Étant donné que ce sous-indicateur n'est fondé que sur un seul taxon, il pourrait ne pas permettre de diagnostiquer avec fiabilité les causes de la dégradation de la santé de l'écosystème. Un certain nombre de relevés et d'évaluations panlacustres des communautés d'invertébrés benthiques ont été effectués dans les Grands Lacs au cours des dernières décennies, et la situation actuelle des populations de *Diporeia* est généralement connue, et on commence à comprendre les changements liés à l'invasion de moules dreissénidées. Les sources de données canadiennes sont limitées en raison de changements apportés aux programmes de surveillance au sein du ministère des Pêches et des Océans du Canada. Cependant, les relevés panlacustres de l'ICSS comprennent des données sur les eaux américaines et canadiennes.

Renseignements supplémentaires

La dominance historique des *Diporeia* dans les habitats d'eaux froides, profondes, de tous les Grands Lacs constitue une bonne base pour une évaluation de la santé de l'écosystème dans l'ensemble du bassin.

Le déclin ininterrompu des *Diporeia* a de fortes répercussions sur le réseau trophique des Grands Lacs. Comme nous l'avons déjà mentionné, les *Diporeia* sont une proie importante pour de nombreuses espèces de poissons, et leur perte a eu des incidences sur bon nombre de ces espèces. Les réactions chez les poissons sont la modification de l'alimentation, le déplacement vers des zones où la nourriture est plus abondante ou la réduction du poids ou de la teneur en énergie. À l'échelle des populations, les répercussions comprennent des modifications de la répartition, de l'abondance, de la croissance, du recrutement et de l'état. Il semble, d'après des observations récentes, que les poissons soient déjà touchés. Des études ont montré que les populations de grands corégones, une espèce commerciale importante, sont touchées, ainsi que les populations d'espèces de poissons qui sont des proies du saumon et du touladi, comme le gaspareau, le chabot et le hareng.

Compte tenu de la rapidité avec laquelle l'abondance des *Diporeia* a diminué dans de nombreuses zones et de l'importance de ces amphipodes dans le réseau trophique, il faut documenter les tendances et communiquer les données dans les meilleurs délais possibles. Le déclin des populations suit un cycle naturel défini, et les études des répercussions sur le réseau trophique devraient être bien coordonnées sur le plan spatial. De plus, les études visant à trouver la cause de la réaction négative des *Diporeia* aux *Dreissena* devraient se poursuivre et prendre appui sur les renseignements déjà réunis. Les réponses physiologiques et biochimiques des *Diporeia* aux *Dreissena*, ainsi que l'influence d'agents pathogènes – bactéries et virus – éventuels pourraient être étudiées. Lorsque nous comprendrons exactement pourquoi les populations de *Diporeia* diminuent, nous pourrons mieux prévoir quelles autres zones des lacs sont à risque. De plus, en comprenant mieux la cause, nous pourrons mieux évaluer les possibilités de rétablissement des populations de *Diporeia* si les populations de dreissénidés diminuent de façon marquée.

Remerciements

Auteurs :
A. K. Elgin, Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL), National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Lake Michigan Field Station, Muskegon, MI
Collaborateurs :
T.F. Nalepa, Water Center, Graham Sustainability Institute, University of Michigan, Ann Arbor, MI
L.E. Burlakova, A.Y. Karatayev et K. Mehler. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY
B.C. Weidel, Great Lakes Science Center, U.S. Geological Survey, Lake Ontario Biological Station, Oswego, NY

Sources d'information

Auer, M. T., N. A. Auer, N. R. Urban et T. Auer. 2013. Distribution of the amphipod *Diporeia* in Lake Superior: the ring of fire. Journal of Great Lakes Research 39:33-46.

Barbiero, R. P., K. Schmude, B. M. Lesht, C. M. Riseng, J. Glenn, G. J. Warren et M. L. Tuchman. 2011. Trends in *Diporei*a populations across the Great Lakes., 1997-2009. Journal of Great Lakes Research 37:9-17.

Birkett, K., S. J. Lozano et L. G. Rudstam. 2015. Long-term trends in Lake Ontario's benthic macroinvertebrate community from 1994-2008. Aquatic Ecosystem Health & Management Society. 18:76-88.

Cave, C. S. et K. B. Strychar. 2015. Decline of *Diporeia* in Lake Michigan: Was disease associated with invasive species the primary factor? International Journal of Biology 7:93-99.

Dermott, R. et D. Kerec. 1997. Changes to the deepwater benthos of eastern Lake Erie since the invasion of Dreissena: 1979-1993. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54:922–930.

Gouvernement du Canada et gouvernement des États-Unis d'Amérique. 1978. Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : Accord, annexes et termes de référence, conclu entre les États-Unis et le Canada et signé à Ottawa, le 22 novembre 1978. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E., Mehler, K., Daniel, S.E., Elgin, A.K. et T.F. Nalepa. In review. Lake Huron survey within Cooperative Science and Monitoring Initiative 2017. Cooperative Science and Monitoring Initiative Final Report. GLRI GL00E02254. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY.

McKenna, J. E., M. Chalupnicki, D. Dittman et J. M. Watkins. 2017. Simulation of rapid ecological change in Lake Ontario. Journal of Great Lakes Research 43:871–889.

Mehler, K., Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y. et Scharold, J. 2018. Major Findings from the CSMI Benthic Macroinvertebrate Survey in Lake Superior in 2016 with an Emphasis on Temporal Trends. Lake Superior Benthos: Cooperative Science and Monitoring Initiative, Final Report. USGS-GLRI G14AC00263. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY.

Nalepa, T.F. et Thomas, N.A. 1976. Distribution of macrobenthic species in Lake Ontario in relation to sources of pollution and sediment parameters. Journal of Great Lakes Research 2:150-163.

Nalepa, T. F., Fanslow, D. F. et Lang, G. A. 2009. Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia spp*. to the invasive mussel *Dreissena rostriformis bugensis*. Freshwater Biology 54:466-479.

Nalepa, T. F., D. L. Fanslow, G. A. Lang, K. Mabrey et M. Rowe. 2014. Lake-wide benthic surveys in Lake Michigan in 1994-95, 2000, 2005, and 2010: abundances of the amphipod *Diporeia* spp. and abundances and biomass of the mussels *Dreissena polymorpha* and *Dreissena rostriformis bugensis*. NOAA Technical Memorandum GLERL-164. Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, MI.

Nalepa, T. F., L.E. Burlakova, A. K. Elgin, A. Y. Karatayev, G. A. Lang et K. Mehler. 2017. Chapter 3: Major findings from the CSMI benthic macroinvertebrate survey in Lake Michigan in 2015 with an emphasis on temporal trends. In: Final Technical Report for "Lake Erie and Lake Michigan Benthos: Cooperative Science and Monitoring Initiative". United States Geological Survey.

Nalepa, T. F., C. M. Riseng, A. K. Elgin et G. A. Lang. 2018. Abundance and distribution of benthic macroinvertebrates in the Lake Huron system: Saginaw Bay, 2006-2009, and Lake Huron, including Georgian Bay and North Channel, 2007 and 2012. NOAA Technical Memorandum GLERL-172, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, MI, 54 p.

Scharold, J.V., S. J. Lozano et T. D. Corry. 2008. Status of benthic macroinvertebrates in southern nearshore Lake Superior, 1994–2003. In: State of Lake Superior. Edited by M. Munawar and I. F. Munawar. Ecovision World Monograph Series, Aquatic Ecosystem Health and Management Society, Burlington, Ont, Canada. p. 473-492.

Liste des figures

Figure 1. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré ± écart-type) d'amphipodes du genre *Diporeia*. Les données proviennent de 25 stations en eaux littorales américaines dans le sud du lac Supérieur. Elles ont été recueillies en 1994, 2000, 2003 et 2016.
Sources : Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Mehler *et al.*, 2018; Scharold *et al.*, 2008
Figure 2. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans des sites à une profondeur de 31 à 90 m dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, dans la période 1995-2017. Les données proviennent de relevés panlacustres effectués principalement à des intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne à tirets longs (bleue); Lac Huron = carrés, ligne tiretée (rouge); Lac Ontario = cercles, ligne pleine (noire).
Sources : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Watkins *et al.*, 2007; Birkett *et al.*, 2015; Nalepa *et al.*, 2014, 2017, 2018
Figure 3. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans des sites à une profondeur de plus de 90 m dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, dans la période 1995-2017. Les données proviennent de relevés panlacustres effectués principalement à des intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne à tirets longs (bleue); Lac Huron = carrés, ligne tiretée (rouge); Lac Ontario = cercles, ligne pleine (noire).
Sources : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Watkins *et al.*, 2007; Birkett *et al.*, 2015; Nalepa *et al.*, 2014, 2017, 2018
Figure 4. Diminutions de la densité de la population de *Diporeia* (nombre d'individus x 10^3 par mètre carré, n x $10^3/m^2$) dans le lac Michigan, de 1994-1995 à 2015. Les petits points rouges indiquent l'emplacement des sites d'échantillonnage.
Sources : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa *et al.*, 2014, 2017
Figure 5. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans le sud du lac Michigan, selon la profondeur : < 30 m (carrés, ligne pleine); 31-90 m (triangles, ligne à tirets longs); et > 90 m (cercles, ligne à tirets courts), 2010-2017. Veuillez remarquer que l'échelle de l'axe est bien inférieure à celle des figures 2 et 3.
Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA
Figure 6. Diminutions de la densité de la population de *Diporeia* (nombre d'individus x 10^3 par mètre carré) dans le lac Huron, 2000-2017. Les petits points rouges indiquent l'emplacement des sites d'échantillonnage.
Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa *et al.*, 2018; Karatayev *et al.*, en révision

Dernière mise à jour :
État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

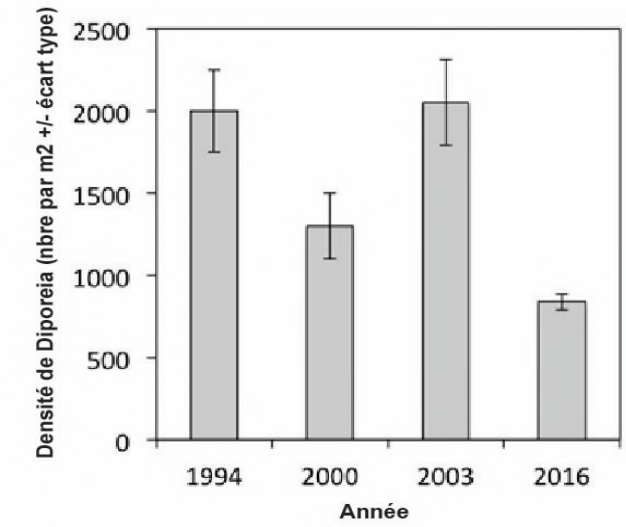


Figure 1. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré ± écart-type) d'amphipodes du genre *Diporeia*. Les données proviennent de 25 stations en eaux littorales américaines dans le sud du lac Supérieur. Elles ont été recueillies en 1994, 2000, 2003 et 2016.
Sources : Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Mehler *et al.*, 2018; Scharold *et al.*, 2008

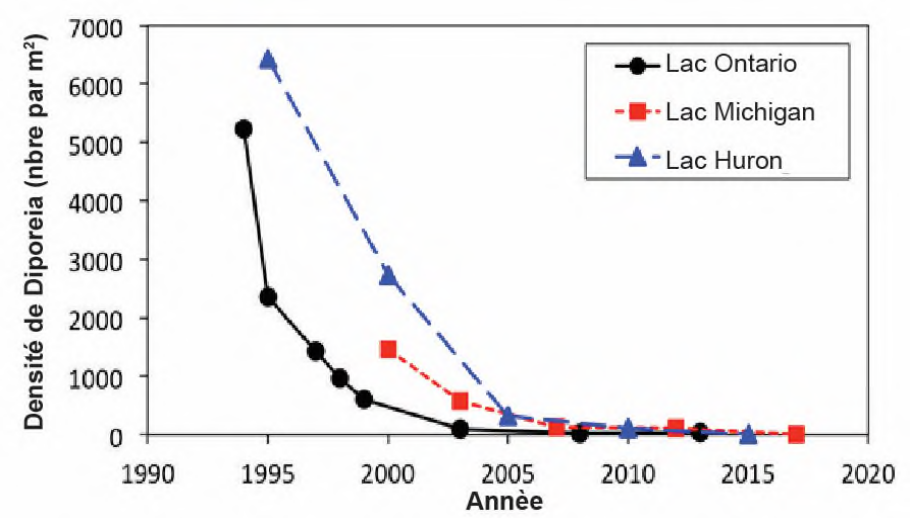


Figure 2. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans des sites à une profondeur de 31 à 90 m dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, dans la période 1995-2017. Les données proviennent de relevés panlacustres effectués principalement à des intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne à tirets longs (bleue); Lac Huron = carrés, ligne tiretée (rouge); Lac Ontario = cercles, ligne pleine (noire). Sources : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Watkins *et al.*, 2007; Birkett *et al.*, 2015; Nalepa *et al.*, 2014, 2017, 2018

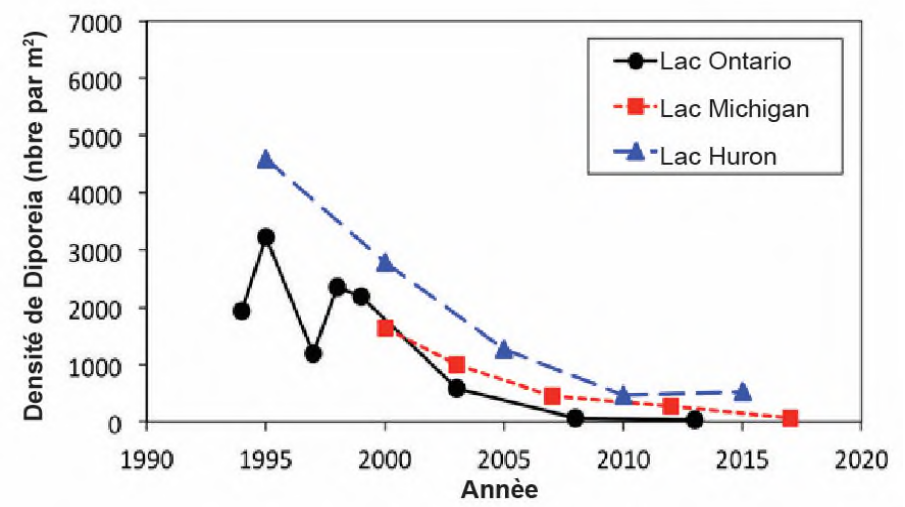


Figure 3. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans des sites à une profondeur de plus de 90 m dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, dans la période 1995-2017. Les données proviennent de relevés panlacustres effectués principalement à des intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne à tirets longs (bleue); Lac Huron = carrés, ligne tiretée (rouge); Lac Ontario = cercles, ligne pleine (noire). Sources : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Watkins *et al.*, 2007; Birkett *et al.*, 2015; Nalepa *et al.*, 2014, 2017, 2018

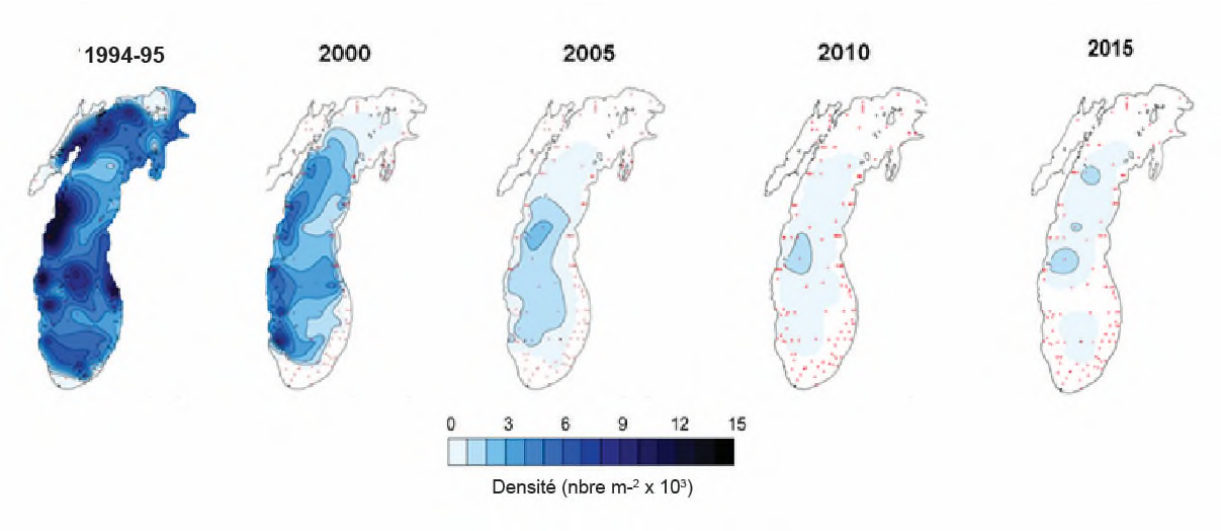


Figure 4. Diminutions de la densité de la population de *Diporeia* (nombre d'individus x 10^3 par mètre carré, n x $10^3/m^2$) dans le lac Michigan, de 1994-1995 à 2015. Les petits points rouges indiquent l'emplacement des sites d'échantillonnage.
Sources : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa *et al.*, 2014, 2017

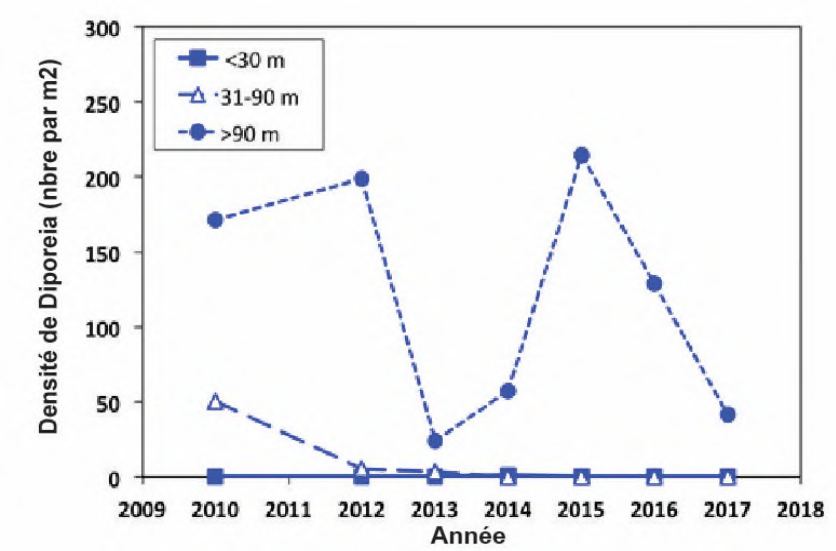


Figure 5. Densité moyenne (nombre d'individus par mètre carré) d'amphipodes du genre *Diporeia* dans le sud du lac Michigan, selon la profondeur : < 30 m (carrés, ligne pleine); 31-90 m (triangles, ligne à tirets longs); et > 90 m (cercles, ligne à tirets courts), 2010-2017. Veuillez remarquer que l'échelle de l'axe est bien inférieure à celle des figures 2 et 3.
Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

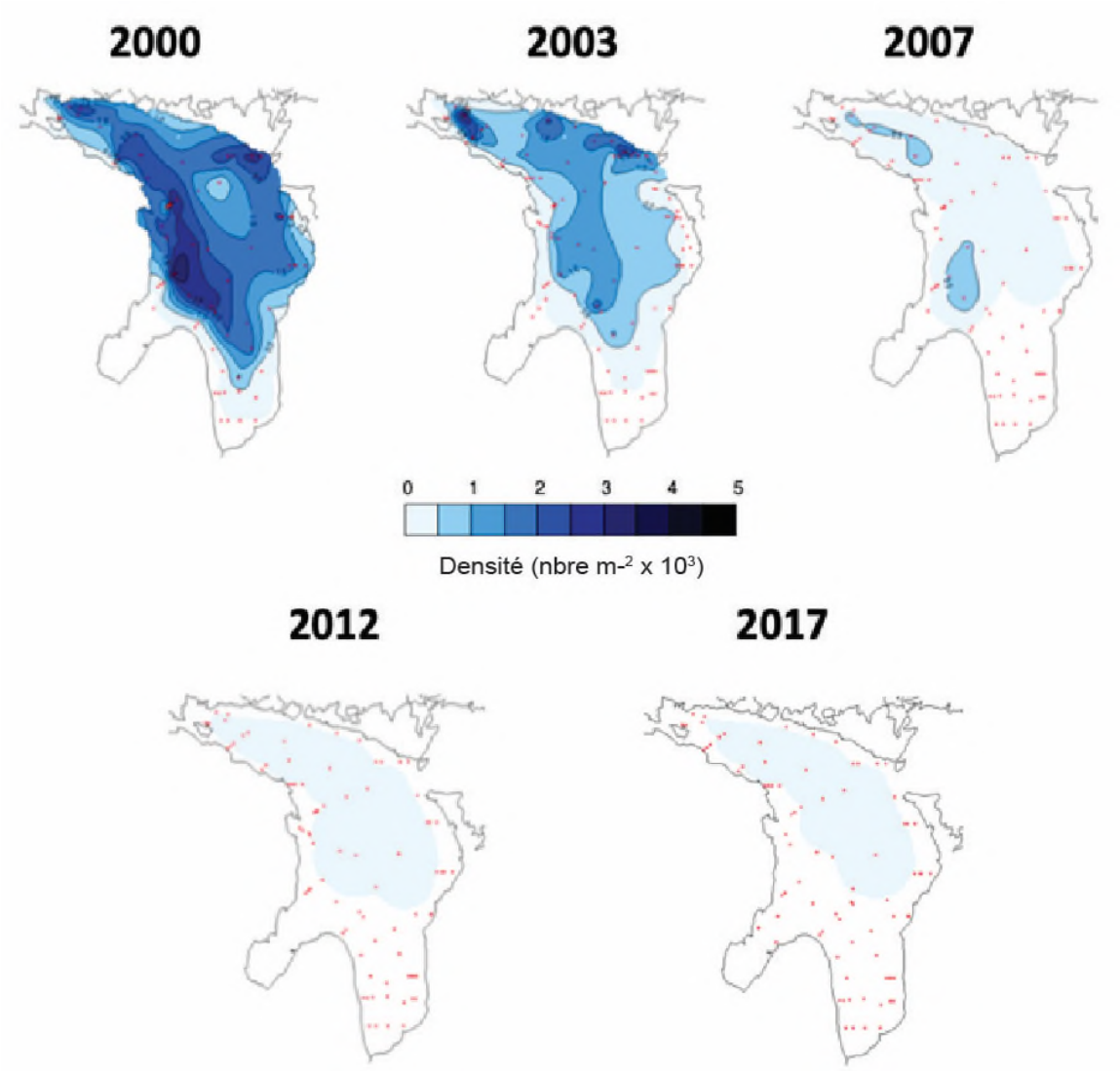


Figure 6. Diminutions de la densité de la population de *Diporeia* (nombre d'individus x 10^3 par mètre carré) dans le lac Huron, 2000-2017. Les petits points rouges indiquent l'emplacement des sites d'échantillonnage.
Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa *et al.*, 2018; Karatayev *et al.*, en révision

Sous-indicateur : Esturgeon jaune

Évaluation globale
État : Médiocre
Tendances :
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Il existe des populations reliques d'esturgeon jaune dans chaque bassin des Grands Lacs, mais seul un petit nombre sont importantes. Les progrès se poursuivent, à mesure que les organismes en savent plus sur l'état des populations dans de nombreux affluents et dans les Grands Lacs mêmes. Les observations et les prises confirmées d'esturgeon jaune continuent d'augmenter dans tous les lacs. L'ensemencement contribue à l'abondance dans certaines zones. La tendance de l'évaluation globale et des évaluations lac par lac s'est améliorée au cours des dix dernières années par suite de l'intensification en matière d'observations, d'ensemencement et de restauration, mais le nombre de populations autosuffisantes dans tous les lacs demeure médiocre par rapport aux estimations historiques. Dans de nombreuses zones, la remise en état de l'habitat s'impose, car les aires de reproduction et de croissance ont été détruites ou modifiées, ou encore l'accès y a été bloqué.

Des définitions des situations et tendances évaluées sont présentées à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme : S'améliore
Justification : Les populations satisfont à tous les critères de rétablissement dans trois affluents et à la plupart des critères dans trois autres cours d'eau. Les populations se reproduisent dans au moins 11 affluents du lac Nipigon. L'abondance augmente grâce à la reproduction naturelle et à un ensemencement.

Lac Michigan
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Les populations sauvages d'esturgeons jaunes frayent annuellement et produisent un recrutement mesurable dans huit affluents du lac Michigan : les rivières Fox, Oconto, Peshtigo, Menominee, Manistee, Muskegon, Grand et Kalamazoo. L'ensemencement depuis des installations d'élevage en ruisseau est utilisé pour ré-établir des populations dans les rivières Milwaukee, Kewaunee, Cedar et Whitefish et pour supplémenter le recrutement d'individus sauvages dans les rivières Manistee et Kalamazoo. Les taux de capture d'esturgeons juvéniles tant sauvages qu'issus de l'ensemencement ont augmenté dans les filets maillants utilisés pour les évaluations dans plusieurs secteurs depuis le début de l'ensemencement, ce qui indique un recrutement accru dans les dix dernières années. Plusieurs barrages ont été enlevés sur la rivière Milwaukee, et les esturgeons peuvent actuellement contourner les deux barrages inférieurs de la rivière Menominee.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Les esturgeons jaunes frayent dans huit affluents, soit les rivières Garden, Mississaugi, Moon, Musquash, Nottawasaga, Spanish et Sainte-Marie, ainsi que dans le cours supérieur de la rivière Sainte-Claire. Des stocks de diverses tailles sont régulièrement pris dans le chenal du Nord, la baie Georgienne, la rivière Sainte-Marie, la partie sud du lac Huron et la baie Saginaw. L'ensemencement en esturgeons jaunes a aussi lieu dans le bassin de la rivière Saginaw, un affluent du lac Huron. La contribution de ces individus dans le bassin du lac Huron fait l'objet

d'une évaluation, et on espère qu'elle donnera lieu à une augmentation des prises par unité d'effort des esturgeons jaunes juvéniles à l'avenir.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Les prises accessoires réalisées depuis 1992 dans l'ensemble du lac indiquent une amélioration éventuelle de leur état situation dans le lac Érié. Les populations se reproduisent dans les rivières Détroit et Sainte-Claire, qui relie les lacs Huron et Érié, et les efforts en matière de restauration de l'habitat déployés dans ce réseau ont créé six lieux de frai supplémentaires au cours des dix dernières années. Au cours du printemps 2017, on a aussi détecté la reproduction pour la première fois dans le port de Buffalo. L'ensemencement en esturgeon jaune a commencé dans la rivière Maumee à l'automne 2018, et on espère que ces activités mèneront à une augmentation des prises par unité d'effort des esturgeons jaunes juvéniles dans le bassin du lac Érié.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la partie internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Les prises accessoires réalisées depuis 1995 dans l'ensemble du lac indiquent une amélioration éventuelle de leur situation. L'espèce fraye dans le cours inférieur de la rivière Niagara, la rivière Trent et la rivière Black. Il existe des populations de bonne taille dans les réseaux de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent. L'ensemencement aux fins de rétablissement a commencé en 1995 dans l'État de New York. De 2013 à 2016, l'ensemencement en alevins d'esturgeon jaune a été réalisé dans neuf lieux. Durant la même période, de jeunes individus provenant de populations issues de l'ensemencement ont été détectés dans le lac Oneida (Jackson *et al.*, 2016) et dans la rivière Oswegatchie (NYSDEC et USFWS, données inédites). Des femelles en âge de se reproduire ont été prises dans la rivière Seneca depuis 2013, et des mâles matures issus de précédentes activités d'ensemencement ont été capturés dans la rivière Genesee en 2016 (Dawn Dittman, USGS, comm. pers.).

Définitions des situations évaluées
L'évaluation de la situation est fondée sur le nombre de populations historiques d'esturgeons jaunes (Proceedings of the 2008 Great Lakes Lake Sturgeon Coordination Meeting [tableaux sur les bassins mis à jour en 2013]; http://www.fws.gov/midwest/sturgeon/index.htm). Une population autosuffisante est définie comme contenant des adultes sexuellement matures qui se reproduisent dans un bassin hydrographique majeur et qui montrent des signes de recrutement.

Remarque : Le nombre minimal de populations historiques d'esturgeons jaunes, par lac, était :
- Lac Supérieur : 21;
- Lac Michigan : 29;
- Lac Huron : 33;
- Lac Érié : 15;
- Lac Ontario : 15.

Bon : Plus de 75 % de toutes les populations historiques sont autosuffisantes.
Passable : Entre 50 et 75 % de toutes les populations historiques sont autosuffisantes.
Médiocre : Moins de 50 % de toutes les populations historiques sont autosuffisantes.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées
S'améliore : Le nombre de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes a augmenté et/ou les estimations modélisées de l'abondance ont augmenté et/ou les prises par unité d'effort d'esturgeons jaunes juvéniles ont augmenté dans les relevés indépendants de la pêche depuis le dernier cycle de production de rapports.
Inchangée : Le nombre de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes demeure inchangé et/ou les estimations modélisées de l'abondance demeurent inchangées et/ou les prises par unité d'effort d'esturgeons jaunes juvéniles sont demeurées inchangées dans les relevés indépendants de la pêche depuis le dernier cycle de production de rapports.
Se détériore : Le nombre de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes a diminué et/ou les estimations

modélisées de l'abondance ont diminué et/ou les prises par unité d'effort d'esturgeons jaunes juvéniles ont diminué dans les relevés indépendants de la pêche depuis le dernier cycle de production de rapports.
Indéterminée : Les mesures n'indiquent aucune tendance globale claire, ou l'on ne dispose pas des données nécessaires à l'établissement d'une tendance.

Objectifs ou cibles
Suffisamment de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes qui permettraient aux organismes d'État, provinciaux et fédéraux de retirer cette espèce des listes d'espèces menacées ou en voie de disparition.

Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur a pour objet de mesurer l'état et les tendances à l'abondance des populations aux principales étapes de la vie, la distribution, l'utilisation de l'habitat et le recrutement de l'esturgeon jaune dans les Grands Lacs et les voies d'eau et les affluents qui les relient. L'esturgeon jaune est représentatif de communautés de poisson saines dans les principaux habitats des Grands Lacs, et il contribue à l'existence de pêches lucratives dans les Grands Lacs; or, il rend ainsi compte de la santé de l'écosystème grâce aux rôles qu'il joue dans le réseau trophique aquatique.

Objectif pour l'écosystème
Conserver, améliorer ou restaurer des populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes là où l'espèce était historiquement présente à un degré qui permettra toutes les radiations étatiques, provinciales et fédérales des classifications concernant la dégradation ou la perturbation des populations (p. ex. espèces menacées, en voie de disparition ou en péril).

Ce sous-indicateur appuie notamment le travail visant à atteindre le cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure
Ce sous-indicateur consiste en la classification normalisée de l'abondance des adultes, de l'abondance des juvéniles (recrutement) et du nombre de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes dans chaque lac. La disponibilité des données (sur le plan de la quantité et de la qualité) pourrait limiter la couverture spatiale complète de chaque lac, et il est possible que les données disponibles reflètent seulement les secteurs fréquentés par les stocks d'esturgeons jaunes dans chaque lac. L'information provenant d'une zone précise représentant l'habitat idéal de l'esturgeon jaune dans le lac en question est considérée comme étant appropriée aux fins de ce sous-indicateur. La classification normalisée de chaque espèce de poissons dans chaque lac/lieu doit être élaborée par des experts des pêches au sein des comités techniques intergouvernementaux des lacs de la Commission des pêcheries des Grands Lacs. La hiérarchie suivante des sources de données sera utilisée pour calculer l'abondance des adultes et les scores de recrutement :

1. Le nombre de populations autosuffisantes d'esturgeons jaunes dans les Grands Lacs;
2. Les estimations modélisées de l'abondance de l'esturgeon jaune dans le cadre de la gestion intergouvernementale des pêches;
3. Les prises par unité d'effort d'esturgeons jaunes juvéniles dans les engins de relevé indépendants de la pêche.

État de l'écosystème
Contexte
L'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) était historiquement abondant dans les Grands Lacs et comptait des populations reproductrices dans un grand nombre d'affluents, de voies interlacustres et de hauts-fonds majeurs, et ce, dans l'ensemble du bassin. Avant l'arrivée des colons européens dans la région, il était une espèce dominante de la communauté benthivore littorale dans chacun des Grands Lacs (Baldwin *et al.*, 1979; Hay-Chmielewski et Whelan, 1997; Haxton *et al.*, 2014). Du milieu à la fin du 19e siècle, l'esturgeon jaune a joué un rôle de premier plan comme espèce commerciale et figurait parmi les cinq espèces les plus abondantes des pêches commerciales (Baldwin *et al.*, 1979, figure 1).

Le déclin des populations d'esturgeon jaune dans les Grands Lacs a été rapide et proportionnel à la destruction de l'habitat, à la détérioration de la qualité de l'eau et à la pêche intensive liée à l'établissement et au développement dans la région. L'esturgeon jaune était au départ considéré comme une espèce nuisible de peu de valeur par les

colons européens, mais, vers le milieu du 19e siècle, on a commencé à reconnaître sa valeur comme espèce commerciale, et une pêche lucrative s'est développée. En moins de cinquante ans, son abondance a diminué radicalement et, depuis 1900, l'esturgeon jaune est demeuré une espèce largement en déclin et de peu d'incidence pour la pêche commerciale. L'esturgeon jaune est maintenant disparu de nombreux affluents et plans d'eau où il se reproduisait et prospérait autrefois (figures 2-7). L'espèce est considérée comme rare, en voie de disparition, menacée, ou à surveiller/préoccupante par les divers organismes de gestion des pêches des Grands Lacs. La pêche de l'esturgeon jaune est actuellement interdite ou très réglementée dans les eaux des Grands Lacs.

Situation de l'esturgeon jaune

Il reste des populations sauvages d'esturgeons jaunes dans le bassin des Grands Lacs, mais la plupart persistent à une faible fraction de leur abondance historique. Le nombre de populations autosuffisantes est inférieur à la moitié de ce qui était historiquement estimé dans chacun des Grands Lacs. Dans bon nombre de réseaux, l'accès aux aires de reproduction est bloqué, et les autres habitats ont été modifiés. Toutefois, des populations reliques vivent dans tous les bassins des Grands Lacs (figures 3 à 7), et certaines de ces populations sont nombreuses (des dizaines de milliers de poissons). Des analyses génétiques ont montré que les populations des Grands Lacs sont structurées par région et témoignent d'une forte diversité dans chaque lac, et d'un lac à l'autre (DeHaan *et al.*, 2006; Welsh *et al.*, 2008).

Lac Supérieur

La communauté de poissons du lac Supérieur demeure relativement intacte comparativement à celle des autres Grands Lacs (Bronte *et al.*, 2003). Les renseignements historiques et actuels indiquent qu'au moins 21 affluents du lac Supérieur abritent des populations d'esturgeon jaune reproductrices (Holey *et al.*, 2000; Quinlan 2007). La réussite de la reproduction a été confirmée dans la rivière St. Louis au printemps 2011 par la prise d'esturgeons larvaires. Dans la rivière White (Ontario), la réussite du frai était déduite de l'identification d'un lieu de rassemblement et de frai (Ecclestone, 2013). L'esturgeon jaune se reproduit actuellement dans 11 affluents du lac Supérieur. Le plan de rétablissement de l'esturgeon jaune pour le lac Supérieur (Auer 2003) sert de documentation d'orientation pour les activités des organismes. Les populations des rivières Sturgeon (Michigan), Goulais (Ontario) et Bad (Wisconsin) satisfont aux critères des plans de rétablissement pour les populations autosuffisantes (Auer, 2003; Auer et Baker, 2007; Quinlan, 2007; Quinlan *et al.*, 2010). L'amélioration des méthodes d'évaluation a fourni de meilleures estimations de l'abondance dans l'ensemble du lac (Auer et Baker, 2007; Schram, 2007; Schloesser *et al.*, 2014). La taille estimative de la population combinée de la montaison annuelle des rivières Bad et White (Wisconsin) était des 844 individus, 666 dans la rivière Bad et 178 dans la rivière White (Schloesser et Quinlan, 2011). Le nombre estimatif d'esturgeons jaunes des montaisons annuelles dans la rivière Sturgeon (Michigan) va de 350 à 400 adultes (Auer et Baker, 2007). L'abondance de juvéniles d'esturgeon jaune était estimée à 4 977 (IC à 95 % de 3 295 à 7 517) dans la baie Goulais, la partie orientale du lac Supérieur (Pratt *et al.*, 2014). L'abondance de l'esturgeon jaune dans la baie Goulais est la plus forte qui ait été mesurée dans le lac Supérieur (Schloesser *et al.*, 2014). L'ensemencement de la rivière St. Louis (Minnesota) et de la rivière Ontonagon (Michigan) a débouché sur des accroissements de l'abondance dans des zones localisées. L'analyse génétique a montré que les populations d'esturgeon jaune de la plupart des zones du lac Supérieur, à l'exception des eaux orientales, sont distinctes les unes des autres et très différentes de celles des autres Grands Lacs (Welsh *et al.*, 2008).

Des études et des évaluations se poursuivent dans les échancrures et les eaux littorales reliées à chacun des 21 affluents de frai historique. En 2011 et 2016, des organismes des pêches ont réalisé des relevés témoins coordonnés de l'esturgeon jaune dans tout le lac afin d'évaluer les tendances de l'abondance et les caractéristiques biologiques que l'on attribue à toutes les populations connues, historiques et actuelles d'esturgeon jaune. Une étude clé de la rivière Kaministiquia (Ontario) a examiné l'effet qu'exercent des régimes d'écoulement contrôlé aux chutes Kakabeka sur le comportement migratoire et la réponse reproductive de l'esturgeon jaune de 2002 à 2009 (Friday, 2009). La pêche commerciale de 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.

Malgré les progrès qui ont été réalisés, des difficultés subsistent. Il n'y a pas eu de montaison dans 10 des 21 affluents de frai historique, et les données recueillies ont fourni la preuve que seulement trois populations satisfont aux objectifs fixés dans le plan de rétablissement de 2003 et à la définition d'une population autosuffisante dans le présent document. Dans l'ensemble, l'abondance de l'esturgeon jaune n'est plus qu'une petite fraction de l'abondance historique, estimée à 870 000 (Hay-Chmielewski et Whelan, 1997). L'amélioration constatée dans le cadre des évaluations des tendances sur 10 ans et à long terme est basée sur la hausse de l'abondance découlant de la reproduction naturelle et de l'ensemencement.

Lac Michigan

On sait que des populations reliques se reproduisent dans les eaux d'au moins neuf affluents dont la communication avec le lac Michigan n'est pas entravée (Schneeberger *et al.*, 2005; Clapp *et al.*, 2012; Hayes et Caroffino, 2012). Les rivières Menominee et Peshtigo continuent d'abriter les plus grandes populations, dont les montaisons annuelles comptent plusieurs centaines d'adultes (Elliott et Gunderman, 2008; M. Donofrio, WDNR, et E. Baker, MDNR, comm. pers.). Six autres cours d'eau (cours inférieur de la rivière Fox et rivières Oconto, Manistee, Muskegon, Grand et Kalamazoo) continuent d'abriter de plus petites populations (> 75 adultes; Harris *et al.*, 2017; Hayes et Caroffino, 2012; Elliott et Gunderman, 2008; Baker, 2006). Le succès de la reproduction a été confirmé dans ces huit cours d'eau, et des juvéniles d'âge 0 peuvent être capturés régulièrement dans beaucoup de ces réseaux fluviaux. Les estimations du recrutement dans la rivière Peshtigo indiquent que, au cours de certaines années, plusieurs centaines d'individus sont recrutés à l'automne dans ce réseau (Caroffino *et al.*, 2007). Les activités de recherche et d'évaluation ciblant les populations des rivières Manistee et Muskegon indiquent un recrutement important depuis ces réseaux au cours de la plupart des années (LRBOI, 2016; Harris *et al.*, 2017). De plus, l'abondance des poissons reproducteurs dans certaines rivières semble avoir augmenté durant les deux dernières décennies, et les taux de capture d'individus sauvages juvéniles dans les filets maillants utilisés pour les évaluations dans le lac Michigan ont considérablement augmenté au cours des dix dernières années, ce qui indique qu'un recrutement accru a lieu depuis plusieurs années dans certains cours d'eau. Des esturgeons adultes ont aussi été observés à l'occasion dans le cours inférieur de la rivière Manistique et dans les rivières Cedar, Milwaukee, Boardman et St. Joseph au cours des périodes de reproduction, mais aucune population reproductrice n'est connue dans ces rivières; si elles existent, l'abondance des individus est considérée comme étant faible (< 25 adultes; Hayes et Caroffino, 2012; B. Eggold, comm. pers.). 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 – quoique très réglementée. Le cours supérieur de la rivière Menominee abrite aussi deux populations 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 à la ligne et hameçon, aussi très réglementée, chaque année à l'automne.

L'utilisation coordonnée d'installations en ruisseau pour l'élevage d'esturgeons destinés à la réintroduction et à la réhabilitation continue d'être une composante importante du rétablissement des esturgeons dans le lac Michigan. Depuis 2006, le Department of Natural Resources (DNR) du Michigan, le DNR du Wisconsin, le Fish and Wildlife Service des États-Unis, la Little River Band of Ottawa Indians, la Gun Lake Tribe et le Riveredge Nature Center, de concert avec d'autres groupes bénévoles, ont coordonné leurs efforts en vue d'utiliser des installations en ruisseau pour élever et introduire des esturgeons jaunes de 4 à 6 mois dans 6 rivières (Milwaukee, Kewaunee, Cedar, Whitefish, Manistee et Kalamazoo). Les méthodes employées respectent les recommandations des lignes directrices de 2010 en matière de génétique pour l'ensemencement en esturgeons jaunes dans le bassin des Grands Lacs (Welsh *et al.*, 2010), qui exigent d'utiliser des sources appropriées de donneurs, d'élever les individus dans l'eau de leur cours d'eau natal pour favoriser l'empreinte génomique, et de maximiser la diversité génétique. Depuis 2005, plus de 40 000 esturgeons jaunes d'âge 0 en automne ont été introduits au moyen de ces méthodes. Des esturgeons jaunes juvéniles de multiples classes d'âge ont été pris dans des filets maillants d'évaluation dans les eaux du lac Michigan adjacentes aux rivières ensemencées, et les taux de capture ont augmenté depuis le début de l'ensemencement (Troy Zorn, DNR du Michigan, données inédites; Tom Burzinski, DNR du Wisconsin, données inédites). On a l'intention de poursuivre des activités d'ensemencement pendant au moins 20 ans pour établir des populations fondatrices durables d'au moins 750 individus matures dans chaque rivière.

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 ont orienté des projets de remise en état de l'habitat, d'élimination de barrages et de passes à poissons. Une échelle à poisson pour le passage en amont et des installations de protection et de contournement en aval ont été utilisées pour faire éviter les deux barrages inférieurs de la rivière Menominee aux esturgeons jaunes depuis 2015.

Les populations d'esturgeon jaune du lac Michigan continuent d'être autosuffisantes et ne représentent qu'une petite fraction de leur abondance historique. D'après une estimation optimiste, l'abondance des adultes dans l'ensemble du lac est de moins de 10 000 individus, bien en deçà de 1 % des estimations les plus conservatrices de leur abondance historique (Hay-Chmielewski et Whelan, 1997; Haxton *et al.*, 2014). Même si les 9 populations existantes semblent autosuffisantes, seules les populations des rivières Winnebago, Menominee et Peshtigo sont assez abondantes pour

être considérées comme en santé et en sécurité. L'amélioration constatée dans le cadre de l'évaluation de la tendance sur 10 ans repose sur la hausse de l'abondance et du recrutement (d'après l'opinion d'experts), l'ensemencement et l'amélioration de la connectivité des rivières.

Lac Huron

Le frai d'esturgeon jaune a été signalé dans les rivières Garden, Mississaugi et Spanish (chenal du Nord), et dans les rivières Moon, Musquash, et Nottawasaga (baie Georgienne). Le frai a été constaté pour la première fois dans la rivière Sainte-Marie durant l'été 2018 (E. Roseman, USGS, comm. pers.) et continue à l'embouchure de la rivière Sainte-Claire dans la partie sud du lac Huron. Des relevés de frai menés dans les rivières Mississaugi et Nottawasaga ont régulièrement capturé des centaines d'esturgeons jaunes, et plus de 50 poissons sont habituellement capturés pendant des études dans la rivière Spanish. La population reproductrice à l'embouchure de la rivière Sainte-Claire dans la partie sud du lac Huron abrite l'une des plus importantes populations d'esturgeon jaune des Grands Lacs, qui compte près de 15 000 individus (USFWS, données inédites). 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 (Boase, 2007). De plus, la création d'une passe à poissons en enrochement au barrage Chesaning (Chesaning, Michigan) dans la rivière Shiawassee et au barrage Frankenmuth (Frankenmuth, Michigan) dans la rivière Cass permet désormais à l'esturgeon jaune de passer et d'avoir accès à environ 40 milles (64 kilomètres) et 73 milles (117 kilomètres) respectivement en amont du site antérieur de chaque barrage. L'ensemencement en esturgeon jaune a commencé à l'automne 2017 dans le bassin hydrographique de la rivière Saginawhed, et devrait se poursuivre pendant 25 ans afin de rétablir la population dans ce réseau. Des barrières et la dégradation de l'habitat dans les affluents du lac Huron au Michigan et en Ontario continuent d'être un obstacle important à la réussite du rétablissement dans le lac Huron.

Les stocks d'esturgeon jaune du lac Huron sont surveillés par divers organismes de gestions des ressources et grâce au travail bénévole des pêcheurs commerciaux. À ce jour, les efforts conjoints des chercheurs dans les eaux américaines et canadiennes ont donné lieu au marquage de plus de 7 000 esturgeons dans la baie Saginaw, dans le sud du lac Huron, dans la rivière Sainte-Marie, dans la baie Georgienne et dans le chenal du Nord, des stocks relativement importants de tailles mixtes étant capturés en chacun de ces endroits. Les données de marquage, les études télémétriques et les données génétiques indiquent que l'esturgeon jaune se déplace à l'intérieur des limites territoriales, d'un pays à l'autre et d'un bassin à l'autre. Il n'y a pas à l'heure actuelle de pêche commerciale ou récréative d'esturgeon jaune dans le lac Huron. La réglementation concernant la pêche de subsistance dans le lac Huron varie selon les organismes et est en grande partie mal connue.

Afin de mieux évaluer l'abondance de juvéniles à l'échelle du bassin dans le lac Huron, 11 affluents ont fait l'objet d'un échantillonnage en 2012 et 2013 au moyen d'un protocole qui réussit à capturer des juvéniles d'esturgeon jaune dans le lac Supérieur (Schloesser *et al.*, 2014). Neuf des affluents du lac Huron ont été échantillonnés dans la province de l'Ontario, et deux l'ont été dans l'État du Michigan. Des juvéniles d'esturgeon jaune ont été capturés dans 4 de ces affluents, notamment les rivières Blind, Echo, Serpent et Spanish, qui sont toutes situées dans le chenal du Nord. L'élaboration d'un indice des juvéniles afin d'évaluer la situation de l'esturgeon jaune dans le lac Huron continue d'intéresser des organismes de gestion.

Pour comprendre les habitudes migratoires de l'esturgeon jaune dans la partie sud du lac Huron et dans la rivière Sainte-Claire, des transmetteurs acoustiques ont été implantés à 126 adultes d'esturgeon jaune. Au moyen du GLATOS (Great Lakes Acoustic Telemetry Observation System [système d'observation par télémétrie acoustique des Grands Lacs) plus de quatre millions, des détections ont été documentées depuis 2011 et fournissent de précieux renseignements sur les déplacements de l'esturgeon jaune adulte dans le réseau du lac Huron et de la rivière Sainte-Claire (Hondorp *et al.*, 2015).

La population d'esturgeons jaunes dans le lac Huron continue d'être bien inférieure aux niveaux historiques estimés (Hay-Chmielewski et Whelan, 1997; Haxton *et al.*, 2014). Seules deux populations autosuffisantes existent dans les eaux du Michigan du lac Huron (rivières Sainte-Marie et Sainte-Claire), et il y en a quatre (rivières Sainte-Marie, Sainte-Claire, Spanish et Mississaugi) dans les eaux canadiennes. L'amélioration constatée dans le cadre de l'évaluation de la tendance sur 10 ans repose sur un nouveau programme d'ensemencement lancé dans la rivière Saginaw et l'amélioration de la connectivité des rivières.

Lac Érié

On a observé que le frai a lieu à huit endroits dans les eaux reliant les lacs Huron et Érié (Caswell *et al.*, 2004; Manny et Kennedy, 2002; Roseman *et al.*, 2011); il a aussi été détecté dans le port de Buffalo durant le printemps de 2017 (Neuenhoff *et al.*, 2018). Trois nouveaux lieux de reproduction ont été décelés dans la rivière Sainte-Claire à la suite de projets de restauration de récifs artificiels destinés à éliminer la perte de poisson et l'altération de l'utilisation bénéfique (AUB) d'habitats de poissons et fauniques dans cette rivière (E. Roseman, USGS, comm. pers.). Les données de marquage et de télémesure indiquent qu'un robuste stock d'esturgeon jaune d'environ 11 000 poissons vit dans le chenal nord de la rivière Sainte-Claire et dans le lac Sainte-Claire (Thomas et Haas 2002; Chiotti *et al.*, 2013). La population reproductrice dans le cours supérieur de la rivière Sainte-Claire près de Port Huron (Michigan) abrite l'une des plus importantes populations d'esturgeon jaune des Grands Lacs, d'environ 15 000 individus (USFWS, données inédites). 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 occidental du lac Érié ont été désignés comme aires de croissance, vu les prises régulières de la pêche commerciale et de la pêche de recherche. Selon les rapports de pêcheurs à la ligne et de plongeurs (C. Legard, NYSDEC, communication personnelle), on soupçonne que le cours supérieur de la rivière Niagara est une aire de croissance. Cependant, un relevé portant exclusivement sur l'esturgeon jaune n'a pas été effectué dans le cours supérieur de la rivière Niagara pour confirmer ces rapports. Dans les bassins central et oriental 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. L'ensemencement en esturgeons jaunes a commencé dans la rivière Maumee à l'automne 2018, et on espère que cela donnera lieu à une hausse des prises par unité d'effort des esturgeons jaunes juvéniles dans le bassin du lac Érié. Une concentration d'esturgeon observée ou printemps de 2009 et un échantillonnage effectué subséquemment jusqu'en 2015 dans le port de Buffalo ont produit des esturgeons jaunes adultes et des subadultes arrivant à maturité sexuelle ou qui l'avaient atteinte. De l'imagerie sonar à balayage latéral d'une partie d'environ sept milles carrés (18 kilomètres carrés) du port de Buffalo Harbor a été recueillie afin d'élaborer une carte de catégorie d'habitat destinée à désigner un éventuel habitat de frai de l'esturgeon.

Comme il a déjà été mentionné, pour comprendre les habitudes migratoires de l'esturgeon jaune dans la partie sud du lac Huron et dans le réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit, des transmetteurs acoustiques ont été implantés à près de 300 adultes d'esturgeon jaune. Au moyen du GLATOS (Great Lakes Acoustic Telemetry Observation System [système d'observation par télémétrie acoustique des Grands Lacs) plus de quatre millions, des détections ont été documentées depuis 2011 et fournissent de précieux renseignements sur les déplacements de l'esturgeon jaune adulte dans ce réseau ainsi que dans les lacs Huron et Érié (Hondorp *et al.*, 2015). Dans le port de Buffalo, des transmetteurs acoustiques ont été implantés à 19 esturgeons jaunes, dont 9 étaient équipés de transmetteurs par satellite, au printemps de 2015. À ce jour, GLATOS a fourni près de cinq millions de détections d'esturgeons marqués de façon acoustique dans le port de Buffalo.

Dans un effort pour évaluer l'abondance de juvéniles à l'échelle du bassin dans le lac Érié, 14 affluents ont fait l'objet d'un échantillonnage en 2013 et 2014 au moyen d'un protocole qui réussit à capturer des juvéniles d'esturgeon jaune dans le lac Supérieur (Schloesser *et al.*, 2014). Au total, 176 filets ont été tendus et 15 esturgeons jaunes ont été capturés au total, tous dans le réseau des rivières Sainte-Claire – Détroit.

La population d'esturgeons jaunes dans le lac Érié continue d'être bien inférieure aux niveaux historiques. On trouve des populations autosuffisantes dans trois (rivières Sainte-Claire et Détroit et cours supérieur de la rivière Niagara) des 15 affluents historiques du lac Érié. Les efforts en matière de recherche continuent de porter principalement sur la détermination de rivières présentant un habitat qui se prête aux efforts en matière de réintroduction, la désignation de lieu de frai, les exigences en matière d'habitat et les habitudes migratoires. L'amélioration constatée dans le cadre de l'évaluation de la tendance sur 10 ans repose sur un nouveau programme d'ensemencement lancé dans la rivière Maumee, une augmentation des lieux de frai dans le réseau des rivières Sainte-Claire – Détroit et le port de Buffalo, et l'amélioration de la connectivité des rivières.

Lac Ontario et cours supérieur du fleuve Saint-Laurent

Les effectifs d'esturgeons arrivés à maturité ne sont pas bien quantifiés pour la plupart des zones de frai entourant le lac Ontario; cependant, on dispose d'assez de données pour évaluer la situation de l'esturgeon jaune. Dans le cours inférieur de la Niagara, les estimations par marquage-recapture indiquent une population actuelle de 6 500 (intervalle de confiance à 95 % de 6 000 à 7 000) individus matures et immatures (D. Gorsky, comm. pers.). Par ailleurs, le nombre d'esturgeons comptés dans, ou au voisinage de, deux frayères artificielles construites au voisinage du barrage Iroquois dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent allait de 122 à 395 au paroxysme de l'activité de frai de 2008 à 2012 (NYSDEC, 2013). Des populations reproductrices habitent également la rivière

Black (NY) (Klindt et Gordon, 2014) et la rivière Trent (ON) (A. Mathers, MRNO, comm. pers.); cependant, ces populations sont petites – comptant probablement de dizaines à des centaines de poissons.

Plusieurs mesures ont été prises pour favoriser le rétablissement de l'esturgeon. La pêche commerciale de l'esturgeon dans le lac Ontario et dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent a été interdite en 1976 dans l'État de New York et en 1984 en Ontario. Par ailleurs, toute pêche récréative est fermée depuis 1979. Au cours de la dernière décennie, des hauts-fonds de frai artificiels ont été créés pour l'esturgeon dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent, et leur succès a été évalué et indique que des œufs ont été déposés et que des larves sont écloses (NYSDEC, 2013).

Entre 1993 et 2016, le New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC), en collaboration avec l'United States Fish and Wildlife Service (USFWS), a introduit 123 045 (0 à 14 047 individus par année) esturgeons dans le réseau du lac Ontario. Les gamètes destinés à ces efforts sont prélevés dans le fleuve Saint-Laurent (en aval du barrage hydroélectrique Moses-Saunders depuis 1996). Les lieux d'ensemencement s'étendent de la rivière Genesee vers l'est, jusqu'aux affluents du lac Saint-François. Les travaux de recherche sur l'esturgeon ensemencé dans le cours inférieur de la rivière Genesee ont documenté un niveau élevé de survie et une bonne croissance, ce qui donne à penser que ces types d'habitat conviennent très bien à l'esturgeon et que l'ensemencement promet d'accroître considérablement l'abondance de l'esturgeon (Dittman et Zollweg, 2006). Les populations reproductrices fondées sur des poissons ensemencés se développeront dans la rivière Genesee, de même que dans la rivière Oswego, au cours des quelques prochaines années (Chalupnicki *et al.*, 2011). Des chercheurs de l'Université Cornell ont capturé des individus sauvages issus des cohortes de 2011, 2012 et 2014 dans le lac Oneida (Jackson *et al.*, 2017). On soupçonne que le frai a aussi lieu dans le réseau des rivières Oneida – Seneca – Oswego à Fulton, à la décharge Cayuga et au barrage Caughdenoy. Deux frayères construites dans le Montezuma National Wildlife Refuge ont attiré des adultes reproducteurs en 2016.

Des relevés ciblés des esturgeons dans la rivière Trent ont eu lieu chaque année à l'automne (de 2016 à 2018), mais seuls deux individus ont été observés jusqu'à maintenant. Un émetteur acoustique a été implanté avec succès sur un esturgeon en 2017; le même individu a été détecté de nouveau durant le relevé du printemps 2018, encore dans la rivière Trent. Lorsque les données du récepteur fixe seront téléchargées, d'autres détails sur les déplacements saisonniers de ce poisson pourraient être révélés.

Des travaux de recherche continueront d'évaluer les hauts-fonds de frai de l'esturgeon jaune pour déterminer les concentrations d'adultes, le dépôt d'œufs et l'émergence d'alevins. La surveillance des prises d'esturgeon et de la structure selon l'âge de la population au moyen des programmes d'évaluation des communautés de poissons des organismes fournira un indice de l'état des populations dans la partie orientale du lac Ontario et du recrutement dans celui-ci. Des relevés ciblés de l'esturgeon dans le cours inférieur de la rivière Niagara semblent s'imposer pour surveiller cette population. Les efforts entrepris par des organismes en matière d'ensemencement de l'esturgeon semblent remporter beaucoup de succès et la surveillance des effets de celui-ci devrait se poursuivre. Comme l'esturgeon atteint sa maturité sexuelle à un âge avancé, il peut falloir une décennie ou davantage pour observer des réponses aux efforts de rétablissement.

La population d'esturgeons jaunes dans le lac Ontario et le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent continue d'être bien inférieure aux niveaux historiques. On trouve des populations autosuffisantes dans 2 (cours inférieur de la Niagara et cours supérieur du Saint-Laurent) des 15 affluents dont on estime qu'ils abritaient des populations historiques d'esturgeons jaunes dans ce réseau. L'amélioration constatée dans le cadre de l'évaluation de la tendance sur 10 ans repose sur les programmes d'ensemencement et l'amélioration de la connectivité des rivières.

Liens

- Benthos – La dégradation du benthos et les changements dans la communauté des macroinvertébrés ont probablement un effet sur la croissance de l'esturgeon jaune et son utilisation de l'habitat.
- Connectivité des habitats aquatiques – la perte de connectivité aquatique a contribué au déclin de l'esturgeon jaune.
- Incidences des espèces aquatiques envahissantes, taux d'envahissement par les espèces aquatiques non indigènes et moules dreissenidées – Les changements de l'écosystème attribuables aux fortes densités d'espèces envahissantes, notamment des dreissenidées et du Gobie à taches noires, de même qu'à l'épidémie de botulisme de type E, que l'on présume liée à la présence de ces espèces et qui a causé des épisodes de mortalité massive d'esturgeon jaune au cours de plusieurs années depuis 2001, représentent une préoccupation supplémentaire.
- Grande lamproie marine – Des pratiques exemplaires de gestion devraient être utilisées pour le contrôle des

populations de grandes lamproies marines dans les affluents où des esturgeons jaunes d'âge 0 pourraient être présents (O'Connor *et al.*, 2016). Le taux de blessures infligées par les grandes lamproies marines et les répercussions potentielles pour les esturgeons jaunes juvéniles et adultes devraient continuer de faire l'objet d'un suivi (Dobiesz *et al.*, 2018).

- Température de l'eau de surface et quantités de précipitations – il importe de poursuivre les recherches quant aux effets des répercussions à l'échelle du bassin hydrographique et des tendances climatiques sur l'habitat disponible pour tous les stades de vie (Lyons et Stewart, 2014).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Notes explicatives : Comme l'évaluation de la situation dépend fortement du nombre de populations autosuffisantes dans le bassin de chaque lac, la source des données pour l'état historique des populations est en cours d'évaluation pour les lacs Huron et Érié. Pour certains des Grands Lacs, la case 4 concernant la couverture géographique et l'échelle des données peut ne pas convenir.				

Limites des données

Il s'agit d'un sous-indicateur relativement coûteux qui exige une coordination entre des organismes fédéraux, d'État, tribaux et provinciaux. Les programmes d'ensemencement devraient durer entre 20 et 25 ans afin d'assurer un niveau de diversité génétique suffisant au sein de la population donneuse (Welsh *et al.*, 2010). Pour obtenir des mesures précises de l'abondance des adultes, des activités d'évaluation par marquage-recapture doivent être réalisées sur au moins sept ans pour veiller à ce que les femelles aient l'occasion d'être capturées au cours de relevés subséquents. Les variations de la périodicité du frai chez l'esturgeon jaune et les effets du débit des cours d'eau sur la reproduction pourraient agir sur les résultats annuels et compliquer l'interprétation des tendances à long terme. Il faudra une meilleure surveillance pour déterminer la situation actuelle des populations d'esturgeons jaunes des Grands Lacs, particulièrement au stade juvénile (âge 0 à 15). Des recherches considérables sont nécessaires pour continuer à déterminer les préférences en matière d'habitat et l'emplacement des esturgeons jaunes de ce groupe d'âge.

Renseignements supplémentaires

L'esturgeon jaune est considéré comme une espèce importante dans les buts et objectifs de la Commission des pêcheries des Grands Lacs pour chacun des Grands Lacs. Un plan de rétablissement de l'esturgeon jaune cible le lac Supérieur, et de nombreux États des Grands Lacs ont adopté des plans de rétablissement ou de réhabilitation de l'esturgeon jaune qui exigent d'augmenter le nombre d'individus au-delà des niveaux actuels.

La communauté ichtyologique « mésotrophe » des eaux fraîches est associée à des eaux plus productives près des rives. Il y a des communautés mésotrophes, et des communautés oligotrophes et eutrophes, à des degrés divers dans les cinq Grands Lacs; le lac Érié constitue surtout un habitat mésotrophe.

L'esturgeon jaune, espèce emblématique, est le poisson des Grands Lacs le plus grand et le plus longévif. Il s'agit aussi d'un indicateur de la connectivité des affluents. Ayant évolué parallèlement au reste de la communauté ichtyologique et de l'écosystème naturel des Grands Lacs, l'esturgeon jaune et d'autres espèces indigènes représentent la biodiversité naturelle des lacs. Ces espèces ont été soumises à un éventail complet d'effets

environnementaux résultant des perturbations d'anthropiques des Grands Lacs, dont la perte d'habitat, et la pollution par l'apport d'éléments nutritifs et de polluants toxiques persistants. Bien que les activités de rétablissement, comme l'ensemencement, puissent compliquer l'interprétation de leur situation, la réussite de ces espèces indique que les buts de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) sont en voie d'être atteints.

La recherche et le développement sont nécessaires pour déterminer des moyens de permettre à l'esturgeon jaune de contourner les obstacles artificiels sur les cours d'eau tout en bloquant les espèces indésirables. De plus, des difficultés considérables d'ordre juridique, logistique et financier doivent être surmontées afin de restaurer l'habitat de reproduction et de croissance dans les affluents et les voies interlacustres des Grands Lacs. Il faudra une meilleure surveillance pour déterminer la situation actuelle des populations d'esturgeons jaunes des Grands Lacs, particulièrement au stade juvénile.

À mesure que les programmes et techniques de surveillance sont perfectionnés, la capacité de détecter l'esturgeon jaune augmente probablement, ce qui rend difficile de déterminer si les changements qui ont été observés résultent de l'augmentation des populations ou rendent compte d'une surveillance plus efficace. L'intégration et la poursuite de programmes de surveillance normalisés à long terme aideront à évaluer efficacement l'état des stocks de l'esturgeon jaune dans chaque lac à l'avenir.

Remerciements
Auteurs :
Justin Chiotti, USFWS, Alpena Fish and Wildlife Conservation Office, Alpena, MI 49707
Robert Elliott, USFWS, Green Bay Fish and Wildlife Conservation Office, New Franken, WI 54229
Henry Quinlan, USFWS, Ashland Fish and Wildlife Conservation Office, Ashland, WI 54806
James Boase, USFWS, Alpena Fish and Wildlife Conservation Office, Alpena, MI, 49707
Chris Davis, MRNFO, Unité de gestion des ressources des Grands Lacs supérieurs – Lac Huron, Owen Sound (ON) N4K 2Z1
Dimitry Gorsky, Lower Great Lakes Fish and Wildlife Conservation Office, Basom, NY 14013
Rich Drouin, MRNFO, Unité de gestion du lac Érié, London (ON) N6E 1L3
Josh Schloesser, USFWS, Ashland Fish and Wildlife Conservation Office, Ashland, WI 54806

Contributeurs :
Darryl Hondorp, USGS, Great Lakes Science Center
Edward Roseman, USGS, Great Lakes Science Center
Jessica Collier, Fish and Wildlife Service des États-Unis
Michael Thomas, MDNR, Lake St. Clair Research Station
Rachel Neuenhoff, USFWS, Northeast Fishery Center
Jonah Withers, USFWS, Northeast Fishery Center
Lori Davis, USFWS, Northeast Fishery Center
Alastair Mathers, MRNFO, Unité de gestion du lac Ontario
Christopher Legard, New York State Department of Environmental Conservation, Region 9
Dawn Dittman, USGS, Great Lakes Science Center
Ashley Moerke, Lake Superior State University, School of Biological Sciences

Sources d'information

Auer, N.A. (éd.). 2003. A Lake Sturgeon rehabilitation plan for Lake Superior. Publications diverses de la Commission des pêcheries des Grands Lacs. 2003-02.

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.

Baker, E. A. 2006. Lake Sturgeon Distribution and Status in Michigan, 1996–2005. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Technical Report 2006-4, Ann Arbor.

Baldwin, N.S., R.W. Saalfeld, M.A. Ross et H.J. Buettner. 1979. Commercial fish production in the Great Lakes 1867-1977. Great Lakes Fishery Commission Technical Report 3.

Biberhofer, J. et C.M. Prokopec, 2005. Description and quantification of the submerged aquatic substrates in the lower Kaministiquia River. Projet de rapport. Institut national de recherche sur les eaux. Environnement et Changement climatique Canada.

Biesinger, Z., D. Gorsky, G.R. Jacobs, J.A. Sweka, M.A.H. Webb et M. Talbott. 2014. Population Assessment of Lake Sturgeon in the Lower Niagara River. *Dans* 2013 Annual report, Bureau of Fisheries Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee. Section 25. NY State Dept. Environ. Conserv., Albany, NY, USA.

Boase, J. 2007. 2006 Annual Report : Evaluation of Lake Sturgeon Spawning in the Saginaw River Watershed (2005-2006). Prepared for the National Fish and Wildlife Foundation (Project no. 2005-0006-011).

Boase, J., R. Elliott, H. Quinlan et B. Trometer. 2008. Proceedings of the third Great Lakes Lake Sturgeon coordination meeting, 29 et 30 novembre 2006. Sault Ste. Marie, MI.

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 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 Wildlife Conference, Madison, WI. 9-12 décembre 2007.

Caswell, N. M., D.L. Peterson, B.A. Manny et G.W. Kennedy. 2004. Spawning by Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the Detroit River. J. Appl. Ichthyol. 20, 1-6.

Chalupnicki, M.A., D.E. Dittman et D.M. Carlson. 2011. Distribution of Lake Sturgeon in New York: 11 Years of Restoration Management. Am. Midl. Nat. 165:364–371.

Chiotti, J., L. Mohr, M. Thomas, J. Boase et B. Manny. 2013. Lake Sturgeon Population Demographics in the Huron Erie Corridor, 1996-2012. Exposé présenté de vive voix, International Sturgeon Symposium, Nanaimo, Canada, 21-25 juillet 2013.

Cholwek, G., D. Yule, M. Eitrem, H. Quinlan et T. Doolittle. 2005. Mapping potential Lake Sturgeon habitat in the lower Bad River complex. USGS Lake Superior Biol. Station report. 21 pp.

Clapp, D.F., R.F. Elliott, S.J. Lenart et R.M. Claramunt. 2012. Inshore and benthivore fish communities. In The state of Lake Michigan in 2011. Sous la direction de D.B. Bunnell. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 12-01.

Collier, J., J. Bossenbroek, T. Crail, C. Mayer, J. Boase, J. Chiotti, C. Vandergoot et Eric Weimer. 2018. Maumee River Lake Sturgeon Reintroduction Plan. *Sous presse*. 1-33 p.

Daugherty, D. J., T.M. Sutton et R.F. Elliott. 2008. Suitability modeling of Lake Sturgeon habitat in five northern Lake Michigan tributaries: implications for population rehabilitation. Restoration Ecology. doi : 10.1111/j.1526-100X.2008.00368.

DeHaan, P., S. Libants, R.F. Elliott et K.T. Scribner. 2006. Genetic population structure of remnant Lake Sturgeon populations in the upper Great Lakes basin. Transactions of the American Fisheries Society. 135:1478-1492.

Dittman, D.E. et E. Zollweg. 2006. Assessment of habitat use by experimentally stocked juvenile Lake Sturgeon. Final report submitted to USEPA Great Lakes National Program Office by USGS Tunison Lab. Aquat. Sci., Cortland, NY. Interagency agreements DW-14-947993-01-0 & DW-14-947991-01-0[online]. Internet : https://www.fws.gov/midwest/sturgeon/documents/ddittman-genesee_sturgeon_03-05_final.pdf [consulté le 7 août 2018].

Dobiesz, N.E., J.R. Bence, T. Sutton, M. Ebener, T.C. Pratt, L.M. O'Connor et T.B. Steeves. 2018. Evaluation of sea lamprey-associated mortality sources on a generalized lake sturgeon population in the Great Lakes. *J. of Great Lakes Res.* 44(2):319-329.

Ecclestone, A. 2013. Lake sturgeon population characteristics and habitat utilization in the White River, Ontario, from 2011 to 2012. Anishinabek/Ontario Fisheries Resources Centre, North Bay, Ontario.

Eckert, T.H. 2004. Summary of 1976-2003 Warm Water Assessment. Dans 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, NY.

Elliott, R.F. 2008. Status and trends in Lake Sturgeon. *Dans* The state of Lake Michigan in 2005. Sous la direction de D.F. Clapp et W. Horns [en ligne]. Internet : http://www.glfc.org/pubs/SpecialPubs/Sp08_2.pdf [consulté le 29 novembre 2012].

Elliott R.F. et B.J. Gunderman. 2008. Assessment of remnant Lake Sturgeon populations in the Green Bay basin, 2002-2006. Final report to the Great Lakes Fishery Trust. Proj. No. 2001-113. U.S. Fish and Wild. Serv., Green Bay Fish. Res. Off, New Franken, Wisconsin.

Fillmore, K.L. 2003 Master's Thesis. Habitat selection and movement of stocked juvenile Lake Sturgeon *Acipenser fulvescens* and benthic invertebrate distribution in the lower Ontonagon River, Michigan. Michigan Technological University. Houghton, MI.

Friday, M.J. 2009. The migratory and reproductive response of spawning Lake Sturgeon to controlled flows over Kakabeka Falls on the Kaministiquia River, 2009. Unité de gestion des GL supérieurs du MRN de l'Ontario. Rapport technique. 21 p.

Golder Associates Ltd. 2011. Recovery Strategy for Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) – Northwestern Ontario, Great Lakes-Upper St. Lawrence River and Southern Hudson Bay-James Bay populations in Ontario. Série de Programmes de rétablissement de l'Ontario. Établi pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario), vii + 77 p.

Harkness, W.J. et J.R. Dymond. 1961. *The Lake Sturgeon: The history of its fishery and problems of conservation.* Ministère des Terres et des Forêts de l'Ontario, Direction de la pêche et de la faune. 120 pages.

Harris, B.S., Ruetz III, C.R., Wieten, A.C., Altenritter, M.E. et Smith, K.M. 2017. Characteristics of lake sturgeon Acipenser fulvescens Rafinesque, 1817 in a tributary of Lake Michigan, USA: status of the Muskegon River population. *Jour. Appl. Ichthyology*.

Haxton, T., Whelan, G. et Bruch, R. 2014. Historical biomass and sustainable harvest of Great Lakes lake sturgeon (*Acipenser fulvescens* Rafinesque, 1817). *J. Appl. Ichthyol.* 30(6):1371-1378.

Hay-Chmielewski, E.M. et G.E. Whelan. 1997. Lake Sturgeon rehabilitation strategy. Michigan Department of Natural Resources Fisheries Division: Special Report Number 18, Ann Arbor, MI.

Hayes, D.B. et Caroffino, D.C. (éd.). 2012. Michigan's lake sturgeon rehabilitation strategy. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 62, Lansing.

Holey, M.E., E.A. Baker, T.F. Thuemler et R.F. Elliott. 2000. Research and assessment needs to restore Lake Sturgeon in the Great Lakes: results of a workshop sponsored by the Great Lakes Fishery Trust. Lansing, MI.

Hondorp, D., J. Boase, C. Krueger, C. Holbrook, M. Thomas, T. Wills, E. Roseman, J. Chiotti, L. Mohr et R. Drouin. Rethinking sturgeon migration: dispersal patterns of Lake Sturgeon in the Lake Huron-to-Lake Erie corridor. 58th Annual Conference on Great Lakes Research (IAGLR), Burlington, VT, mai 2015.

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.

Jackson, J.R., T.E. Brooking et A.J. VanDeValk. 2017. Status of Lake Sturgeon in Oneida Lake. New York Chapter of the American Fisheries Society 2017 Annual Meeting, Buffalo, NY.

Klindt R. M. et D. J. Gordon. 2014. Lake Sturgeon Tagging Study 2013. In 2013 Annual report, Bureau of Fisheries Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee. Section 18. NY State Dept. Environ. Conserv., Albany, NY, USA.

Legard C.D. 2015. Lake Sturgeon Monitoring in Buffalo Harbor. In 2014 Annual Report, Bureau of Fisheries Lake Erie Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Erie Committee. Section M. NY State Dept. Environ. Conserv., Albany, NY, USA.

LRBOI (Little River Band of Ottawa Indians). 2016. Final Report of Lake Sturgeon Research and Reclamation Activities: 2015. Little River Band of Ottawa Indians Report 2015-1, Manistee, MI.

Lyons, J. et J.S. Stewart. 2014. Predicted effects of future climate warming on thermal habitat suitability for Lake Sturgeon (Acipenser fulvescens, Rafinesque, 1817) in rivers in Wisconsin, USA. *J. Appl. Ichthyol.* 30:1508-1513.

Manny, B.A. et G.W. Kennedy. 2002. Known Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) spawning habitat in the channel between Lakes Huron and Erie in the Laurentian Great Lakes. 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 (ON).

Neuenhoff , R.D, Withers J.L., Davis L.A., Markley N.D., Dowell S., Bartron M.L., Gorsky D. et Sweka, J.A. 2018. Discovery of an undocumented Lake Sturgeon spawning site in the headwaters of the Niagara River. Journal of Fish and Wildlife Management 9(1):xx–xx; e1944-687X. doi: 10.3996/102017-JFWM-087.

New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC). 2013. Lake Sturgeon Spawning Beds Habitat Improvement Project: 2012 Monitoring Activities at the Iroquois Dam and Results. Final Report November 2013. Report to the New York Power Authority and the Technical Advisory Council for St. Lawrence–FDR Power Project: FERC NO. 2000 Prepared by: NYSDEC-St. Lawrence Habitat Management Project 1003 County Route 39, Chase Mills, NY 13621.

O'Connor, L.M., T.C. Pratt, T.B. Steeves, B. Stephens, M. Boogard et C. Kaye. 2017. *In situ* assessment of lampricide toxicity to age-0 lake sturgeon. *J. Great Lakes Res.* 43(1):189-198.

Pratt, T.C, W.M. Gardner, J. Pearce, S. Greenwood et S.C. Chong. 2014. Identification of a robust Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens* Rafinesque, 1917) population in Goulais Bay, Lake Superior. J. of Applied Ichthyology 30(6). Août 2014.

Quinlan, H. 2007. Lake Sturgeon. In The state of Lake Superior in 2000. Sous la direction de Mark P. Ebener. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 07-02, pp. 29-32.

Quinlan, H., R. Elliott, E. Zollweg, D. Bryson, J. Boase et J. Weisser. 2005. Proceedings of the second Great Lakes Lake Sturgeon coordination meeting, 9 et 10 novembre 2004. Sault Ste. Marie, MI.

Quinlan, H.R., T.C. Pratt, M.J. Friday, S.T. Schram, M.J. Seider et W.P. Mattes. 2010. Inshore fish community: Lake Sturgeon. In state of Lake Superior 2005. Sous la direction de O.T. Gorman, M.P. Ebener et M.R. Vinson. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 10-01.

Quinlan, H., R. Elliott, J. Boase et B. Trometer. 2012. Proceedings of the fifth Great Lakes Lake Sturgeon coordination meeting, 3 et 4 décembre 2012. Sault Ste. Marie, MI.

Schram, S.T. 2007. Dispersal of stocked Lake Sturgeon in Wisconsin waters of Lake Superior. Wis. Dept. of Nat. Res. Fish Manage. Report No. 152. Octobre 2007.
Schneeberger, P.J., R.F. Elliott, J.L. Jonas et S. Hart. 2005. Benthivores. In The state of Lake Michigan in 2000. Sous la direction de M.E. Holey et T.N. Trudeau. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 05-01, pp. 25-32.

Schloesser, J. et H. Quinlan. 2011. Status of the 2010 Lake Sturgeon spawning population in the Bad and White Rivers, Wisconsin. USFWS Ashland Fish and Wildlife Conservation Office. Technical Report No. 01. 26 p.

Schloesser, J.T., H.R. Quinlan, T.C. Pratt, E.A. Baker, J.V. Adams, W.P. Mattes, S. Greenwood, S. Chong, E. Berglund, W.M. Gardner, J.P. Lindgrens, C. Palveres, P. Stevens, B.D. Borkholder, A.J. Edwards, G. Mensch, E.J. Isaac, S.A. Moore, C. Abel, T. Wilson, P. Ripple et A. Ecclestone. 2014. Lake Superior Lake Sturgeon Index Survey: 2011 Status Report. A report of the Lake Superior Lake Sturgeon Work Group to the Great Lakes Fishery Commission, Lake Superior Technical Committee, and Binational Program Aquatic Community Committee, Lake Superior Lake Sturgeon Work Group Report 1.

Thomas, M.V. et R.C. Haas. 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, B. May. 2008. Genetic assessment of Lake Sturgeon population structure in the Laurentian Great Lakes. North Amer. J. of Fish. Manage**.** Vol. 28 : 572-591.

Welsh, A.B., R.F. Elliott, K.T. Scribner, H.R. Quinlan, E.A. Baker, B.T. Eggold, J.M. Holtgren, C.C. Krueger et B. May. Genetic guidelines for the stocking of Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the Great Lakes basin. Great Lakes Fish. Comm. Misc. Publ. 2010-01

Welsh, A., T. Hill, H. Quinlan, C. Robinson et B. May. 2008. Genetic assessment of Lake Sturgeon population structure in the Laurentian Great Lakes. North Am. J. Fish. Manage. 28 : 572-591.

Zollweg, E.C., R.F. Elliott, T.D. Hill, H.R. Quinlan, E. Trometer et J.W. Weisser (eds.). 2003. Great Lakes Lake Sturgeon Coordination Meeting. In Proceedings of the December 11-12, 2002 Workshop, Sault Ste. Marie, MI.

Liste des figures

Figure 1. Prise historique d'esturgeons jaunes dans chacun des Grands Lacs.
Source : Baldwin *et al.*, 1979
Figure 2. Répartition historique de l'esturgeon jaune.
Source : Zollweg *et al.*, 2003
Figure 3. Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Supérieur, 2012.
Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Supérieur, Commission des pêcheries des Grands Lacs
Figure 4. Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Michigan, 2012.
Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Michigan, Commission des pêcheries des Grands Lacs
Figure 5. Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Huron, 2012.
Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Huron, Commission des pêcheries des Grands Lacs
Figure 6. Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Érié, 2012.
Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Érié, Commission des pêcheries des Grands Lacs
Figure 7. Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Ontario, la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent, 2012.
Source : New York Lake Sturgeon Working Group et Tim Haxton, MRNFO

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

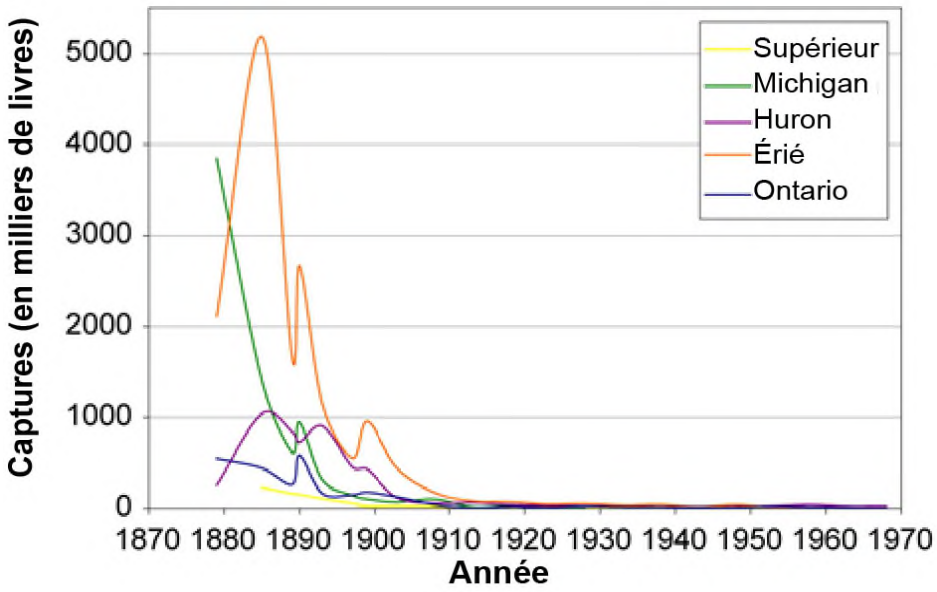


Figure 1. Captures historiques d'esturgeon jaune dans chacun des Grands Lacs.
Source : Baldwin *et al.*, 1979

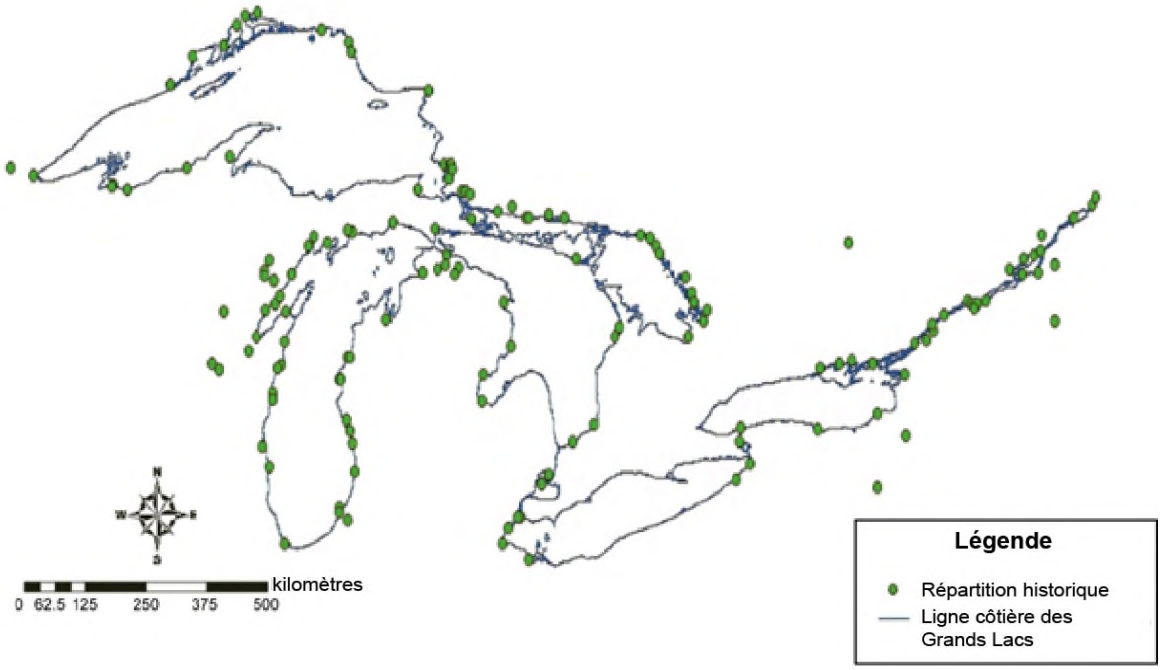


Figure 2. Répartition historique de l'esturgeon jaune.
Source : Zollweg *et al.*, 2003

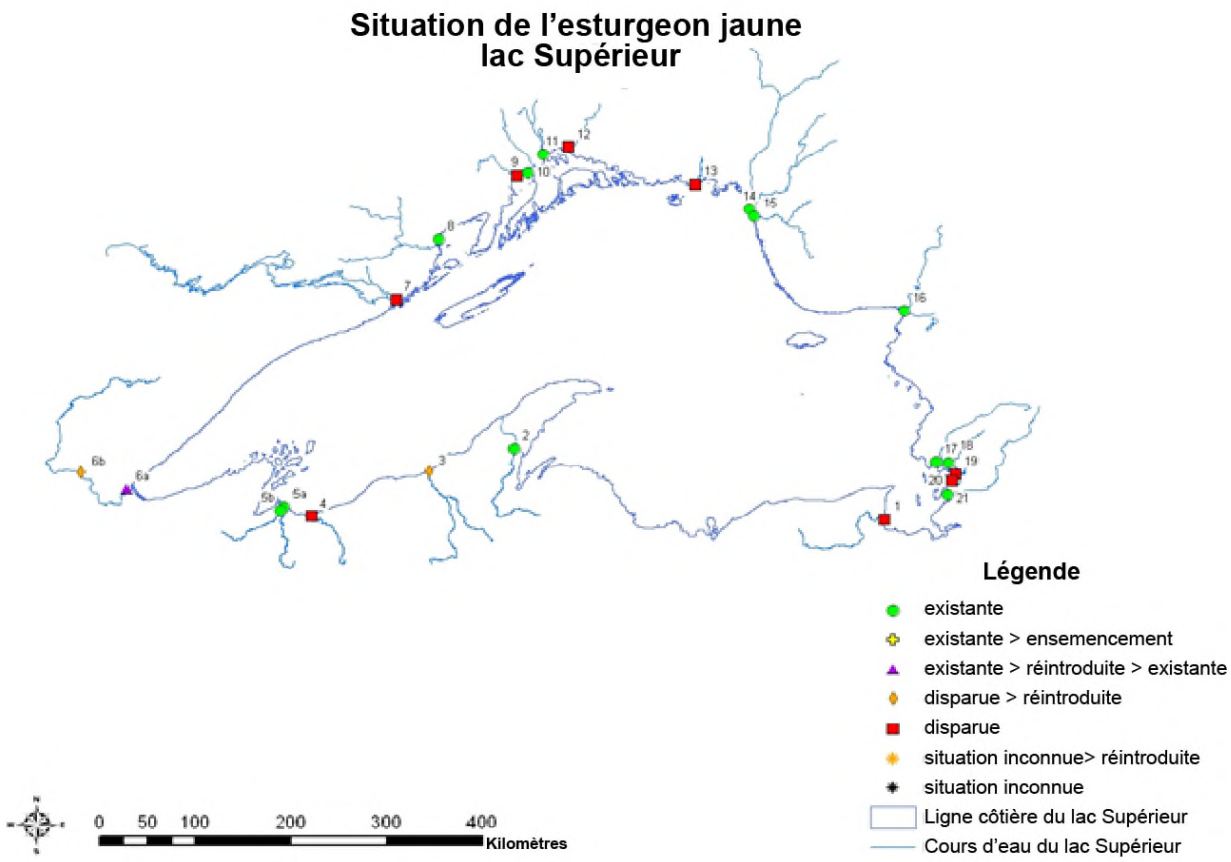


Figure 3. Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Supérieur, 2012.
Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Supérieur, Commission des pêcheries des Grands Lacs

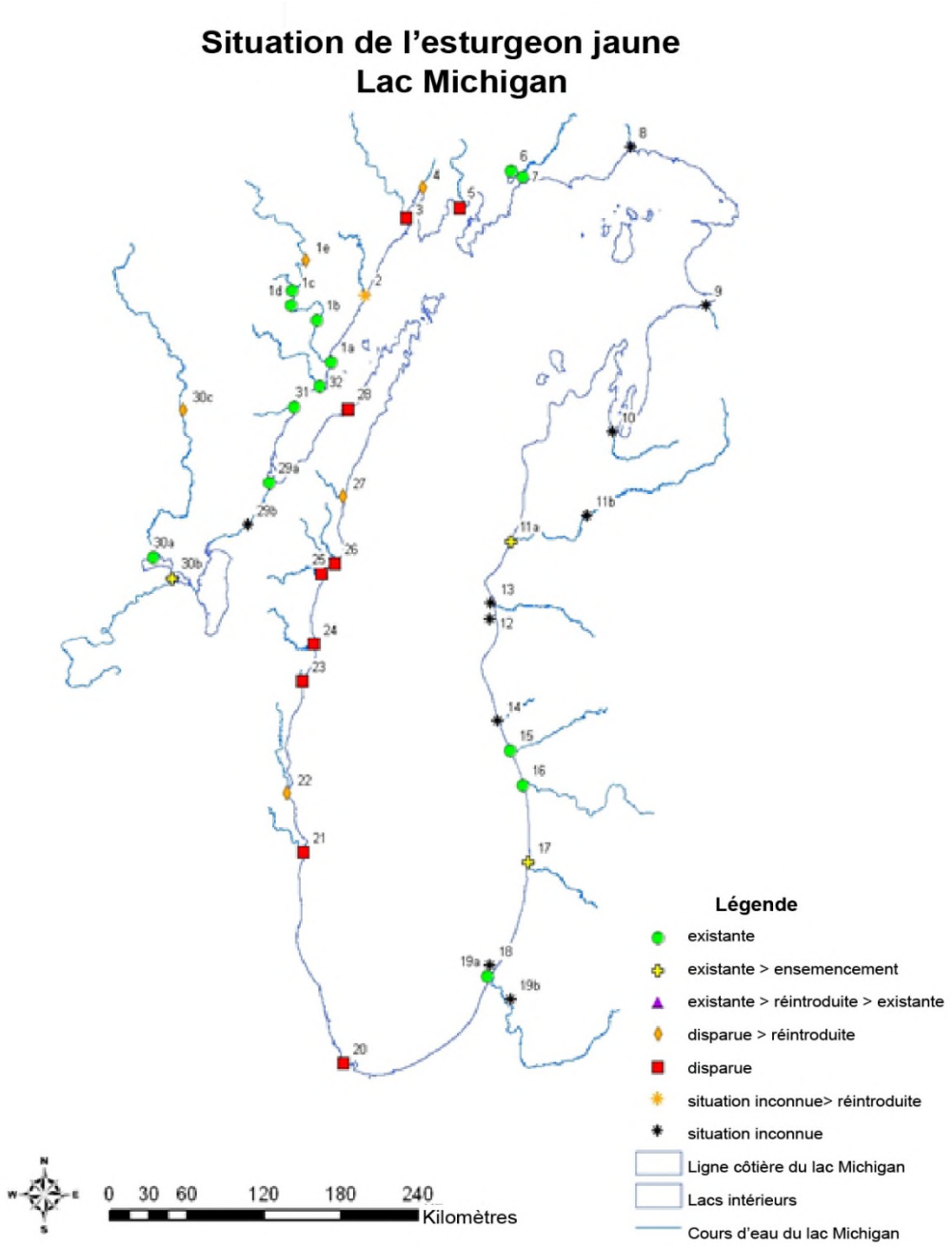


Figure 4. Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Michigan, 2012.
Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Supérieur, Commission des pêcheries des Grands Lacs

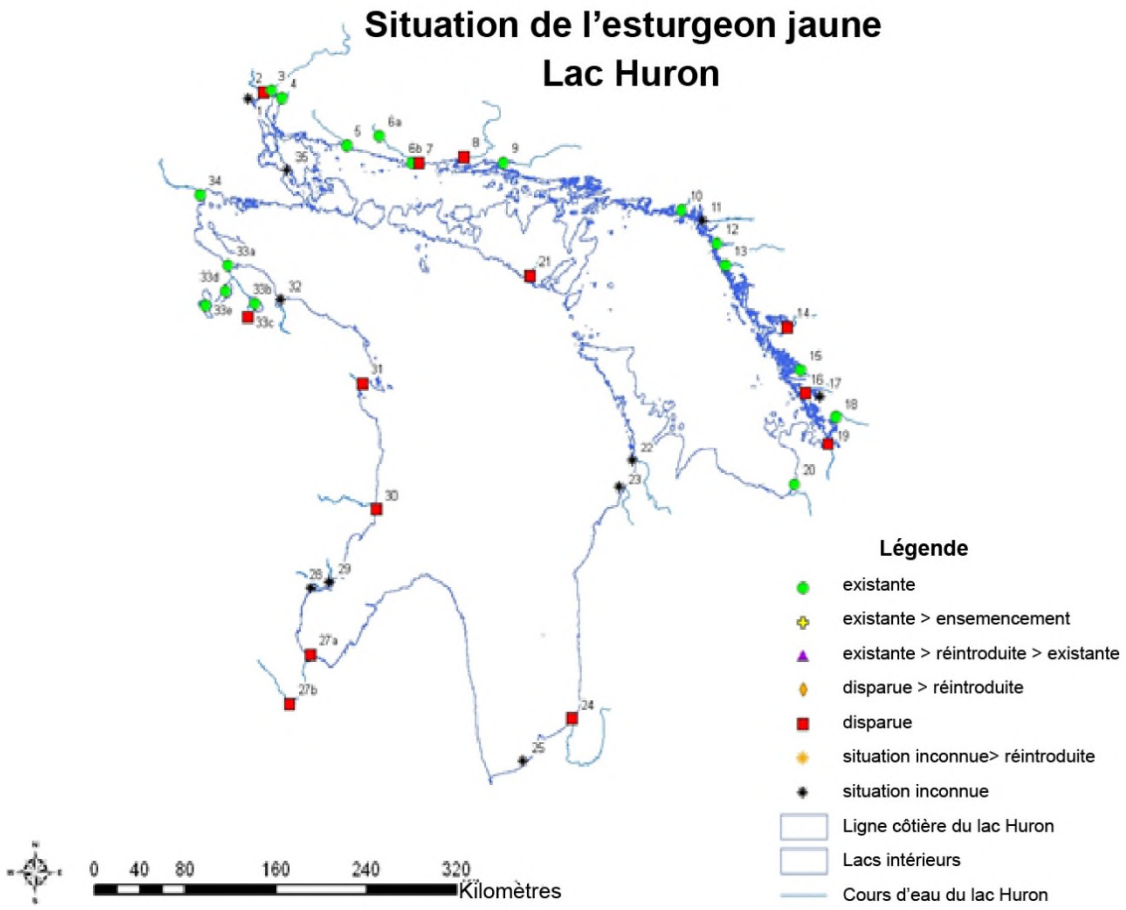


Figure 5. Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Huron, 2012.
Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Supérieur, Commission des pêcheries des Grands Lacs

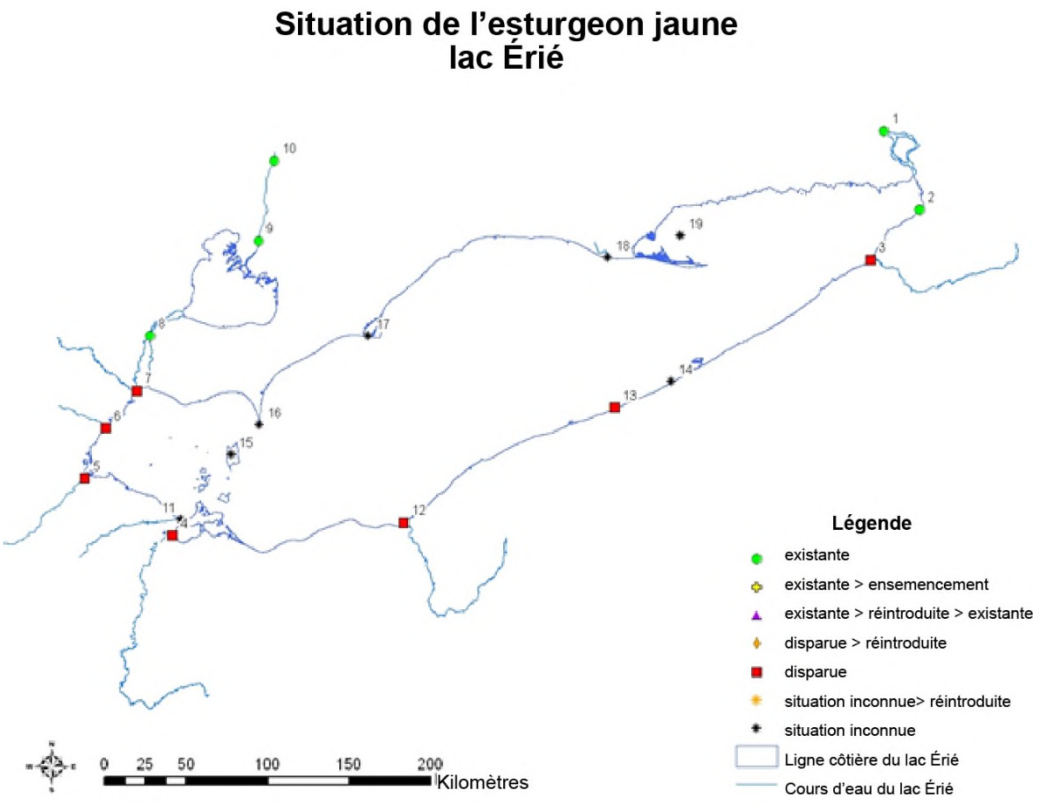


Figure 6. Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Érié, 2012.
Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Supérieur, Commission des pêcheries des Grands Lacs

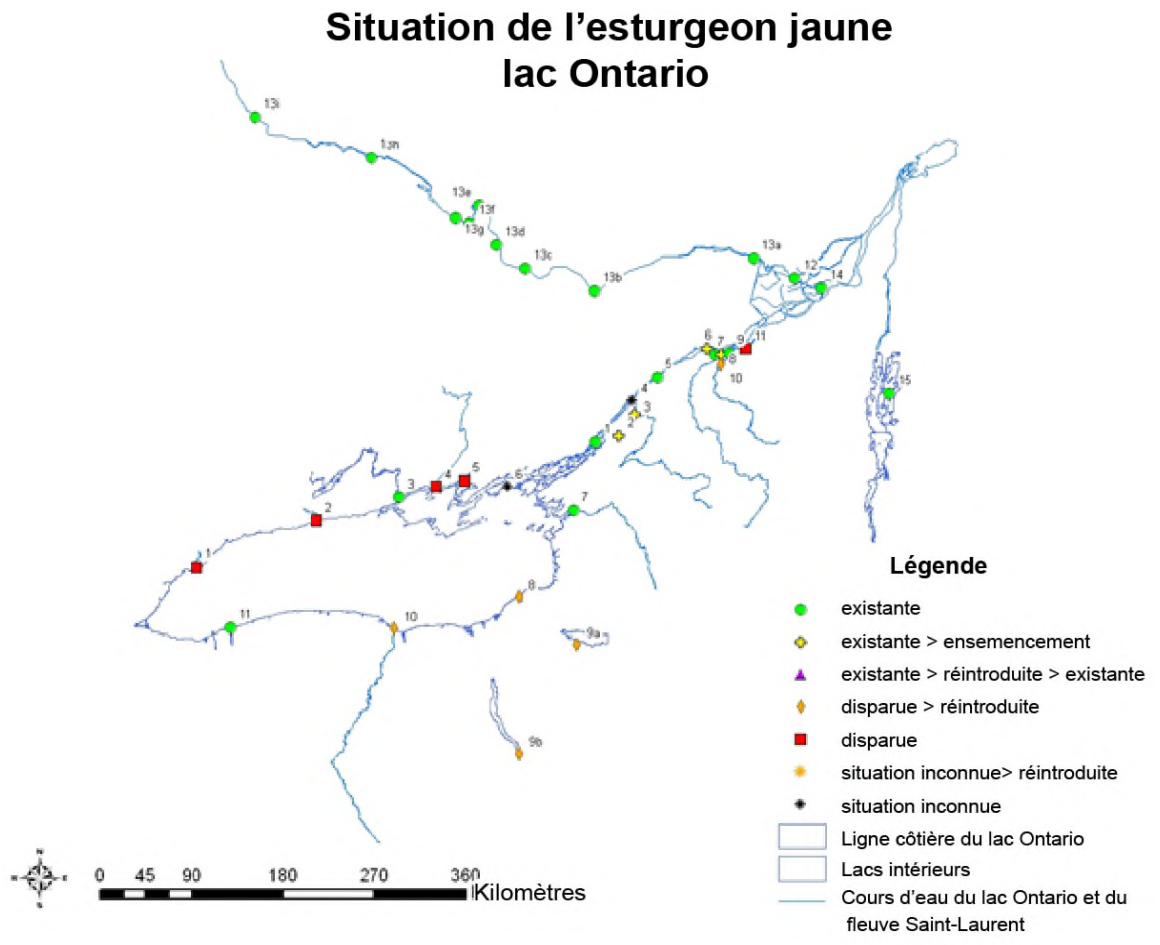


Figure 7. Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Ontario, la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent, 2012.
Source : New York Lake Sturgeon Working Group et Tim Haxton, MRNFO

Sous-indicateur : Poissons-proies
Eaux libres

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1973-2017) : Indéterminée
Justification : La situation des communautés de poissons-proies des Grands Lacs demeure « passable » compte tenu de la diversité et du pourcentage d'espèces indigènes, mais, individuellement, la situation des lacs a changé. Les mesures de la diversité et du pourcentage d'espèces indigènes sont jugées « bonnes » dans le lac Supérieur, mais « médiocres » dans le lac Ontario (tableau 1). La situation dans les lacs Huron et Michigan est jugée « passable » (tableau 1). Dans le lac Érié, la diversité est demeurée « passable », mais la proportion des espèces indigènes est passée à « médiocre », de sorte que la situation globale est, par prudence, considérée comme « médiocre » (tableau 1). La situation globale est la même que pour la période précédente dans quatre des cinq lacs, mais elle est passée de « passable » à « médiocre » dans le lac Érié.

Sur une période de dix ans, les tendances sont « inchangées » dans trois lacs et « se détériorent » dans deux lacs (tableau 2). La tendance globale pour les lacs est donc « inchangée ». Il est important de reconnaître que six des dix mesures illustrant la situation des poissons-proies n'ont pas présenté de tendance à l'amélioration ni de tendance à la détérioration pour les dix dernières années (tableau 2). Dans le lac Érié, la tendance de la diversité et du pourcentage d'espèces indigènes « se détériore » dans les deux cas, et l'on a constaté que la tendance de la diversité « se détériore » dans le lac Michigan. La seule tendance à l'amélioration a été observée dans le lac Ontario, où le pourcentage d'espèces indigènes a augmenté de façon significative, passant de 2 % à 4 % des prises totales en raison de l'abondance relative accrue du chabot de profondeur, une espèce indigène (Weidel *et al.*, 2017b).

Les tendances des communautés de poissons-proies à long terme variaient de manière considérable d'un lac à l'autre, les catégories de tendance « s'améliore », « se détériore » et « indéterminée » ainsi que « inchangée » (pour deux lacs) ayant été attribuées (tableau 2). Étant donné que les tendances à long terme étaient souvent orientées dans des directions opposées, la tendance globale est considérée comme « indéterminée ». Dans le lac Supérieur, les deux mesures ont la valeur de tendance « s'améliore »; dans le lac Michigan, la diversité « s'améliore ». Dans le lac Huron, le pourcentage d'espèces indigènes « s'améliore », car l'abondance du gaspareau, une espèce exotique, a diminué et l'importance relative du hareng, une espèce indigène, a augmenté. En revanche, la tendance à long terme « se détériore » dans les deux cas au lac Ontario, car la proportion de gaspareaux dans les prises a augmenté. La tendance à long terme est demeurée « inchangée » pour les mesures relatives au lac Érié.

Les changements dans les communautés de poissons-proies sont entraînés par l'évolution des conditions de l'écosystème, y compris les changements de productivité, la fluctuation de la composition et de la densité des communautés de prédateurs, l'augmentation de la clarté et de la température de l'eau et les effets des espèces exotiques. Ces facteurs déterminants évoluent dans des directions similaires à l'échelle de la région, mais, étant donné que les lacs sont uniques en ce qui concerne leurs concentrations d'éléments nutritifs, leur morphométrie, leur hydrologie et leurs communautés de poissons, la communauté de poissons-proies dans chaque lac réagit différemment aux changements des facteurs déterminants de l'écosystème (figure 1).

Les définitions de l'évaluation de la situation et des tendances se trouvent à la suite de la section Évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1978-2017) : S'améliore
Justification : Parmi les Grands Lacs, le lac Supérieur est reconnu comme le lac le moins modifié par l'humain, et les mesures illustrant la situation de la communauté de poissons-proies qui s'y trouve reflètent cet état de plus grande pureté. Les espèces indigènes dominent la communauté relativement diversifiée de poissons-proies, et la situation de la communauté est considérée comme « bonne » d'après les deux mesures évaluées, tout comme pour la période visée par le rapport antérieur (tableau 1). Contrairement à ce qu'on observe dans les autres Grands Lacs qui abritent une variété de poissons-proies exotiques, dans le lac Supérieur, l'éperlan arc-en-ciel est la seule espèce exotique qui contribue de façon importante au nombre de prises au chalut de fond. Son abondance a toutefois diminué (Vinson *et al.*, 2017). Au cours des dix dernières années, la tendance des mesures illustrant la situation des poissons-proies dans le lac Supérieur est demeurée « inchangée », mais, depuis 1978, l'indice de la diversité et la proportion des espèces indigènes ont augmenté, ce qui a donné lieu à une tendance à long terme qui « s'améliore » (tableau 2). Bien que les mesures évaluées dans le présent rapport semblent indiquer que les tendances correspondent aux objectifs énoncés, on s'inquiète du déclin des populations d'espèces importantes, comme le cisco, qui servent de proies et qui soutiennent également les pêches commerciales (Pratt *et al.*, 2011). Récemment, la population de ciscos a connu un recrutement inférieur à la moyenne (Vinson *et al.*, 2017) et un taux de mortalité élevé (Pratt *et al.*, 2011).

Lac Michigan
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1973-2017) : Inchangée
Justification : Dans l'ensemble, la situation de la communauté de poissons-proies du lac Michigan est considérée comme « passable », la valeur des mesures étant « bonne » (pourcentage d'espèces indigènes) et « passable » (diversité). Cela représente une légère amélioration par rapport à la situation lors de la période précédente (« passable », « passable »). La diversité des poissons-proies du Michigan a fluctué, mais elle « s'améliore » si on tient compte de toute la série chronologique (tableaux 1 et 2). Il est intéressant de noter qu'au cours des dix dernières années, la diversité a montré une tendance à la détérioration (« se détériore »), car les prises au chalut ont été davantage dominées par une seule espèce, le hareng (Bunnell *et al.*, 2017; tableau 2). Le pourcentage d'espèces indigènes a fluctué au fil du temps, mais la tendance est demeurée « inchangée » au cours des dix dernières années ou de toute la série chronologique (figure 1). Les fluctuations observées dans le pourcentage d'espèces indigènes s'expliquent en partie par l'importante variabilité des classes d'âge du hareng et les prises variables du gobie à taches noires (figure 1). Bien que la diversité des poissons-proies « s'améliore » sur une échelle à plus long terme, la variation du pourcentage d'espèces indigènes donne lieu à une tendance à long terme « inchangée » (tableau 2).

Lac Huron
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1976-2017) : Indéterminée
Justification : La situation de la communauté de poissons-proies du lac Huron est toujours considérée comme « passable », mais le pourcentage d'espèces indigènes « s'améliore » sur une échelle à long terme (tableaux 1 et 2). La communauté de poissons-proies était dominée par le gaspareau et l'éperlan arc-en-ciel, des espèces exotiques, dans la période débutant dans les années 1970 et allant jusqu'en 2000, mais le gaspareau a connu un déclin au début des années 2000, et la composition de la communauté est devenue dominée par le hareng, une espèce indigène, comme dans le lac Michigan (Bunnell *et al.*, 2017; Riley *et al.*, 2017). Fait intéressant, ce changement vers une communauté comportant davantage d'espèces indigènes a également entraîné un déclin de la diversité, donnant lieu à une tendance globale à long terme « indéterminée » (tableau 2). À l'échelle décennale, la situation de la communauté de poissons-proies était « inchangée » (tableau 2). Des observations effectuées de manière constante à long terme sur les poissons-proies dans la rivière Sainte-Marie n'étaient pas disponibles à des fins de comparaison.

Lac Érié
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1990-2017) : Inchangée

Justification : La situation de la communauté de poissons-proies du lac Érié est, par prudence, considérée comme « médiocre », étant donné que le pourcentage d'espèces indigènes est « médiocre » et que l'indice de la diversité est « passable » (tableau 1). L'indice de la diversité et le pourcentage d'espèces indigènes ont diminué de façon significative au cours des dix dernières années. Ce changement est, en grande partie, attribuable au déclin du méné émeraude, de la perchaude, de la queue à tache noire et de l'omisco. À mesure que la proportion des espèces indigènes diminuait, l'éperlan arc-en-ciel, l'alose à gésier et le baret représentaient une plus grande proportion au sein d'une communauté de poissons-proies moins diversifiée (figure 1). À long terme, les deux mesures demeurent « inchangées » (tableau 2). Le lac Érié est le plus productif des Grands Lacs, renfermant les habitats les plus diversifiés; on y pratique quelques-unes parmi les pêches commerciales et sportives les plus importantes des Grands Lacs. Les désignations utilisées ici sont fondées sur des mesures qui peuvent être appliquées à l'échelle de l'ensemble des Grands Lacs et peuvent ne pas refléter avec exactitude les tendances régionales des populations de poissons-proies. Des observations effectuées de manière constante à long terme sur les poissons-proies dans les rivières Sainte-Claire et Détroit n'étaient pas disponibles à des fins de comparaison.

Lac Ontario
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1978-2017) : Se détériore
Justification : Le pourcentage de poissons-proies indigènes dans le lac Ontario est considéré comme « médiocre » et l'indice de la diversité, comme « passable »; par conséquent, la situation globale est jugée « médiocre » (tableau 1). La situation des espèces indigènes est considérée comme médiocre, mais la tendance sur 10 ans « s'améliore », la composante des espèces indigènes étant passée de 2 % à 4 % entre la période antérieure et la période actuelle (tableau 2). L'augmentation est due à la population croissante de chabots de profondeur, une espèce autrefois considérée comme disparue du pays, qui s'est rétablie d'elle-même au cours des 20 dernières années (Weidel *et al.*, 2017b). À l'échelle décennale, la tendance des poissons-proies du lac Ontario demeure « inchangée », puisque le pourcentage d'espèces indigènes « s'améliore », mais que la diversité demeure « inchangée » (tableau 2). Sur l'ensemble de la série chronologique, les deux mesures « se détériorent » (tableau 2; figure 1).

Définitions des situations évaluées
Bon : Le pourcentage en biomasse (ou en densité) de poissons-proies indigènes dans les prises totales de poissons-proies est égal ou supérieur à 75 %, et la valeur de l'indice de la diversité est égale ou supérieure à 75 % de la valeur maximale de l'indice de la diversité, observée dans la série chronologique.
Passable : Le pourcentage en biomasse (ou en densité) de poissons-proies indigènes dans les prises totales de poissons-proies est égal ou supérieur à 25 %, et la valeur de l'indice de la diversité est supérieure ou égale à 25 % de la valeur maximale de l'indice de la diversité, observée dans la série chronologique.
Médiocre : Le pourcentage en biomasse (ou en densité) de poissons-proies indigènes dans les prises totales de poissons-proies est inférieur à 25 %, et la valeur de l'indice de la diversité est inférieure à 25 % de la valeur maximale de l'indice de la diversité, observée dans la série chronologique.
Indéterminé : Les données sont insuffisantes pour évaluer les mesures.

Si la situation n'est pas la même dans les deux cas (pourcentage en biomasse de poissons-proies et indice de la diversité), la situation du lac sera, par prudence, considérée comme correspondant à la moins bonne des deux valeurs de situation. Par exemple, si la situation est « bonne » pour le pourcentage de poissons-proies indigènes et qu'elle est « passable » pour la diversité, la situation du lac sera considérée comme « passable ».

Définitions des tendances évaluées
Les tendances sur 10 ans et à long terme sont quantifiées à l'aide d'un modèle linéaire qui tient compte d'observations annuelles. Si les tendances sont significatives, qu'elles soient positives ou négatives, avec une valeur *p* égale ou inférieure à 0,10, la tendance est rapportée; autrement, la tendance est considérée comme **inchangée**. Si la tendance des deux mesures diffère, la tendance globale sera, par prudence, considérée comme correspondant à la « moindre » des deux (p. ex. si, dans un cas, la tendance **s'améliore**, et que, dans l'autre, elle est **inchangée**, la tendance globale sera **inchangée**). Si les tendances sont opposées (p. ex. **s'améliore** et **se détériore**), la tendance globale sera **indéterminée**.

S'améliore : La pente en fonction du temps pour les deux mesures est positive, avec une valeur *p* égale ou inférieure

à 0,10.
Inchangée : Ni l'une ni l'autre des pentes n'est significative, en deçà d'une valeur *p* de 0,10.
Se détériore : La pente en fonction du temps pour les deux mesures est négative, avec une valeur *p* égale ou inférieure à 0,10.
Indéterminée : Si les données ne sont pas suffisantes ou si les tendances sont opposées (p. ex. « s'améliore » et « se détériore »).

Objectifs ou cibles
Les objectifs ou cibles pour les poissons-proies sont basés sur les objectifs établis pour les communautés ichtyologiques (OCI) propres à chaque lac, qui sont élaborés indépendamment par le comité du lac en question, en suivant un cadre de gestion supervisé par la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL). Ce sous-indicateur utilise deux mesures qui quantifient la diversité de la communauté de poissons-proies et le pourcentage d'espèces indigènes, qui sont des éléments couramment mentionnés lorsqu'il est question des différents objectifs établis pour les communautés ichtyologiques de chacun des lacs.

Lac Supérieur : But relatif à la communauté ichtyologique – *« Restaurer et maintenir une communauté ichtyologique diversifiée, saine et autorégulatrice, dominée par les espèces indigènes et qui favorise l'exploitation durable de la ressource halieutique »*. Autre note des principaux auteurs : « *La préservation des espèces indigènes est de la plus haute importance. »* (Horns *et al.*, 2003).

Lac Michigan : Objectif ayant trait aux planctonophages – « *Maintenir la diversité des espèces planctonophages (proies) aux niveaux de population qui correspondent à la production primaire et aux exigences des prédateurs. On s'attend à ce que la biomasse des planctonophages dans l'ensemble du lac soit de 0,5 à 0,8 milliard de kilogrammes ».* (Eshenroder *et al.*, 1995).

Lac Huron : Objectif en ce qui concerne les proies – « *Maintenir la diversité des espèces-proies aux niveaux de population qui correspondent à la production primaire et aux exigences des prédateurs. L'accent est mis sur la diversité des espèces et l'autorégulation de la communauté ichtyologique ».* (DesJardine *et al.*, 1995).

Lac Érié : Objectif relatif au poisson-fourrage – « *Maintenir la diversité du poisson-fourrage pour nourrir les prédateurs au sommet de la chaîne trophique et favoriser l'utilisation par l'être humain ».* (Ryan *et al.*, 2003).

Lac Ontario : Objectif ayant trait à la zone pélagique au large des rives – « *Accroître la diversité des poissons-proies; maintenir et restaurer la diversité de la communauté des poissons-proies (gaspareau, cisco de lac, éperlan arc-en-ciel, méné émeraude et épinoche à trois épines). Les indicateurs de la situation et de la tendance sont 1) le maintien ou l'augmentation des populations et de la diversité des espèces de la communauté des poissons-proies pélagiques, y compris des espèces introduites (gaspareau, éperlan arc-en-ciel) et de certaines espèces de poissons-proies indigènes (épinoche à trois épines, méné émeraude et cisco de lac); et 2) l'augmentation de la population reproductrice de ciscos de lac dans la baie de Quinte, le havre Hamilton et la baie Chaumont ».* (Stewart *et al.*, 2017).

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur permet d'évaluer la situation et la tendance des communautés de poissons-proies des Grands Lacs en fonction de leur diversité et du pourcentage de la communauté composé d'espèces indigènes.

Objectif pour l'écosystème
Maintenir des populations de poissons-proies diversifiées pour soutenir des populations saines et productives de prédateurs et maintenir ou accroître les populations de poissons-proies indigènes, tel qu'indiqué dans les buts et les objectifs établis pour les communautés ichtyologiques de chaque lac (voir ci-dessus). Ce sous-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 des pêches des Grands Lacs. Il appuie l'objectif général n° 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel les eaux des Grands Lacs doivent « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure
Ce sous-indicateur repose sur les séries chronologiques des deux mesures qui décrivent la situation des

communautés de poissons-proies. Une des mesures quantifie la diversité des communautés de poissons-proies à l'aide de l'indice de la diversité de Shannon et compare les valeurs moyennes pendant différentes périodes à la valeur maximale de la série chronologique. L'autre mesure quantifie la proportion de poissons-proies indigènes dans les prises totales de poissons-proies. Les données utilisées pour déterminer ces mesures proviennent de relevés au chalut de fond, qui ont généralement été effectués annuellement et de façon régulière et qui conviennent à la capture de nombreuses espèces de poissons-proies. Pour tous les lacs, les mesures sont fondées sur la biomasse provenant des prises au chalut de fond, sauf dans le cas du lac Érié pour lequel les données sont représentées en termes de densité. Les données proviennent de l'USGS Great Lakes Science Center (GLSC), du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, du New York State Department of Environmental Conservation, de l'Ohio Department of Natural Resources Division of Wildlife et de la Pennsylvania Fish and Boat Commission. Pour les lacs Supérieur, Huron, Michigan et Ontario, les données sont gérées par l'USGS GLSC. Pour le lac Érié, les données sont gérées et fournies par des organismes d'État, fédéraux et provinciaux distincts. Toutes les données sont fournies à l'échelle panlacustre, sauf dans le cas du lac Érié, pour lequel elles sont fournies à l'échelle des bassins et combinées selon la superficie proportionnelle de chacun des trois bassins du lac.

Conditions écologiques

Lac Supérieur – Situation : Bonne, tendance sur 10 ans : Inchangée

Les espèces indigènes dominent au sein de la communauté relativement diversifiée de poissons-proies du lac Supérieur (figure 1). L'éperlan arc-en-ciel est la seule espèce exotique qui contribue de façon importante à la communauté de poissons-proies du lac Supérieur, ce qui n'est pas le cas dans les autres Grands Lacs qui comptent une variété de poissons-proies exotiques. Les changements observés dans les mesures décrivant la situation des poissons-proies du lac Supérieur sont principalement attribuables aux fluctuations des populations de corégonidés et d'éperlans arc-en-ciel dont la taille des classes d'âge est variable (Vinson *et al.*, 2017). Le déclin récemment observé dans l'abondance de ces populations de poissons-proies pourrait être le résultat de tailles des classes d'âge inférieures à la moyenne, combinées à la prédation par le siscowet (Vinson *et al.*, 2017).

Lac Michigan – Situation : Passable, tendance sur 10 ans : Se détériore

D'après les mesures considérées pour ce sous-indicateur, la situation des poissons-proies du lac Michigan demeure « passable », mais les tendances semblent indiquer que des changements incompatibles avec les objectifs établis pour la communauté ichtyologique se produisent dans cette communauté (tableaux 1 et 2). La diminution marquée de la proportion des espèces indigènes au cours de la période visée par le rapport précédent a été causée surtout par le recul des proportions de harengs et l'augmentation des proportions du gobie à taches noires, une espèce exotique (figure 1). Récemment, la baisse de l'abondance des poissons-proies (surtout le gaspareau) dans le lac Michigan a amené les gestionnaires des ressources à diminuer les niveaux d'ensemencement pour la pêche sportive et autochtone afin de réduire la prédation sur les populations de poissons-proies et de maintenir la pêche sportive (Lake Michigan Committee, 2016; Tsehaye *et al.*, 2014). Bien que les moules dreissénidées jouent souvent un rôle dans la réduction de la productivité du réseau trophique, une évaluation rigoureuse révèle que les concentrations et les charges d'éléments nutritifs minéraux provenant des bassins versants du lac Michigan ainsi que le climat sont plus susceptibles de déterminer la dynamique de la productivité (Rowe *et al.*, 2017; Warner et Lesht, 2015). Les concentrations printanières de phosphore dans le lac Michigan (~3-4 µg/L) sont bien en deçà de l'objectif de 7,5 µg/L fixé pour la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (Dove et Chapra, 2015), et ces faibles concentrations de phosphore concordent avec les baisses de productivité des poissons-proies.

Lac Huron – *Situation : Passable, tendance sur 10 ans : Inchangée*

Tout au long de la période d'observation, les prises de poissons-proies dans le lac Huron semblent indiquer que la communauté qui s'y trouve a été la plus dynamique parmi celles de tous les Grands Lacs (figure 1). Lorsque les relevés au chalut ont commencé dans les années 1970, les prises de poissons-proies étaient surtout composées de gaspareaux et d'éperlans arc-en-ciel, deux espèces exotiques (Riley et Adams, 2010). Au début des années 2000, la composition de la communauté a changé et est devenue dominée par une espèce indigène, le hareng, après le déclin des populations de gaspareaux (Dunlop et Riley, 2013; Riley et Adams, 2010). Ce changement a été attribué à des facteurs physiques, notamment à des hivers froids, à une réduction des éléments nutritifs minéraux, à la prolifération des moules dreissénidées et à la prédation par des touladis et des saumons du Pacifique issus d'une reproduction naturelle (Collingsworth *et al.*, 2014; Dunlop et Riley, 2013; Kao *et al.*, 2016). Il est intéressant de constater que cette transition vers une communauté comportant davantage d'espèces indigènes a également entraîné une diminution globale de la diversité des poissons-proies, comme le révèle l'indice utilisé dans la présente analyse (figure 1). La diminution de la diversité s'explique en partie aussi par le recul des prises de chabots de

profondeur au chalut de fond. Cette espèce benthique indigène formait, dans le passé, 5 % environ de la biomasse de la communauté, mais elle ne représente maintenant plus que 1 % du total (Riley *et al.*, 2017).

Lac Érié – *Situation : Médiocre, tendance sur 10 ans : Se détériore*

La communauté de poissons-proies du lac Érié a connu des changements importants au cours des dix dernières années (figure 1). Les mesures de la diversité et du pourcentage d'espèces indigènes ont diminué de façon significative en raison de la baisse des prises d'espèces indigènes, telles que le méné émeraude, la perchaude, la queue à tache noire et l'omisco (Wiemer *et al.*, 2018). Au cours des huit dernières années, le succès reproductif du doré jaune a été supérieur à la moyenne, de sorte que l'abondance des prédateurs dans le lac Érié est actuellement élevée et pourrait expliquer les tendances observées chez les poissons-proies dans ce lac. Un autre facteur qui pourrait influer sur le déclin des poissons-proies indigènes est la modification de l'hydrologie des cours d'eau par l'humain. Par exemple, des changements hydrologiques dans la rivière Niagara ont été mis en cause dans le déclin des populations de ménés émeraudes (Allen *et al.*, 2017). Malheureusement, il n'existe pas actuellement de séries chronologiques sur les poissons-proies dans les cours d'eau qui soient comparables à celles établies à partir des relevés effectués dans les lacs.

Lac Ontario – Situation : Médiocre, tendance sur 10 ans : Inchangée

La communauté de poissons-proies du lac Ontario continue d'être dominée par le gaspareau, ce qui permet d'assurer une pêche sportive diversifiée (Lantry et Eckert, 2018). La prédominance d'une seule espèce se traduit ultimement par des séries chronologiques de la diversité des poissons-proies et du pourcentage d'espèces indigènes faibles et relativement invariables. Depuis les années 1970, la proportion de gaspareaux dans les prises est passée de 50 à 65 % de la communauté de poissons-proies à plus de 96 % récemment. Ce changement est principalement attribuable à une diminution de l'abondance relative de l'éperlan arc-en-ciel, une espèce exotique. La communauté de poissons-proies benthiques était dominée par le chabot visqueux, une espèce indigène, lorsque les relevés ont commencé (années 1970), mais cette communauté est désormais principalement composée du chabot de profondeur, une espèce indigène qui connaît un regain, et du gobie à taches noires, une espèce exotique. L'augmentation de l'abondance du chabot de profondeur au cours des dix dernières années a entraîné une légère amélioration du pourcentage d'espèces indigènes et de la diversité dans le lac Ontario. Les responsables de la gestion du lac Ontario tentent activement de rétablir les espèces indigènes et d'accroître la diversité des poissons-proies. Depuis 2012, on effectue l'élevage de harengs du lac Michigan, et on ensemence le lac Ontario avec ces poissons. De plus, dans le cadre d'expériences, des descendants de cisco prélevés dans les échancrures de l'est du lac Ontario ont été introduits par ensemencement dans les échancrures de la rive sud où l'espèce aurait frayé dans le passé.

Liens

Les poissons-proies sont la biomasse de poissons dominante dans les réseaux trophiques des Grands Lacs (Cox et Kitchell, 2004; Rogers *et al.*, 2014; Stewart et Sprules, 2011). Cette communauté de poissons est étroitement liée aux invertébrés et aux producteurs primaires des Grands Lacs, qui peuvent influer sur l'abondance et la composition de la communauté de poissons-proies. De même, en tant que proies de poissons issus de l'ensemencement ou d'une reproduction naturelle et de prédateurs aviaires, les poissons-proies sont étroitement liés aux niveaux plus élevés des réseaux trophiques des Grands Lacs. Des processus physiques tels que ceux associés à la température de l'eau, à la clarté de l'eau et à la géomorphologie influent sur le comportement, la dynamique de croissance et le succès de la fraye des poissons-proies.

- Les apports d'éléments nutritifs et les éléments nutritifs recyclés à l'interne sont le principal moteur de la productivité primaire des Grands Lacs et, par conséquent, sont également un des principaux facteurs déterminant la biomasse et la composition des communautés de poissons-proies. Les concentrations d'éléments nutritifs déterminent souvent la densité des invertébrés qui assurent la subsistance des populations de poissons-proies. Le climat influe également sur la productivité à certains niveaux de concentration d'éléments nutritifs, car il change le volume ou la profondeur des couches de surface des lacs où la température est élevée (Rowe *et al.*, 2017; Warner et Lesht, 2015).
- Le zooplancton est la principale nourriture des poissons-proies pélagiques.
- Les invertébrés benthiques sont la principale nourriture de certaines populations de poissons-proies et sont particulièrement importants dans les habitats près du rivage.
- Les *Diporeia* sont un genre d'amphipodes indigènes d'eau profonde qui étaient autrefois une importante source de nourriture pour les poissons-proies des Grands Lacs. En tant que détritivores, les espèces de ce genre se nourrissent de matières organiques fraîchement déposées comme les diatomées, reliant ces sources d'énergie aux poissons-proies (Nalepa *et al.*, 2006).

- Les moules dreissénidées constituent une source de nourriture pour certains poissons-proies comme le gobie à taches noires et jouent également un rôle pour accroître la clarté de l'eau, ce qui peut modifier le comportement des poissons-proies et augmenter l'intensité des interactions prédateur-proie (O'Gorman *et al.*, 2000).
- La température de l'eau influe sur l'énergie et le comportement des poissons-proies, qui, à leur tour, influent sur l'abondance des poissons-proies et la dynamique de leur communauté.
- Les niveaux d'eau peuvent influer sur la disponibilité de différents habitats, ce qui touche les poissons-proies, car cela change la disponibilité des habitats de fraye et de croissance.
- Le touladi et le doré jaune sont deux prédateurs indigènes historiquement importants des poissons-proies des Grands Lacs. Le touladi, le doré jaune et les autres piscivores des Grands Lacs sont les principaux facteurs déterminant la biomasse et la composition des communautés de poissons-proies.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
La source des données est connue, fiable et respectée, et il est possible de remonter à la source des données.		X		
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent au bassin des Grands Lacs.		X		
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.			X	
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.		X		

Limites des données

Le manque d'uniformité dans les méthodes utilisées pour les relevés des poissons-proies complique la catégorisation des mesures et peut biaiser l'interprétation de la situation et des tendances des poissons-proies. Les plans de relevé des poissons-proies diffèrent parce que la superficie, la bathymétrie, le type de substrat et les communautés de poissons des cinq lacs sont différents. De plus, les organismes responsables de la gestion de chacun des lacs n'ont pas les mêmes besoins d'information. Le fait de limiter les observations des poissons-proies à une seule méthode de collecte (chaluts de fond) contribue à assurer l'uniformité pour les comparaisons, mais des différences dans les plans de relevé au chalut peuvent quand même influer sur les résultats. Par exemple, d'un lac à l'autre parmi les cinq Grands Lacs, les relevés au chalut de fond diffèrent en ce qui concerne le moment dans la saison où ils sont effectués (avril à octobre), l'effort annuel (0,8 à 18 chaluts par 1 000 km^2 de superficie lacustre), les types de chaluts de fond et les statistiques rapportées (biomasse par opp. à densité; lac entier par opp. à par bassin). Les différences entre les relevés n'invalident pas nécessairement les résultats présentés dans ce rapport, mais il peut être important d'en tenir compte dans l'interprétation des résultats.

Les relevés au chalut de fond sont souvent considérés comme les relevés les plus efficaces pour mesurer les changements relatifs de la situation d'une espèce au fil du temps dans un lac, mais toutes les espèces ne sont pas nécessairement capturées en proportion égale avec leur abondance dans l'environnement. Plus précisément, l'abondance des espèces pélagiques peut être sous-estimée lorsqu'on utilise les relevés au chalut de fond, ce qui ne serait pas le cas pour les espèces plus démersales ou de fond (Yule *et al.*, 2008). Par exemple, dans le lac Supérieur, la biomasse de *Coregonus kiyi* et de *Coregonus artedii*, des espèces pélagiques, estimée à partir de relevés acoustiques est beaucoup plus importante que celle estimée à partir des relevés au chalut de fond de la même année (Yule *et al.*, 2013). De même, dans le lac Ontario, les observations acoustiques et les observations au chalut pélagique semblent indiquer que les ciscos constituaient une plus grande partie de la communauté de poissons que ne l'indiquaient les observations au chalut de fond (Holden *et al.*, 2017a; Weidel *et al.*, 2017a). Le gaspareau peut

également être sous-représenté dans les prises au chalut de fond par rapport à son abondance dans la communauté de poissons-proies. Dans le lac Michigan, les biomasses de gaspareaux capturées au chalut de fond à l'automne sont inférieures aux biomasses estimées d'après les relevés acoustiques de la même année réalisés en été (Bunnell *et al.*, 2017; Warner *et al.*, 2017). Les estimations de l'abondance des gaspareaux d'après les relevés au chalut de fond et les relevés acoustiques sont inférieures aux estimations de la biomasse de gaspareaux fondées sur les besoins en nourriture du saumon chinook du lac Michigan (Tsehaye *et al.*, 2014). Dans le lac Ontario, de multiples relevés au chalut sont effectués, et les estimations de la biomasse de gaspareaux au printemps sont généralement dix fois plus élevées que les estimations automnales (Holden *et al.*, 2017b; Weidel *et al.*, 2017a). Les relevés au chalut de fond ont permis de recueillir des données essentielles à long terme sur la dynamique des poissons-proies des Grands Lacs. Il sera essentiel de déployer des efforts pour comprendre les biais potentiels dans les mesures illustrant la situation de la communauté compte tenu de tous les relevés disponibles dans le but d'améliorer les comparaisons des poissons-proies entre bassins, comme celles présentées dans le présent rapport.

Les mesures utilisées pour la catégorisation dans le présent rapport ont été choisies parce qu'elles étaient couramment mentionnées dans les objectifs établis pour les communautés ichtyologiques des différents lacs. La catégorisation de la dynamique des communautés de poissons-proies des Grands Lacs en fonction de mesures uniques est au mieux imparfaite et incomplète, mais elle sert de point de départ pour comprendre les différences entre les lacs. Par exemple, nous utilisons l'indice de Shannon pour « quantifier la diversité »; cependant, il existe de nombreux indices qui permettent de quantifier la diversité et, bien que l'indice de Shannon soit souvent utilisé, il n'est pas exempt de biais (Hurlbert, 1971; Jost, 2006). En outre, il n'existe pas de seuils théoriques ou largement acceptés pour définir ce qui constitue une communauté de poissons-proies dont la situation est « bonne », « passable » ou « médiocre ». La catégorisation des communautés de poissons-proies est aussi subjective, car elle est fondée sur les préférences individuelles et les différents services écosystémiques fournis par les communautés de poissons-proies. Par exemple, dans certains des lacs, le gaspareau, une espèce exotique, domine la communauté de poissons et réduit probablement le succès reproductif d'espèces de poissons-proies indigènes (Fitzsimons *et al.*, 2007; Madenjian *et al.*, 2008). Ces mêmes gaspareaux peuvent toutefois soutenir une pêche sportive prospère et diversifiée et les collectivités locales associées (Lantry et Eckert, 2018).

Ni l'abondance des poissons-proies ni l'équilibre prédateurs-proies ne sont utilisés comme mesures évaluées dans le présent rapport; néanmoins, ils influent souvent sur les démarches entreprises. Pour réagir face aux déclins de la biomasse et de la densité des poissons-proies comme ceux illustrés à la figure 2, les niveaux d'ensemencement des lacs avec des poissons-prédateurs ont été modifiés par les organismes responsables de gestion des ressources à l'échelle du bassin (Great Lakes Fishery Commission Lake Michigan Committee, 2012; Great Lakes Fishery Commission Lake Ontario Committee, 2016; Lake Michigan Committee, 2016; New York State Department of Environmental Conservation, 2018). L'écologie de l'écosystème montre que la biomasse de poissons-proies dépend fortement de la concentration d'éléments nutritifs dans les lacs et de l'abondance des poissons piscivores (Carpenter *et al.*, 2001; Downing et Plante, 1993). Dans les Grands Lacs, la gestion des ressources a permis de réduire les apports d'éléments nutritifs et de rétablir les populations de poissons piscivores. Dove et Chapra (2015) ont récemment quantifié la baisse constante des concentrations de phosphore dans la plupart des Grands Lacs, et l'ensemencement demeure un outil de gestion qui est fréquemment utilisé (http://www.glfc.org/fishstocking/). Ces démarches ont contribué au déclin de la biomasse de poissons-proies, ce qui remet en question l'utilité des mesures de l'abondance pour le sous-indicateur des poissons-proies.

Remerciements

Auteur principal :
Brian C. Weidel, USGS, Great Lakes Science Center, Lake Ontario Biological Station

Auteurs collaborateurs :
Ann Marie Gorman, Eric Wiemer, John Deller, Ohio Department of Natural Resources
James Markham, Michael Connerton, New York Department of Environmental Conservation
Chelsea May, Jeremy Holden, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario
Edward F. Roseman, Darryl Hondorp, Stephen Riley, David B. Bunnell, Dave Warner et Charles P. Madenjian, USGS, Great Lakes Science Center, Ann Arbor
Mark Vinson, Dan Yule, Owen Gorman, USGS, Great Lakes Science Center, Lake Superior Biological Station
Michael Hosack, Pennsylvania Fish and Boat Commission

Organismes collaborateurs :
U.S. Geological Survey Great Lakes Science Center
Ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario
New York State Department of Environmental Conservation
Ohio Department of Natural Resources, Division of Wildlife
Pennsylvania Fish and Boat Commission

Sources d'information

Allen, I.W., Delavan, S.K., Hannes, A.R., Pérez-Fuentetaja, A., 2017. Potential barriers to upstream fish passage caused by anthropogenic river modifications: A computer modeling study of emerald shiners (Notropis atherinoides) in the upper Niagara River. Ecol. Eng. 103, 76–85. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.048

Bunnell, D.B., Madenjian, C.P., Desorcie, T.J., Kostich, M.J., Armenio, P.M., Adams, J.V., 2017. Status and trends of prey fish populations in Lake Michigan, 2016 (Compiled reports to the Great Lakes Fishery Commission of the annual USGS bottom trawl and acoustics surveys). Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI.

Carpenter, S.R., Cole, J.J., Hodgson, J.R., Kitchell, J.F., Pace, M.L., Bade, D., Cottingham, K.L., Essington, T.E., houser, J., Schindler, D.W., 2001. Trophic cascades, nutrients and lake productivity: whole-lake experiments. Ecol. Monogr. 71, 163–186.

Collingsworth, P.D., Bunnell, D.B., Madenjian, C.P., Riley, S.C., 2014. Comparative Recruitment Dynamics of Alewife and Bloater in Lakes Michigan and Huron. Trans. Am. Fish. Soc. 143, 294–309. https://doi.org/10.1080/00028487.2013.833986

Cox, S.P., Kitchell, J.F., 2004. Lake Superior ecosystem, 1929–1998: simulating alternative hypotheses for recruitment failure of lake herring (*Coregonus artedi*). Bull. Mar. Sci. 74, 671–683.

Dove, A., Chapra, S.C., 2015. Tendance à long termes of nutrients and trophic response variables for the Great Lakes: Great Lakes nutrient trends. Limnol. Oceanogr. 60, 696–721. https://doi.org/10.1002/lno.10055

Downing, J.A., Plante, C., 1993. Production of fish populations in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50, 110–120. https://doi.org/10.1139/f93-013

Dunlop, E.S., Riley, S.C., 2013. The contribution of cold winter temperatures to the 2003 alewife population collapse in Lake Huron. J. Gt. Lakes Res. 39, 682–689. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2013.08.001

Fitzsimons, J.D., Williston, B., Williston, G., Brown, L., El-Shaarawi, A., Vandenbyllaardt, L., Honeyfeld, D., Tillitt, D., Wolgamood, M., Brown, S.B., 2007. Egg thiamine status of Lake Ontario salmonines 1995–2004 with emphasis on lake trout. J. Gt. Lakes Res. 33, 93–103.

Great Lakes Fishery Commission Lake Michigan Committee, 2012. Proposed salmon stocking reductions announced for Lake Michigan [Document WWW]. URL : http://www.glfc.org/pubs/pressrel/LMC_stocking_reductions_FINAL_on_letterhead.pdf

Great Lakes Fishery Commission Lake Ontario Committee, 2016. Lake Ontario fisery agencies adjust lakewide predator stocking to promote Alewife population recovery [Document WWW]. URL : http://www.glfc.org/pubs/pressrel/2016%20-%20LOC%20stocking%20release.pdf

Holden, J.P., Connerton, M.J., Weidel, B.C., 2017a. Acoustic assessment of pelagic planktivores, 2016 (2016 Annual Report, Bureau of Fisheries Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee).

Holden, J.P., Connerton, M.J., Weidel, B.C., 2017b. Lake-wide Hydroacoustic Assessment of Prey Fish, in: Lake Ontario Fish Communities and Fisheries: 2017 Annual Report of the Lake Ontario Management Unit. Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Picton, Ontario, p. 62–67.

Hurlbert, S.H., 1971. The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. Ecology 52, 577–586. https://doi.org/10.2307/1934145

Jost, L., 2006. Entropy and diversity. Oikos 113, 363–375. https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x

Kao, Y.-C., Adlerstein, S.A., Rutherford, E.S., 2016. Assessment of Top-Down and Bottom-Up Controls on the Collapse of Alewives (Alosa pseudoharengus) in Lake Huron. Ecosystems. https://doi.org/10.1007/s10021-016-9969-y

Lake Michigan Committee, 2016. Fishery agencies adjust lakewide predator stocking to preserve Lake Michigan predator-prey balance [Document WWW]. URL : http://www.glfc.org/pubs/pressrel/2016%20-%20LMC%20Predator%20Stocking.pdf

Lantry, J.R., Eckert, T.H., 2018. 2017 Lake Ontario fishing boat survey (2017 Annual Report, Bureau of Fisheries

Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee). Ann Arbor, MI.
Madenjian, C.P., O'Gorman, R., Bunnell, D.B., Argyle, R.L., Roseman, E.F., Warner, D.M., Stockwell, J.D., Stapanian, M.A., 2008. Adverse effects of alewives on Laurentian Great Lakes fish communities. North Am. J. Fish. Manag. 28, 263–282. https://doi.org/10.1577/M07-012.1
Nalepa, T.F., Fanslow, D.L., Foley III, A.J., Lang, G.A., Eadie, B.J., Quigley, M.A., 2006. Continued disappearance of the benthic amphipod *Diporeia* spp. in Lake Michigan: is there evidence for food limitation? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63, 872–890. https://doi.org/10.1139/f05-262
New York State Department of Environmental Conservation, 2018. Status of Lake Ontario Alewife and 2019 NYSDEC Stocking Plans [Document WWW]. URL : https://www.dec.ny.gov/outdoor/111196.html
O'Gorman, R., Elrod, J.H., Owens, R.W., Schneider, C.P., Eckert, T.H., Lantry, B.F., 2000. Shifts in depth distributions of alewives, rainbow smelt, and age-2 lake trout in southern Lake Ontario following establishment of dreissenids. Trans. Am. Fish. Soc. 129, 1096–1106.
Pratt, T.C., Gorman, O.T., Mattes, W.P., Myers, J.T., Quinlan, H.R., Schreiner, D.R., Seider, M., Sitar, S.P., Yule, D.L., Yurista, P.M., 2011. The State of Lake Superior in 2011 (No. 16– 01). Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI.
Riley, S.C., Adams, J.V., 2010. Tendance à long termes in habitat use of offshore demersal fishes in western Lake Huron suggest large-scale ecosystem change. Trans. Am. Fish. Soc. 139, 1322–1334.
Riley, S.C., Roseman, E.F., Hondorp, D.W., Chriscinske, M.A., Smith, M., 2017. Status and trends of the Lake Huron offshore demersal fish community, 1976-2016 (Compiled reports to the Great Lakes Fishery Commission of the annual USGS bottom trawl and acoustics surveys). Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI.
Rogers, M.W., Bunnell, D.B., Madenjian, C.P., Warner, D.M., 2014. Lake Michigan offshore ecosystem structure and food web changes from 1987 to 2008. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 71, 1072–1086. https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0514
Rowe, M.D., Anderson, E.J., Vanderploeg, H.A., Pothoven, S.A., Elgin, A.K., Wang, J., Yousef, F., 2017. Influence of invasive quagga mussels, phosphorus loads, and climate on spatial and temporal patterns of productivity in Lake Michigan: A biophysical modeling study: Lake Michigan productivity model. Limnol. Oceanogr. 62, 2629–2649. https://doi.org/10.1002/lno.10595
Stewart, Thomas.J., Sprules, W.G., 2011. Carbon-based balanced trophic structure and flows in the offshore Lake Ontario food web before (1987–1991) and after (2001–2005) invasion-induced ecosystem change. Ecol. Model. 222, 692–708. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.10.024
Stewart, T.J., Todd, A., Lapan, S., 2017. Fish community objectives for Lake Ontario (Great Lakes Fisheries Commission Special Publication). Ann Arbor, MI.
Tsehaye, I., Jones, M.L., Brenden, T.O., Bence, J.R., Claramunt, R.M., 2014. Changes in the Salmonine Community of Lake Michigan and Their Implications for Predator–Prey Balance. Trans. Am. Fish. Soc. 143, 420–437. https://doi.org/10.1080/00028487.2013.862176
Vinson, M.R., Evrard, L.M., Gorman, O.T., Yule, D.L., 2017. Status and trends in the Lake Superior Fish Community, 2016 (Compiled reports to the Great Lakes Fishery Commission of the annual USGS bottom trawl and acoustics surveys). Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI.
Warner, D.M., Claramunt, R.M., Hanson, D., DeSorcie, T.J., O'Brien, T.P., Armenio, P.M., Ogilvie, L., Donner, K., 2017. Status of pleagic prey fishes in Lake Michigan, 2016 (Compiled reports to the Great Lakes Fishery Commission of the annual USGS bottom trawl and acoustics surveys). Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI.
Warner, D.M., Lesht, B.M., 2015. Relative importance of phosphorus, invasive mussels and climate for patterns in chlorophyll a and primary production in Lakes Michigan and Huron. Freshw. Biol. 60, 1029–1043. https://doi.org/10.1111/fwb.12569
Weidel, B.C., Walsh, M.G., Connerton, M.J., Holden, J.P., 2017a. Trawl-based assessment of Lake Ontario pelagic prey fishes including Alewife and Rainbow Smelt (2016 Annual Report, Bureau of Fisheries Lake Ontario Unit and St. Lawrence River Unit to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee).
Weidel, B.C., Walsh, M.G., Connerton, M.J., Lantry, B.F., Lantry, J.R., Holden, J.P., Yuille, M.J., Hoyle, J.A., 2017b. Deepwater sculpin status and recovery in Lake Ontario. J. Gt. Lakes Res. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2016.12.011
Wiemer, E., Clapsadl, M.D., Deller, J., Briggs, A., Hessenauer, J.-M., Hosack, M.A., Kocovsky, P.M., MacDougall, T., Markham, J.L., Marson, D., May, C., Steinhart, G.B., Slagle, Z., 2018. Report of the Lake Erie Forage Task Group. Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, MI.

Yule, D.L., Adams, J.V., Hrabik, T.R., Vinson, M.R., Woiak, Z., Ahrenstorff, T.D., 2013. Use of classification trees to apportion single echo detections to species: Application to the pelagic fish community of Lake Superior. Fish. Res. 140, 123–132. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.12.012

Yule, D.L., Adams, J.V., Stockwell, J.D., Gorman, O.T., 2008. Factors Affecting Bottom Trawl Catches: Implications for Monitoring the Fishes of Lake Superior. North Am. J. Fish. Manag. 28, 109–122. https://doi.org/10.1577/M06-289.1

Liste des tableaux

Tableau 1. Situation des communautés de poissons-proies des Grands Lacs pour la période actuelle (2015-2017) et la période antérieure (2010-2014), compte tenu du pourcentage d'espèces indigènes et de l'indice de la diversité de Shannon. Pour que la situation soit considérée comme « bonne », le pourcentage actuel doit être égal ou supérieur à 75 % ou l'indice doit être égal ou supérieur à 75 % de la valeur maximale de l'indice observée dans la série chronologique. De même, la situation est considérée comme « médiocre » lorsque le pourcentage actuel est inférieur à 25 % ou que l'indice est inférieur à 25 % de la valeur maximale de l'indice observée dans la série chronologique. La situation globale sera, par prudence, considérée comme correspondant à la moins bonne des deux valeurs de situation.

Tableau 2. Évaluation des tendances des communautés de poissons-proies des Grands Lacs, selon l'indice de la diversité et le pourcentage d'espèces indigènes dans la communauté. On a déterminé qu'une mesure changeait (« s'améliore » ou « se détériore ») dans un lac en tenant compte de la pente (temps) d'un modèle linéaire affichant une valeur *p* inférieure à 0,1.

Liste des figures

Figure 1. Valeurs de l'indice de la diversité de Shannon et proportion des espèces indigènes dans les communautés de poissons-proies des Grands Lacs.
Source : Les données proviennent principalement des relevés au chalut de fond effectués par des organismes fédéraux et étatiques des États-Unis et des organismes provinciaux du Canada.

Figure 2. Tendances de la biomasse et de la densité des poissons-proies compte tenu des relevés annuels au chalut de fond.

Source : Les données proviennent principalement des relevés au chalut de fond effectués par des organismes fédéraux et étatiques des États-Unis et des organismes provinciaux du Canada.

Dernière mise à jour :
État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

Lac	Pourcentage d'espèces indigènes				Indice de la diversité				Situation
	actuel	antérieur	max.	Situation	actuel	antérieur	max.	Situation	globale
Supérieur	79 %	86 %	96 %	Bon	2,0	2,0	2,2	Bonne	Bon
Michigan	85 %	28 %	91 %	Bon	1,1	1,3	1,7	Passable	Passable
Huron	69 %	75 %	90 %	Passable	0,8	0,8	1,6	Passable	Passable
Érié	9 %	34 %	67 %	Médiocre	1,3	1,6	2,1	Passable	Médiocre
Ontario	4 %	2 %	28 %	Médiocre	0,4	0,3	1,0	Passable	Médiocre

Tableau 1. Situation des communautés de poissons-proies des Grands Lacs pour la période actuelle (2015-2017) et la période antérieure (2010-2014), compte tenu du pourcentage d'espèces indigènes et de l'indice de la diversité de Shannon. Pour que la situation soit considérée comme « bonne », le pourcentage actuel doit être égal ou supérieur à 75 % ou l'indice doit être égal ou supérieur à 75 % de la valeur maximale de l'indice observée dans la série chronologique. De même, la situation est considérée comme « médiocre » lorsque le pourcentage actuel est inférieur à 25 % ou que l'indice est inférieur à 25 % de la valeur maximale de l'indice observée dans la série chronologique. La situation globale sera, par prudence, considérée comme correspondant à la moins bonne des deux valeurs de situation.

Lac	Mesure	Série chronologique complète		10 dernières années	
		Années	Tendance	Années	Tendance
Supérieur	Indice de la diversité	1978-2017	S'améliore	2008-2017	Inchangée
	Pourcentage d'esp. indigènes	1978-2017	S'améliore	2008-2017	Inchangée
Michigan	Indice de la diversité	1973-2017	S'améliore	2008-2017	Se détériore
	Pourcentage d'esp. indigènes	1973-2017	Inchangée	2008-2017	Inchangée
Huron	Indice de la diversité	1976-2017	Se détériore	2007-2017	Inchangée
	Pourcentage d'esp. indigènes	1976-2017	S'améliore	2007-2017	Inchangée
Érié	Indice de la diversité	1990-2017	Inchangée	2008-2017	Se détériore
	Pourcentage d'esp. indigènes	1990-2017	Inchangée	2008-2017	Se détériore
Ontario	Indice de la diversité	1978-2017	Se détériore	2008-2017	Inchangée
	Pourcentage d'esp. indigènes	1978-2017	Se détériore	2008-2017	S'améliore

Tableau 2. Évaluation des tendances des communautés de poissons-proies des Grands Lacs, selon l'indice de la diversité et le pourcentage d'espèces indigènes dans la communauté. On a déterminé qu'une mesure changeait (« s'améliore » ou « se détériore ») dans un lac en tenant compte de la pente (temps) d'un modèle linéaire affichant une valeur *p* inférieure à 0,1.

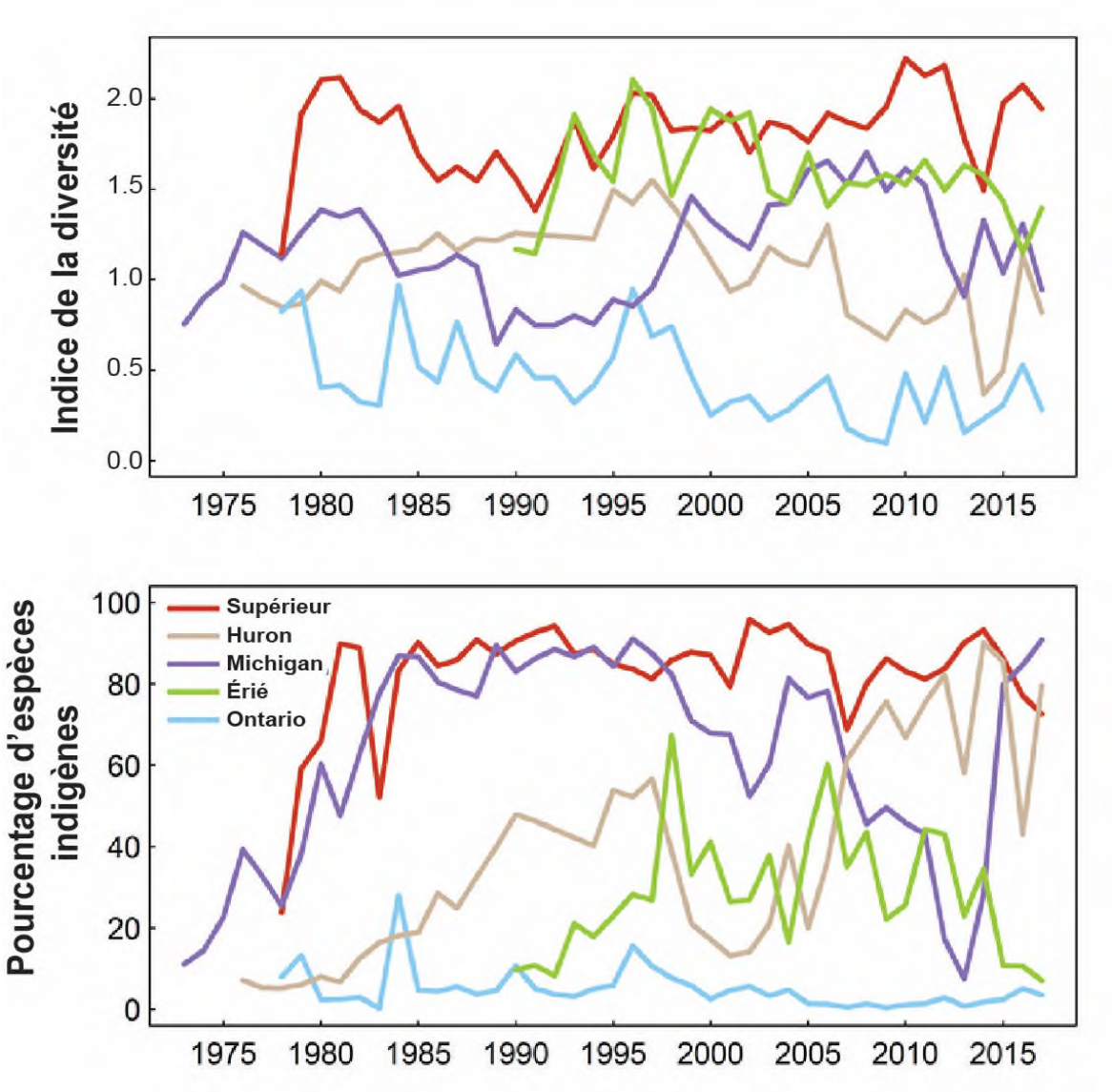


Figure 1. Valeurs de l'indice de la diversité de Shannon et proportion des espèces indigènes dans les communautés de poissons-proies des Grands Lacs.
Source : Les données proviennent principalement des relevés au chalut de fond effectués par des organismes fédéraux et étatiques des États-Unis et des organismes provinciaux du Canada

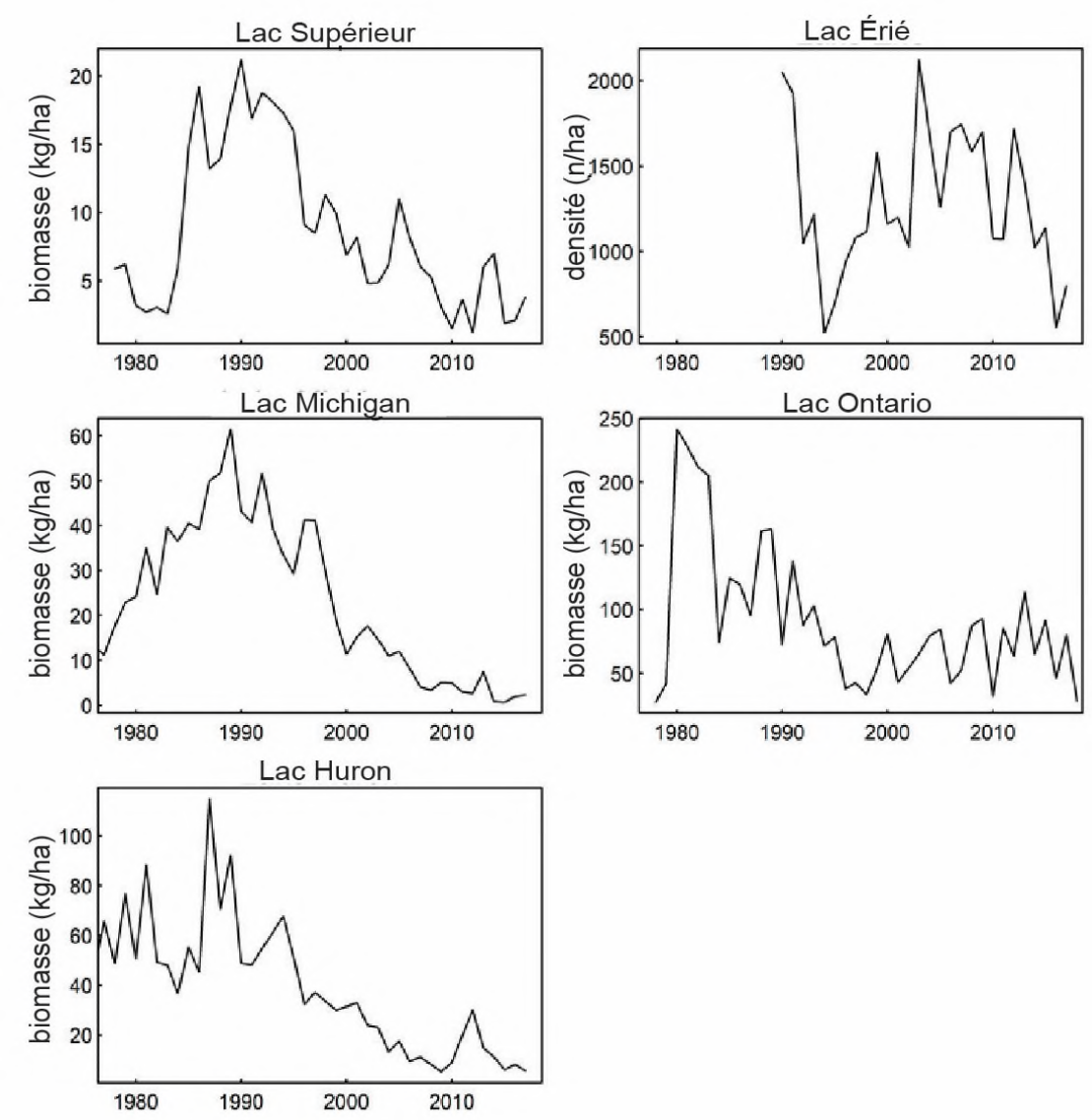


Figure 2. Tendances de la biomasse et de la densité des poissons-proies compte tenu des relevés annuels au chalut de fond.

Source : Les données proviennent principalement des relevés au chalut de fond effectués par des organismes fédéraux et étatiques des États-Unis et des organismes provinciaux du Canada

Sous-indicateur : Touladi

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1975-2017) : S'améliore
Justification : La reproduction naturelle soutenue et répandue n'est présente que dans les lacs Supérieur et Huron, est minime mais prometteuse dans les lacs Michigan et Ontario, et absente dans le lac Érié. L'ensemencement, la réglementation de la récolte et la lutte contre la lamproie marine sont les principales mesures visant à assurer le rétablissement continu du touladi. La consommation élevée de gaspareaux par le touladi, combinée à l'oligotrophisation, a fait diminuer la population de gaspareaux à son plus bas niveau, notamment dans les lacs Michigan et Huron. Cette diminution pourrait aider à réduire le goulot d'étranglement subi par le touladi, goulot causé par la carence en thiamine, ainsi que la prédation exercée par les gaspareaux sur les alevins de touladi. Ces deux facteurs sont en effet perçus comme étant causés par le gaspareau, et leur réduction pourrait donc expliquer l'augmentation du recrutement de touladis sauvages. Le touladi, qui se nourrit de façon opportuniste, a commencé à consommer des gobies à taches noires, espèce se trouvant en forte densité près des rives, ce qui a probablement augmenté le taux de survie des recrues (à la fois des individus introduits par ensemencement et des individus sauvages).

Les définitions des situations et des tendances évaluées se trouvent à la suite de la section de l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1975-2017) : S'améliore
Justification : Depuis 1975, l'abondance des touladis sauvages a quintuplé dans le lac Supérieur et, au cours des 10 dernières années, elle a augmenté de 10 %. La reproduction naturelle des populations du littoral (touladi maigre) et du large (siscowet) est répandue et soutient presque toutes les populations. La plupart des programmes d'ensemencement ont été abandonnés, car les cibles de rétablissement ont été atteintes. Dans les eaux du sud-ouest, l'ensemencement a cessé à cause de la pêche commerciale excessive. La mortalité attribuable à la lamproie marine a augmenté. Dans la plupart des populations abondantes, on a observé des baisses de croissance et de recrutement dépendantes de la densité, mais les populations de l'ensemble du lac sont en santé. La plupart des organismes sont déterminés à poursuivre les activités de rétablissement et de conservation.

Lac Michigan
État : Passable
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1998-2017) : S'améliore
Justification : Dans l'ensemble du lac, si la densité des touladis est relativement stable, elle se situe à 40 % au-dessous des niveaux cibles. Une certaine reproduction naturelle est observée dans le sud du lac Michigan et au sein de populations ayant un taux de mortalité plus faible, des individus plus âgés et une densité parentale plus élevée que des populations affichant un faible taux reproduction. Ces gains modestes, bien que prometteurs, sont sans importance, et une hausse significative du recrutement de poissons sauvages dans la population générale reste à voir. Dans le nord du lac Michigan, le taux de survie des poissons d'écloserie par rapport à celui du stock de reproducteurs était faible à cause de la mortalité élevée attribuable à la lamproie marine, mais cette situation a été partiellement corrigée grâce à des mesures de lutte accrues. La mortalité par pêche constitue maintenant un facteur de stress important, qui rend inadéquates la densité et la structure selon l'âge du stock de reproducteurs. L'augmentation récente de la densité des juvéniles est due à l'augmentation de l'ensemencement. La plupart des organismes se sont engagés à assurer le rétablissement, mais l'oligotrophisation menace l'avenir des pêches au saumon et au gaspareau, activités de longue date, ce qui, combiné à la pression exercée par les pêcheurs, compromet ces engagements.

Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)
État : Bon
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1977-2017) : S'améliore
Justification : Les prises annuelles dans le cadre des relevés d'évaluation et des pêches étaient auparavant prédominées par les juvéniles alors qu'elles comprennent maintenant davantage d'adultes. Les stocks d'adultes ont augmenté depuis les années 1990, ont atteint un sommet en 2007 et semblaient stables jusqu'en 2013, et ce, même si le recrutement global a largement diminué depuis le début des années 2000, la hausse du taux de recrutement de touladis sauvages n'ayant pas entièrement compensé le déclin du taux de survie des poissons d'écloserie d'un an après leur lâcher. L'abondance relative des poissons sauvages dans les évaluations a augmenté rapidement au cours des dernières années, et les touladis sauvages ont contribué à plus de 40 % de la population totale dans les eaux états-uniennes et à plus de 80 % des prises totales dans les eaux canadiennes du bassin principal du lac Huron. Des tendances similaires sont observées dans le chenal North, alors que la baie Georgienne continue d'afficher de faibles taux de reproduction à l'état sauvage, malgré quelques améliorations récentes. L'ensemencement au moyen de poissons d'écloserie a été réduit en réponse au recrutement des individus sauvages et au déclin du taux de survie des poissons d'écloserie d'un an après leur lâcher.

Lac Érié (y compris l'écosystème de la rivière St. Clair-Detroit)
État : Passable
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1992-2017) : S'améliore
Justification : L'augmentation des taux d'ensemencement au cours des dernières années, combinée à l'accent mis sur les souches moins vulnérables aux attaques de la lamproie marine et à la mortalité due à cette dernière (souches de la rivière Seneca et du lac Champlain), a fait accroître les stocks d'adultes à des niveaux proches ou supérieurs aux cibles décrites dans le plan de rétablissement. Le stock d'adultes comprend maintenant plus de dix cohortes. Récemment, l'étendue de l'ensemencement a été élargie pour inclure tous les bassins du lac. La prédation par la lamproie marine continue d'être un problème, et aucune reproduction naturelle n'a été notée, bien que l'abondance relative ait augmenté, ce qui est un précurseur du recrutement naturel. Tous les organismes restent déterminés à poursuivre les activités de rétablissement et de conservation.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la portion internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Passable
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1983-2017) : S'améliore
Justification : L'abondance des adultes est conforme aux valeurs prévues d'après les antécédents d'ensemencement et d'évaluation, les conditions de reproduction naturelle s'améliorent et le nombre de recrues sauvages a augmenté.

Définitions des situations évaluées
Bon : L'abondance relative, la récolte ou l'abondance absolue atteint au moins les niveaux cibles. Les poissons sauvages représentent au moins 50 % de la population, et cette proportion continue d'augmenter. Le stock de reproducteurs est composé de nombreuses classes d'âge au-delà du stade de la pleine maturité de la cohorte.
Passable : L'abondance relative, la récolte ou l'abondance absolue est inférieure aux niveaux cibles. Les poissons sauvages représentent de 15 à 49 % de la population. Le stock de reproducteurs est composé de quelques classes d'âge au-delà du stade de la pleine maturité de la cohorte.
Médiocre : L'abondance relative, la récolte ou l'abondance absolue est en déclin ou est inférieure aux niveaux cibles. Les poissons sauvages représentent moins de 15 % de la population. Le stock de reproducteurs est composé d'un petit nombre de classes d'âge au-delà du stade de la pleine maturité de la cohorte, ou n'en compte aucune.
Indéterminé : Aucune donnée n'est accessible ou les données sont insuffisantes pour permettre l'évaluation de l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions des tendances évaluées
S'améliore **:** L'abondance relative ou absolue des touladis sauvages, des adultes sauvages et des adultes d'écloserie augmente, et la composition par âge des adultes s'élargit.
Inchangée **:** L'abondance relative ou absolue des touladis sauvages, des adultes sauvages et des adultes d'écloserie est stable, et la composition par âge des adultes ne s'élargit pas.

Se détériore **:** L'abondance relative ou absolue des touladis sauvages, des adultes sauvages et des adultes d'écloserie est à la baisse, et la composition par âge des adultes s'effondre.
Indéterminée **:** Les mesures n'indiquent pas de tendance générale claire, ou on ne dispose pas de données pour faire état d'une tendance.
Adulte = poisson, sauvage ou introduit par ensemencement, qui est sexuellement mature.

Objectifs ou cibles
Le programme de rétablissement du touladi a pour objectif des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement et qui soutiennent la pêche, tel qu'il est décrit dans l'ébauche des objectifs et des buts pour les communautés ichtyologiques de la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL). Des mesures quantitatives appropriées de l'abondance, du rendement ou de la biomasse devraient être établies comme valeurs de référence pour les populations autosuffisantes de touladis dans les habitats d'eau froide des Grands Lacs. Il est possible de fonder les cibles du présent sous-indicateur sur les valeurs fournies dans les plans de rétablissement du touladi de la CPGL pour chacun des lacs et/ou chacune des valeurs obtenues par l'analyse de l'éventail et de la répartition des mesures susmentionnées par rapport aux conditions des écosystèmes.

Lac Supérieur : Atteindre et maintenir des populations autosuffisantes génétiquement diversifiées de touladis qui sont semblables à celles qui se trouvaient dans le lac avant 1940, le touladi maigre étant prédominant dans les eaux littorales, le siscowet étant prédominant dans les eaux du large et le saumon rose étant commun dans les eaux orientales et autour de l'Isle Royale.

Lac Michigan : Dans les zones de rétablissement ciblées, rétablir des populations de touladis génétiquement diversifiées, composées principalement de poissons sauvages capables de soutenir les pêches (Bronte *et al.*, 2008).
Objectif 1 – Accroître la diversité génétique : accroître la diversité génétique du touladi en introduisant des morphotypes adaptés à la survie et à la reproduction en eaux profondes, tout en continuant l'ensemencement au moyen d'une variété de morphotypes adaptés aux eaux peu profondes.
Objectif 2 – Accroître l'abondance globale : d'ici 2014, augmenter la densité de la population de touladis dans les zones de rétablissement ciblées pour atteindre les niveaux observés dans d'autres secteurs des Grands Lacs où le recrutement de poissons sauvages dans la population d'adultes a lieu. Pour atteindre cet objectif, les captures par unité d'effort (CPUE) dans le cadre des évaluations printanières devraient constamment dépasser 25 touladis/1 000 pieds de filet maillant (mailles de 2,5-6,0 pouces).
Objectif 3 – Accroître l'abondance des adultes : d'ici 2020, augmenter la densité des touladis reproducteurs dans les zones de rétablissement ciblées par rapport à celle observée dans d'autres secteurs des Grands Lacs où le recrutement de poissons sauvages dans la population d'adultes a lieu. Pour atteindre cet objectif, les CPUE dans le cadre des évaluations automnales devraient constamment dépasser 50 touladis/1 000 pieds de filet maillant (mailles de 4,5-6,0).
Objectif 4 – Détecter les œufs viables : d'ici 2021, détecter une densité minimale de 500 œufs viables/m^2 (œufs avec une concentration de thiamine de > 4 nmol/g) dans les zones de rétablissement ciblées qui ont été ensemencées avant 2008. Ce jalon devrait être atteint d'ici 2025 dans les zones nouvellement ensemencées, tel qu'il est précisé dans le présent guide.
Objectif 5 – Constituer des populations de reproducteurs : d'ici 2024, les populations de reproducteurs dans les zones de rétablissement ciblées qui ont été ensemencées avant 2008 devraient être composées d'au moins 25 % de femelles et d'au moins 10 classes d'âge de plus de 7 ans. Ces jalons devraient être atteints d'ici 2032 dans les zones ensemencées après 2008.
Objectif 6 – Observer le recrutement des poissons sauvages : le recrutement constant de touladis sauvages dans les zones de rétablissement ciblées devrait se faire comme suit : d'ici 2022, détecter des poissons d'un an lors des relevés au chalut de fond; d'ici 2025, détecter des poissons de 3 ans lors des évaluations printanières au filet maillant; d'ici 2028, détecter des subadultes lors des évaluations au filet maillant.
Objectif 7 – Atteindre le rétablissement : d'ici 2037, au moins 75 % des touladis dans les zones de rétablissement ciblées devraient être âgés de 10 ans ou moins et d'être d'origine sauvage.

Lac Huron : L'objectif de rétablissement du touladi dans le lac Huron est de rétablir des populations autosuffisantes capables de produire de 1,4 à 1,8 million de kilogrammes d'ici 2020 (DesJardine, 1995; Ebener, 1998; OMNR, 1996).

Lac Érié : Objectif ultime – rétablir une population de touladis génétiquement diversifiée et autosuffisante dans le bassin est, qui assure une dominance écologique au sein de la communauté vivant en eaux froides et qui produit un surplus exploitable. Objectif provisoire – en guise de démonstration de la faisabilité, d'ici 2030, établir une population de touladis dans le bassin est, qui produit des individus d'un an à un niveau mesurable.
Objectif 1 – Accroître l'abondance globale du touladi : d'ici 2020, atteindre dans toutes les administrations un objectif moyen de CPUE de 8 poissons (toutes classes d'âge confondues) par 152,4 m de filet maillant (38-152 mm) mouillé durant la nuit en été. Il s'agit de l'abondance minimale recommandée par Selgeby *et al.* (1995) pour une reproduction naturelle réussie dans les Grands Lacs.
Objectif 2 – Maintenir l'abondance du stock de reproducteurs : d'ici 2024, atteindre une abondance des adultes (5 ans et plus) égale à 25 % (2 poissons/remontée) des CPUE totales établies à l'objectif 1. La population d'adultes devrait être composée d'au moins 25 % de femelles de plus de 4 500 g et d'au moins 10 classes d'âge. Cette cible de CPUE est fondée sur les valeurs maximales de CPUE d'adultes dans les eaux new-yorkaises du lac Érié durant les années 1990. Les CPUE de touladis reproducteurs sur les récifs devraient être beaucoup plus élevées, car les poissons adultes y sont regroupés.
Objectif 3 – Maximiser le potentiel reproductif : d'ici 2024, détecter des densités minimales d'œufs de 25 à 500 œufs par mètre carré dans au moins 4 frayères convenables et de 1 000 œufs par mètre carré dans au moins 2 sites de haute qualité.
Objectif 4 – Démontrer que le recrutement naturel est possible : d'ici 2030 et par la suite, atteindre et maintenir un apport constant et mesurable de touladis d'un an sauvages (Markham *et al.*, 2008).

Lac Ontario : Rétablir une population autosuffisante de touladis dans le lac Ontario.
Objectif 1 – Accroître l'abondance des touladis introduits par ensemencement à un niveau permettant une reproduction naturelle importante (CPUE de femelles matures de plus de 4 000 g supérieures à 2,0 poissons et à 1,1 poisson par filet maillant mouillé dans le cadre d'une évaluation uniformisée en eaux états-uniennes et canadiennes, respectivement).
Objectif 2 – Acroître les populations de touladis sauvages dans divers groupes (augmentation mesurable des prises de juvéniles et d'adultes sauvages dans le cadre des évaluations; les valeurs doivent dépasser celles observées de 1994 à 2011).
Stratégie de gestion 1 : Chaque année, introduire par ensemencement 800 000 équivalents jeunes de l'année au printemps dans les eaux états-uniennes et 500 000 jeunes de l'année au printemps chaque année dans les eaux canadiennes.
Stratégie de gestion 2 : Réduire au minimum l'ensemencement et la mortalité chez les juvéniles en optimisant le stade, la taille et l'état à l'ensemencement; les méthodes d'ensemencement; les sites d'ensemencement (mesures – États-Unis : taux de capture ajusté de poissons d'âge 2 par 500 000 touladis introduits par ensemencement supérieur à 200 poissons par relevé uniformisé; Canada : taux de capture ajusté de poissons d'âge 3 par filet maillant mouillé dans le cadre d'un relevé uniformisé par 500 000 touladis introduits par ensemencement supérieur à 1,5 poisson par filet maillant mouillé dans le cadre d'un relevé uniformisé).
Stratégie de gestion 3 : Maintenir un taux élevé de survie des poissons âgés en contrôlant la lamproie marine et en adoptant des mesures pour diminuer la mortalité par pêche : assurer un taux de survie annuel des poissons adultes de plus de 60 %; maintenir le taux de blessure par la lamproie marine dans les relevés automnaux au filet maillant à moins de 2 blessures A1 par 100 touladis mesurant plus de 432 mm en longueur totale; maintenir la récolte annuelle à moins de 10 000 poissons dans les eaux états-uniennes et à moins de 5 000 poissons dans les eaux canadiennes).
Stratégie de gestion 4 : Mettre l'accent sur les souches qui présentent la meilleure combinaison de faible mortalité après l'ensemencement, de faible mortalité des juvéniles et de faible mortalité des adultes.
Stratégie de gestion 5 : Mettre l'accent sur les souches qui produisent avec succès un niveau mesurable de recrues sauvages.
Stratégie de gestion 6 : Protéger les poissons d'origine sauvage.
Stratégie de gestion 7 : Poursuivre les efforts pour rétablir les populations de proies indigènes du touladi.

Le touladi est une espèce importante qui soutient la pêche récréative et, lorsque cela est permis, la pêche commerciale. Ainsi, les valeurs de référence touchant la récolte ou le rendement des populations autosuffisantes ont probablement été établies en vue de maximiser la production annuelle. Par conséquent, les valeurs de référence touchant la récolte ou le rendement de ces populations peuvent servir de valeurs de référence touchant la production.

Raison d'être du sous-indicateur

- Estimer l'abondance relative des touladis tant introduits par ensemencement que sauvages (issus de la reproduction naturelle).
- Mesurer la réussite du rétablissement par les taux de capture de poissons sauvages.
- Définir les mesures de réglementation de la pêche ainsi que la prédation par la grande lamproie marine, d'après la structure par âge et l'abondance des poissons matures.
- Inférer la structure de base de la communauté des prédateurs en eaux froides et la santé générale de l'écosystème.

Objectif pour l'écosystème

Maintenir un écosystème productif, stable et équilibré, qui abrite des populations autosuffisantes de touladis, importante espèce prédatrice de niveau trophique supérieur dans les régions d'eaux froides des Grands Lacs.

Les populations autosuffisantes sont maintenues par la reproduction naturelle, plutôt que par l'ajout de touladis introduits par ensemencement.

Le présent sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Le programme de rétablissement du touladi a pour objectif des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement et permettent d'atteindre les rendements de pêche visés. Ces rendements sont proches des niveaux de récolte historiques du touladi ou des niveaux ajustés pour tenir compte des prédateurs introduits naturalisés, comme les saumons du Pacifique. Les cibles, pour la plupart axées sur les rendements de pêche souhaités, sont fixées dans les objectifs visant les communautés ichtyologiques par les comités des lacs de la Commission des pêcheries des Grands Lacs (Horns *et al.*, 2003; Eshenroder *et al.*, 1999; DesJardine *et al.*, 1995; Ryan *et al.*, 2003; Stewart *et al.*, 1999) et sont revues périodiquement. Ces cibles sont de 1,8 million de kg (4 millions de livres) dans le lac Supérieur, de 1,1 million de kg (2,5 millions de livres) dans le lac Michigan, de 0,9 million de kg (2 millions de livres) dans le lac Huron et de 50 000 kg (0,1 million de livres) dans le lac Érié. Il n'y a aucun objectif de rendement particulier pour le lac Ontario, mais l'objectif de population est de 0,5 à 1 million de poissons adultes produisant 100 000 jeunes touladis de l'année par reproduction naturelle. L'état souhaité est que le touladi devienne le principal prédateur de niveau trophique supérieur dans le lac Supérieur et qu'il partage ce rôle avec d'autres prédateurs indigènes et exotiques établis dans les lacs Michigan, Huron, Érié et Ontario.

Mesure

Le présent sous-indicateur mesurera l'abondance absolue, l'abondance relative, la récolte et l'autosuffisance par le biais de la reproduction naturelle du touladi (individus sauvages et individus introduits par ensemencement) dans les habitats d'eaux froides des Grands Lacs.

Pour chaque lac, on présentera un graphique concernant le touladi, où la reproduction naturelle constituera l'axe des x, et l'année, l'axe des y. La méthode d'échantillonnage pour chaque mesure devrait être uniformisée au moins à l'intérieur de chaque lac et, si possible, d'un lac à l'autre.

État de l'écosystème

Les tendances de l'abondance relative des touladis maigres d'ensemencement dans les lacs Huron, Michigan, Érié et Ontario et de celle des touladis maigres sauvages dans les lacs Supérieur et Huron sont présentées à la figure 1. Des cibles sont établies pour la plupart des populations de touladis maigres parce qu'on les considère comme biologiquement importantes pour l'augmentation de la probabilité de reproduction naturelle dans les lacs Huron, Michigan, Érié et Ontario et le maintien des populations sauvages dans le lac Supérieur. Les valeurs cibles sont mesurées et exprimées en tant qu'abondance relative de la totalité ou d'une partie de la population dans les relevés au filet maillant menés par plusieurs organismes et uniformisés dans chacun des lacs. Ces mesures sont supérieures aux objectifs de récolte, qui sont plus difficiles à évaluer et représentent des états souhaités dont la durabilité ne peut pas être facilement analysée. L'abondance des touladis a augmenté radicalement dans tous les Grands Lacs après la mise en œuvre des mesures de lutte contre la lamproie marine, du programme d'ensemencement et de la

réglementation des prises. L'atteinte des objectifs en matière de population et, à terme, le maintien de populations autosuffisantes se reproduisant naturellement varient selon les lacs. L'inquiétude suscitée par la prédation exercée sur les gaspareaux, dont les populations sont en déclin, a mené à une réduction des taux d'ensemencement en touladis dans les lacs Michigan et Ontario, ce qui pourrait entraver le potentiel de rétablissement.

Depuis le dernier rapport, on observe une recrudescence du recrutement d'individus sauvages dans les lacs Michigan, Huron et Ontario et une baisse du nombre de lamproies marines à l'échelle du bassin. Un recrutement modeste mais soutenu s'est poursuivi dans le sud du lac Michigan, et les populations sont stables mais inférieures aux cibles de densité. Les stocks de reproducteurs semblent adéquats dans la plupart des zones, à l'exception du nord du lac Michigan. Dans les lacs Érié et Ontario, la situation et les tendances sont les mêmes qu'en 2017 et, dans le lac Ontario, les taux de reproduction naturelle sont restés élevés de 2014 à 2017. L'abondance dans le lac Supérieur s'est légèrement améliorée depuis le dernier rapport.

Les états souhaités sont des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement, sans apports d'alevins d'écloserie ou du moins très peu, qui soutiennent une pêche durable et dont les individus jouent le rôle de grand prédateur. La taille des populations et les rendements durables qui en résultent seront vraisemblablement inférieurs dans la plupart des lacs à ce qu'ils ont été par le passé puisque ce niveau trophique supérieur est maintenant également occupé par des prédateurs non indigènes naturalisés qui contribuent au succès d'un secteur halieutique d'une valeur de plusieurs milliards de dollars.

Contexte

Par le passé, le touladi était le principal salmonidé prédateur dans la plupart des Grands Lacs. La surpêche et la prédation par la lamproie marine, espèce non indigène, et d'autres facteurs (dans une moindre mesure) ont décimé les populations de touladis maigres du littoral et les populations de siscowets des profondeurs, mais de nombreux individus ont survécu dans le lac Supérieur et quelques populations de touladis maigres en ont fait autant dans le lac Huron (Lawrie et Rahrer, 1972; Berst et Spangler, 1972; Wells et McLain, 1972; Hartman, 1972; Christie, 1972). Les activités de rétablissement (l'ensemencement), la réglementation des pêches et la lutte contre la lamproie marine sont en cours depuis le début des années 1960 (Hansen *et al.*, 1995; Eshenroder *et al.*, 1995; Holey *et al.*, 1995; Cornelius *et al.*, 1995; Elrod *et al.*, 1995). Le touladi a besoin d'eaux froides bien oxygénées et de substrats rocheux près du rivage et au large pour frayer à l'automne. Il s'agit d'un omnivore opportuniste qui peut consommer diverses proies, allant du plancton aux poissons. Bien qu'il y ait eu une certaine perte d'habitat dans les Grands Lacs, on considère qu'elle est minime et qu'elle ne constitue pas un obstacle important au rétablissement.

Situation du touladi

Lac Supérieur

Les populations de touladis maigres sauvages se sont remises de l'effondrement des années 1950 grâce à un programme de rétablissement rigoureux faisant appel à l'élimination de la lamproie marine, à l'ensemencement en alevins d'écloserie et à la réglementation de la pêche (Hansen *et al.*, 1995; Bronte *et al.*, 2003). Le rétablissement a débuté par la constitution de grandes populations de touladis d'élevage, qui ont été remplacées par des poissons sauvages (Hansen *et al.*, 1995; Wilberg *et al.*, 2003). Les touladis sauvages ont commencé à prédominer dans les années 1980 dans les eaux du Michigan, puis dans celles du Wisconsin et enfin dans celles du Minnesota. Au cours de la même période, les populations du centre et de l'ouest de l'Ontario se sont également rétablies et sont maintenant constituées de touladis sauvages en santé qui se reproduisent naturellement. Dans les eaux du Michigan, l'abondance et le recrutement de la plupart des populations de touladis atteignent presque les plus hauts niveaux historiques enregistrés, et certains signes indiquent des baisses de croissance dépendantes de la densité (Wilberg *et al.*, 2003; Richards *et al.*, 2004; Sitar *et al.*, 2010). Le dernier progrès en matière de rétablissement a été la cessation de la plupart des activités d'ensemencement des eaux du Minnesota. Bien que les populations de touladis soient en santé dans la plupart des zones, la situation de certaines populations reste préoccupante à cause de la surpêche. On n'a observé aucun rétablissement (ou très peu) dans la région de la baie Whitefish, dans le sud-est du lac Supérieur, et ce, à cause de la pêche commerciale excessive. De plus, l'ensemencement en touladis a été reporté dans cette zone à cause d'une mortalité incontrôlée. Dans les eaux de l'est du Wisconsin et de l'ouest du Michigan, les stocks de touladis rétablis subissent une surpêche. Pour tenir compte de ce problème et renverser cette tendance, des mesures de gestion ont été prises.

Le siscowet, un morphotype occupant des eaux profondes, est la forme la plus abondante du touladi dans le lac

Supérieur; il se remet des faibles niveaux enregistrés dans les années 1940 (Bronte et Sitar, 2008; Ebener *et al.*, 2010). Les taux de capture récents sont faibles, mais l'intérêt nouveau de l'industrie pour l'extraction de l'acide gras oméga-3 de ce poisson pourrait faire accroître la demande. Les taux de blessure causée par la lamproie marine chez le siscowet sont élevés, bien que la mortalité ne soit peut-être pas plus élevée que celle observée chez le touladi maigre (Moody *et al.*, 2010). Tout comme le touladi maigre, la population de siscowets est très élevée et connaît des baisses d'abondance dépendantes de la densité.

Les effectifs du touladi maigre sauvage ont diminué ces dernières années, mais restent plus élevés en moyenne qu'au cours de la période visée par le précédent *État des Grands Lacs*. La réglementation réduit la mortalité liée à la pêche dans la plupart des zones du lac Supérieur. Bien que la lutte contre la lamproie marine se poursuive, les taux de blessure chez le touladi dépassent les niveaux cibles dans certaines zones depuis 1995 (Pratt *et al.*, 2016). À court terme, on s'attend à d'autres déclins des effectifs du touladi dans certaines zones par suite des baisses de croissance et de recrutement dépendantes de la densité, mais les populations globales du lac Supérieur sont stables ou à la hausse.

Lac Michigan

L'ensemencement se poursuit dans toutes les administrations, mais le Wisconsin l'a récemment réduit dans ses eaux littorales en réponse aux préoccupations des pêcheurs à la ligne concernant la prédation excessive exercée sur le gaspareau par le touladi. La densité des touladis mesurée dans les relevés printaniers reste sous la cible dans la plupart des zones et dans l'ensemble du lac. Un plus grand nombre de poissons sauvages ont été pris au cours des relevés de l'évaluation (Lake Trout Task Group, 2018) que dans le passé, ce qui indique que la reproduction naturelle a augmenté, mais demeure faible. Toutefois, certaines zones (eaux de l'Illinois, de l'Indiana et du sud du Wisconsin) où la plupart des individus sont vieux et dont les densités élevées approchent les niveaux cibles montrent certains signes de reproduction naturelle soutenue (Hanson *et al.*, 2012; Lake Trout Task Group, 2018). La mortalité par pêche est élevée dans le nord du lac Michigan, mais la mortalité causée par la lamproie marine a diminué ces dernières années. Les niveaux soutenus de mortalité excessive ont entraîné une très faible biomasse du stock de reproducteurs. L'augmentation de l'ensemencement dans le nord devrait entraîner une hausse des densités globales, mais seulement si la mortalité par pêche est contrôlée. Le touladi semble capable de s'adapter aux changements de ses sources de nourriture; en effet, il remplace le gaspareau en déclin par le gobie à taches noires, plus abondant. Des pressions sont actuellement exercées pour maintenir le nombre de saumons quinnats (chinooks) introduits par ensemencement, ce qui a entraîné une diminution des activités d'ensemencement en touladis.

Les recommandations visant la progression du rétablissement incluent la réduction de la mortalité des touladis adultes causée par la pêche et la lamproie, l'utilisation de poissons d'écloserie principalement dans les zones de refuge, le rétablissement d'une source de nourriture constituée de corégonidés indigènes et la modification des objectifs établis pour les communautés ichtyologiques afin de mettre l'accent sur les caractéristiques démographiques souhaitées plutôt que sur les taux de capture.

Lac Huron

L'augmentation du recrutement de touladis sauvages et la diminution de la survie des poissons d'écloserie après leur lâcher ont mené à la décision de cesser l'ensemencement dans les eaux canadiennes du bassin principal et dans les eaux états-uniennes du sud du lac Huron, et de réduire l'ensemencement de 50 % dans les eaux états-uniennes du nord du lac Huron. L'abondance des adultes a augmenté rapidement au cours des années 1990, a atteint un sommet en 2007 et n'a pas connu de déclin important à l'échelle du lac avant 2014, et ce, même si le recrutement global a diminué depuis le début des années 2000, la hausse du recrutement de touladis sauvages n'ayant pas entièrement compensé le déclin de la survie des poissons d'écloserie d'un an. Dans le nord du lac Huron, l'abondance des adultes est demeurée stable, ce qui reflète un équilibre entre les hausses du recrutement de touladis sauvages, les baisses du recrutement de poissons d'écloserie et une réduction substantielle de la mortalité des adultes.

Dans le bassin principal du lac Huron, la mortalité causée par la lamproie marine chez le touladi a considérablement diminué à la fin des années 1990 et au début des années 2000, et demeure faible depuis. Les taux de blessure par la lamproie ont diminué au cours des cinq dernières années dans le chenal North et la baie Georgienne, et les taux récents approchent les niveaux cibles dans les deux bassins.

On note un recrutement de touladis sauvages dans l'ensemble du lac depuis 2004, à la suite de l'effondrement de la population de gaspareaux. On pense que le gaspareau a des effets négatifs sur la reproduction du touladi en causant le

syndrome de carence en thiamine et en étant prédateur des œufs et des alevins. Le recrutement de la cohorte de touladis sauvages de 2010 a atteint un nouveau pic d'abondance, bien que le recrutement global de touladis sauvages n'ait pas compensé le déclin de recrutement de poissons d'écloserie. L'abondance relative des adultes sauvages a continué d'augmenter depuis 2010. Dans les eaux canadiennes du bassin principal et du chenal North, la proportion de touladis sauvages dépasse maintenant 75 % de tous les poissons échantillonnés. La proportion de touladis sauvages dans la baie Georgienne demeure plus faible, soit de 20 à 30 %.

Lac Érié

Les efforts ciblés visant le rétablissement du touladi dans le lac Érié ont commencé en 1982. Malgré un bon taux de recrutement des poissons d'ensemencement, la survie de ces derniers jusqu'à l'âge adulte a été médiocre à cause de la prédation excessive par la lamproie marine. Le plan initial de rétablissement du touladi adopté en 1985 (Lake Trout Task Group, 1985) prévoyait une hausse des cibles d'ensemencement annuelles, la lutte contre la lamproie marine et l'uniformisation des programmes d'évaluation pour le suivi de la population. Le touladi a rapidement réagi à l'augmentation de l'ensemencement et à la mise en œuvre des mesures de lutte contre la lamproie marine et, en 1990, la population ainsi constituée était grande. Les progrès ont toutefois été de courte durée. En effet, on a dû réduire l'ensemencement en 1996 parce qu'on craignait une pénurie de poissons-proies (Einhouse *et al.*, 1999). De plus, au même moment, les mesures de lutte contre la lamproie marine sont devenues moins strictes (Sullivan *et al.*, 2003). L'abondance des touladis adultes a rapidement chuté, pour s'établir aux faibles niveaux des années 2000.

Plus récemment, l'abondance globale du touladi dans le lac Érié a augmenté par suite de l'adoption d'un plan de rétablissement révisé (Markham *et al.*, 2008), dans lequel on ramenait l'ensemencement à son taux initial. Depuis peu, tous les bassins du lac, y compris le bassin ouest, sont ensemencés, principalement au moyen de deux souches qui semblent être les plus résistantes aux attaques de lamproies marines (souches de la rivière Seneca et du lac Champlain). Le recrutement de poissons introduits par ensemencement a diminué depuis 2012, mais l'abondance des adultes (âge 5+) a augmenté et a atteint les cibles établies dans le plan de rétablissement ou s'en approche. La population d'adultes comprend maintenant plus de dix cohortes. La lamproie marine continue d'être un problème important, et l'abondance des adultes demeure bien supérieure aux cibles malgré l'augmentation des traitements au lampricide. Par conséquent, la lamproie est toujours une cause de la réduction de la population de touladis adultes. Il restera difficile d'atteindre les objectifs de rétablissement du touladi si l'abondance et les taux de blessure par la lamproie restent supérieurs aux niveaux cibles. La reproduction naturelle du touladi n'a pas encore été observée dans le lac Érié. Un projet de télémétrie acoustique lancé en 2016 visait à déterminer les lieux et l'habitat utilisés par le touladi dans le lac Érié durant la fraye afin de mieux comprendre les facteurs limitatifs de la reproduction naturelle.

Lac Ontario

Avant 1996, le touladi faisait l'objet d'un suivi dans le cadre d'un programme binational ciblé de pêche au filet du touladi. Depuis 1996, dans les eaux canadiennes, les cibles relatives au touladi ont été évaluées en fonction des prises dans le bassin de Kingston seulement. Dans les eaux états-uniennes, l'abondance des touladis d'écloserie adultes était assez élevée de 1986 à 1998, mais a baissé de plus de 30 % en 1999 sous l'effet du faible taux d'ensemencement et du faible taux de survie des poissons d'écloserie d'un an observés depuis le début des années 1990 (Elrod *et al.*, 1995; Lantry *et al.*, 2018). L'abondance des adultes est restée relativement stable de 1999 à 2004, mais a diminué de nouveau de 54 % en 2005, vraisemblablement à cause du mauvais recrutement et de la mortalité accrue due à la prédation par la lamproie marine. L'intensification de la lutte contre la lamproie marine et les diminutions subséquentes des blessures causées au touladi de 2008 à 2014 ont été suivies par un rétablissement marqué du nombre de touladis adultes qui, de 2010 à 2014, a atteint des niveaux semblables à ceux observés de 1999 à 2004. Les abondances ultérieures ont eu tendance à diminuer de 2015 à 2017, en partie à cause du taux d'ensemencement dans les eaux états-uniennes, qui était d'environ 66 % inférieur à la normale en 2010 et nul en 2012. Dans le bassin Kingston, l'abondance du touladi a suivi une tendance à la baisse similaire au début des années 1990, et on observe depuis 2005 un rétablissement des stocks. L'abondance dans le bassin Kingston est stable depuis 2013, bien qu'elle demeure beaucoup plus faible que dans les années 1990, ce qui laisse supposer un changement de la capacité de l'écosystème à soutenir le touladi depuis l'apparition des dressenidés.

Bien que l'abondance des adultes ait atteint un sommet en 1986, l'apparition de touladis issus de la reproduction naturelle dans les relevés s'est produite après que l'abondance des femelles adultes de grande taille ait dépassé les niveaux cibles en 1992 (Lantry *et al.*, 2018). Malgré les prises annuelles largement répandues de petits nombres de recrues sauvages de 1993 à 2013, l'incapacité d'obtenir des stocks autosuffisants a été imputée aux populations denses

de gaspareaux dans le lac Ontario, qui peuvent se nourrir d'alevins de touladis et entraîner une carence en thiamine chez les adultes et dans les œufs; à l'absence d'autres espèces de poissons-proies convenant au touladi dans les eaux profondes; à la colonisation des récifs de fraye par une espèce envahissante, le gobie à taches noires (Fitzsimons *et al.*, 2003; Lantry *et al.*, 2003; Schneider *et al.*, 1997; Walsh *et al.*, 2015). Les prévisions de rétablissement récentes se sont améliorées avec le rétablissement du stock d'adultes après l'effondrement de 2005-2007; la réapparition du chabot de profondeur, dont les effectifs ont augmenté régulièrement de 2002 à 2014 (Lantry *et al.*, 2007; Weidel *et al.*, 2015); l'application de mesures internationales visant à rétablir les ciscos, dont le cisco de fumage; l'ajout du gobie à taches noires dans l'alimentation du touladi (Diertrich *et al.*, 2006; Rush *et al.*, 2012). Des indices d'amélioration des conditions pour la reproduction naturelle ont été confirmés au cours de la période de 2014 à 2017, les prises de touladis sauvages d'âge 1 et d'âge 2 ayant fortement augmenté pour atteindre un niveau presque 10 fois supérieur à la moyenne des 20 dernières années (1994-2013). Des prises d'un petit nombre de jeunes touladis sauvages de l'année ont également été notées lors de pêches au chalut dans le bassin Kingston au cours de cette période.

Liens

Voici les liens avec d'autres sous-indicateurs :

- Lamproie marine – L'ensemencement avec des touladis et la constitution de stocks de reproducteurs sont impossibles sans des efforts soutenus de lutte contre la lamproie marine.
- Populations et communautés de poissons-proies – L'oligotrophisation rend les communautés zooplanctoniques plus propices aux corégonidés indigènes et à leur rétablissement que le gaspareau non indigène qui, depuis les années 1960, est une source de nourriture pour les prédateurs salmonidés.
- *Diporeia* – Le touladi compte parmi les espèces de poissons énergétiquement associées aux *Diporeia*; les jeunes touladis se nourrissent directement de *Diporeia*, alors que les juvéniles consomment des chabots, qui eux se nourrissent abondamment de *Diporeia*.

Ce sous-indicateur est directement lié aux autres sous-indicateurs de la catégorie Réseau trophique.

On note aussi des liens entre le rétablissement des populations de touladis dans les Grands Lacs et la lamproie marine, les poissons-proies et les espèces non indigènes. L'ensemencement en touladis et la constitution de stocks de reproducteurs seraient impossibles sans des efforts soutenus de lutte contre la lamproie marine ainsi qu'une réglementation des pêches. Bien que les effectifs du gaspareau aient diminué, cette espèce non indigène a encore une incidence sur le recrutement des touladis sauvages puisqu'elle se nourrit des alevins. Le gaspareau, qui est une proie du touladi, contient aussi des teneurs élevées en thiamine, qui réduisent la viabilité des œufs et la survie des alevins. L'absence de corégonidés indigènes pélagiques et benthopélagiques (corégones), dont la perte est due à la surpêche, à la dégradation de l'habitat et aux espèces exotiques envahissantes, nuit aussi au rétablissement du touladi. En effet, ces espèces disparues amenaient la production benthique et pélagique du large vers le milieu littoral et le touladi, dont elles étaient les proies. Les changements climatiques devraient étendre l'habitat thermique des poissons dans la colonne d'eau, avec une stratification thermique élargie et une couverture de glace réduite (Collingsworth et al., 2017). Les effets sur le touladi, qui est benthopélagique du point de vue de son comportement alimentaire et qui s'est révélé plus tolérant à la chaleur qu'on ne pensait auparavant (Sellers *et al.*, 1998), sont incertains.

Évaluation de la qualité des données

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

L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données
Le présent sous-indicateur est le plus utile pour évaluer la santé de l'écosystème dans les portions oligotrophes extracôtières du lac Supérieur. Comme le sous-indicateur ne concerne qu'une seule espèce, il ne permet pas d'évaluer de façon fiable la santé de l'écosystème dans les autres portions du lac ou dans les autres Grands Lacs. De plus, comme la surpêche et la prédation par la lamproie marine réduisent facilement l'abondance du touladi, il est essentiel d'imposer des limites de récolte qui favorisent une utilisation durable et de mettre en œuvre de meilleures mesures de lutte contre la lamproie marine si le touladi doit être utilisé comme indicateur de la santé des écosystèmes. Les évaluations annuelles des stocks par divers organismes dans les eaux états-uniennes sont indépendantes des pêches et mesurent les changements de l'abondance relative, la taille et la structure par âge, la survie et l'étendue de la reproduction naturelle, mais ne fournissent pas d'indices directs sur les objectifs de rendement. Les activités d'évaluation dans les eaux canadiennes ne sont pas aussi complètes sur le plan spatial et temporel ou sont fondées sur l'échantillonnage des prises commerciales, qui pourraient être moins fiables. À eux seuls, les objectifs de rendement peuvent être inadéquats pour évaluer la santé de l'écosystème, car ils peuvent varier considérablement selon les quotas imposés, les préférences des groupes d'utilisateurs, la structure de la communauté et la productivité du système.

Information supplémentaire
L'autosuffisance du touladi est mesurée dans le cadre de programmes d'évaluation panlacustre menés annuellement dans chaque lac. La prédominance historique du touladi dans les eaux oligotrophes de tous les Grands Lacs fournit une bonne base pour l'évaluation de la santé de l'écosystème à l'échelle d'un bassin. Le maintien ou le rétablissement des niveaux historiques de l'abondance relative, de la biomasse ou de la production de populations de touladis autosuffisantes dans toute leur aire de répartition indigène du bassin des Grands Lacs contribuera à assurer la prédominance de l'espèce dans l'écosystème ainsi que le maintien d'une communauté aquatique souhaitable et équilibrée dans les milieux d'eaux froides oligotrophes.

La communauté ichtyologique oligotrophe est associée aux eaux froides, claires et moins productives du large. On trouve des communautés oligotrophes, de même que des communautés mésotrophes et eutrophes, à des degrés divers dans les cinq Grands Lacs, dont le lac Supérieur et, depuis plus récemment, dans la plus grande partie des lacs Huron et Michigan, prédominés par l'habitat oligotrophe.

Le touladi est le principal prédateur indigène dans les eaux profondes extracôtières de tous les Grands Lacs. Il a été choisi comme indicateur parce qu'il représente les communautés ichtyologiques d'origine dans les différents habitats, qu'il a de la valeur pour l'écosystème et les pêches, et qu'il est l'espèce cible des activités de gestion des pêches et de rétablissement. Le touladi subit une vaste gamme d'autres effets environnementaux découlant de l'impact d'activités humaines dans les Grands Lacs, dont la perte d'habitat et la pollution causée par les nutriments et les substances toxiques. Bien que les activités de rétablissement, comme l'ensemencement, puissent compliquer l'interprétation de la situation, la réussite des mesures touchant cette espèce indique que les buts de l'AQEGL sont en voie d'être atteints.

Les rapports devraient être produits tous les cinq ans. Des systèmes de surveillance sont en place mais, dans la plupart des lacs, il n'existe pas de lien direct entre les mesures et les objectifs déclarés en matière de prises. Les objectifs en matière de population visant le touladi doivent être redéfinis sous forme de valeurs de référence dans les unités mesurées par les activités de surveillance, être pertinents du point de vue des caractéristiques démographiques nécessaires au rétablissement et être intégrés aux guides et aux plans de rétablissement. Les séries chronologiques présentées sont fondées sur des objectifs en matière de population importants, qui peuvent être mesurés à l'aide des activités d'évaluation en cours.

Les objectifs pour les lacs Supérieur et Huron sont la récolte basée sur les rendements historiques ou les états de récolte souhaités. Ils sont dissociés des états de population « cibles » (CPUE, composition par âge) et des données de relevés indépendants des pêches ou des résultats de modèles démographiques qui permettent de mieux suivre les progrès du rétablissement vers les objectifs souhaités. Ce manque de rétroaction rend les évaluations difficiles. Les

niveaux de récolte seuls sont dictés par divers facteurs qui ne sont pas nécessairement liés à l'abondance ou à la tendance de la population.

Remerciements
Auteurs :
Charles R. Bronte, S. Dale Hanson, U.S. Fish and Wildlife Service, New Franken (Wisconsin).
Chris Davis, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, Owen Sound (Ontario).
Ji X. He, Michigan Department of Natural Resources, Alpena (Michigan).
Jeremy Holden, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, Glenora (Ontario).
Brian F. Lantry, U.S. Geological Survey, Oswego (New York).
James L. Markham, New York Department of Environmental Conservation, Dunkirk (New York).
Shawn P. Sitar, Michigan Department of Natural Resources, Marquette (Michigan).

Sources d'information

Berst, A.H. et G.R. Spangler. 1972. Lake Huron: effects of exploitation, introductions, and eutrophication on the salmonid community. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 29:877-887.

Bronte, C.R., M.P. Ebener, D.R. Schreiner, D.S. DeVault, M.M. Petzold, D.A. Jensen, C. Richards et S.J. Lozano. 2003. Fish community change in Lake Superior, 1970–2000. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 60:1552–1574.

Bronte, C.R., J. Jonas, M.E. Holey, R.L. Eshenroder, M.L. Toneys, P. McKee, B. Breidert, R.M. Claramunt, M.P. Ebener, C.C. Krueger, G. Wright, R. et Hess, 2003. Possible impediments to lake trout restoration in Lake Michigan. Lake Trout Task Group, Report to the Lake Michigan Committee, Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, Michigan.

Bronte, C.R., M.E. Holey C.P. Madenjian, J.L. Jonas, R.M. Claramunt, P.C. McKee, M.L. Toneys, M.P. Ebener, B. Breidert, G.W. Fleischer, R. Hess, A.W. Martell Jr. et E.J. Olsen, 2007. Relative abundance, site fidelity, and survival of adult lake trout in Lake Michigan from 1999-2001: implications for future restoration strategies. North American Journal of Fisheries Management 27:137–155.

Bronte, C.R., C.C. Krueger, M.E. Holey, M.L. Toneys, R.L. Eshenroder et J.L Jonas,. 2008. A guide for the rehabilitation of lake trout in Lake Michigan. Great Lakes Fishery Commission, Misc. Publ. 2008-01, Ann Arbor, Michigan.

Bronte, C.R. et S.P. Sitar. 2008. Harvest and relative abundance of siscowet lake trout in Michigan waters of Lake Superior, 1929-61. Transactions of the American Fisheries Society 137: 916-926.

Brown, S.B., D.C. Honeyfield, J.G. Knath, M. Wolgamood, S.V. Marcquenski, J.D. Fitzsimons et D.E. Tillitt, 2005. Thiamine status in Adult Salmonines in the Great Lakes. Journal of Aquatic Animal Health 17:59–64.

Christie, W.J. 1972. Lake Ontario: effects of exploitation, introductions, and eutrophication on the salmonid community. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 29:913-929.

Collingsworth, P.D., Bunnell, D.B., Murray, M.W., Kao, Y.C., Feiner, Z.S., Claramunt, R.M., Lofgren, B.M., Höök, T.O. et Ludsin, S.A., 2017. Climate change as a long-term stressor for the fisheries of the Laurentian Great Lakes of North America. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, *27*(2), pp.363-391.

Cornelius, F.C., K.M. Muth et R. Kenyon. 1995. Lake trout rehabilitation in Lake Erie: a case history. Journal of Great Lakes Research 21 (Supplement 1): 65-82.

Czesny, S., J.M. Dettmers, J. Rinchard et K. Dabrowski. 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.

Dietrich, J.P., B.J. Morrison et J.A. Hoyle. 2006. Alternative ecological pathways in the eastern Lake Ontario food web: round goby in the diet of lake trout. Journal of Great Lakes Research 32: 395-400.

DesJardine, R.L., T.K. Gorenflo, R.N. Payne et J.D. Schrouder. 1995. Fish-community objectives for Lake Huron. Great Lakes Fishery Commission. Special Publication 95-01.

Ebener, M.P., S.P. Sitar, W.P. Mattes, T.R. Hrabik et M.T. Mata. 2010. Offshore fish community: siscowet. Pages 97-100 in O.T. Gorman, M.P. Ebener, and M.R. Vinson, editors. The state of Lake Superior in 2005. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 10-01. Ann Arbor, Michigan.

Einhouse, D. W., M. T. Bur, F. C. Cornelius, R. Kenyon, C. P. Madenjian, P. S. Rand, K. L. Sztramko et L. D. Witzel. 1999. Consumption of rainbow smelt by walleye and salmonine fishes in eastern Lake Erie. *In* M. Munawar, T. Edsall et I. F. Munawar, editors, State of Lake Erie: past, present, and future. Ecovision World Monograph Series. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. pp. 291-303.

Elrod, J.H., R. O'Gorman, C.P. Schneider, T.H. Eckert, T. Schaner, J.N. Bowlby et L.P. Schleen. 1995. Lake trout rehabilitation in Lake Ontario. Journal of Great Lakes Research 21(1):83-107.

Eshenroder, R.L., M.E. Holey, T.K. Gorenflo et R.D. Clark, 1999. Fish-community objectives for Lake Michigan Great Lakes Fishery Commission Spec. Pub. 95-3. 56 p.

Eshenroder, R.L., R.N. Payne, J.E. Johnson, C. Bowen II et M.P. Ebener. 1995. Lake Trout Rehabilitation in Lake Huron. Journal of Great Lakes Research 21 (Supplement 1): 108-127.

Fitzsimons, J., B. Lantry et R. O'Gorman. 2003. A review of lake trout (*Salvelinus namaycush*) restoration in Lake Ontario from an early life history perspective. Pages 493-516 *in* M. Munawar, editor, State of Lake Ontario (SOLO)—past, present, and future. Ecovision World Monograph Series, Goodword Books, New Delhi.

Hansen, M.J., J.W. Peck, R.G. Schorfhaar, J.H. Selgeby, D.R. Schreiner, S.T. Schram, B.L. Swanson, W.R. MacCallum, M.K. Burnham-Curtis, G.L. Curtis, J.W. Heinrich et R.J. Young. 1995. Lake trout (*Salvelinus namaycush*) populations in Lake Superior and their restoration in 1959-1993. Journal of Great Lakes Research 21 (Supplement 1):152-175

Hansen, Michael J., ed. A lake trout restoration plan for Lake Superior. Great Lakes Fishery Commission, 1996.

Hartman, W.L. 1972. Lake Erie: effects of exploitation, environmental changes, and new species on the fishery resources. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 29:899-912.

He J. X. 2019. Regions and Sub-regions of Lake Trout in the Main Basin of Lake Huron. Journal of Aquatic Research and Marine Sciences 2019: 97-105.

He, J.X et J.R. Bence. 2007. Modeling annual growth variation using a hierarchical Bayesian approach and the von Bertalanffy growth function, with application to lake trout in southern Lake Huron. Transactions of the American Fisheries Society 136: 318-330.

He, J. X., J.R., Bence, J.E. Johnson, D. Clapp et M.P. Ebener. 2008. Modeling variation in mass-length relations and condition indices of lake trout and Chinook salmon in Lake Huron: a hierarchical Bayesian approach. Transactions of the American Fisheries Society 137: 801-817.

He, J.X., M.P. Ebener, S.C. Riley, A. Cottrill, A. Kowalski, S. Koproski, L. Mohr et J. E. Johnson 2012. Sea lamprey wounds, juvenile survival, adult abundance, and natural recruitment — Lake trout in the main basin of Lake Huron, 1973-2010. North American Journal of Fisheries Management: 32:402-412.

He, J.X., M.P. Ebener, S.C. Riley, A. Cottrill et S. Koproski. 2013. Status of Lake Trout. In The state of Lake Huron in 2010. Edited by S.C. Riley. Great Lakes Fisheries Commission Spec. Pub. 13-01, pp. 36-42.

Holey, M.E., R.W. Rybicki, G.W. Eck, E.H. Brown, Jr., J.E. Marsden, D.S. Lavis, M.L. Toneys, T.N. Trudeau et R.M. Horrall, 1995. Progress toward lake trout restoration in Lake Michigan. Journal of Great Lakes Research 21

(Supplement 1): 128-151.

Horns, W.H., C.R. Bronte, T.R. Busiahn, M.P. Ebener, R.L. Eshenroder, T. Gorenflo, N. Kmiecik, W. Mattes, J.W. Peck, M. Petzold et D.R. Schreiner. 2003. Fish-community objectives for Lake Superior. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 03-01.

Janssen, J., D.J. Jude, T.A. Edsall, R.W. Paddock, N. Wattrus, M. Toneys et P. McKee. 2006. Evidence of lake trout reproduction at Lake Michigan's mid-lake reef complex. Journal of Great Lakes Research 32(4): 749-763.

Lake Michigan Lake Trout Working Group. 2018. 2017 Lake Michigan Lake Trout Working Group Report. Lake Michigan Committee. March 2018.

Lake Trout Task Group. 1985. A strategic plan for the rehabilitation of lake trout in eastern Lake Erie. Report to the Great Lakes Fishery Commission, Lake Erie Committee, Ann Arbor, Michigan, USA.

Lantry, B.F., R. O'Gorman, M.G. Walsh, J.M. Casselman, J.A. Hoyle, M.J. Keir et J.R. Lantry. 2007. Reappearance of deepwater sculpin in Lake Ontario: resurgence or last gasp of a doomed population. Journal of Great Lakes Research 33(Suppl. 1):34-35.

Lantry, B.F., T. Schaner, J. Fitzsimons, J.A. Hoyle, R. O'Gorman, R. Owens et P. Sullivan. 2003. The offshore benthic fish community. Pages 59-73 in B. J. Morrison and S. R. LaPan, editors, The state of Lake Ontario in 2003. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 07-01, Ann Arbor, Michigan.

Lantry, B.F., J.R. Lantry et Connerton, M. J.. 2018. Lake trout rehabilitation in Lake Ontario, 2014. Section 5 *In* NYDEC Annual Report to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee, March, 2015.

Lawrie, A.H. et J.F. Rahrer. 1972. Lake Superior: effects of exploitation and introduction on the salmonid community. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 29:765-776.

Markham, J.L., A. Cook, T. MacDougall, L. Witzel, K. Kayle, M. Murray, M. Fodale, B. Trometer, F. Neave, J. Fitzsimons, J. Francis et M. Stapanian, 2008. A strategic plan for the rehabilitation of lake trout in Lake Erie, 2008-2020. Great Lakes Fishery Commission Misc. Publ. 2008-02.

Moody, E.K., B.C. Weidel, T.D. Ahrenstorff, W.P. Mattes et J.F. Kitchell. 2010. Evaluating the growth potential of sea lampreys (*Petromyzon marinus*) feeding on siscowet lake trout (*Salvelinus namaycush*) in Lake Superior. Journal of Great Lakes Research 37: 343-348.

OMNR. 1996. Lake Trout rehabilitation plan for Lake Huron (Canadian jurisdiction). Ontario Ministry of Natural Resources, Lake Huron Management Unit, Report 02-96.

Pratt T. C., O. T. Gorman, W. P. Mattes, J. T. Myers, H. R. Quinlan, D. R. Schreiner, M. J. Seider, S. P. Sitar, D. L. Yule et P. M. Yurista. 2016. The State of Lake Superior in 2011. Great Lakes Fishery Commission, Special Publi-cation 16-01, Ann Arbor, Michigan.

Richards, J.M., M.J. Hansen, C.R. Bronte et S.P. Sitar. 2004. Recruitment dynamics of the 1971-1991 year classes of lake trout in Michigan waters of Lake Superior. North American Journal of Fisheries Management 24: 475-489.

Riley, S.C., E.F. Roseman, S.J. Nichols, T.P. O'Brien, C.S. Kiley et J.S. Schaeffer. 2008. Deepwater demesal fish community collapse in Lake Huron. Transactions of the American Fisheries Society 137: 1879-1890.

Riley, S.C., J.X. He, J.E. Johnson, T.P. O'Brien et J.S. Schaeffer. 2007. Evidence of widespread natural reproduction by lake trout *Salvelinus namaycush* in the Michigan waters of Lake Huron. Journal of Great Lakes Research 33: 917-921.

Rush, S.A., G. Paterson, T.B. Johnson, K.G. Drouillard, G.D. Haffner, C.E. Hebert, M.T. Arts, D.J. McGoldrick,

S.M. Backus, B.F. Lantry, J.R. Lantry, T. Schaner, A.T. Fisk, 2012. Long-term impacts of invasive species on a native top predator in a large lake system. Freshwater Biology 57: 2342–2355. doi:10.1111/fwb.12014.

Ryan, P. A., R. Knight, R. MacGregor, G. Towns, R. Hoopes et W. Culligan. "Fish-community goals and objectives for Lake Erie." Special Publication, Great Lakes Fishery Commission 3 (2003): 56.

Schneider, C.P., T. Schaner, S. Orsatti, S. Lary et D. Busch. 1997. A Management strategy for Lake Ontario lake trout. Report to the Lake Ontario Committee, Great Lakes Fishery Commission.

Sellers, T.J., Parker, B.R., Schindler, D.W. et Tonn, W.M. 1998. Pelagic distribution of lake trout (Salvelinus namaycush) in small Canadian Shield lakes with respect to temperature, dissolved oxygen, and light. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 55(1):170–179.

Sitar, S.P., S.C. Chong, M.P. Ebener, T.N. Halpern, W.P. Mattes, M.J. Seider et M.J. Symbal. 2010. Nearshore fish community: lake trout. Pages 49-57 in O.T. Gorman, M.P. Ebener, and M.R. Vinson, editors. The state of Lake Superior in 2005. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 10-01. Ann Arbor, Michigan.

Stewart, T.J., R.E. Lange, S.D. Orsatti, C.P. Schneider, A. Mathers, and M.E. Daniels. Fish community objectives for Lake Ontario. Great Lakes Fishery Commission Special Publication 99-01.

Stewart, Thomas J., R. E. Lange, S. D. Orsatti, C. P. Schneider, A. Mathers et M. E. Daniels. "Fish community objectives for Lake Ontario." Ann Arbor 1001, no. 48105 (1999): 28.

Sullivan, W.P., G.C. Christie, F.C. Cornelius, M.F. Fodale, D.A. Johnson, J.F. Koonce, G.L. Larson, R. B. McDonald, K.M. Mullett, C.K. Murray et P.A. Ryan. 2003. The sea lamprey in Lake Erie: a case history.
Journal of Great Lakes Research 29 (Supplement 1):615-636.

Walsh, M.G. et M.J. Connerton. 2015. Status of alewife in the U.S. waters of Lake Ontario, 2014. In NYDEC Annual Report to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee, March, 2011.

Weidel, B.C., M.G. Walsh et M.J. Connerton. 2015. Section 12 *In* Status of sculpins and round goby in the U.S. waters of Lake Ontario, 2014. Section 12 *In* NYDEC Annual Report to the Great Lakes Fishery Commission's Lake Ontario Committee, March, 2011.

Wells, L. et A.L. McLain. Lake Michigan: effects of exploitation, introductions, and eutrophication on the salmonid community. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 29:889-898.

Wilberg, M.J., M.J. Hansen et C.R. Bronte. 2003. Historic and modern abundance of wild lean lake trout in Michigan waters of Lake Superior: implications for restoration goals. North American Journal of Fisheries Management 23:100–108.

Liste des figures

Figure 1. Abondance relative des touladis introduits par ensemencement (et des poissons sauvages, s'il y a lieu) dans les Grands Lacs de 1975 à 2017. Les mesures et les périodes de temps dont il est fait état varient d'un lac à l'autre, comme le montrent les échelles verticales et horizontales, et les comparaisons entre les lacs peuvent être trompeuses. Les tendances globales au fil du temps donnent de l'information sur l'abondance relative pour la totalité ou une partie de la population. Aucune cible n'a été précisée pour les lacs Supérieur et Huron.
Source : Les données proviennent des évaluations biologiques effectuées en collaboration par des organismes étatiques, fédéraux, tribaux et provinciaux, et sont en bonne partie tirées de rapports non examinés par des pairs qui ont été présentés à la Commission des pêcheries des Grands Lacs, aux comités des lacs, au département de la Conservation de l'environnement de l'État de New York, au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, au Fish and Wildlife Service des États-Unis et à l'U.S. Geological Survey.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

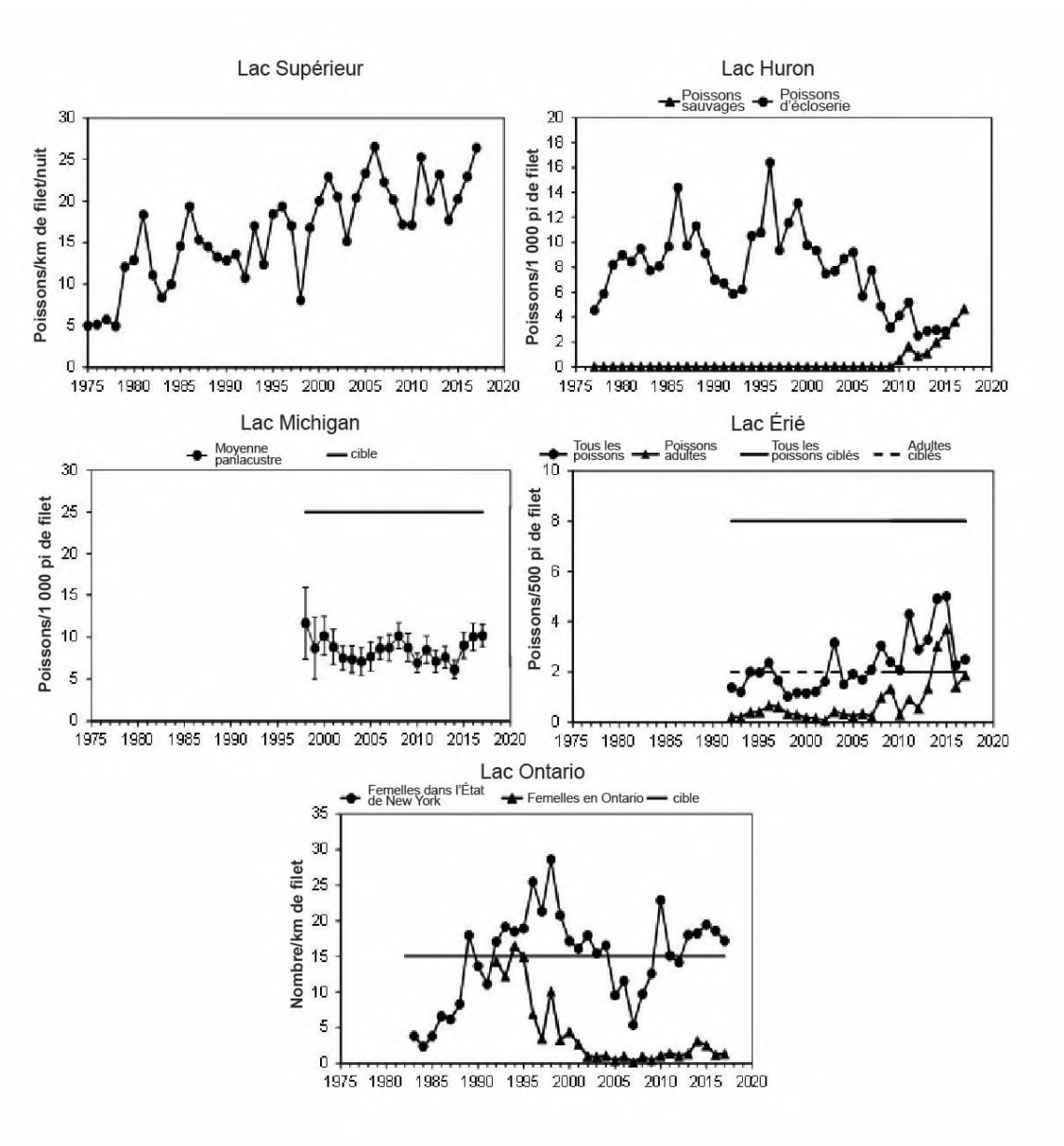


Figure 1. Abondance relative des touladis introduits par ensemencement (et des poissons sauvages, s'il y a lieu) dans les Grands Lacs de 1975 à 2017. Les mesures et les périodes de temps dont il est fait état varient d'un lac à l'autre, comme le montrent les échelles verticales et horizontales, et les comparaisons entre les lacs peuvent être trompeuses. Les tendances globales au fil du temps donnent de l'information sur l'abondance relative pour la totalité ou une partie de la population. Aucune cible n'a été précisée pour les lacs Supérieur et Huron.
Source : Les données proviennent des évaluations biologiques effectuées en collaboration par des organismes étatiques, fédéraux, tribaux et provinciaux, et sont en bonne partie tirées de rapports non examinés par des pairs qui ont été présentés à la Commission des pêcheries des Grands Lacs, aux comités des lacs, au département de la Conservation de l'environnement de l'État de New York, au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, au Fish and Wildlife Service des États-Unis et à l'U.S. Geological Survey

Sous-indicateur : Doré jaune

Évaluation globale
État : Bon
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1975-2017) : S'améliore
Justification : Les populations de doré jaune des Grands Lacs sont assez variables, mais leur situation globale demeure bonne. Le doré jaune compte parmi les nombreuses espèces de poissons des Grands Lacs qui ont subi un effondrement de population dans les années 1900. Cependant, l'amélioration de la qualité de l'eau, le déclin des espèces envahissantes (dont le gaspareau) et la gestion durable des pêches au cours des 40 dernières années ont permis au doré jaune de se rétablir à de nombreux endroits (lac Érié et certains secteurs des lacs Huron, Ontario et Supérieur), où il fait maintenant l'objet de pêches d'envergure variable (figure 1). Les populations de dorés jaunes ont toutefois connu des difficultés dans d'autres régions (p. ex. au lac Michigan), possiblement en raison des fluctuations de productivité imputables à des moules de la famille des Dreissenidés. Les tendances en matière de recrutement de chacune des sous-populations locales des Grands Lacs (c.-à-d. cours d'eau, échancrure ou bassin) continuent d'avoir une grande incidence sur la santé globale des populations de dorés jaunes.

Les définitions relatives à l'évaluation de la situation et des tendances suivent la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Passable
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (1980-2017) : S'améliore
Justification : Les activités d'évaluation des populations de dorés jaunes se sont intensifiées au lac Supérieur durant la période de déclaration, mais des lacunes subsistent en matière de données. Les relevés indicateurs réalisés dans des secteurs pertinents sur le plan historique, comme la baie Black, la baie et la rivière Nipigon (Ontario) et la rivière St. Louis (Minnesota/Wisconsin), ont généralement montré que les populations de dorés jaunes étaient demeurées stables ou s'étaient améliorées au cours de la série chronologique étudiée. On a notamment observé une augmentation de l'abondance relative (baie Black), un recrutement constant (tous les secteurs) et un taux de mortalité relativement faible (baie Black et baie Nipigon). Des efforts ont été déployés à l'échelle du lac pour résoudre les préoccupations liées à la gestion des populations de dorés jaunes, dont l'imposition d'une limite de récolte pour la pêche commerciale et récréative et l'amélioration de l'habitat près des rives et de l'habitat de fraye dans les affluents.

Lac Michigan
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1985-2017) : Inchangée
Justification : Les populations de dorés jaunes sont très variables dans le lac Michigan. Ainsi, selon les estimations des enquêtes par interrogation des pêcheurs, un nombre croissant de dorés jaunes sont pris et récoltés par les pêcheurs à la ligne dans les eaux du Wisconsin de la baie Green, la production de jeunes de l'année ayant été supérieure à la moyenne neuf années sur dix durant la période 2008-2017. Cependant, des données similaires sur les eaux de la baie Green situées au Michigan indiquent que la récolte annuelle de dorés jaunes a diminué d'environ 75 % entre 2008 et 2017, et il existe peu de preuves d'un fort recrutement naturel. De même, le taux de reproduction naturelle a été faible à l'extérieur de la baie Green; historiquement, l'abondance et la récolte provenaient essentiellement de cette baie. Malgré la variabilité du recrutement, les niveaux de récolte ont généralement atteint ou dépassé les niveaux établis dans le cadre des buts et des objectifs fixés pour la communauté de poissons du lac Michigan durant la période 2014-2017.

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)
État : Bon

Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1971- 2017) : S'améliore
Justification : Le rétablissement du doré jaune dans la baie Saginaw est bien documenté et fait l'objet d'un plan de gestion révisé semblable à celui qui est utilisé pour le lac Érié, où la réglementation des récoltes est revue chaque année en fonction des données démographiques issues de relevés annuels dépendants et indépendants de la pêche, et d'un modèle statistique d'analyse des prises selon l'âge. Les populations de dorés jaunes des eaux du Michigan et, dans une moindre mesure, des eaux de l'Ontario, sont l'objet de relevés annuels, d'évaluation des stocks et d'exercices de modélisation. Ces activités de surveillance et d'établissement de rapports fournissent des indications très claires sur la situation et les tendances. La communauté de poissons de la rivière Ste-Marie est également évaluée périodiquement. Dans les eaux de l'Ontario, les prises commerciales de dorés jaunes sont surveillées et les quotas sont rajustés chaque année. Les évaluations indépendantes de la pêche de la plus grande partie des stocks de dorés jaunes ont été intermittentes par le passé, mais sont plus systématiques et normalisées depuis 2015. Dans la baie Saginaw, la récolte récréative a atteint un nouveau record durant l'année de pêche 2017 (avril 2017 à mars 2018), avec 360 000 dorés jaunes. L'examen de points de référence liés à la durabilité, comme le taux de croissance, la biomasse du stock reproducteur, le taux d'exploitation et le taux de mortalité, a révélé que les pêches pouvaient encore être considérées comme durables. Parallèlement, le modèle statistique d'analyse des prises selon l'âge a indiqué que 1,7 million de dorés d'âge 2 avaient été recrutés dans la population la même année. Depuis la publication du dernier rapport, un changement à petite échelle survenu dans la baie Saginaw semble être imputable à une relation stocks-recrutement non statique. Alors que la population a atteint un pic après une résurgence de son succès reproductif, le recrutement a quelque peu diminué, ce qui est considéré comme un ajustement prévisible chez une population nouvellement rétablie. Dans les eaux ontariennes de la portion sud du bassin principal du lac Huron, une augmentation marquée de l'abondance du doré jaune a été notée dans le secteur de Grand Bend (en 2017). Cette abondance fera l'objet d'une surveillance pour déterminer si elle marque le début d'une nouvelle expansion ou s'il s'agit simplement d'une anomalie annuelle. Dans la rivière Ste-Marie, les résultats des relevés indépendants de la pêche et des enquêtes par interrogation des pêcheurs indiquent que la population et les pêches de dorés jaunes sont généralement stables au fil du temps, malgré une certaine baisse de la récolte en 2017. La population profite d'un empoissonnement. On ignore dans quelle mesure exactement la population et les pêches dépendent de cet empoissonnement; une évaluation réalisée sur dix ans sera bientôt terminée et permettra d'en arriver à une conclusion. Le doré jaune se rencontre également dans les eaux littorales de la majeure partie du lac Huron, habituellement près de l'embouchure des cours d'eau et dans les échancrures. Ces populations sont toutefois moins bien étudiées.

Lac Érié (y compris l'écosystème du lac Sainte-Claire et de la rivière Détroit)
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1975-2017) : Inchangée
Justification : Durant la série chronologique de 40 ans, les estimations de l'abondance du doré jaune dans le lac Érié ont beaucoup fluctué autour de la moyenne de 48,8 millions de poissons, sans qu'on puisse dégager de tendance notable à l'amélioration ou à la détérioration (WTG, 2018). Au cours des dix dernières années (2007-2017), l'abondance estimative du doré jaune dans le lac Érié a diminué par rapport à l'estimation de 130 millions de poissons établie en 2005, soit la plus forte abondance estimée pour la série chronologique de 40 ans, qui correspond à l'avancement en âge de la cohorte de 2003. Durant cette période, la pêche au doré jaune a été principalement soutenue par les cohortes de 2003 et de 2007, avec une contribution mineure des cohortes de 2010 et de 2011. Les augmentations récentes de l'abondance notées en 2016 et en 2017 découlaient de la vigueur des cohortes de 2014 et de 2015. Les cohortes de 2014, 2015 et 2017 devraient continuer de favoriser l'abondance du doré jaune dans le lac Érié et de soutenir des pêches commerciales et récréatives durables pour les années à venir.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1992-2017) : Indéterminée
Justification : À la suite de la diminution de l'abondance des dorés jaunes juvéniles et adultes enregistrée dans les années 1990, associée à la réduction de la production de jeunes de l'année au milieu des années1990, la population de dorés jaunes s'est stabilisée dans la baie de Quinte et dans les eaux de l'est du lac Ontario, en Ontario comme dans l'État de New York. Les cibles de performance établies pour le doré jaune, mentionnées dans le plan de gestion des pêches de la baie de Quinte (2010) et basées sur la période postérieure à l'arrivée des Dreissenidés, sont en voie d'être atteintes ou dépassées. Les récents taux de recrutement de jeunes de l'année devraient assurer le maintien ou l'augmentation de la population pendant plusieurs années. Depuis la publication du dernier rapport sur le

sous-indicateur, la situation du doré jaune dans le lac Ontario a été réévaluée. De passable, elle est devenue bonne. Cette modification reflète la stabilité de la population de dorés jaunes et les attentes réalistes établies concernant l'abondance de l'espèce dans l'écosystème actuel du lac Ontario.

Définitions des situations évaluées
Le doré jaune est une espèce de grande valeur qui est en général fortement exploitée dans le cadre des pêches récréatives et commerciales (lorsqu'elles sont autorisées). L'établissement de valeurs de rendement ou de récolte de référence pour les populations autosuffisantes traduit probablement une volonté d'utiliser pleinement la production annuelle. En conséquence, les valeurs de rendement ou de récolte de référence établies pour ces populations peuvent être utilisées au lieu de valeurs de production de référence. La situation indiquée est comparée à la période de déclaration de trois ans qui précède. L'utilisation d'une période plus longue, au lieu de valeurs absolues enregistrées au cours d'une année donnée, permet toutefois l'établissement de tendances plus exactes concernant les récoltes.

Bon : Atteint ou dépasse les cibles de récolte durant toutes les années de déclaration (les plus récentes).
Passable : Atteint la cible de récolte durant un an et atteint presque 50 % des cibles pour toutes les années.
Médiocre : N'atteint pas 50 % des cibles de récolte durant toutes les années de déclaration.
Indéterminée : Les données sont inexistantes ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème, ou la cible de récolte n'est pas définie.

Définitions des tendances évaluées
S'améliore : Les estimations des populations de dorés jaunes ont augmenté; les taux de récolte sont en hausse, et le taux de reproduction naturelle a généralement été supérieur à la moyenne durant la période 2007-2017. Les tendances en matière de survie sont positives, et les éclosions ou les occurrences de maladie sont peu fréquentes. À cet égard, les maladies sont souvent liées à la densité : il est donc important de savoir que la grande taille d'une population, qui traduit une situation considérée comme bonne, favorise également la transmission des maladies. Les taux de croissance s'approchent des moyennes historiques. Un effet de compensation lié à la densité peut toutefois se produire.
Inchangée : Les populations de dorés jaunes n'ont connu aucune augmentation ou diminution notable; les tendances concernant les pêches et les taux de prise demeurent mixtes; la reproduction naturelle n'est pas soutenue sur une base annuelle pour la période 2007-2017. Des changements ont été notés à l'occasion concernant les taux de croissance, de maturité et de fécondité, et/ou des éclosions ou des occurrences de maladie sont observées, mais leur nombre n'est pas excessif.
Se détériore : Les populations de dorés jaunes ont baissé sous les niveaux cibles établis pour le lac ou le plan d'eau; les taux de reproduction, de survie et/ou de croissance ont été nettement inférieurs durant la période 2007-2017; une tendance à la baisse des pêches et des taux de prise est manifeste pour la période 2007-2017. Les taux de maladie ou les concentrations de contaminants pourraient avoir augmenté au cours des dernières années.
Indéterminée : Les paramètres n'indiquent pas de tendance générale claire, ou aucune donnée n'est disponible pour l'établissement d'une tendance.

Objectifs ou cibles
Il faudrait adopter des mesures quantitatives appropriées de l'abondance relative, de la récolte, de la diversité ou de la biomasse comme valeurs de référence pour l'établissement de populations de dorés jaunes autosuffisantes dans chaque lac. La ou les cibles du sous-indicateur pour les poissons-proies peuvent être fondées sur les valeurs précisées dans les buts et les objectifs établis pour les communautés de poissons par la Commission des pêcheries des Grands Lacs, et/ou sur les valeurs souhaitées découlant de l'analyse de l'étendue et de la distribution des mesures mentionnées ci-dessus par rapport aux conditions de l'écosystème. De plus, les lacs Érié et Supérieur sont respectivement visés par un plan de gestion et un plan de restauration portant sur le doré jaune, et ces plans pourraient également permettre l'établissement de cibles.

Lac Supérieur : Maintenir, améliorer et rétablir des populations autosuffisantes de dorés jaunes et leur habitat dans l'aire de répartition historique de l'espèce (buts et objectifs établis pour les communautés de poissons, 2003).
La communauté de poissons du lac Supérieur sera gérée dans le but de maintenir, d'améliorer et de restaurer l'habitat de populations autosuffisantes de dorés jaunes dans les secteurs où des populations de l'espèce se sont maintenues par le passé. Des stratégies de gestion seront mises en œuvre pour tenter d'atteindre des objectifs propres à chaque population et à chaque habitat (plan de restauration, 2001). Les cibles de restauration pour les populations de dorés jaunes peuvent comprendre ce qui suit :

- 7 dorés jaunes d'âge 0 et d'âge 1/heure de pêche électrique/station indicatrice, et représentation de 8 classes d'âge dans les prises effectuées aux fins d'évaluation dans la rivière St. Marys (au Michigan) et la rivière Tahquamenon.
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 1 000 dans la rivière Pigeon.
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 7 000 dans la rivière Bad.
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 1 000 dans la rivière Ste-Marie (Ontario).
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 500 dans la baie Goulais.
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 500-1 000 dans la baie Batchawana.
- Le nombre d'individus reproducteurs atteint 5 000 dans la baie Thunder.
- La population atteint 22 000 individus adultes ou 41 000 individus de plus de 356 mm dans la baie Nipigon.
- Les prises de la pêche indicatrice au filet maillant atteignent 150 kg/km dans la baie Black.

Lac Michigan : Rendement annuel attendu : 0,1-0,2 million de kg (100-200 tonnes métriques) (buts et objectifs établis pour les communautés de poissons, 1995).
Niveaux cibles de récolte durable : 200 000 – 400 000 livres.

Lac Huron : Rétablir et/ou maintenir des populations de dorés jaunes capables de soutenir une récolte annuelle de 0,7 million de kg (buts et objectifs établis pour les communautés de poissons, 1995).

Lac Érié : Gérer les écosystèmes des bassins ouest, centre et est dans le but de permettre des récoltes durables d'espèces de poissons de grande valeur, comme le doré jaune (buts et objectifs établis pour les communautés de poissons, 2003).
Ce travail est réalisé dans le cadre des objectifs explicites ou implicites du plan de gestion du doré jaune du Comité du lac Érié (Kayle *et al.*, 2015). Ces objectifs sont les suivants :

1. Maintenir la biomasse des dorés reproducteurs à plus de 20 % de la biomasse des reproducteurs non pêchés dans la zone visée par le TAC.
2. Maintenir les taux de prise pour la pêche sportive à au moins 0,4 doré par heure-pêcheur.
3. Maintenir la récolte commerciale à au moins 4 millions de livres par année.

De plus, la structure de l'âge et de la taille des poissons devrait être suffisante pour :

- favoriser la migration des dorés jaunes vers le bassin est;
- offrir diverses possibilités de pêche aux pêcheurs à la ligne.

Lac Ontario : Les objectifs établis pour la communauté de poissons du lac Ontario (Stewart *et al.*, 2017) visent le maintien, l'amélioration ou le rétablissement de populations de dorés jaunes locales autosuffisantes, se traduisant par le maintien ou l'augmentation des pêches, des populations et du recrutement de dorés. Des objectifs précis de rendement pour la population de dorés jaunes sont énoncés dans le plan de gestion des pêches de la baie de Quinte (2010). Les objectifs de rendement portant sur le recrutement de jeunes de l'année et l'abondance des juvéniles et des adultes sont en voie d'être atteints ou dépassés.

Raison d'être du sous-indicateur

- Cet indicateur vise à mesurer la situation de la population de dorés jaunes et les tendances relatives au recrutement et à l'abondance de la population dans divers habitats des Grands Lacs, et à déduire la situation des communautés de prédateurs des eaux fraîches et la santé de l'écosystème, en particulier dans les zones moyennement productives (mésotrophes) des Grands Lacs, et par leur rôle dans le réseau trophique aquatique.

Objectif pour l'écosystème
Protection, amélioration et restauration d'habitats mésotrophes qui ont été importants par le passé et assurent la survie des stocks naturels du poisson prédateur qui occupe le niveau trophique le plus élevé, soit le doré jaune. Ces habitats sont nécessaires pour que l'écosystème des Grands Lacs soit stable, équilibré et qu'il fonctionne correctement.

Cet indicateur appuie de façon optimale le travail visant à atteindre le cinquième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait

« contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesures

Comme le doré jaune est le poisson prédateur qui occupe le niveau trophique le plus élevé dans plusieurs écosystèmes des Grands Lacs, l'abondance des populations et les variations des données démographiques dans les habitats mésotrophes historiques en eau fraîche sont des paramètres importants pour l'évaluation de la santé des Grands Lacs. Des mesures de l'abondance et des mesures biologiques peuvent donc être utilisées pour évaluer la santé des écosystèmes et comprendre les changements qui se produisent au fil du temps. L'examen des variations de ces mesures à court terme (dix années précédentes) et à long terme (sur toute la période couverte par les données disponibles) est utile pour décrire la santé des populations de dorés jaunes des Grands Lacs. Compte tenu des contraintes financières et liées aux relevés qui sont imposées aux organismes de gestion, les paramètres portant sur la situation et les tendances de ces populations de dorés jaunes à l'échelle régionale (c.-à-d. groupes de fraye ou stocks distincts) peuvent être plus pertinents que les indices panlacustres dans certaines circonstances. De même, bien que les indices annuels fournissent l'information la plus précieuse, les données recueillies de façon intermittente peuvent être utiles.

L'abondance, la biomasse des reproducteurs, le recrutement (c.-à-d. la reproduction naturelle), l'âge/longueur à maturité et la performance de la pêche (effort, taux de prise, rendement) sont des mesures utiles qui permettent de décrire la santé des pêches et de l'écosystème des Grands Lacs. Cependant, en l'absence d'estimations absolues de l'abondance et de la biomasse des reproducteurs pour tous les lacs, les mesures relatives dépendantes de la pêche (c.-à-d. la récolte) et indépendantes de la pêche (c.-à-d. les relevés de populations) constituent des paramètres adéquats pour la production de rapports sur la santé des populations de dorés jaunes lorsque les estimations démographiques font défaut.

Conditions écologiques

La dominance historique du doré jaune dans les habitats mésotrophes des Grands Lacs fournit une bonne base pour l'évaluation de la santé de l'écosystème à l'échelle du bassin. Le maintien ou le rétablissement des niveaux historiques d'abondance relative, de biomasse ou de production de populations de dorés jaunes autosuffisantes dans toute leur aire de répartition naturelle du bassin des Grands Lacs contribuera à assurer la dominance de cette espèce dans l'écosystème et le maintien d'une communauté aquatique souhaitable et équilibrée dans les habitats mésotrophes en eau fraîche. Les données historiques peuvent nous renseigner sur la situation et les tendances des populations de dorés jaunes. Les prises commerciales de dorés jaunes dans les Grands Lacs sont consignées depuis la fin des années 1800. Les données sur les prises récréatives et les données des évaluations de l'abondance effectuées au moyen de relevés complètent ces enregistrements dans certaines zones pour les décennies récentes. Les données de la pêche sportive sont particulièrement utiles dans les zones où la pêche commerciale de cette espèce a cessé.

La communauté ichtyologique « mésotrophe » en eau fraîche est associée à des eaux plus productives près des rives. On trouve à des degrés divers des communautés mésotrophes ainsi que des communautés oligotrophes et eutrophes dans les cinq Grands Lacs, plus de la moitié du lac Érié constituant un habitat mésotrophe.

Le doré jaune est le poisson prédateur qui occupe le niveau trophique le plus élevé dans les eaux fraîches situées au large et près des rives des Grands Lacs, et il a été choisi comme indicateur parce qu'il représente une des communautés ichtyologiques initiales des différents habitats, qu'il a de la valeur pour l'écosystème et la pêche, que cette dernière est gérée et qu'il fait l'objet d'activités de rétablissement. Ayant évolué parallèlement au reste de la communauté ichtyologique et à l'écosystème naturel des Grands Lacs, le doré jaune représente la biodiversité naturelle des lacs. Il a été soumis à l'éventail complet des effets environnementaux résultant des perturbations d'origine anthropique dans les Grands Lacs, dont la perte d'habitat, la pollution par les éléments nutritifs et les polluants toxiques persistants. Bien que les activités de rétablissement, comme l'empoissonnement, puissent compliquer l'interprétation de leur situation, la réussite de ces espèces indique que les buts de l'AQEGL sont en voie d'être atteints. Le doré jaune soutient de grandes pêches commerciales et récréatives dans les lacs Érié et Huron; les tendances des récoltes sont par conséquent utiles pour l'évaluation de la santé de l'écosystème de ces lacs. Cependant, dans les lacs Michigan, Ontario et Supérieur, où le doré jaune est confiné aux eaux fraîches, l'information sur les récoltes ne reflète peut-être pas aussi bien la santé de l'écosystème, compte tenu de la répartition spatiale limitée de l'espèce. En raison du peu de données disponibles, il est possible que les tendances en matière de récolte reflètent la santé de l'écosystème uniquement dans certaines zones des lacs Michigan, Ontario et Supérieur.

Lac Supérieur

La baie Thunder (rivière Kaministiquia, Ontario) abrite une population de dorés jaunes petite mais en santé dont le recrutement est constant. Dans la baie Black, les activités d'évaluation indiquent un accroissement de l'abondance relative du doré jaune ainsi qu'un recrutement constant et une faible mortalité. Les travaux de télémétrie acoustique en cours dans la baie Black donnent à penser que les dorés jaunes effectuent divers déplacements, notamment des déplacements prolongés à l'extérieur de la baie. Dans la baie Nipigon et la rivière Nipigon, le doré jaune est peu abondant, mais le travail d'évaluation montre que la densité de la population s'accroît (taux de croissance élevé et faible mortalité). Les pêches récréatives autosuffisantes de dorés jaunes de la rivière St. Louis (Minnesota/Wisconsin) comptent parmi les plus importantes du bassin du lac Supérieur, la taille de la population de dorés jaunes adultes étant estimée à 50 000 (Olson *et al.*, 2018). Comme les évaluations par relevés sont limitées, il est difficile de déterminer si les cibles démographiques ont été atteintes dans les autres secteurs du lac pendant la période de déclaration.

Lac Michigan
Les populations de dorés jaunes sont très variables dans le lac Michigan. Ainsi, selon les estimations des enquêtes par interrogation des pêcheurs, un nombre croissant de dorés jaunes sont pris et récoltés par les pêcheurs à la ligne dans les eaux du Wisconsin de la baie Green, les évaluations réalisées depuis 2008 ayant montré que la production de jeunes de l'année a été supérieure à la moyenne neuf années sur dix durant la période 2008-2017. Cependant, des données similaires sur les eaux de la baie Green situées au Michigan indiquent que la récolte annuelle de dorés jaunes a diminué d'environ 75 % entre 2008 et 2017, et il existe peu de preuves d'un fort recrutement naturel. De même, le taux de reproduction naturelle a été faible à l'extérieur de la baie Green. Dans le sud du lac Michigan, près de Milwaukee, les enquêtes par interrogation des pêcheurs ont indiqué que les prises et la récolte de dorés jaunes avaient diminué depuis la publication du dernier rapport, probablement parce que l'empoissonnement avait cessé. Bien que des jeunes dorés de l'année aient été détectés par les relevés de pêche électrique, le recrutement à la pêche a été minime. La population de dorés jaunes des eaux du Wisconsin, dans le sud du lac Michigan, a diminué depuis le début des années 1990, mais les effectifs de l'espèce sont demeurés stables récemment. De même, la récolte de dorés jaunes par les pêcheurs à la ligne dans les eaux du Michigan du bassin principal du lac est demeurée relativement faible depuis les années 1990, cette récolte étant estimée à moins de 500 dorés jaunes par année au cours de sept des dix dernières années.

Lac Huron
Les tendances concernant le doré jaune dans le lac Huron dépendent en grande partie de la situation et des tendances du stock de la baie Saginaw, qui constitue la plus grande population du lac Huron et l'une des plus grandes de tous les Grands Lacs. L'abondance des dorés jaunes a quelque peu diminué dans la baie, l'espèce s'étant adaptée à un nouvel équilibre. Cette abondance s'est stabilisée à un niveau moindre par rapport à la résurgence initiale, suivant des tendances similaires à celles observées avec le rétablissement de la population du lac Érié dans les années 1980. Les gestionnaires des pêches au Michigan ont assoupli la réglementation des récoltes pour la pêche récréative dans la baie, ce qui a entraîné un nouveau record de récolte de près de 350 000 dorés jaunes en 2017. L'intention était d'optimiser l'utilisation de la population de dorés jaunes rétablie et de favoriser la survie de la population réduite de perchaudes dans la baie. Les gestionnaires collaborent avec des chercheurs afin que les politiques de récolte respectent les limites de durabilité tout en permettant une pleine utilisation des stocks.

Sur le plan spatial, les populations ontariennes de dorés jaunes du lac Huron sont étendues et diversifiées. Les stocks mixtes de la portion sud du bassin principal, comprenant des apports dynamiques de l'ouest du lac Érié et de la baie Saginaw, soutiennent des pêches commerciales annuelles de l'ordre de 100 000 kg. Les stocks répartis dans tout le chenal North et la baie Georgienne sont caractérisés par une situation et des tendances variables, le recrutement chez certains stocks montrant des signes d'amélioration alors que l'abondance de la plupart des autres stocks a diminué. Les dorés jaunes font l'objet de pêches récréatives, commerciales et autochtones. L'étendue exacte du mélange de certaines sources reproductives est difficile à évaluer et détermine l'incidence de l'exploitation sur les stocks locaux. Les relevés par pêche au filet fournissent des données sur les tendances des stocks reproducteurs locaux dans certains affluents utilisés pour la fraye. L'intensification des efforts déployés pour marquer les groupes de fraye permettront d'obtenir de l'information sur le domaine vital des dorés jaunes et sur le mélange des stocks dans les eaux littorales et les eaux du large.

Dans l'ensemble, la tendance à l'échelle du lac semble inchangée. La situation globale de la pêche et de la population de dorés jaunes du lac Huron doit être considérée comme bonne compte tenu du rétablissement du stock de la baie Saginaw, bien que des améliorations soient souhaitables, surtout dans les eaux ontariennes. De façon générale, le rendement de toutes les sources n'a pas tout à fait atteint la moyenne historique ni l'objectif de

0,7 million de kilogrammes par année établi pour la communauté de poissons, mais pourrait commencer à s'en approcher.

Lac Érié

Depuis 2011, le total autorisé des captures (TAC, ou quota de pêche) établi annuellement pour le bassin ouest et le bassin central du lac Érié a augmenté progressivement (il n'y a pas de TAC pour le bassin est), ce qui a donné lieu à une augmentation des prises sportives et commerciales de dorés jaunes. Les prises commerciales dépassent chaque année l'objectif de gestion de 4 millions de livres mentionné dans le plan de gestion du doré jaune (Kayle *et al.*, 2015). En 2017, la biomasse prévue des reproducteurs était estimée à 37,6 millions de kilogrammes, soit bien plus que les 12 millions de kilogrammes du point de référence limite de 20 % de la biomasse des reproducteurs non pêchés (WTG, 2017). Dans l'ensemble du lac Érié, l'effort annuel de la pêche sportive reste inférieur à la moyenne à long terme, mais la tendance est à la hausse depuis 2011 (WTG, 2018). Une tendance à la baisse avait été observée depuis 2014 concernant le taux de prise de la pêche sportive, mais la tendance s'est inversée en 2017 avec des niveaux supérieurs à la moyenne à long terme. En 2016, le taux de prise enregistré pour toutes les unités de gestion a été inférieur à la moyenne à long terme et à l'objectif de gestion de 0,4 doré jaune par heure. Cependant, en 2017, les taux de prise de toutes les unités de gestion ont augmenté; ils ont approché ou dépassé les moyennes à long terme et ont dépassé l'objectif de gestion établi pour le doré jaune. Dans l'ensemble du lac, l'effort de pêche commerciale était en hausse depuis 2010, alors que les taux de prise pour le lac étaient en baisse au cours de la même période. En 2015, la tendance à la baisse des taux de prise s'est inversée, et ces taux sont maintenant en hausse. En 2017, ils ont dépassé les moyennes à long terme dans toutes les unités de gestion.

La pêche au doré jaune dans le lac Érié dépend encore en bonne partie des poissons des cohortes de 2003 et de 2007, les cohortes de 2010 et de 2011 y ayant également contribué jusqu'en 2015 (WTG, 2018). L'âge moyen des dorés jaunes pris par les pêcheurs sportifs et commerciaux a continué d'augmenter jusqu'en 2015, l'âge moyen ayant alors culminé à sept ans pour la pêche commerciale et à six ans pour la pêche sportive. Trois années de recrutement modéré à fort, soit 2014, 2015 et 2017, ont modifié la tendance des dernières années concernant le recrutement des dorés jaunes. En 2017, les poissons d'âge 2 (cohorte de 2015) et d'âge 3 (cohorte de 2014) étaient prédominants dans les pêches commerciales et sportives, et l'âge moyen avait baissé, passant à la classe d'âge 4 pour la pêche commerciale et à la classe d'âge 3 pour la pêche sportive. La vigueur de la cohorte de 2017 est considérée comme modérée et devrait également contribuer aux pêches dans les années à venir. Ensemble, ces classes d'âge fortes récentes ont fait grimper les estimations de l'abondance, ce qui a mené à une augmentation du total autorisé des captures (TAC) annuel établi pour les pêches commerciales et récréatives dans le lac.

Les stocks de dorés jaunes du bassin est restent difficiles à évaluer de manière indépendante, car la migration des dorés jaunes du bassin ouest et du bassin central brouille les tendances des stocks du bassin est lorsqu'on utilise des méthodes d'évaluation classiques (Kayle *et al.*, 2015). Pour faciliter cette évaluation, des recherches sont en cours pour déterminer la variabilité des taux de migration de poissons dans le bassin hydrographique du lac Érié. Dans le bassin est, en dépit de la relative stabilité de la tendance des pêches, les taux de récolte pour la pêche sportive ont augmenté depuis 2009. Comme pour les pêches du bassin ouest et du bassin central, les poissons d'âge 2 (cohorte de 2015) et d'âge 3 (cohorte de 2014) ont contribué de manière importante aux pêches du bassin est en 2017 (WTG, 2018). Contrairement à ce qu'on observe dans les autres secteurs du lac, les poissons d'âge 7 et plus représentent encore une composante importante des pêches dans le bassin est. L'âge moyen des dorés jaunes a continué d'augmenter jusqu'en 2016 pour la pêche sportive, culminant à 8 ans au cours de l'année. En 2017, l'âge moyen des dorés jaunes dans le bassin a diminué, passant à 5 ans. Les taux de prise des pêches commerciales et sportives à l'extrémité est du lac demeurent actuellement au-dessus de la moyenne à long terme.

Lac Ontario

C'est dans le secteur nord-est du lac Ontario que se trouvent la plupart des habitats en eau chaude et en eau fraîche. Le secteur renferme des cours d'eau dont l'eau est chaude, de nombreuses échancrures et des rivages de nature complexe. Ces milieux sont les plus susceptibles de fournir des aires de fraye, de croissance et d'alimentation appropriées pour le doré jaune. C'est aussi dans le secteur nord-est du lac Ontario que les pêches et la population de dorés jaunes sont les plus importantes, et où les efforts d'évaluation sont concentrés. La baie de Quinte renferme la plus grande étendue d'aires de fraye et de croissance pour le doré jaune dans le lac Ontario. Les dorés frayent dans les quatre principaux cours d'eau et le long de la rive de la baie de Quinte. Des études de marquage-recapture et de télémétrie acoustique indiquent que les jeunes dorés (de moins de 4 ou 5 ans) demeurent dans la baie de Quinte durant toute l'année, alors que les dorés plus gros et plus vieux migrent vers l'est du lac Ontario pour les mois d'été. Des activités annuelles de chalutage de fond (août) réalisées dans la baie de Quinte fournissent un indice à long terme de l'abondance des jeunes de l'année. Des activités annuelles de pêche au filet maillant réalisées l'été dans la

baie de Quinte et dans l'est du lac Ontario (eaux ontariennes et de l'État de New York) permettent d'établir d'excellentes tendances à long terme concernant l'abondance des dorés jaunes juvéniles et adultes. Les prises de l'est du lac Ontario comprennent probablement à la fois des poissons ayant migré de la baie de Quinte et des dorés produits dans d'autres échancrures, cours d'eau ou zones littorales situés à proximité. La récolte de la pêche récréative de dorés jaunes dans la baie de Quinte s'est établie en moyenne à environ 87 000 lb (39 463 kg) par année durant la décennie 2008-2017. Au cours de la même période, la récolte d'une pêche commerciale de dorés de faible envergure (quota annuel total de moins de 50 000 lb ou 22 680 kg) s'est établie en moyenne à environ 25 000 lb (11 340 kg) par année.

Il existe des petites populations locales de dorés jaunes dans d'autres zones du lac Ontario. Certaines échancrures renferment des populations autosuffisantes qui sont petites, mais en santé (p. ex. la baie Wellers, le lac West), tandis que d'autres dont l'habitat est dégradé ont constamment besoin d'activités de rétablissement (p. ex. le havre Hamilton), dont l'empoissonnement en dorés jaunes. L'empoissonnement effectué pour rétablir les populations de dorés jaunes dans des eaux qu'elles ont déjà occupées diversifie la structure trophique de la communauté ichtyologique et améliore la pêche récréative.

Liens
De nombreux facteurs biotiques (p. ex. l'abondance de poissons-proies) et abiotiques (p. ex. la couverture de glace annuelle) ont une incidence sur les populations de dorés jaunes des Grands Lacs.

Habitat et espèces
- Connectivité des habitats aquatiques

Un obstacle possible au maintien de la santé des populations de dorés jaunes des Grands Lacs est le manque de connectivité entre les frayères en milieu lotique et l'habitat des juvéniles. Ce manque de connectivité résulte souvent de la modification du paysage par les humains (p. ex. la construction de barrages).

- Phytoplancton, zooplancton et poissons-proies

Le phytoplancton, le zooplancton et les poissons-proies forment ensemble la base du réseau trophique de chaque Grand Lac. En conséquence, tout changement à la dynamique de leurs populations (p. ex. l'abondance saisonnière) et à leur démographie (p. ex. les conditions) peut avoir une incidence sur des poissons prédateurs comme le doré jaune, qui dépendent de ces sources pour s'alimenter.

Éléments nutritifs et algues
- Éléments nutritifs dans les lacs
- Efflorescences algales nuisibles

La charge en éléments nutritifs (p. ex. le ruissellement de phosphore) et ses répercussions, comme les efflorescences algales nuisibles, peuvent affecter le doré jaune dans certains des Grands Lacs. Ainsi, les efflorescences algales nuisibles qui se produisent dans le lac Érié altèrent le milieu où s'alimentent les dorés jaunes et créent des zones pauvres en oxygène dissous que les poissons doivent traverser pour trouver des milieux propices.

Espèces envahissantes
- Impact des espèces aquatiques envahissantes
- Moules de la famille des Dreissenidés
- Lamproie marine

Les dorés jaunes des Grands Lacs sont affectés par des espèces aquatiques envahissantes et par les changements que ces espèces provoquent. Par exemple, l'établissement de moules de la famille des Dreissenidés a modifié le cycle des éléments nutritifs et la qualité de l'eau, ce qui s'est répercuté sur l'abondance du phytoplancton, du zooplancton et des poissons-proies. De la même manière, la lamproie marine reste un prédateur pour les gros poissons comme le doré jaune, malgré l'efficacité d'un programme de lutte administré par la Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques
- Température des eaux de surface

- Couverture de glace

Le changement climatique mondial entraînera vraisemblablement une augmentation de la température de l'eau et une diminution de la couverture de glace des Grands Lacs, ce qui modifiera la quantité d'habitat thermique privilégié par les poissons d'eau froide comme le doré et fera en sorte que la fraye se produira plus tôt et dans des conditions sous-optimales.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	LÉ, LH, LM, LO,	LS		
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	LÉ, LH, LM, LO,	LS		
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	LÉ, LM, LO	LH, LS,		
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	LÉ	LO, LS	LH	LM
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	LÉ, LM, LO	LH, LS,		

Limites des données

La surpêche peut réduire considérablement l'abondance des dorés jaunes. Des restrictions en matière de récolte visant à promouvoir une utilisation durable de la ressource doivent être imposées si l'on veut que l'espèce serve d'indicateur de la santé de l'écosystème. Le sous-indicateur « doré jaune » ne permet pas de diagnostiquer de manière fiable les causes de la dégradation de la santé d'un écosystème. Des valeurs de référence cibles n'ont pas été établies pour tous les objectifs de gestion des Grands Lacs. L'utilisation du rendement (particulièrement en termes de tonnes métriques récoltées) comme valeur de référence cible est problématique, car le rendement annuel n'est pas le paramètre le plus couramment évalué pour tous les Grands Lacs. Ainsi, les composantes des pêches au doré jaune de chaque lac ne sont pas toutes évaluées annuellement ou sur une base régulière (p. ex. la pêche récréative dans le bassin est du lac Ontario, la pêche récréative dans les eaux ontariennes du lac Érié), ce qui fait que le rendement peut être moins utile comme indicateur que les relevés indépendants de la pêche qui sont menés à long terme. Pour le lac Huron, l'Ontario manque d'estimations concernant la récolte récréative de dorés jaunes, ce qui empêche de faire une évaluation complète de cette source d'extraction et de comparer les données. Le Michigan et l'Ontario utilisent régulièrement des filets de maillage variable pour procéder à des évaluations, mais les données de l'Ontario comprennent les évaluations faites au printemps, alors que celles du Michigan se limitent aux évaluations faites à l'automne. En raison de contraintes spatiales, l'Ontario ne peut évaluer régulièrement toutes les populations sources, qui proviennent de nombreux cours d'eau de la baie Georgienne et du chenal North, tandis que pour l'essentiel, le Michigan n'a que la baie de Saginaw à surveiller. L'Ontario et le Michigan collaborent à l'évaluation irrégulière de la rivière Ste-Marie qui se trouve à cheval sur la frontière, et utilisent des engins identiques pour pouvoir mettre en commun les données et effectuer une analyse pour l'ensemble de la rivière. Malgré certaines différences concernant les évaluations, les paramètres démographiques issus des données de l'Ontario et du Michigan sont comparables (p. ex. les taux de mortalité).

Renseignements supplémentaires

Les rendements halieutiques (figure 1) sont des indicateurs appropriés de la santé du doré jaune, mais seulement dans un sens général. Pour la pêche récréative, nous avons estimé le rendement en multipliant le nombre de poissons capturés par la taille moyenne estimée de ces poissons et en extrapolant le poids estimé des poissons capturés au nombre total de prises. Pour toutes les zones étudiées, on manque d'évaluations dépendantes de la pêche (c.-à-d. l'effort et la récolte) et d'évaluations indépendantes de la pêche (c.-à-d. les relevés de populations normalisés) pour certains types de pêche (récréative, commerciale ou tribale) et pour certaines années. De plus, les unités de mesure ne sont pas uniformisées pour tous les types de pêche (c.-à-d. que le poids est l'unité de mesure de la pêche commerciale, alors que le nombre de poissons est généralement l'unité de mesure de la pêche récréative), ce qui signifie que des conversions supplémentaires qui réduisent l'exactitude des données sont nécessaires. Enfin, il faut

faire une distinction entre les valeurs « zéro » et les données « manquantes » dans tous les cas. Les tendances des rendements halieutiques dans le temps (blocs d'années) sont donc probablement de meilleurs indicateurs que les valeurs absolues enregistrées au cours d'une année donnée, à supposer que les biais pouvant être introduits soient relativement constants au fil du temps.

Plusieurs organismes ont produit, ou sont en voie de produire, des estimations des populations de nombreux poissons des Grands Lacs. Les estimations des populations de dorés jaunes dans certaines zones (c.-à-d. les lacs Érié et Huron) permettraient probablement de mieux évaluer la santé des populations que les estimations des prises. Les futurs efforts devraient donc être concentrés sur cet aspect, dans la mesure du possible.

Remerciements
Auteurs :
Richard Drouin, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario (MRNFO), corédacteur
Matt Faust, Ohio Department of Natural Resources, corédacteur

Collaborateurs :
Lac Supérieur : Eric Berglund, MRNFO, eric.berglund@ontario.ca
Lac Supérieur : Cory Goldsworthy, MNDNR, cory.goldsworthy@state.mn.us
Lac Supérieur : Dray Carl, WIDNR, Dray.Carl@wisconsin.gov
Lac Supérieur : George Madison, MIDNR, MADISONG@michigan.gov
Lac Michigan : Steve Hogler, Wisconsin Department of Natural Resources, steven.hogler@wisconsin.gov
Lac Michigan : Troy Zorn, Michigan Department of Natural Resources (MDNR), zornt@michigan.gov
Lac Huron : Arunas Liskauskas, MRNFO, arunas.liskauskas@ontario.ca
Lac Huron : David Fielder, MDNR, fielderd@michigan.gov
Lac Érié : Stephen Marklevitz, MRNFO, stephen.marklevitz@ontario.ca
Lac Ontario : Jim Hoyle, MRNFO, jim.hoyle@ontario.ca
Lac Ontario : Jana Lantry, New York Department of Environmental Conservation, jrlantry@gw.dec.state.ny.us

Sources d'information
Kayle, K., K. Oldenburg, C. Murray, J. Francis et J. Markham. 2015. Lake Erie Walleye Management Plan 2015-2019, Commission des pêcheries des Grands Lacs, http://www.glfc.org/pubs/lake_committees/erie/LEC_docs/position_statements/walleye_managment_plan.pdf
WTG. 2017. Report for 2016 by the Lake Erie Walleye Task Group. Commission des pêcheries des Grands Lacs, http://www.glfc.org/pubs/lake_committees/erie/WTG_docs/annual_reports/WTG_report_2017.pdf
WTG. 2018. Report for 2017 by the Lake Erie Walleye Task Group. Commission des pêcheries des Grands Lacs, http://www.glfc.org/pubs/lake_committees/erie/WTG_docs/annual_reports/WTG_report_2018.pdf

Les données sur les prises et l'évaluation des populations proviennent des sources suivantes :
Lac Supérieur : Eric Berglund, MRNFO, eric.berglund@ontario.ca
Lac Michigan : Steve Hogler, Wisconsin Department of Natural Resources, steven.hogler@wisconsin.gov
Lac Michigan : Troy Zorn, MDNR, zornt@michigan.gov
Lac Michigan : Brian Breidart, Indiana Department of Natural Resources, BBreidert@dnr.IN.gov
Lac Huron : Arunas Liskauskas, MRNFO, arunas.liskauskas@ontario.ca
Lac Huron : David Fielder, MDNR, fielderd@michigan.gov
Lac Érié : Stephen Marklevitz, MRNFO, stephen.marklevitz@ontario.ca
Lac Érié : Todd Wills, MDNR, willst@michigan.gov
Lac Ontario : Jim Hoyle, MRNFO, jim.hoyle@ontario.ca
Lac Ontario : Jana Lantry, New York Department of Environmental Conservation, jrlantry@gw.dec.state.ny.us
Corridor Huron-Érié : Megan Belore, MRNFO, megan.belore@ontario.ca

Liste des figures
Figure 1. Prises de dorés jaunes, en tonnes métriques, selon le type de pêche (tribale, récréative et commerciale) dans les cinq Grands Lacs, 1975-2017. Les buts et les objectifs établis pour les communautés de poissons sont les suivants : lac Michigan, 100-200 tonnes métriques; lac Huron, 700 tonnes métriques; lac Érié, récolte durable dans tous les bassins; lac Ontario, maintenir les populations à ce qu'elles étaient au début des années 1990 et introduire les populations dans des habitats favorables. Source : Chippewa Ottawa Resource Authority, Michigan Department of Natural Resources, Minnesota Department of Natural Resources, New York State Department of Environmental

Conservation, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, Ohio Department of Natural Resources, Pennsylvania Fish and Boat Commission, Wisconsin Department of Natural Resources

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

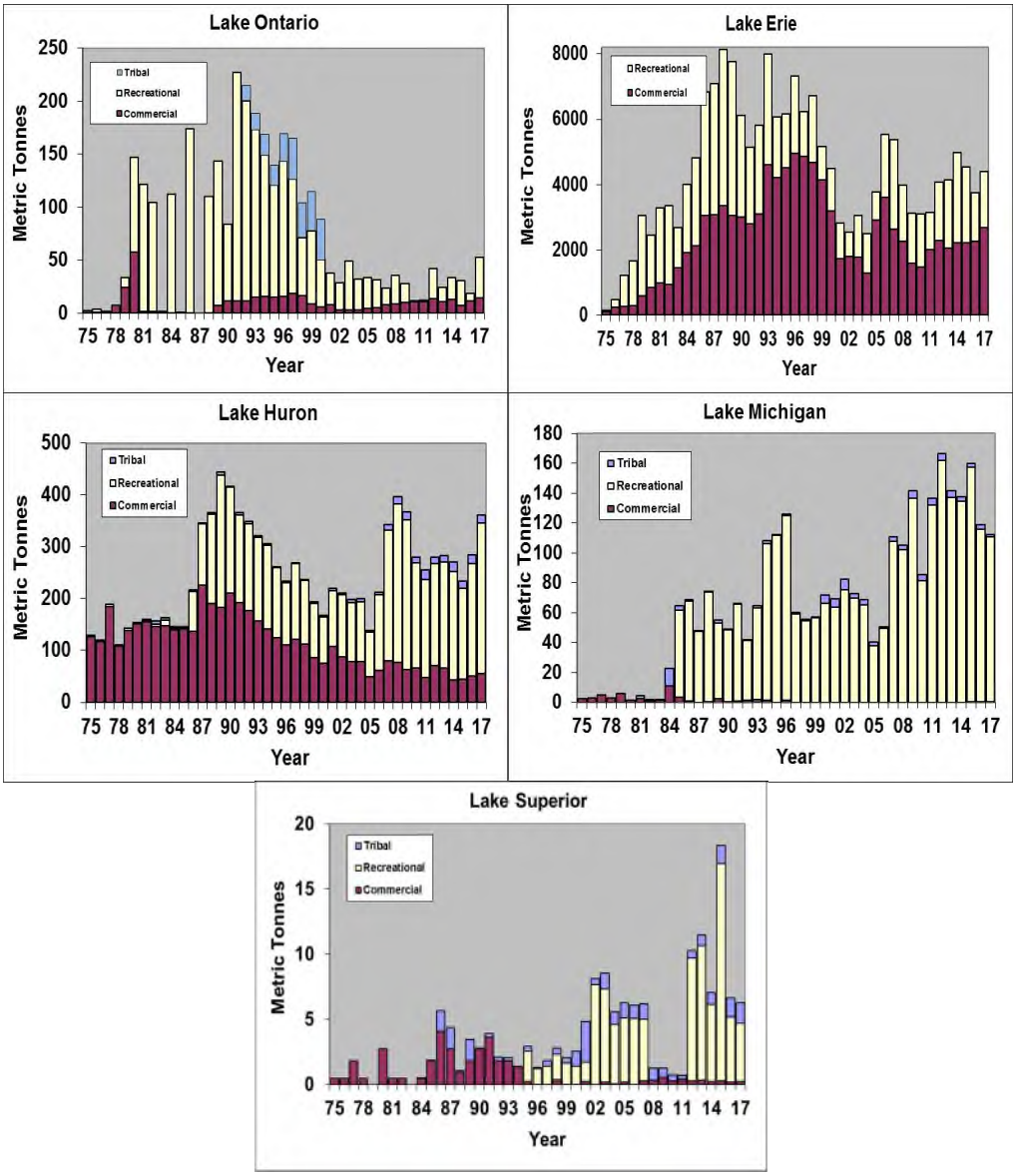


Figure 1. Prises de dorés jaunes, en tonnes métriques, selon le type de pêche (tribale, récréative et commerciale) dans les cinq Grands Lacs, 1975-2017. Les buts et les objectifs établis pour les communautés de poissons sont les suivants : lac Michigan, 100-200 tonnes métriques; lac Huron, 700 tonnes métriques; lac Érié, récolte durable dans tous les bassins; lac Ontario, maintenir les populations à ce qu'elles étaient au début des années 1990 et introduire les populations dans des habitats favorables.
Source : Chippewa Ottawa Resource Authority, Michigan Department of Natural Resources, Minnesota Department of Natural Resources, New York State Department of Environmental Conservation, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, Ohio Department of Natural Resources, Pennsylvania Fish and Boat Commission, Wisconsin Department of Natural Resources

Sous-indicateur : Oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux et ichtyophages

Évaluation globale
État : Passable
Tendance : Inchangée
Justification : Quatre des huit espèces sont moins nombreuses maintenant qu'au moment où la surveillance systématique a commencé (1976-1980; Grand Héron, Bihoreau gris, Goéland argenté, Sterne pierregarin), bien que le rythme du déclin ait ralenti pour toutes au cours de la dernière décennie. Les tendances démographiques sur 20 ans (1989-1991 à 2007-2009) sont considérées comme stables pour six des huit espèces. Le Grand Héron a connu une diminution modérée sur 20 ans (-40 %). Le nombre de nids du Cormoran à aigrettes s'est accru de 385 % depuis 1989-1991, mais le rythme de cette augmentation a ralenti au cours de la dernière décennie (augmentation de 30 % depuis 1997-1999).

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Passable
Tendance : Inchangée
Justification : Deux espèces sont moins nombreuses maintenant qu'elles ne l'étaient lorsque la surveillance systématique a commencé (1976-1980; Grand Héron, Sterne pierregarin), bien que le rythme du déclin ait ralenti pour toutes les deux au cours de la dernière décennie. Depuis 1989-1991, la tendance a été stable pour une espèce (Sterne pierregarin), deux ont subi un recul modéré (Grand Héron, Goéland argenté), une a connu une grosse diminution (Goéland à bec cerclé) et une autre, une grosse augmentation (les cormorans). Il est impossible de calculer les tendances pour le Bihoreau gris ou la Sterne caspienne; les aigrettes n'ont jamais niché sur ce plan d'eau.

Lac Michigan
État : Passable
Tendance : Inchangée
Justification : Deux espèces sont moins nombreuses maintenant qu'elles ne l'étaient lorsque la surveillance systématique a commencé (1976-1980; Bihoreau gris, Sterne pierregarin) bien que le rythme du déclin ait ralenti pour ces deux espèces au cours de la dernière décennie. Tendances démographiques sur vingt ans : deux espèces ont connu de grosses diminutions (Sterne pierregarin, Grand Héron) et une autre un recul modéré (Bihoreau gris), trois espèces ont été stables (Goéland argenté, Goéland à bec cerclé, Sterne caspienne) et une espèce a affiché une augmentation modérée (> six fois) (les cormorans). Il est impossible de calculer une tendance pour les aigrettes.

Lac Huron
État : Passable
Tendance : Inchangée
Justification : Cinq espèces sont moins nombreuses maintenant qu'elles ne l'étaient lorsque la surveillance systématique a commencé (1976-1980; Grand Héron, Goéland argenté, Goéland à bec cerclé, Sterne pierregarin, Sterne caspienne); le rythme du déclin a ralenti pour toutes les espèces, à l'exception du Grand Héron, au cours de la dernière décennie. Depuis 1989-1991, une espèce a subi une grosse diminution (Grand Héron), une autre, une diminution modérée (Sterne caspienne), trois espèces ont été stables (Goéland argenté, Goéland à bec cerclé, Sterne pierregarin), une espèce a connu une augmentation modérée (Bihoreau gris) et deux ont affiché une grosse augmentation (les cormorans, 2,5 fois; les aigrettes, 7,8 fois).

Lac Érié
État : Passable
Tendance : Inchangée
Justification : Trois espèces sont moins nombreuses maintenant que lorsque la surveillance systématique a commencé (1976-1980; Grand Héron, Bihoreau gris, Sterne pierregarin); le rythme du déclin a ralenti pour toutes ces espèces au cours de la dernière décennie. Depuis 1989-1991, trois espèces ont connu un recul modéré (Grande Aigrette, Bihoreau gris, Goéland argenté), trois espèces ont été stables (Grand Héron, Goéland à bec cerclé, Sterne

pierregarin) et une espèce a affiché une grosse augmentation (les cormorans, 7,5 fois). Il est impossible de calculer une tendance pour la Sterne caspienne (elle a colonisé le plan d'eau au cours de la dernière décennie).

Lac Ontario
État : Passable
Tendance : Inchangée
Justification : Une espèce est moins nombreuse maintenant qu'elle ne l'était au moment où la surveillance systématique a commencé (1976-1980; Sterne pierregarin); le rythme du déclin a augmenté au cours de la dernière décennie. Depuis 1989-1991, deux espèces ont connu une diminution modérée (Goéland à bec cerclé, Sterne pierregarin), trois espèces ont été stables (Grand Héron, Bihoreau gris, Goéland argenté) et deux espèces ont affiché une grosse augmentation (les cormorans, 2,3 fois; la Sterne caspienne, 1,7 fois). Il est impossible de calculer une tendance pour la Grande Aigrette (elle a colonisé ce plan d'eau pendant le dénombrement de 1997-1999).

Raison d'être du sous-indicateur

- Évaluer la santé de l'écosystème en examinant les tendances à long terme relatives à l'abondance et à la répartition des populations d'oiseaux aquatiques coloniaux nicheurs des Grands Lacs.
- Ce sous-indicateur suit la modification du nombre de couples reproducteurs (nids), des colonies reproductrices et des populations de neuf espèces d'oiseaux ichtyophages depuis le milieu des années 1970, à plusieurs échelles géographiques.
- Certains paramètres écologiques seront évalués accessoirement pour certaines espèces d'oiseaux aquatiques coloniaux représentatives à certains endroits des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème
Ecosystem Objective
Assurer la conservation de l'habitat de reproduction essentiel sur les îles et le maintien de populations autosuffisantes (c.-à-d. plus de diminution de l'abondance ni de réduction de l'aire de répartition) de chacune des onze espèces d'oiseaux aquatiques qui forment cette communauté aviaire. Il y a des oiseaux aquatiques coloniaux ichtyophages dans les cinq Grands Lacs, leurs voies interlacustres et le fleuve Saint-Laurent, dans les eaux canadiennes comme dans les eaux étatsuniennes.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail visant à atteindre l'objectif général nº 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

Mesure
Neuf espèces focales d'oiseaux aquatiques coloniaux nichent dans des lieux (surtout des îles) répartis dans tous les Grands Lacs : le Goéland argenté, à bec cerclé et marin, la Sterne caspienne et pierregarin, le Grand Héron, la Grande Aigrette, le Bihoreau gris et le Cormoran à aigrettes. Un dénombrement complet de toutes les colonies d'oiseaux aquatiques des Grands Lacs, de leurs voies interlacustres et du fleuve Saint-Laurent (jusqu'à 1 km dans les terres depuis les rives) a été effectué conjointement par le Service canadien de la faune et l'US Fish and Wildlife Service, tous les 10 ans environ, depuis le milieu des années 1970 (quatre périodes complètes de dénombrement; la plus récente s'est terminée en 2009; le prochain dénombrement semblable est prévu pour 2020). Le Canada et les États-Unis ont coordonné le moment où les dénombrements ont eu lieu et les méthodologies utilisées. Les mesures sont les suivantes :

- Dénombrements des nids des espèces d'oiseaux aquatiques coloniaux pour tous les plans d'eau et les voies interlacustres, à des échelles temporelles et spatiales pertinentes :
    - Annuels : Dénombrement du Goéland argenté (13 colonies focales réparties partout dans les Grands Lacs) et du Cormoran à aigrettes (lac Ontario et fleuve Saint-Laurent jusqu'à Cornwall (Ontario)) depuis la fin des années 1970. Les méthodes correspondent à celles des dénombrements « décennaux ».
    - Décennaux : Tous les lieux de nidification pour les neuf espèces focales d'oiseaux aquatiques coloniaux sont recensés aux dix ans.

- Mesure à intervalles réguliers des paramètres démographiques des oiseaux aquatiques dont on sait qu'ils sont directement ou indirectement touchés par les facteurs de stress environnementaux, notamment (mais non exclusivement) la taille de la ponte, le volume des œufs, la réussite de l'éclosion et de l'envol, la fidélité aux aires de reproduction et de naissance, l'âge au moment de la première nidification et la capacité de survie par âge.
- Autres activités de surveillance : surveillance des maladies aviaires (p. ex., botulisme de type E) et études de suivi des adultes au cours de tout le cycle annuel pour établir des liens entre les aires de reproduction et d'hivernage.

Points terminaux

- Populations saines et autosuffisantes de chacune des espèces d'oiseaux aquatiques.
  - Les populations des espèces en déclin ou stables restent stables ou augmentent, respectivement.
  - Les populations d'espèces hyper-abondantes (les cormorans et le Goéland à bec cerclé) soient restent stables ou diminuent.
- L'habitat de reproduction essentiel des îles est conservé.

Il n'y a pas d'objectifs de population précis pour ces espèces, autres que ceux qui existent dans quelques secteurs préoccupants des Grands Lacs (p. ex., le havre Hamilton, en Ontario).

État de l'écosystème

Il y a des oiseaux aquatiques coloniaux ichtyophages dans les cinq Grands Lacs, leurs voies interlacustres et le fleuve Saint-Laurent, dans les eaux canadiennes comme dans les eaux étatsuniennes. Les oiseaux aquatiques coloniaux sont des prédateurs de niveau trophique supérieur dans les écosystèmes d'eau douce et sont un lien important entre les habitats aquatiques et terrestres. Les oiseaux aquatiques forment une guilde qui tire une bonne proportion de son alimentation de poissons et d'autres proies aquatiques (ces espèces vont des ichtyophages obligatoires à celles dont l'alimentation se compose d'un mélange de proies aquatiques et terrestres). Sur les Grands Lacs, les stratégies d'alimentation que les espèces d'oiseaux aquatiques emploient diffèrent, et donc les habitats aquatiques et les niveaux trophiques qu'elles utilisent (p. ex., dans les eaux libres, celles qui se nourrissent en surface ou plongent pour pourchasser leurs proies; les prédateurs qui se dissimulent et attendent les proies, et les espèces qui se nourrissent en surface dans les terres humides). Un autre caractère du cycle biologique que les oiseaux aquatiques ont en commun, c'est qu'ils nichent en groupes denses (c.-à-d. en colonies), presque exclusivement sur des îles (à l'exception de la Sterne de Forster et de la Guifette noire, qui nichent dans les milieux humides). Ce sont donc aussi des indicateurs importants de la modification de la situation de cet habitat unique dans l'écosystème des Grands Lacs.

La modification des effectifs, de la répartition et de la démographie des populations d'oiseaux aquatiques peut refléter les changements survenus dans la structure trophique de l'écosystème ou de l'habitat de nidification sur les îles ou dans les terres humides et, donc, constituer une mesure importante pour l'évaluation de la santé de diverses composantes de l'écosystème des Grands Lacs. En raison des différences entre les stratégies de nidification et d'alimentation des espèces, il est possible d'évaluer et d'intégrer l'information sur les tendances pour toute une variété d'échelles temporelles, spatiales et écosystémiques. Les populations d'oiseaux aquatiques qui connaissent un déclin (diminution du nombre de couples reproducteurs ou de nids) ou 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 de 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, tous les 10 ans environ; quatre dénombrements menés au cours de décennies différentes ont été réalisés jusqu'à ce jour : années 1970, années 1980, années 1990 et années 2000. Pour ce sous-indicateur, les changements démographiques (au cours des 20 dernières années) sont définis de la façon suivante : grosse diminution = diminution ≥50 %; diminution moyenne = diminution ≥25 % à <50 %; stable : diminution <25 % à augmentation <33 %; augmentation modérée : augmentation ≥33 % à <100 %; grosse augmentation : augmentation ≥100 %. En bref, ces dénombrements ont montré qu'à long terme (1976-2009), le nombre d'oiseaux nicheurs de quatre espèces ont connu de grosses augmentations : le Cormoran à aigrettes, la Grande Aigrette, le Goéland à bec cerclé et la Sterne caspienne (la croissance de la population a ralenti depuis le deuxième dénombrement dans le cas des deux dernières espèces; figure 1). La population de trois espèces : le Grand Héron, le Goéland argenté et le Goéland marin (ce dernier ne nichant pas souvent sur les Grands Lacs, la tendance n'est pas connue) ont eu une période de croissance, suivie d'une diminution; le nombre actuel de couples reproducteurs de ces espèces est semblable à ce qu'il était dans les années 1970 et il est considéré comme stable. Par contre, la Sterne pierregarin et le Bihoreau gris ont connu des diminutions à long terme, bien que le rythme du déclin

ait ralenti au cours de la dernière décennie et que ces populations soient à l'heure actuelle considérées comme stables. Dans le cas des six espèces qui ont subi un déclin depuis le dénombrement de 1989-1991 (figure 1; la tendance pour le Goéland marin n'est pas illustrée), poursuivre la surveillance permettra de déterminer si ces populations se sont véritablement stabilisées ou si elles présentent des signes inquiétants. À l'heure actuelle, des facteurs tels que le changement d'habitat et la perte d'habitat, les changements dans la structure trophique et l'abondance des poissons-proies (Hebert et coll., 2008, 2009), l'accès moins facile à d'autres sources de nourriture (dans le cas des goélands, en raison des changements des pratiques agricoles et des pratiques d'élimination des déchets), la compétition interspécifique pour les lieux de nidification (pressions plus fortes exercées par les espèces surabondantes comme les cormorans et le Goéland à bec cerclé, etc.) et les facteurs de stress 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

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

- Produits chimiques toxiques dans les œufs des Goélands argentés des Grands Lacs
- Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers des Grands Lacs
- Niveaux de l'eau

Cet indicateur est aussi lié directement aux autres indicateurs de la catégorie « Réseau trophique » :

- Esturgeon jaune
- Touladi
- Doré jaune
- Poissons-proies (eaux libres)

Les tendances relatives aux populations d'oiseaux aquatiques et leur habitat de reproduction sont des indicateurs dans certains des secteurs préoccupants et comptent parmi les critères de retrait de la liste.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Notes explicatives : *Le programme de surveillance régulière du benthos du GLNPO de L'USEPA compte un nombre relativement faible de stations, a une faible représentation des zones littorales, et fournit par conséquent de l'information limitée.				

Commentaires des auteurs

Il était auparavant fait état de ce sous-indicateur, qui a été élaboré récemment, en même temps que l'ancien sous-indicateur « Contaminants dans les oiseaux aquatiques » du rapport sur l'État des Grands Lacs (rapport de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs − CÉÉGL), qui décrivait les tendances relatives aux substances chimiques contaminantes observées dans les œufs des oiseaux aquatiques coloniaux ichtyophages; il est maintenant évalué séparément, ce qui permet de faire rapport sur deux objectifs généraux différents de l'AQEGL 2012.

Limites des données

- La plupart des espèces d'oiseaux aquatiques sont migratoires. Les changements des tendances ou de la situation des populations pourraient refléter des facteurs de stress environnementaux ou d'origine anthropique auxquels ils font face en dehors de la période de reproduction (ou des effets cumulatifs sur tout le cycle biologique annuel, dans la région des Grands Lacs et hors de la région).
- Les déductions sur les effets des changements climatiques sur les tendances démographiques dépassent la portée de ce sous-indicateur, puisqu'elles devraient inclure la modification des réseaux trophiques et du cycle de l'énergie. De plus, les oiseaux pourraient aussi quitter la région des Grands Lacs (c.-à-d. une modification de la répartition) en réponse aux effets associés au climat, sans que leurs effectifs changent à de plus grandes échelles spatiales.
- Les données sont recueillies à des intervalles de 10 ans, c'est-à-dire à des intervalles plus longs que ceux des rapports sur l'État des Grands Lacs (aussi appelés CÉÉGL).

Remerciements

Auteur : Dave Moore, Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune – Région de l'Ontario, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario). (dave.moore2@canada.ca)

Collaborateurs :
Francesca Cuthbert Ph.D., Dept. Fisheries, Wildlife and Conservation Biology, 2003 Buford Circle, 135 Skok, University of Minnesota, St. Paul, MN 55108 USA. cuthb001@umn.edu

Linda Wires Ph.D., Dept. Fisheries, Wildlife and Conservation Biology, 2003 Buford Circle, 135 Skok, University of Minnesota, St. Paul, MN 55108 USA. wires001@umn.edu

Shane deSolla, Environnement et Changement climatique Canada, Direction des sciences de la faune et du paysage – Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario) L7R 4A6. Shane.deSolla@canada.ca

Craig Hebert Ph.D., Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Direction des sciences de la faune et du paysage – Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Université Carleton, 1125, promenade du Colonel-By, Ottawa (Ontario) K1A 0H3. Craig.Hebert@canada.ca

Doug Crump, Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Direction des sciences de la faune et du paysage − Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Université Carleton, 1125, promenade du Colonel-By, Ottawa (Ontario) K1A 0H3. Doug.Crump@canada.ca

Sources d'information

Cuthbert, F.J. et L. Wires. 2013. The fourth decadal U.S. Great Lakes colonial waterbird survey (2007-2010): Results and recommendations to improve the scientific basis for conservation and management (Final Report). University of Minnesota.

Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune, données inédites.

Hebert, C.E., D.V.C. Weseloh, A. Idrissi, M.T. Arts, R. O'Gorman, O.T. Gorman, B. Locke, C.P. Madenjian et E.F. Roseman. 2008. Restoring piscivorous fish populations in the Lurentian Great Lakes causes seabird dietary change. Ecology, 89 : 891–897

Hebert, C.E., D.V.C. Weseloh, A. Idrissi, M.T. Arts et E.F. Roseman. 2009. Diets of aquatic birds reflect changes in the Lake Huron ecosystem. Aquatic Ecosystem Health & Management, 12:37–44.

Morris, R.D., D.V.C. Weseloh, F.C. Cuthbert, C. Pekarik, L.R. Wires et L. Harper. 2010. Distribution and abudance of nesting common and Caspian terns on the North American Great Lakes, 1976 to 1999. J. of Great Lakes Research 36: 44-56.

Morris, R.D., D.V.C. Weseloh, L.R. Wires, C. Pekarik, F.C. Cuthbert et D.J. Moore. 2011. Population Trends of Ring-billed Gulls Breeding on the North American Great Lakes, 1976 to 2009. Waterbirds 34: 202-212.

Morris, R.D., C. Pekarik et D.J. Moore. 2012. Current Status and Abundance Trends of Common Terns Breeding at Known Coastal and Inland Nesting Regions in Canada. Waterbirds 35: 194-207.

Rush, S.A., C. Pekarik, D.V.C. Weseloh, F.C. Cuthbert, D.J. Moore et L.R. Wires. 2015. Changes in heron and egret populations on the Laurentian Great Lakes and connecting channels, 1977-2009. Avian Conservation and Ecology 10(1): 7. http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00742-100107

Liste des figures

Figure 1. Tendances démographiques pour toute la région des Grands Lacs (ligne noire) et par plan d'eau (lignes de couleur, voir la légende) pour huit espèces d'oiseaux aquatiques coloniaux ayant été dénombrés pendant quatre périodes « décennales », 1976-2009
Source : Région de l'Ontario, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Burlington (Ontario); Cuthbert et Wires (2013)

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2019, Rapport technique
(pas de nouvelles données pour CÉÉGL 2019)

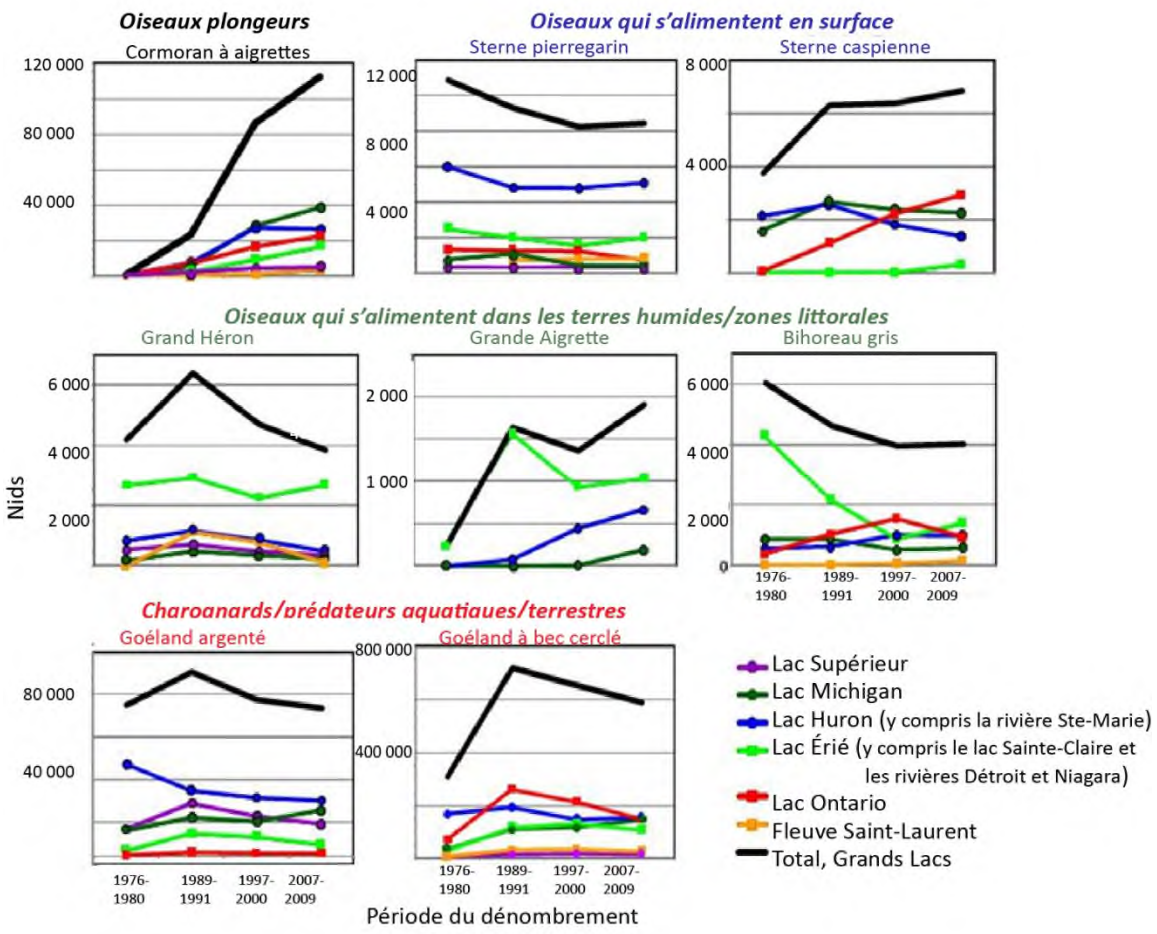


Figure 1. Tendances démographiques pour toute la région des Grands Lacs (ligne noire) et par plan d'eau (lignes de couleur, voir la légende) pour huit espèces d'oiseaux aquatiques coloniaux ayant été dénombrés pendant quatre périodes « décennales », 1976-2009
Source : Région de l'Ontario, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada, Burlington (Ontario); Cuthbert et Wires (2013)

Sous-indicateur : Éléments nutritifs dans les lacs

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (~1970-2017) : Se détériore
Justification : Le phosphore demeure l'élément nutritif qui limite la croissance dans les Grands Lacs. Par le passé, ses concentrations étaient élevées dans plusieurs lacs. À l'heure actuelle, l'excès de phosphore pose problème surtout dans quelques zones littorales et certaines parties du lac Érié. Dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, les concentrations de phosphore total dans les eaux du large sont actuellement inférieures aux objectifs. D'ailleurs, elles pourraient même être trop faibles, limitant du coup la productivité des lacs (production de phytoplancton, de zooplancton et de poissons). À certains endroits, les symptômes de l'enrichissement en éléments nutritifs persistent dans les zones littorales. Dans le lac Érié, les objectifs sont souvent dépassés, et les conditions se détériorent. Le lac Supérieur est le seul endroit où les objectifs fixés pour les eaux du large sont atteints et où les conditions sont acceptables.

Les définitions relatives à l'évaluation de la situation et des tendances suivent la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1970-2017) : Inchangée
Justification : Les objectifs ont été constamment atteints, et les concentrations de phosphore total au large sont semblables aux valeurs historiques, ce qui indique des conditions acceptables.

Lac Michigan
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1983-2017) : Se détériore
Justification : Les concentrations de phosphore au large continuent de glisser en deçà des objectifs. Si l'on compare avec le réseau trophique historique, elles atteignent des niveaux faibles et peuvent nuire à la productivité du lac. Pour cette raison, la situation du lac est passable. Dans certaines zones littorales, les niveaux accrus de phosphore observés pourraient stimuler la croissance d'algues nuisibles. Le présent rapport comprend de nouvelles informations sur Green Bay.

Lac Huron
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1970-2017) : Se détériore
Justification : Les concentrations de phosphore dans les eaux du large continuent de baisser et atteignent des valeurs qui sont bien inférieures aux objectifs. Si l'on compare avec le réseau trophique historique, les concentrations pourraient être trop faibles pour maintenir un niveau sain de productivité lacustre. Pour cette raison, la situation du lac est passable. Dans certaines zones littorales, les concentrations élevées d'éléments nutritifs peuvent contribuer à la croissance d'algues nuisibles.

Lac Érié
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1970-2017) : Inchangée
Justification : Les objectifs pour le phosphore total continuent d'être dépassés. Bien que les valeurs les plus élevées soient observées le plus souvent dans le bassin occidental, certaines années des valeurs dépassant les objectifs sont

observées dans les trois bassins du lac Érié. Des algues nocives prolifèrent dans le bassin occidental et certaines parties du bassin central, et celles-ci sont accompagnées d'une résurgence d'algues benthiques nuisibles dans le bassin oriental. Bien qu'il y ait une certaine indication que la tendance à long terme du phosphore total se soit améliorée, certaines années, les conditions sont semblables à celles observées dans les années 1970. En raison de conditions très variables, l'analyse statistique indique qu'aucune tendance ne s'est dégagée au cours des 35 dernières années. En raison de conditions pouvant mener à une augmentation des proliférations d'algues, les précédents rapports indiquaient que la situation du lac Érié se détériorait. Le présent rapport comprend de nouvelles informations portant sur le lac Sainte-Claire.

Lac Ontario
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1970-2017) : Se détériore
Justification : À la lumière du réseau trophique historique, les concentrations de phosphore dans les eaux du large continuent de diminuer et atteignent à présent des niveaux qui sont trop faibles pour contribuer à la saine productivité du lac. Pour cette raison, la situation du lac Ontario est jugée « passable ». Certaines zones littorales sont affligées par des proliférations récurrentes d'algues nuisibles, lesquelles sont éventuellement alimentées par des rejets locaux de phosphore ou par le cycle des éléments nutritifs dans le lac.

Définitions relatives à l'évaluation de la situation
Les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux littorales et en eaux libres sont prises en compte dans l'évaluation de l'état nutritionnel.
Bon : Les mesures indiquent que les concentrations d'éléments nutritifs respectent les objectifs écosystémiques, qu'elles ne sont ni trop élevées ni trop faibles et qu'elles devraient être jugées acceptables.
Passable : Les mesures indiquent que les concentrations d'éléments nutritifs respectent les objectifs écosystémiques, mais celles-ci présentent des conditions minimalement acceptables et pourraient avoir une incidence sur le réseau trophique.
Médiocre : Les mesures indiquent que les concentrations d'éléments nutritifs sont trop élevées et que par le fait même, elles ne présentent pas les conditions minimalement acceptables et pourraient stimuler une prolifération excessive d'algues potentiellement toxiques.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions relatives à l'évaluation de la tendance
Les concentrations dans les eaux libres ont une importance capitale puisqu'elles décrivent chaque lac dans son ensemble et qu'elles sont suffisamment à l'abri des variations qui surviennent à proximité du littoral pour permettre le dégagement de tendances dans le temps. Si les données le permettent, les tendances à proximité des zones littorales peuvent être prises en compte.

S'améliore : Les concentrations d'éléments nutritifs tendent à s'approcher des objectifs écosystémiques, ce qui entraîne une amélioration des conditions.
Inchangée : Aucun changement au niveau des concentrations d'éléments nutritifs.
Se détériore : Les concentrations d'éléments nutritifs tendent à s'éloigner des objectifs écosystémiques, ce qui entraîne une détérioration des conditions.
Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas de tendance générale claire.

Les objectifs liés à l'écosystème des lacs relativement aux concentrations d'éléments nutritifs présents dans les lacs sont énoncés dans l'annexe 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (plus spécifiquement les objectifs 5 et 6 sur l'écosystème des lacs).

Critères d'effet et/ou objectifs
Les objectifs provisoires relatifs aux substances, présentés à l'annexe 4, qui s'appliquent au phosphore total (printanier), aux concentrations connexes de chlorophylle *a* (estivale) et à l'état trophique des eaux libres de chaque lac, sont les suivants :

Bassin	Phosphore total (µgP/L)	Chlorophylle *a* (µgChl*a*/L)	État tro-phique
Lac Supérieur	5	1,3	Oligotrophe
Lac Michigan	7	1,8	Oligotrophe
Lac Huron	5	1,3	Oligotrophe
Ouest du lac Érié	15	3,6	Mésotrophe
Centre du lac Érié	10	2,6	Oligomésotrophe
Est du lac Érié	10	2,6	Oligomésotrophe
Lac Ontario	10	2,6	Oligomésotrophe

Les objectifs se rapportant aux concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux du large représentent les conditions attendues lorsque les cibles relatives à la charge d'éléments nutritifs dans les affluents sont atteintes. Les objectifs liés aux concentrations de phosphore total dans les eaux libres et les objectifs liés à la charge en phosphore sont provisoires, et ils sont mis à jour et révisés, au besoin.

De nouvelles cibles relatives aux apports pour les parties occidentale et centrale du lac Érié seront utilisées dans les futurs rapports sur les sous-indicateurs, en appui aux évaluations des Grands Lacs.

Pour le moment, il n'y a aucun critère d'effet pour l'azote, mais le rapport entre l'azote total (N) et le phosphore (P) fait l'objet d'une évaluation. Lorsque les concentrations d'azote sont faibles par rapport aux concentrations de phosphore, il peut y avoir une prolifération d'algues bleues nuisibles. Ainsi, le maintien des conditions printanières au-dessus d'un rapport N:P de 7,2 (aussi désigné rapport de Redfield) offre une certaine protection contre les proliférations d'algues nuisibles.

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur vise à :

- évaluer les concentrations d'éléments nutritifs dans les Grands Lacs;
- évaluer les progrès réalisés à l'égard de l'atteinte de l'objectif général nº 6 de l'AQEGL, des objectifs relatifs à l'écosystème du lac, et les objectifs relatifs aux substances concernant les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux des Grands Lacs;
- inférer les progrès réalisés dans l'atteinte des cibles relatives aux allocations et aux apports en éléments nutritifs;
- appuyer l'évaluation de l'état trophique et des dynamiques des réseaux trophiques dans les Grands Lacs;
- appuyer l'évaluation de l'état des eaux à proximité des rives pour le Cadre de gestion des eaux littorales.

Objectif écosystémique
L'objectif général nº 6 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 énonce que les eaux des Grands Lacs devraient être « exemptes d'éléments nutritifs qui pénètrent dans l'eau directement ou indirectement en conséquence de l'activité humaine, en des quantités propices à la formation d'algues et de cyanobactéries nuisant à la santé de l'écosystème aquatique, ou de l'utilisation humaine de l'écosystème. »

L'annexe 4 du Protocole de 2012 sur l'AQEGL comprend des objectifs associés aux écosystèmes lacustres. Ces objectifs visent : à maintenir l'état oligotrophe, une biomasse relative d'algues, et des espèces d'algues favorisant la santé des écosystèmes aquatiques, dans les eaux libres des lacs Supérieur, Michigan, Huron et Ontario. Ces objectifs visent également à maintenir des conditions mésotrophes dans les eaux libres des bassins occidental et central du lac Érié, ainsi que des conditions oligotrophes dans le bassin oriental du lac Érié.

De plus, les objectifs provisoires relatifs aux substances pour les concentrations de phosphore total dans les eaux libres sont aussi définis dans l'annexe 4, pour chacun des Grands Lacs. Ces objectifs provisoires sont présentés au tableau 1. Ils englobent les objectifs relatifs aux concentrations printanières de phosphore total et aux concentrations estivales de chlorophylle-*a*. Les états connexes relatifs aux concentrations d'éléments nutritifs qui correspondent aux concentrations visées sont également présentés. Aucun objectif n'est défini pour les concentrations d'éléments nutritifs en zone littorale; dans le présent rapport, les objectifs provinciaux ou étatiques en matière de concentrations d'éléments nutritifs en zone littorale serviront uniquement de jalons provisoires.

L'établissement d'objectifs relatifs aux substances pour les concentrations de phosphore et de cibles d'apport tient compte de la biodisponibilité du phosphore (et de la saisonnalité). Par conséquent, l'état et les tendances de la

fraction biodisponible du phosphore (phosphore réactif dissous) et les informations saisonnières sont fournis ici lorsque c'est possible.

À l'heure actuelle, il n'existe pas d'objectif écosystémique pour l'azote. Pour faciliter l'atteinte des objectifs liés à l'écosystème des lacs, l'annexe 4 comporte l'exigence d'établir des objectifs relatifs aux substances concernant d'autres éléments nutritifs, au besoin, afin de maîtriser la croissance des algues nuisibles et toxiques. Comme mesure provisoire, et comme il en est question dans Dove et Chapra (2015), le rapport de Redfield de 7,2 mgN/mgP est utilisé comme repère pour évaluer les quantités d'azote; lorsque ce rapport est dépassé, les lacs tendent à être limités en phosphore, et lorsqu'il n'est pas atteint, les lacs tendent à manquer d'azote. Or, le manque d'azote est propice à la croissance de cyanobactéries nocives. L'objectif consisterait donc à maintenir un rapport N:P bien plus élevé.

Mesure

Ce sous-indicateur rend compte du phosphore total (PT) et d'autres éléments nutritifs dans les eaux des Grands Lacs. À ce chapitre, l'état des Grands Lacs est déterminé à l'aide de données recueillies par Environnement et Changement climatique Canada et la Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA). La détermination de l'état actuel d'un lac s'appuie sur la quantité totale de phosphore présente dans les échantillons recueillis au printemps (de la fin mars jusqu'en mai) ou pendant la saison estivale (généralement en juillet et août, avec la collecte de quelques données en septembre) et tient compte des données captées dans toutes les stations disponibles. Afin de fournir un portrait clair des changements qui surviennent à l'échelle des lacs, seules les données produites par des stations extracôtières au printemps sont utilisées pour établir les tendances récentes et à long terme (voir Dove et Chapra, 2015).

Les données sont recueillies au printemps et à l'été de chaque année (EPA des É.-U.) ou d'années déterminées (ECCC), dans chacun des Grands Lacs. Des stations sont installées dans des zones littorales et extracôtières; toutefois, les programmes fédéraux ne rendent pas compte de toutes les régions littorales. Des données supplémentaires sur les régions littorales (p. ex., des données recueillies par des organismes locaux) qui pourraient ne pas avoir été intégrées au présent sous-indicateur peuvent être disponibles, mais les conditions varient davantage à proximité du littoral.

État de l'écosystème

État actuel

L'état actuel des concentrations printanières de phosphore total (PT) en 2016-2017 est présenté sous forme graphique à la figure 1. Les objectifs actuels de l'AQEGL (tableau 1) s'appliquent seulement aux eaux du large. Il est à noter que ces objectifs sont atteints au large de tous les Grands Lacs, à l'exception du lac Érié. Dans le lac Érié, les objectifs ont récemment été dépassés dans environ 40 % des stations des bassins central et oriental, et dans environ 70 % des stations du bassin occidental, comme le montrent les figures 5, 6 et 7. Un taux élevé de phosphore total peut stimuler la prolifération d'algues, et les proliférations dans le bassin occidental du lac Érié, en particulier, ont récemment montré une toxicité potentiellement nocive ou nuisible. De plus, les proliférations du bassin occidental peuvent jouer un rôle dans le développement, la gravité et/ou l'étendue des conditions hypoxiques dans le bassin central. Pour ces raisons, les conditions sont jugées médiocres dans le lac Érié.

Contrairement aux concentrations élevées d'éléments nutritifs observées dans le lac Érié, les données indiquent que les concentrations de phosphore total dans les zones extracôtières des lacs Supérieur, Huron, Michigan et Ontario se situent sous les objectifs, et que celles-ci pourraient être inférieures aux concentrations nécessaires au maintien de communautés planctoniques écologiques et en santé, au large des côtes, si l'on se fie au réseau trophique historique. Pour cette raison, l'état de ces lacs est jugé être bon ou passable. Dans certains cas, les concentrations de phosphore sont inférieures à la moitié des objectifs. Bien que les régions extracôtières soient pauvres en éléments nutritifs, des concentrations élevées de ces derniers sont observées dans certaines régions littorales de tous les lacs, à l'exception du lac Supérieur. En particulier, les concentrations semblent être relativement élevées dans la baie Green, la partie sud de la baie Saginaw, une partie du lac Sainte-Claire, le bassin ouest du lac Érié, la rive sud de la partie centrale du lac Érié, et les régions littorales des rives nord-ouest et sud du lac Ontario (figure 1). Des efforts locaux peuvent être nécessaires dans ces endroits pour réduire ou diminuer les sources et ainsi réduire les pressions exercées sur l'environnement côtier.

Tendances temporelles

Les tendances à long terme du phosphore total sont présentées dans les figures 2 à 8. L'analyse statistique des données indique des tendances à la baisse à long terme pour tous les lacs. En ce qui concerne le lac Supérieur, le déclin n'est observé que pour l'ensemble de données à très long terme (1970 – 2017) d'ECCC, et ce changement se

produit à un rythme très lent. Dans les lacs Michigan, Huron, Ontario et dans la baie Georgienne, les tendances à long terme montrent des baisses importantes, les baisses les plus marquées ayant été observées depuis le milieu et la fin des années 1990. En raison des faibles valeurs actuelles et de la variabilité interannuelle importante, il est difficile de dégager des tendances significatives sur dix ans dans les Grands Lacs, sauf dans le lac Ontario, où une baisse continue des concentrations de phosphore total est observée.

De tous les Grands Lacs, c'est dans le lac Érié que l'on observe la plus grande variabilité spatiale et interannuelle. La figure 5 illustre le bassin central du lac. En observant les données, on comprend que les concentrations de phosphore total étaient élevées dans les années 1970 (de l'ordre de 18 µgP/L) et qu'elles étaient plus faibles dans les années 2000 (environ 12 µgP/L). La variabilité des données masque toutes les tendances récentes dans tous les bassins.

Les tendances à long terme du phosphore réactif soluble (PRS) au large (non illustrées) sont semblables à celles du phosphore total, mais les valeurs globales sont plus faibles. Au lac Ontario, en particulier, le rapport PRS:PT montre une diminution marquée dans le temps. Dans les années 1970, environ 70 % du phosphore total dans les eaux extracôtières se composait de la fraction réactive soluble. Depuis l'année 2000 environ, le rapport n'a été en moyenne que de 20 à 30 %. Comme le phosphore réactif soluble est la forme de phosphore la plus facilement disponible, ces tendances indiquent une pénurie de phosphore disponible dans les régions extracôtières du lac, ainsi qu'une absorption potentiellement rapide dans un environnement ultraoligotrophe (carence en éléments nutritifs).

Dans la figure 9, les tendances relatives aux concentrations printanières d'azote sont représentées par les nitrates (NO_3). Les deux organismes fédéraux possèdent d'excellentes données publiques à long terme sur les nitrates, et les nitrates représentent plus de 95 % de l'azote oxydé total dans les Grands Lacs. Contrairement au phosphore, les concentrations de nitrates ont augmenté à long terme. Les concentrations de nitrates sont les plus faibles dans le lac Érié (le plus productif des lacs), où cet élément nutritif est absorbé par les algues, le phytoplancton et d'autres organismes qui en sont friands. Certaines données laissent croire que la croissance de certaines espèces d'algues peut être alimentée par l'azote, mais en général, on pense qu'un taux élevé de nitrate protège mieux contre les proliférations d'algues bleu-vert, car ces algues ont un avantage concurrentiel dans leur capacité à utiliser l'azote atmosphérique lorsque l'azote est présent en faibles concentrations dans l'eau. Comme les nitrates ont augmenté avec le temps et que le phosphore a diminué, c'est donc le phosphore, et non l'azote, qui est de plus en plus rare dans les Grands Lacs. Ainsi, la gestion des éléments nutritifs est donc, à juste titre, axée sur la lutte contre le phosphore. À l'heure actuelle, tous les lacs ont un apport limité en phosphore, mais les Grands Lacs supérieurs sont les plus touchés par ce phénomène. L'objectif écosystémique de maintenir des rapports supérieurs au rapport de Redfield de 7,2 est actuellement atteint dans tous les lacs, le lac Érié étant le plus à risque (figure 9).

Apports inférés en éléments nutritifs

Les objectifs actuels de l'AQEGL en matière d'éléments nutritifs pour les régions extracôtières des Grands Lacs représentent les conditions qui devraient prévaloir lorsque les objectifs en matière d'apport en éléments nutritifs dans les affluents auront été atteints. Aucune donnée récente sur les apports en phosphore dans les Grands Lacs n'est disponible, sauf pour le lac Érié (Maccoux *et al*., 2016). Les plus récentes estimations disponibles montrent que les cibles pour les autres Grands Lacs ne sont que rarement dépassées et qu'il n'a pas de tendances temporelles significatives depuis les années 1980, à l'exception des baisses observées dans les lacs Ontario et Huron (Dolan et Chapra, 2012). Le manque d'informations adéquates pour calculer directement les apports en éléments nutritifs dans une grande partie du bassin des Grands Lacs demeure un défi de taille. En outre, on observe de plus en plus de signes de déséquilibre algal dans les lacs, c'est-à-dire que les conditions eutrophiques (riches en éléments nutritifs) près des rives peuvent persister (ou réapparaître) malgré de faibles concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux du large. Ainsi, les objectifs actuels peuvent ne pas suffire à protéger toutes les zones des lacs. La surveillance insuffisante des apports en éléments nutritifs, jumelée à une compréhension incomplète de l'évolution de la dynamique des éléments nutritifs dans le lac, fait que les modèles antérieurs sur lesquels on s'appuie pour comprendre les bilans nutritifs sont insuffisants pour la gestion actuelle et future des éléments nutritifs.

Les objectifs relatifs aux substances portant sur les concentrations de phosphore total dans les eaux libres, et les cibles relatives aux apports de phosphore total dans les Grands Lacs, sont mis à jour et révisés selon les besoins. Des cibles en matière d'apport en éléments nutritifs ont récemment été adoptées pour le lac Érié. Ces cibles exigent une réduction de 40 % des apports annuels de phosphore total dans les bassins occidental et central du lac Érié, ainsi qu'une réduction de 40 % des apports printaniers de phosphore total et de phosphore réactif soluble provenant d'affluents prioritaires. Ces cibles visent à réduire les apports et à atténuer les problèmes causés par un excès de phosphore dans le lac Érié. Toutefois, dans les autres Grands Lacs, les concentrations de phosphore dans les eaux du

large pourraient être beaucoup trop inférieures aux objectifs, alors que certaines zones littorales pourraient recevoir une quantité excessive de phosphore et ainsi subir les effets néfastes d'un enrichissement en éléments nutritifs et d'une prolifération excessive d'algues. Cette dichotomie « abondance et famine » exigera une approche différente pour la gestion des éléments nutritifs. Entre-temps, les organismes environnementaux sont confrontés au défi que représente la gestion efficace des sources d'éléments nutritifs dans les bassins hydrographiques.

État trophique des lacs

L'état trophique d'un lac décrit sa situation sur le plan nutritionnel ou de la croissance. Les concentrations de phosphore, les variables de réponse de la chlorophylle-*a* (un indicateur de la quantité d'algues et de phytoplancton dans un échantillon) et la profondeur du disque de Secchi (un indicateur de la clarté de l'eau) sont employées collectivement pour déterminer l'état trophique d'un milieu. Les objectifs varient d'un lac à l'autre, et dans le cas du lac Érié, les objectifs varient selon les bassins. Collectivement, les données indiquent que les eaux libres des lacs Supérieur, Michigan et Huron sont dans un état ultraoligotrophe (c.-à-d., faible teneur en éléments nutritifs, sous l'objectif d'oligotrophie). Elles indiquent également que le lac Ontario est dans un état oligotrophe (c.-à-d., faible en éléments nutritifs et sous l'objectif), et que l'état du lac Érié va d'eutrophe (riche en éléments nutritifs et supérieur à l'objectif) dans le bassin ouest à mésotrophe dans le bassin central (supérieur à l'objectif), en passant par un état oligotrophe dans le bassin est (inférieur à l'objectif). Ainsi, les régions du large des Grands Lacs présentent une déficience en éléments nutritifs, à l'exception du lac Érié qui renferme par endroits des concentrations élevées d'éléments nutritifs.

Autres échelles spatiales – régions littorales

Ce sous-indicateur fait principalement état des concentrations récentes de phosphore total (PT) au large afin de comparer avec les objectifs. Les eaux du large indiquent le mieux les tendances à long terme, parce que, contrairement aux eaux littorales peu profondes, elles sont moins influencées par les rejets locaux de polluants. Il faut déterminer l'état et les tendances des éléments nutritifs dans les eaux littorales; toutefois, il n'y a pas d'objectifs pour les concentrations d'éléments nutritifs dans ces eaux. D'autres organismes pourraient effectuer des travaux qui pourraient contribuer à l'élaboration de ce sous-indicateur. Dans la présente mise à jour, l'information nouvellement acquise de la partie sud de la baie Green et du lac Sainte-Claire a été intégrée au sous-indicateur, ce qui permet de compléter le tableau des concentrations printanières de phosphore total à l'échelle du bassin (figure 1).

Il est important d'intégrer l'information sur les eaux littorales, car certaines régions des Grands Lacs sont aux prises avec des problèmes d'algues nuisibles. Le problème semble être du même ordre de grandeur que celui des années 1970 (Great Lakes Water Institute, 2005), même si les apports et les concentrations de phosphore dans les eaux lacustres sont nettement inférieurs depuis cette époque. Dans le lac Michigan, la croissance des algues benthiques du genre *Cladophora* demeure un problème qui rend la baignade impossible à certains endroits (Bootsma *et al*., 2015). La prolifération des cladophores semble être la plus problématique dans la partie est du lac Érié, tandis que le bassin ouest est assiégé par les cyanobactéries du genre *Microcystis*, plus toxiques (Stumpf *et al*., 2012). Dans le lac Huron, les algues benthiques *Chara* se multiplient dans la partie est, et d'autres espèces d'algues sont associées à des problèmes d'encrassement. Toutefois, les cladophores ne sont pas les seules fautives (E.T. Howell, communication personnelle). Dans le lac Ontario, les zones littorales des secteurs sud et nord sont régulièrement le théâtre de proliférations d'algues benthiques nuisibles.

Les causes de la résurgence des algues dans la zone littorale ne sont pas claires. Par exemple, dans le lac Érié, les apports en phosphore présentent une forte variabilité interannuelle, mais ceux-ci ont diminué depuis les années 1970, et ils n'affichent aucune tendance dans le temps depuis la fin des années 1980 (Maccoux *et al*., 2016). L'invasion et la prolifération de moules non indigènes (du genre *Dreissena*) ont vraisemblablement modifié la dynamique nutritive, en épuisant les éléments nutritifs au large et en augmentant simultanément les concentrations littorales, causant du coup un déséquilibre, surtout dans les lacs Ontario, Michigan et Huron. Le lac Érié fait exception, car les concentrations de phosphore y sont supérieures aux objectifs dans l'ensemble du bassin ouest et une grande partie du bassin central. Et rien n'indique que cette tendance sera renversée. Des symptômes d'eutrophisation des littoraux sont observés.

Liens

- Benthos – les concentrations d'éléments nutritifs influent sur l'abondance et la composition de la communauté benthique
- *Cladophora* – des quantités élevées d'éléments nutritifs dans la zone littorale favorisent la prolifération d'algues benthiques nuisibles

- Moules de la famille des Dreissenidés – les Dreissenidés influent sur le cycle du phosphore, ce qui peut modifier les concentrations de cet élément dans le lac, le rapport de ces dernières avec les apports en phosphore, et contribuer à la croissance de *Cladophora*
- Proliférations d'algues nocives – les concentrations d'éléments nutritifs influent sur le développement, le moment et la gravité des proliférations d'algues nocives
- Phytoplancton (eau libre) – les concentrations d'éléments nutritifs influent sur l'abondance et la composition de la communauté de phytoplancton
- Qualité de l'eau des affluents – les concentrations d'éléments nutritifs dans les affluents jouent sur les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux des Grands Lacs
- Zooplancton – les concentrations d'éléments nutritifs influent sur l'abondance et la composition de la communauté de zooplancton par le biais du réseau trophique
- Le traitement des eaux usées peut réduire l'apport d'éléments nutritifs dans les lacs
- Changement climatique – l'augmentation de la température des lacs pourrait accélérer la croissance du plancton et des algues, augmenter le taux d'absorption des éléments nutritifs et, par conséquent, réduire les concentrations dans les lacs
- Quantité de précipitations – une augmentation des événements météorologiques extrêmes pourrait entraîner d'importants apports d'eaux riches en éléments nutritifs, ce qui pourrait alimenter les proliférations d'algues près des côtes

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographique des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et dans les limites acceptables pour le présent rapport.	X			

Limites des données

Les registres fédéraux de surveillance du phosphore total à long terme présentés ici comprennent des ensembles de données de grande qualité et exhaustifs sur le plan spatial. Les données sont assujetties à un contrôle de la qualité, et les laboratoires sont soumis à des comparaisons et à des tests rigoureux. Des comparaisons interinstitutions sur le terrain ont été effectuées récemment et sont en cours.

Un portrait plus exact des concentrations d'éléments nutritifs en zones littorales serait obtenu en incluant d'autres sources de données provinciales, étatiques et locales ayant fait l'objet d'une assurance de la qualité.

Comme il existe un registre de bonne qualité pour les concentrations de nitrates mesurées par les organismes fédéraux américains et canadiens, et que les nitrites peuvent servir à eux seuls à estimer l'azote biodisponible dans les Grands Lacs, on a remplacé l'azote total par les nitrates (Dove et Chapra, 2015). Toutefois, l'EPA des États-Unis mesure l'azote total depuis 2014. Grâce à des calculs, le Canada dispose de données sur l'azote total depuis 1983 pour le lac Ontario, 1989 pour les lacs Supérieur et Huron, et 1994 pour le lac Érié.

Renseignements supplémentaires

Une surveillance continue de la qualité de l'eau à l'échelle du bassin des Grands Lacs est nécessaire pour assurer une gestion éclairée des éléments nutritifs, suivre les progrès, et mettre à jour l'information sur l'état et les tendances. Des efforts continus sont aussi nécessaires pour maintenir et améliorer les programmes de surveillance sur lesquels le présent sous-indicateur est fondé.

À l'avenir, des données supplémentaires recueillies par d'autres organismes environnementaux des États et des provinces devraient être incluses dans la mesure du possible afin d'établir des rapports plus complets sur l'état et les tendances des éléments nutritifs dans les zones littorales à l'échelle du bassin. Cela nécessitera l'intégration de données et un examen plus poussé de la comparabilité entre les laboratoires des organismes.

La gestion des éléments nutritifs excessifs est primordiale dans bon nombre de secteurs littoraux des Grands Lacs, en particulier dans le lac Érié. La surveillance de la réaction du lac à l'apport d'éléments nutritifs aidera à déterminer si les cibles en matière d'apport d'éléments nutritifs entraînent l'amélioration de la situation dans le lac Érié. Une surveillance supplémentaire ou une coordination et une intégration améliorées de la surveillance peuvent être justifiées pour améliorer notre capacité de détecter des changements significatifs dans un système aussi dynamique. Pour les autres Grands Lacs, l'établissement de réductions de charge fait encore l'objet de discussions. Une meilleure compréhension de la dynamique des éléments nutritifs dans les Grands Lacs est nécessaire afin d'améliorer la base d'information à partir de laquelle les décisions critiques en matière de gestion des éléments nutritifs sont prises.

Sans effort concerté pour améliorer la surveillance des apports dans le bassin, l'intégration des renseignements sur les apports d'éléments nutritifs à ce sous-indicateur sera difficile. Des travaux importants visant à coordonner, à recueillir et à gérer les données ont été lancés pour le lac Érié, mais aucun effort de ce type n'est déployé à l'échelle des autres Grands Lacs.

Remerciements
Auteurs : Alice Dove, scientifique spécialiste de l'environnement, Surveillance de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada.
Eric Osantowski, spécialiste des sciences physiques, Great Lakes Remediation and Restoration Branch, Great Lakes National Program Office, USEPA

Contributeurs : E.T. Howell et N. Diep, Direction de la surveillance environnementale, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario. Sarah Bartlett, NewWater (Green Bay Metropolitan Sewerage District).

Sources d'information
Bootsma, H.A., Rowe, M.D., Brooks, C.N., Vanderploeg, H.A. 2015. Commentary: The need for model development related to *Cladophora* and nutrient management in Lake Michigan. J. Great Lakes Res. Doi: 10.1016/j.jglr.2015.03.023.

Dolan, D.M. et Chapra, S.C. 2012. Great Lakes total phosphorus revisited: 1. Loading analysis and update (1994–2008). Journal of Great Lakes Research 38(4), 730-740.

Dove, A. et Chapra, S.C. 2015. Long-term trends of nutrients and trophic response variables for the Great Lakes. Limnology and Oceanography. 60(2): 696-721. http://dx.doi.org/10.1002/lno.10055.

Maccoux, M.J., A. Dove, S.M. Backus et D.M. Dolan. 2016. Total and Soluble Reactive Phosphorus Loadings to Lake Erie: a detailed accounting by year, basin, country and tributary. Journal of Great Lakes Research.

Stumpf, R.P., Wynne, T.T., Baker, D.B., Fahnenstiel, G.L., 2012. Interannual variability of cyanobacterial blooms in Lake Erie. PLoS One 7, e42444.

Liste des tableaux
Tableau 1. Objectifs provisoires relatifs aux substances pour les concentrations printanières de phosphore total et les concentrations estivales de chlorophylle *a*, et état trophique connexe

Liste des figures
Figure 1. Répartition spatiale du phosphore total (µg/L) dans les Grands Lacs, d'après les expéditions panlacustres en bateau effectuées au printemps en 2016 et 2017. Les stations d'échantillonnage sont indiquées par des points noirs.
Source des données : Environnement et Changement climatique Canada, Environmental Protection Agency des États-Unis et NewWater (Green Bay Metropolitan Sewerage District)

Figure 2. Tendances fédérales (É.-U. et Canada) à long terme pour le phosphore total printanier (avril–mai) au large dans les Grands Lacs (µg/L). L'objectif provisoire de 5 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées.
Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

Figure 3. Tendances fédérales (É.-U.) à long terme pour le phosphore total printanier (avril–mai) dans le lac Michigan (µg/L). L'objectif provisoire de 7 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées.
Source des données : Environmental Protection Agency des États-Unis

Figure 4. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans les eaux du large du lac Huron (µg/L). L'objectif provisoire de 5 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Les données relatives à la baie Georgienne ne sont pas illustrées, mais les tendances dans le temps correspondent étroitement à celles du lac Huron.
Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

Figure 5. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans les eaux du large du lac Érié (µg/L). Le bassin central du lac Érié est utilisé pour représenter l'état global du lac. L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Remarquer la différence d'échelle pour le lac Érié.
Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

Figure 6. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans le bassin oriental du lac Érié (µg/L). L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Remarquer la différence d'échelle pour le lac Érié.
Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

Figure 7. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans le bassin occidental du lac Érié (µg/L). L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Remarquer la différence d'échelle pour le lac Érié.
Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

Figure 8. L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Remarquer la différence d'échelle pour le lac Ontario.
Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

Figure 9. Tendances des rapports de NO_3 moyens : PT printanier en eau libre pour les Grands Lacs. Le rapport de Redfield de 7,2 mgN/mgP est surimposé comme estimation du niveau au-dessus duquel les lacs tendraient à manquer de phosphore. La limitation du phosphore est bénéfique, parce que la limitation de l'azote favoriserait les algues bleu-vert potentiellement toxiques (cyanobactéries). D'après Dove et Chapra (2015).
Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

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

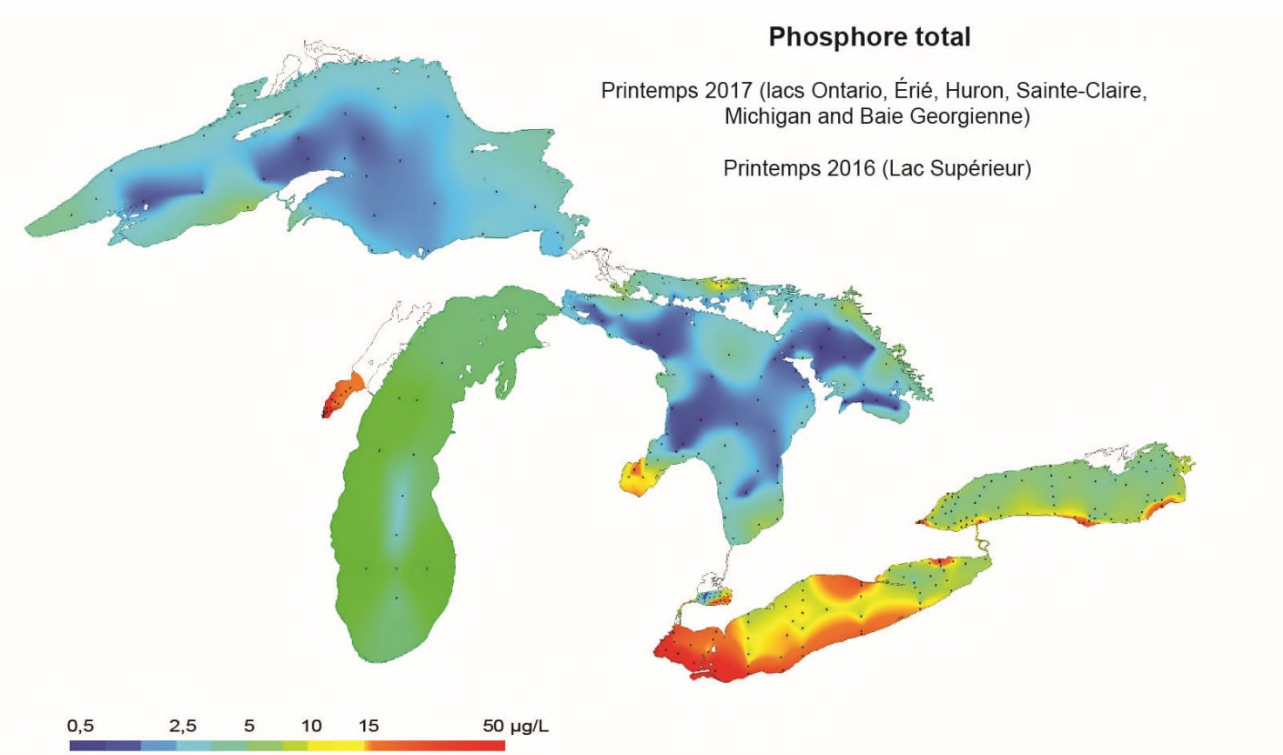


Figure 1. Répartition spatiale du phosphore total (µg/L) dans les Grands Lacs, d'après les expéditions panlacustres en bateau effectuées au printemps en 2016 et 2017. Les stations d'échantillonnage sont indiquées par des points noirs.
Source des données : Environnement et Changement climatique Canada, Environmental Protection Agency des États-Unis et NewWater (Green Bay Metropolitan Sewerage District)

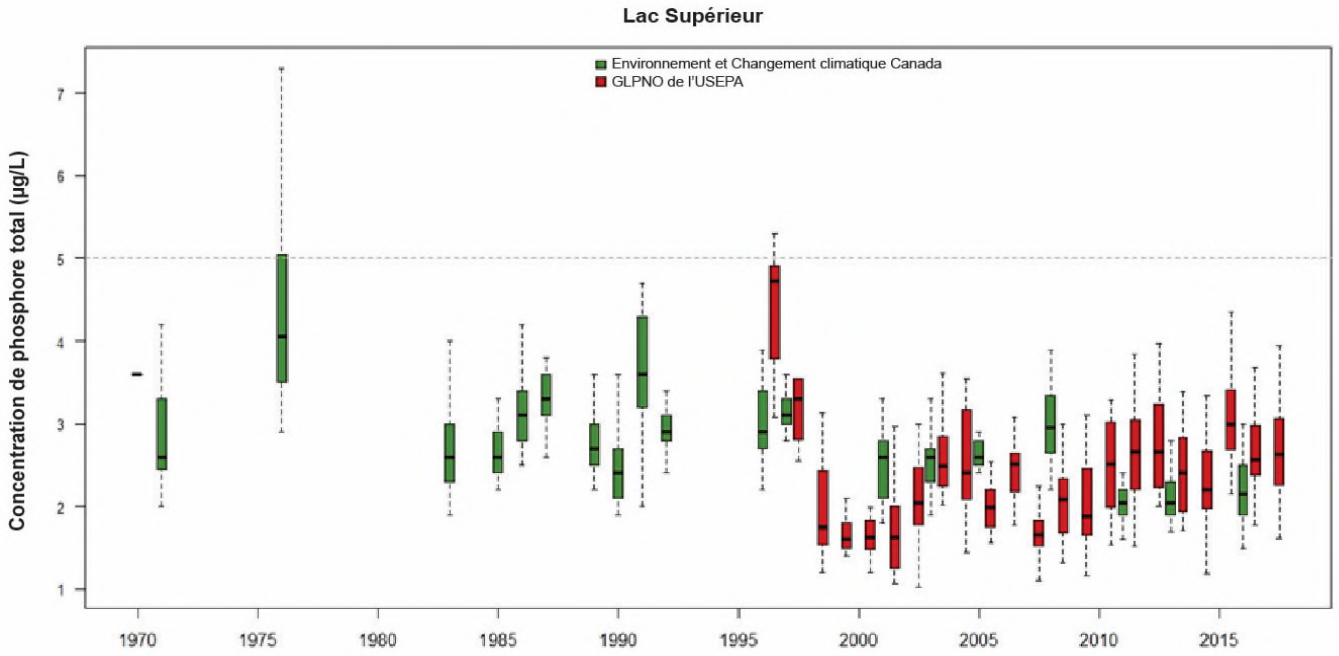


Figure 2. Tendances fédérales (É.-U. et Canada) à long terme pour le phosphore total printanier (avril-mai) au large dans les Grands Lacs (µg/L). L'objectif provisoire de 5 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées.

Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis.

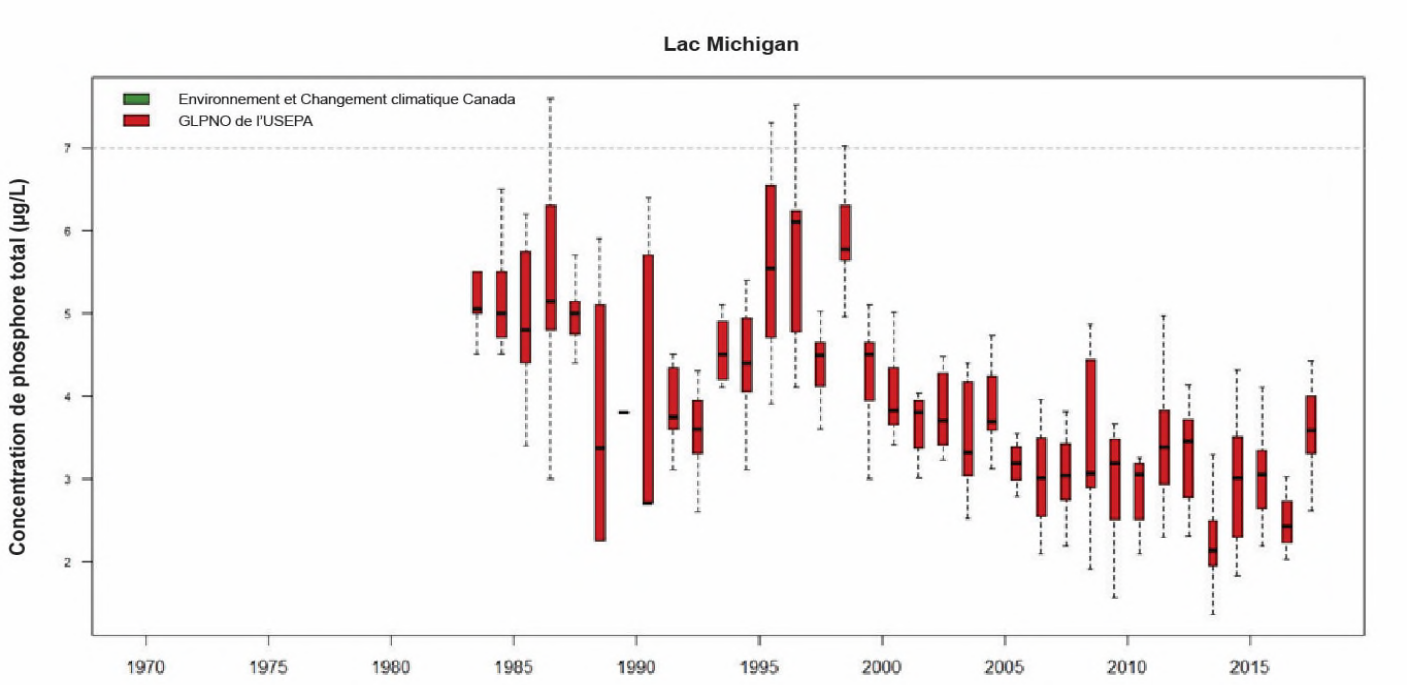


Figure 3. Tendances fédérales (É.-U.) à long terme pour le phosphore total printanier (avril-mai) dans le lac Michigan (µg/L). L'objectif provisoire de 7 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées.
Source des données : Environmental Protection Agency des États-Unis.

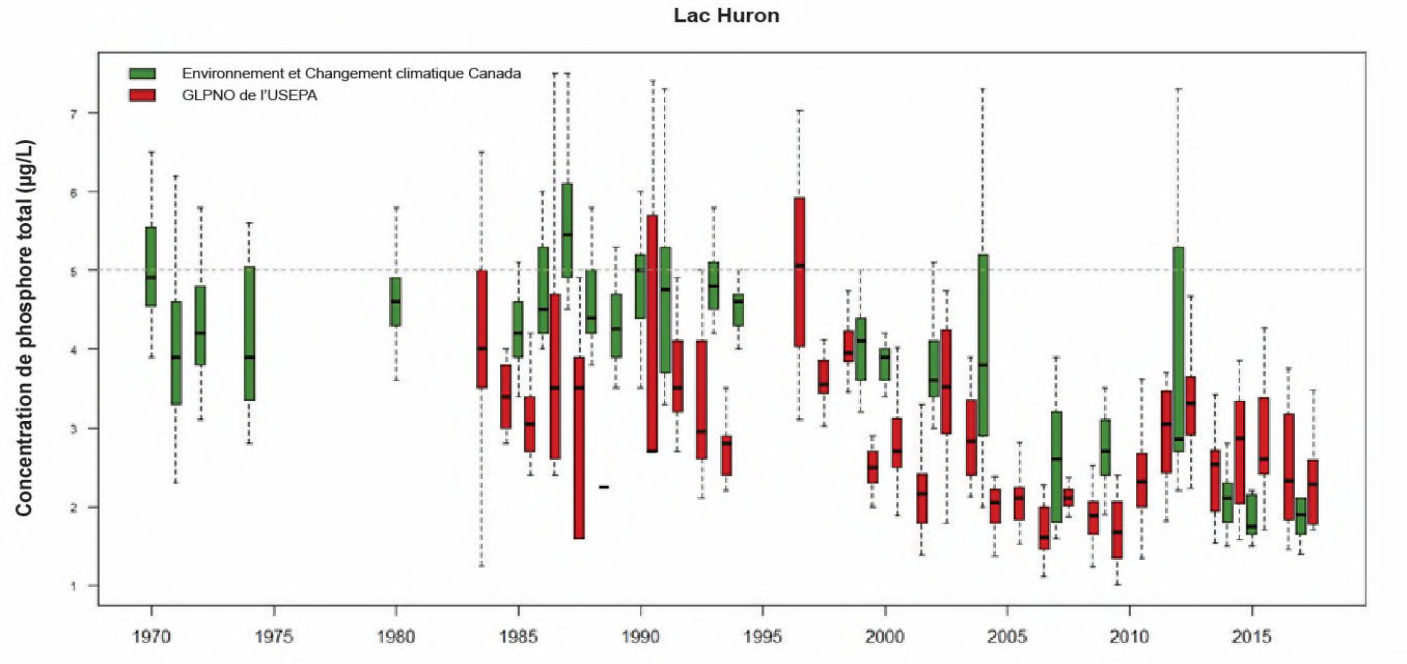


Figure 4. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril−mai) dans les eaux du large du lac Huron (µg/L). L'objectif provisoire de 5 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les

5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Les données relatives à la baie Georgienne ne sont pas illustrées, mais les tendances dans le temps correspondent étroitement à celles du lac Huron.
Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

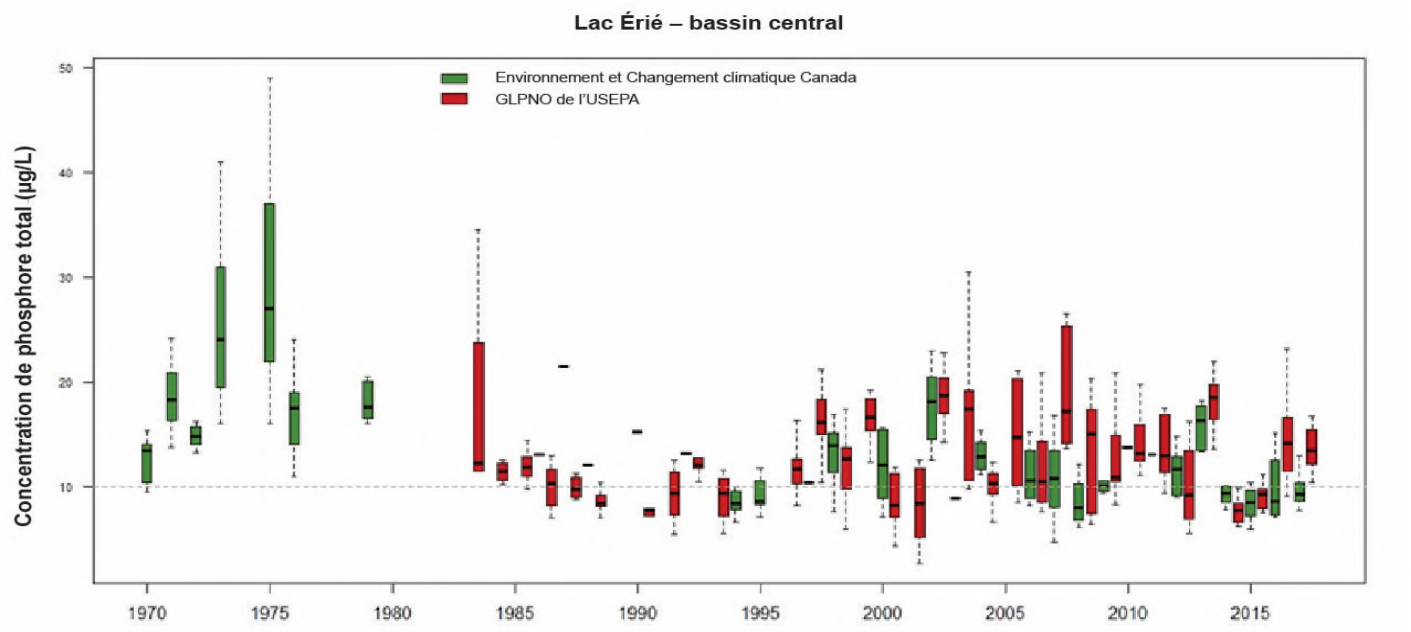


Figure 5. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans les eaux du large du lac Érié (µg/L). Le bassin central du lac Érié est utilisé pour représenter l'état global du lac. L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Remarquer la différence d'échelle pour le lac Érié.
Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

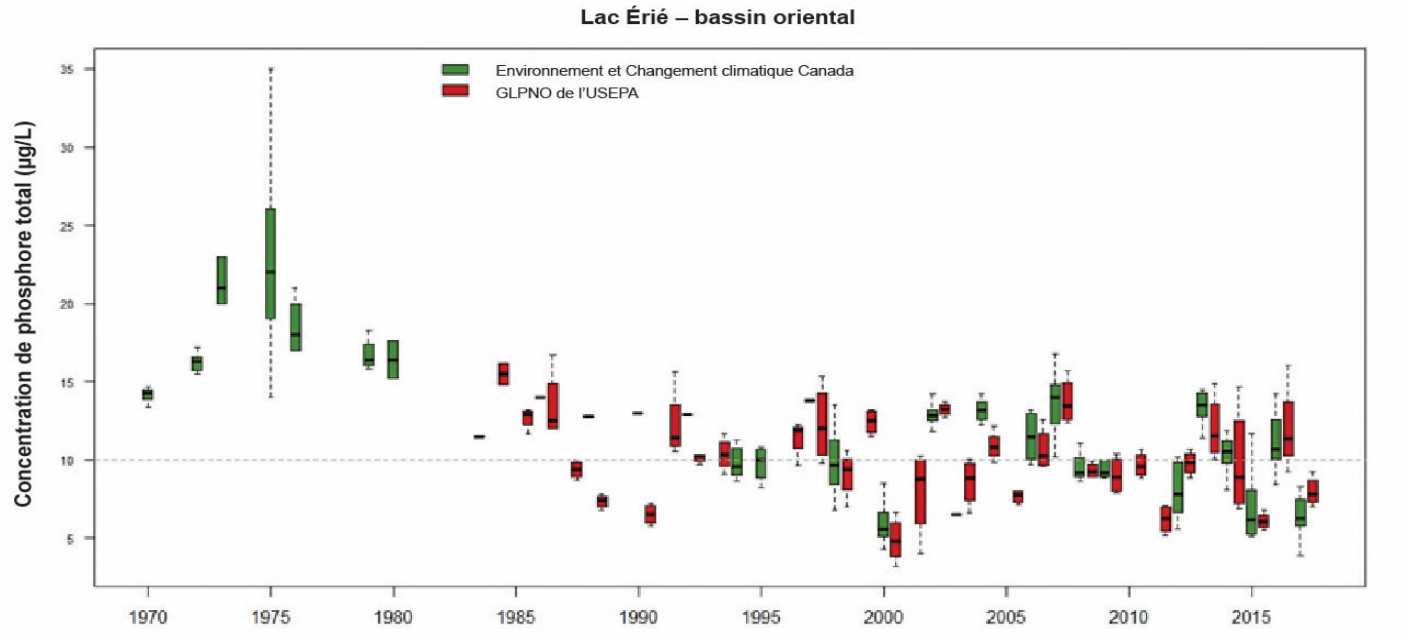


Figure 6. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans le bassin oriental du lac Érié (µg/L). L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Remarquer la différence d'échelle pour le lac Érié.
Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

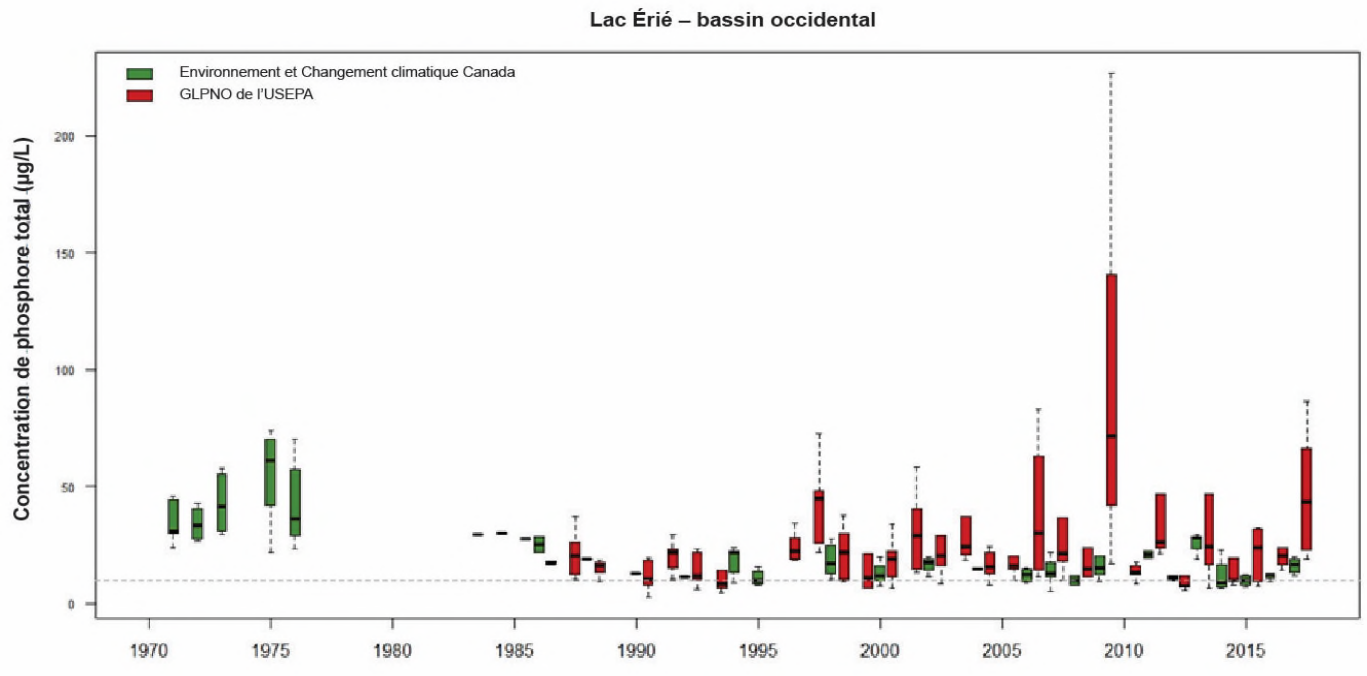


Figure 7. Registre fédéral (É.-U. et Canada) à long terme du phosphore total printanier (avril–mai) dans le bassin occidental du lac Érié (µg/L). L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Remarquer la différence d'échelle pour le lac Érié.
Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

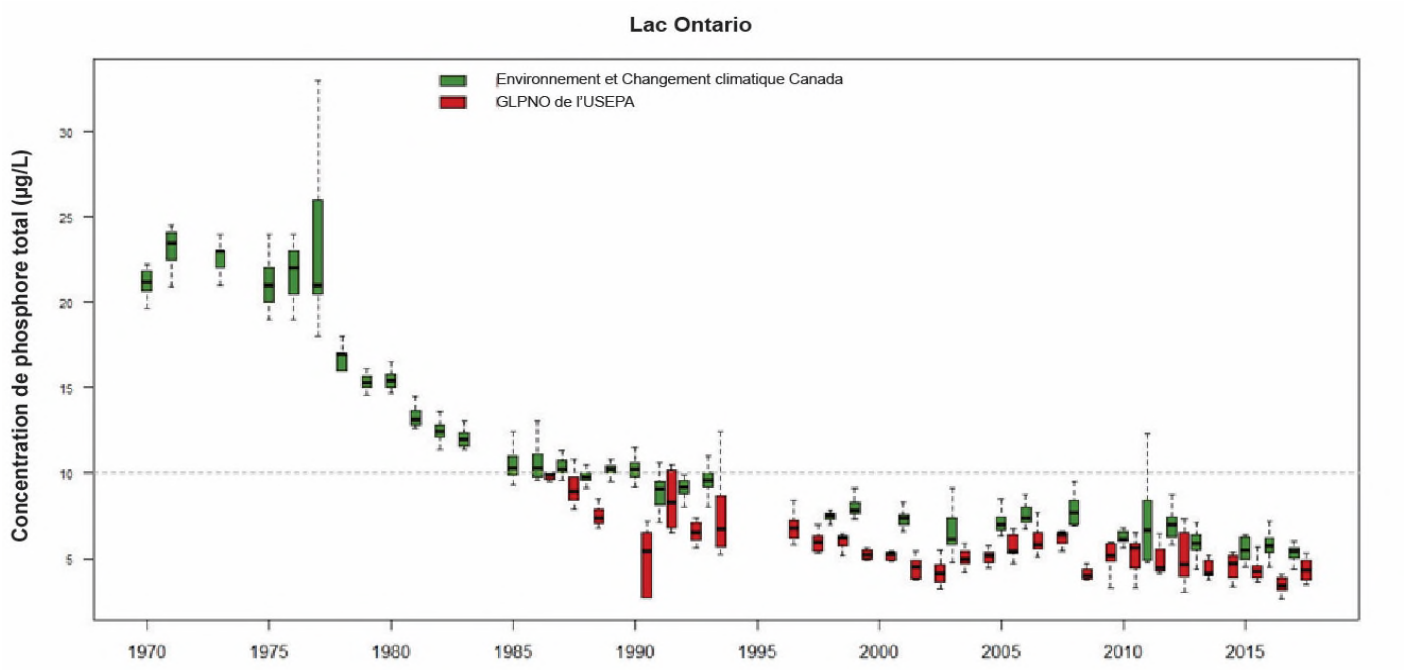


Figure 8. L'objectif provisoire de 10 µg/L pour le PT établi par l'AQEGL est indiqué par la ligne tiretée horizontale. Les boîtes indiquent les valeurs médianes et l'intervalle interquartile. Les valeurs aberrantes (les 5 % supérieurs et inférieurs) ont été retirées. Remarquer la différence d'échelle pour le lac Ontario.
Sources des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

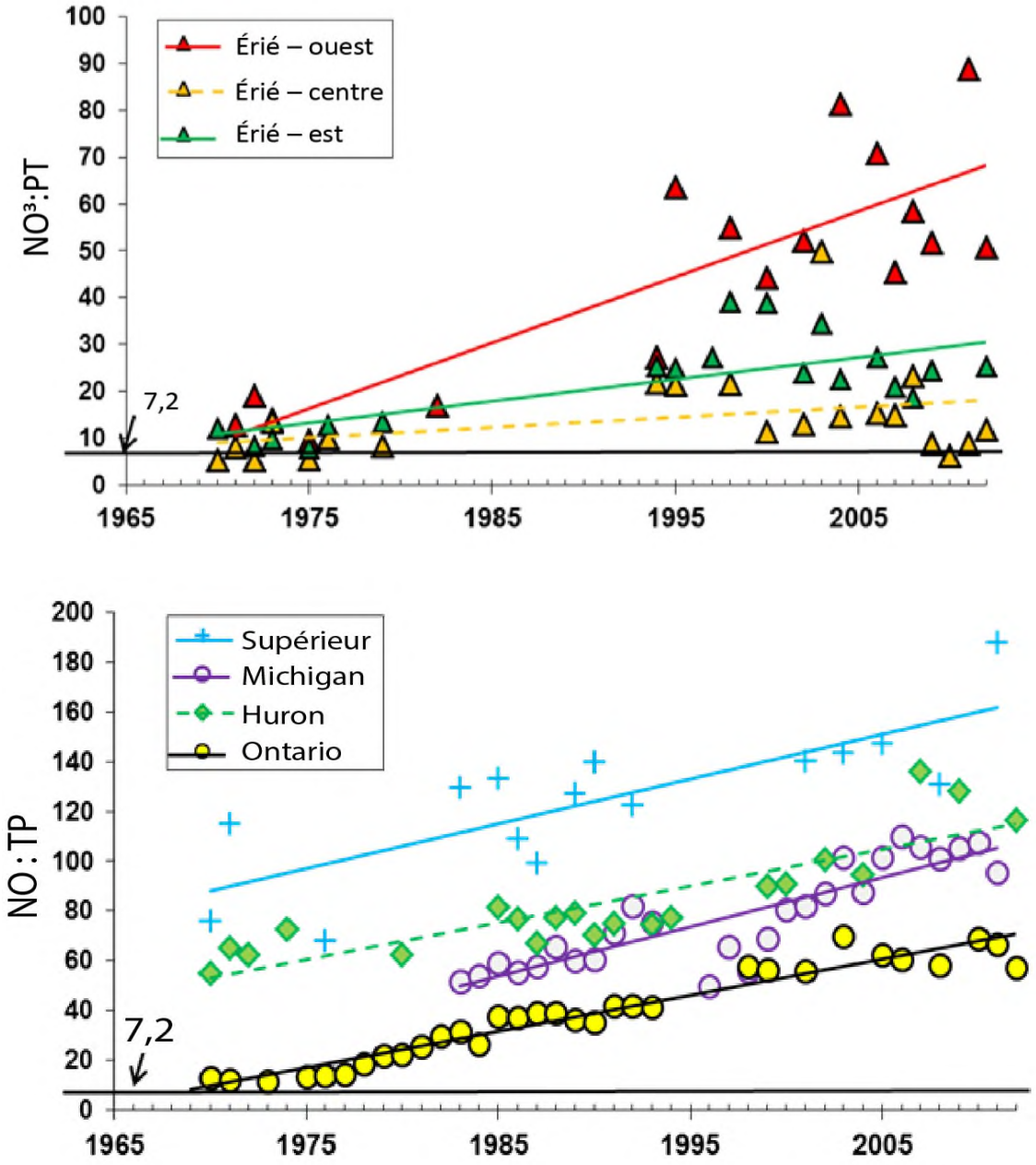


Figure 9. Tendances des rapports de NO_3 moyens : PT printanier en eau libre pour les Grands Lacs. Le rapport de Redfield de 7,2 mgN/mgP est surimposé comme estimation du niveau au-dessus duquel les lacs tendraient à manquer de phosphore. La limitation du phosphore est bénéfique, parce que la limitation de l'azote favoriserait les algues bleu-vert potentiellement toxiques (cyanobactéries). D'après Dove et Chapra (2015).
Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis

Sous-indicateur : Efflorescences algal nuisibles

Évaluation globale

État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme (2001-2017) : Indéterminée
Justification : Mis à part les lacs Érié et Ontario, il s'effectue peu de surveillance systématique dans les autres lacs, de sorte qu'il est difficile d'évaluer rigoureusement les proliférations d'algues nocives (PAN) dans les Grands Lacs. Les PAN sont devenues un problème important dans le bassin ouest du lac Érié et, dans une moindre mesure, dans certaines échancrures côtières eutrophes des lacs Michigan, Huron, Ontario et Sainte-Claire. Selon les données disponibles et notre jugement professionnel, l'état global des Grands Lacs est généralement bon dans les eaux profondes au large des rives. Toutefois, l'état des zones littorales, qui font l'objet du présent sous-indicateur, est jugé passable, et la tendance indique une détérioration dans certaines échancrures et certains bassins moins profonds. La tendance générale pour les Grands Lacs a été jugée indéterminée pour la période de 10 ans et à long terme, en raison de la couverture spatiale limitée des données.

Les définitions de l'évaluation de l'état et des tendances sont incluses à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Il y a peu de surveillance systématique des proliférations d'algues nocives (toxiques et nuisibles) dans le lac Supérieur; toutefois, ce plan d'eau est dominé par des picocyanobactéries qui sont moins susceptibles de produire des toxines que les cyanobactéries plus grandes qui dominent habituellement les proliférations plus nocives dans les Grands Lacs.

Lac Michigan
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme (2001-2017) : Indéterminée
Justification : La situation dans les eaux au large des rives est généralement bonne, mais des efflorescences de cyanobactéries ont été signalées dans certaines régions côtières et échancrures eutrophes, comme la baie Green et la baie Muskegon, ainsi que dans bon nombre d'embouchures de rivières ennoyées le long de la rive ouest du lac. La prolifération d'algues nuisibles et la souillure des plages par *Cladophora* demeurent un problème pour bon nombre de plages et de zones littorales.

Lac Huron
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme (2001-2017) : Indéterminée
Justification : La teneur en nutriments est généralement faible dans la plupart des secteurs du lac Huron, mais on observe des proliférations d'algues toxiques et nuisibles dans certaines zones littorales, notamment dans la baie Saginaw et la baie Sturgeon (baie Georgienne). Des proliférations de cyanobactéries ont été signalées au début des années 1980 (Bierman et Dolan, 1981), mais la toxicité n'a été mentionnée dans des rapports qu'après le rapport de 2000 sur le lac Érié (Brittain et coll., 2000, Vanderploeg et coll., 2001).

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (2002-2017) : Se détériore
Justification : Des cyanobactéries toxiques et nuisibles continuent de proliférer dans tout le bassin ouest du lac Érié. En 2011, 2013, 2014, 2015 et 2017, ces efflorescences d'algues ont été considérées comme graves dans plusieurs catégories (voir la page 5) et l'épisode de 2014 a causé la fermeture du réseau d'alimentation en eau de la ville de Toledo. Il arrive souvent que les proliférations d'algues gagnent le centre du bassin, ce qui entraîne la perte de services économiques et écosystémiques fournis par le lac. La prolifération benthique des cyanobactéries *Lyngbya* dans les zones littorales du sud-ouest a été documentée ailleurs comme une source potentielle de toxines. La baie Sandusky connaît des efflorescences de la cyanobactérie toxique *Planktothrix*, aussi tôt qu'en mai et aussi tard qu'en octobre, avec des concentrations de microcystines qui dépassent les recommandations pour des secteurs récréatifs. *Cladophora* demeure une algue nuisible le long de la rive nord-est du lac Érié. Les sites au large des rives du lac Sainte-Claire ont une faible biomasse de plancton représentative des assemblages en amont du lac Huron. Des proliférations d'algues nocives de faible toxicité ont été observées à certains sites riverains et une prolifération de *Lyngbya* benthique a été observée sur la rive sud-est. L'information sur l'abondance des algues benthiques est rare dans les autres voies interlacustres comme la rivière Détroit.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Passable
Tendance sur 10 ans (2007-2017) : Se détériore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : La situation des eaux au large reste bonne, avec très peu de cyanobactéries à l'origine des proliférations. Comme pour d'autres lacs, l'intensification de la surveillance a donné lieu à un plus grand nombre de rapports de toxicité. La présence d'algues toxiques a été signalée pour la première fois en 2007; depuis, des proliférations planctoniques toxiques et nuisibles ont été signalées dans certaines échancrures du côté de l'État de New York (baie Sodus, baie Port Bay Henderson) et elles continuent de se produire dans le havre Hamilton et la baie de Quinte du côté canadien, où des problèmes persistants de qualité de l'eau ont entraîné la fermeture complète d'au moins une plage. L'État de New York a considérablement accru ses activités de surveillance depuis 2011, ce qui s'est traduit par une augmentation des avis de fermetures de plages en raison de la prolifération d'algues nocives. L'algue nuisible *Cladophora* continue de proliférer dans les eaux littorales. Les réseaux fluviaux du lac Ontario font rarement l'objet d'une surveillance visant à détecter des proliférations d'algues nocives, mais on ne s'attend pas à ce que les efflorescences pélagiques soient fréquentes parce que le débit y est plus élevé. Les algues benthiques et les algues enracinées constituent un problème croissant dans le fleuve Saint-Laurent et elles pourraient présenter une toxicité, bien que l'ampleur de ce problème soit actuellement inconnue. L'information sur l'abondance des algues benthiques est rare dans les autres voies interlacustres comme la rivière Niagara.

Définitions de l'évaluation de l'état
Nombre moyen de sites échantillonnés satisfaisant à l'indice PAN
Bon : Aucun des quatre paramètres mesurés n'indique une prolifération modérée ou grave.
Passable : L'un ou l'autre des quatre paramètres mesurés indique une ou plusieurs proliférations modérées.
Médiocre : L'un ou l'autre des quatre paramètres mesurés indique une ou plusieurs proliférations graves.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.
Voir la section Mesure pour la description des mesures.

Définitions de l'évaluation de la tendance
S'améliore : L'indice PAN montre un changement (>20 %) vers une fréquence plus faible des proliférations.
Inchangée : L'indice PAN ne montre aucun changement (variance annuelle de +/- 10 %).
Se détériore : L'indice PAN montre un changement (>20 %) vers une fréquence plus élevée des proliférations.
Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas de tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Critères d'effet et/ou cibles
Le critère d'effet approprié est l'absence de prolifération d'algues nocives dans les eaux du large de plus de 30 mètres de profondeur de tous les lacs et au plus une prolifération ne durant pas plus de deux semaines dans les eaux littorales ou dans les échancrures. Aux fins de cette cible, les bassins central et ouest du lac Érié seraient considérés comme des eaux littorales ou des échancrures.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à évaluer le danger que les proliférations d'algues nocives peuvent représenter pour la santé humaine, le bétail, les animaux de compagnie et d'autres organismes ou écosystèmes.

Objectif pour l'écosystème

L'eau devrait pouvoir être bue ou utilisée à des fins récréatives en toute sécurité et être sensiblement exempte d'algues ou de cyanobactéries nocives toxiques ou trop abondantes qui peuvent nuire à la santé humaine, aux animaux ou à l'écosystème, ou avoir d'autres effets négatifs importants.

Ce sous-indicateur appuie le travail réalisé pour atteindre l'objectif général n° 6 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'éléments nutritifs entrant directement ou indirectement dans les eaux du fait d'une activité humaine dans des quantités favorisant la croissance d'algues et de cyanobactéries qui interfèrent avec la santé de l'écosystème aquatique ou l'utilisation humaine de l'écosystème ».

Mesure

Par le passé, on ne disposait pas de données permettant d'évaluer l'état de l'ensemble du bassin et les tendances propres aux lacs. Avec l'intensification de la surveillance et la mise au point de méthodes et d'outils supplémentaires de télédétection pour mesurer la toxicité, la base de connaissances s'est enrichie au cours des dernières années. À l'heure actuelle, une variété de sources d'information différentes contribue à éclairer cette évaluation; à l'avenir, elle sera améliorée et réévaluée. Un indice PAN (décrit ci-dessous), calculé à l'aide d'un maximum de cinq paramètres différents, est en cours d'élaboration, le résultat final étant la somme de toutes les valeurs des paramètres individuels, chacun évalué selon l'échelle suivante. Bien que la base de connaissances se soit améliorée, des lacunes subsistent dans l'application des mesures à de nombreuses régions et les données des séries chronologiques restent insuffisantes pour évaluer rigoureusement les tendances.

Tableau 1. Indice de prolifération d'algues nocives

Cote	**Paramètre 1a Chl-a* total** µg/L	**Paramètre 1b Chl-a (µg/L) avec > 60 % de cyanobactéries** (% biomasse ou % chl-a)**	**Paramètre 2 microcystines totales** µg/L	**Paramètres 3 et 4 rapports sur le goût et les odeurs ou avis concernant les plages**
Bon	<20	< 10	< 1,5 µg/L ; < 30 µg/g tpl	Aucun
Modéré	20-30	10-20	1,5-20 µg/L;30-300 µg/g tpl	1-2
Grave	> 30	> 20	> 20 µg/L ; > 300 µg/g tpl	Trois ou plus

*d'après Carlson, 1977
** d'après Downing et coll., 2001

Paramètre 1 : Biomasse d'algues pélagiques dominée par les cyanobactéries[i]. L'abondance des algues sera jugée modérée si la teneur totale en chlorophylle *a* de l'eau dépasse 20 µg/L (ou > 10 µg/L avec > 60 % de cyanobactéries[ii]) ou grave si la concentration totale de chl-a dépasse 30 µg/L[iii] (ou >20 µg/L avec > 60 % de cyanobactéries). L'indice qui en résulte correspond au nombre d'échantillons prélevés à un site donné ou dans un lac ou un bassin, entre juin et novembre, qui confirment une prolifération d'algues. La biomasse totale des algues peut être évaluée à l'aide d'estimations par télédétection de la chlorophylle *a*.

Paramètre 2 : Toxicité des cyanobactéries. Il s'agit d'une classe spécifique de toxines cyanobactériennes, les microcystines, qui sont mesurées à partir d'échantillons prélevés sur un site de surveillance, entre juin et novembre. Les protocoles de mesure des microcystines ne sont pas précisés[iv]. L'indice est basé sur le prélèvement d'un ou de plusieurs échantillons au site où les concentrations totales de microcystines dans la colonne d'eau[v] dépassent soit 1,5 µg/L (moyenne) soit 20 µg/L (grave)[vi].

Paramètre 3 : Biomasse d'algues pélagiques à odeur ou au goût désagréable. Ce paramètre sera détecté si l'échantillon d'eau (i) présente des concentrations mesurées des deux composés cyanobactériens gustatifs et odorants les plus courants (géosmine

et/ou 2-MIB) dans des concentrations supérieures à 15 ng/L ou (ii) présente une mauvaise odeur ou un goût désagréable correspondant à des sources algales/cyanobactériennes (c'est-à-dire non dérivées du chlore, etc.) qui est jugé inacceptable lors d'un dépistage sensoriel.

Paramètre 4 : Les proliférations d'algues nocives benthiques entraînant la fermeture de plages ou d'autres effets négatifs similaires sur le littoral (p. ex. perte de revenus touristiques en raison de la présence d'algues libérant des toxines ou des odeurs nauséabondes, selon l'évaluation ci-dessus). L'indice reflétera ce paramètre si le gouvernement ou un organisme de réglementation similaire émet un avertissement restreignant l'utilisation d'un plan d'eau en raison de l'accumulation de matière algale sur le rivage. Comme mentionné ci-dessus, l'indice résultant correspond au nombre d'échantillons prélevés entre juin et novembre qui confirment cette situation.

Paramètre 5 (facultatif) : Des proliférations d'algues pélagiques ou benthiques et d'autres effets nocifs sont mesurés à l'aide de critères quantitatifs ou qualitatifs; ils sont habituellement propres à un site (p. ex. fermeture des prises d'eau de refroidissement, perte de valeur de biens, anoxie, mortalité de poissons, etc.). L'indice qui en résulte correspond au nombre de situations documentées entre juin et novembre qui confirment un ou plusieurs de ces effets nocifs.

- Ce sous-indicateur utilise un indice PAN qui peut donner lieu à l'une des trois cotes (voir le tableau 1 ci-dessous) :

  1 = Bon; aucune concentration de chl-a > 20 µg/L, ou >10 µg/L avec une dominance de cyanobactéries > 60 %, aucun problème de goût ni d'odeur et aucun avis de fermeture de plage en raison d'une prolifération d'algues nocives ou de cyanobactéries, et toutes les concentrations totales de microcystines sont inférieures à 1,5 µg/L[vii] ou à 30 µg/g[viii] de poids sec.

  2 = Modéré; Une ou plusieurs observations de microcystines dans des concentrations entre 1,5 et 20 µg/L (ou entre 30 et 300 µg/g de poids sec), OU une ou plusieurs observations de chlorophylle *a* dans des concentrations entre 20 et 30 µg/L dans des échantillons pélagiques et une dominance de cyanobactéries modérée (20-80 %), un ou plusieurs épisodes de goût et d'odeur liés à des algues/cyanobactéries, OU un à deux avis concernant des plages (ou autres types d'avis) émis par un organisme approprié en raison des concentrations élevées de biomasse cyanobactérienne ou algale.

  3 = Grave; Une ou plusieurs observations de microcystines dans des concentrations > 20 µg/L ou > 300 µg/g de poids sec, OU une ou plusieurs observations de chlorophylle *a* > 30 µg/L dans des échantillons pélagiques et une dominance de cyanobactéries (> ~ 80 %) dans le biote ou un épisode de goût et d'odeur, OU trois avis ou plus d'utilisation limitée de plages ou autres conseils publiés par un organisme compétent en raison de l'abondante biomasse algale ou cyanobactérienne.

Comme il existe peu de programmes de surveillance ciblant spécifiquement les proliférations d'algues nocives, l'indice PAN s'appuiera sur des informations provenant de diverses sources. Il s'agit notamment de données provenant d'échantillons bihebdomadaires (ou plus fréquents pendant les périodes à risque élevé) prélevés à des sites à risque élevé et à des sites de surveillance de référence, de données provenant d'échantillons de surface à différentes profondeurs (de 0,5 à 1m), d'échantillons intégrés de zones euphotiques, d'échantillons recueillis par des systèmes de surveillance autonomes tels que bouées ou drones, ou de données d'images satellites appropriées indiquant la biomasse de chlorophylle ou de cyanobactérie (p. ex. Stumpf et coll., 2012 ; Binding et coll., 2018), obtenues entre juin et novembre. La période d'échantillonnage devrait être établie en tenant compte des conditions locales et des relevés antérieurs de données sur la saisonnalité des algues nocives et nuisibles, et elle peut être prolongée pour inclure des périodes supplémentaires (p. ex. échantillonnage hivernal [sous la glace]) si les informations futures le justifient.

Conditions écologiques

Contexte

Les proliférations d'algues nocives pour ce rapport comprennent : (i) les proliférations d'algues nocives à base de cyanobactéries (PANc) : p. ex. les efflorescences d'algues dont on sait qu'elles contiennent des toxines cyanobactériennes ou des espèces de cyanobactéries ayant le potentiel génétique de produire des toxines, et (ii) les proliférations d'algues non toxiques ou décrites inadéquatement comme étant toxigènes et nuisibles, p. ex., des épisodes d'abondante biomasse algale ou cyanobactérienne qui, bien qu'on ne sache pas si les algues peuvent produire des toxines, elles perturbent les services écosystémiques fournis par le plan d'eau.

Les proliférations d'algues ou de cyanobactéries nocives sont généralement un problème mondial dans les eaux eutrophes à forte charge en nutriments. On peut distinguer les proliférations d'algues nocives des proliférations

d'algues non nocives (c.-à-d. nuisibles) par leurs effets sur la qualité de l'eau et le biote connexe, qui sont en général liés à la production de toxines. Les algues nuisibles sont une sous-catégorie d'algues dont les effets sur l'écosystème sont généralement liés à une abondance de la biomasse et non à la production de toxines. Tant les proliférations d'algues nocives que les proliférations d'algues nuisibles ont des effets négatifs sur les services écosystémiques fournis par le lac et sur l'apparence du plan d'eau ou son utilisation à des fins récréatives. Avant que les zones littorales et les zones au large des rives des Grands Lacs ne soient assainies à la fin des années 1970, les proliférations d'algues nocives et nuisibles constituaient un problème de taille dans bon nombre d'entre elles (p. ex., Watson et coll., 2008). Dans ces années, les risques que posaient les toxines étaient encore peu connus et on se préoccupait surtout de la dégradation esthétique, du goût et des odeurs, de la structure de la chaîne alimentaire, des salissures des plages, des prises d'eau et des filets et des incidences économiques. Les activités d'assainissement à l'échelle des lacs, qui ont été entreprises dans les années 1980, visaient principalement à réduire la charge en nutriments des sources ponctuelles. Ces activités sont parvenues à atténuer avec succès de nombreux problèmes de prolifération d'algues toxiques et nuisibles, les progrès réalisés étant en grande partie évalués en fonction des cibles de réduction du phosphore total (PT) et de la chlorophylle *a* (chl-a) (voir le rapport sur le sous-indicateur des nutriments dans les lacs). Ces progrès ont changé en 2000, avec l'identification des toxines produites par les proliférations de *Microcystis* dans l'ouest du lac Érié (Brittain et coll., 2000). Étant donné que, dans les années 1970, la production de toxines n'était généralement pas reconnue comme une menace dans les Grands Lacs, il n'existe aucune donnée sur leur présence avant l'année 2000. Il est maintenant reconnu que de nombreux genres de cyanobactéries produisant des efflorescences contiennent à la fois des espèces toxiques et non toxiques, et qu'il existe des souches toxiques et non toxiques au sein des espèces. Il n'est donc pas possible de faire la différence entre les homologues toxiques et non toxiques au moyen d'un microscope optique. Les méthodes de gestion actuelles, qui ciblent la chl-a planctonique (sous la surface) comme mesure de la productivité et de la biomasse totale des algues, utilisent peut-être des données inappropriées. De nouvelles techniques d'analyse ciblant plus particulièrement les pigments produits par les cyanobactéries (phycocyanine et phycoérythrine) offrent une meilleure mesure de la biomasse des cyanobactéries, mais ne peuvent pas non plus différencier les espèces toxiques des espèces non toxiques. Conscients de ce problème, de nombreux organismes procèdent dorénavant à des analyses expressément pour les microcystines hépatotoxiques, une classe de composés apparentés produits par les membres toxiques des genres *Microcystis*, *Planktothrix* et *Dolichospermum* (syn. *Anabaena*), et il existe maintenant d'importants programmes de surveillance et de prévision des proliférations pour le lac Érié, le lac Sainte-Claire et certaines des échancrures des lacs Huron et Ontario (p. ex., http://www.glerl.noaa.gov/res/HABs_and_Hypoxia/habsMon.html – site en anglais; https://www.hamilton.ca/parks-recreation/parks-trails-and-beaches/beach-water-quality-in-hamilton – site en anglais).

La plupart des activités ciblent les proliférations d'algues nocives visibles causées par des cyanobactéries toxiques planctoniques, mais les proliférations peuvent également être causées par des macroalgues benthiques ou littorales. À la fin des années 1970 et au début des années 1980, on a de nouveau observé ces tapis benthiques ainsi que des éclosions planctoniques, en particulier dans les Grands Lacs inférieurs. Étant donné que ces phénomènes sont souvent épisodiques, et que leur gravité et leur étendue spatiale varient selon les saisons et les années, il est difficile de mettre en œuvre des programmes de recherche, de surveillance et de gestion appropriés, en particulier dans de grands plans d'eau complexes, comme les Grands Lacs, où l'échantillonnage dépend souvent des conditions météorologiques et de l'accès des navires. Ces proliférations ne se limitent pas seulement aux lacs; elles ont été signalées dans des échancrures, des voies interlacustres et des affluents importants.

La plupart des efflorescences d'algues dans les Grands Lacs sont signalées dans les zones littorales, où les problèmes associés à l'aménagement des rives sont plus fréquents et où l'apport d'éléments nutritifs et, dans une certaine mesure, la vigilance de la population sont plus grands. La superficie des zones littorales varie entre 1 % et 10 % environ dans le lac Supérieur et entre 60 % et 90 % à peu près dans le lac Érié, tout comme l'influence des facteurs physiques et climatiques (ruissellement, érosion, formation de barres thermiques, remontée et plongée des eaux, courants littoraux, le long des rives et au large des rives, caractéristiques de la circulation, arrivée d'eaux de surface et souterraines, régulation du niveau des lacs, formation de glace, etc.). Par conséquent, les zones littorales sont très dynamiques, et il existe des variations spatiotemporelles importantes dans les zones où vivent les communautés planctoniques et littorales, et où se produisent des échanges de matière entre les zones près des rives et au large des rives.

Principaux aspects des proliférations d'algues nocives

Ces aspects sont résumés en détail dans Watson et Boyer 2008, mais voici quelques-uns des principaux points.

- Les proliférations d'algues nocives causent des dommages économiques importants. Les estimations annuelles varient, mais peuvent atteindre 4,6 milliards de dollars américains par année aux É.-U.; ce

montant inclut la surveillance, les pêches, le tourisme, la santé publique et les avis, les pertes de revenus et la diminution de la valeur des propriétés (Anderson et coll., 2000). Pour le bassin du lac Érié à lui seul, un rapport récent a estimé que l'important épisode de prolifération de 2011 a coûté quelque 71 millions de dollars américains, alors que l'épisode moins important de 2014 a coûté 65 millions de dollars américains environ (Bingham et coll., 2015). Selon les prévisions, des avantages de l'ordre de 1,3 à 2,2 milliards de dollars seront perdus au cours des 30 prochaines années si rien n'est fait pour lutter contre la prolifération des algues, un coût qui pourrait être réduit de 60 % à 75 % si des mesures d'assainissement étaient prises (Bingham et coll., 2015; Smith et Sawyer, 2015).

- Toutes les proliférations d'algues nocives ne ressemblent pas à de la peinture verte ou à de la soupe aux pois. Elles sont causées par de nombreuses espèces et leur couleur peut varier du vert au rouge ou au brun. Les efflorescences ne prennent pas toujours la forme d'écumes de surface et peuvent être difficiles à identifier ou à prévoir. Certaines sont présentes dans toute la colonne d'eau, ou croissent en eaux profondes, ou sous la glace, ou forment des tapis d'algues benthiques ou enracinées.
- Les cyanobactéries produisent de nombreuses toxines qui entrent dans trois grandes catégories, selon leur activité : les toxines du foie (hépatotoxines), les neurotoxines et les irritants/toxines cutanées. Les propriétés chimiques, la stabilité et la toxicité de ces toxines varient beaucoup. Les microcystines hépatotoxiques (MC) sont les plus stables et les plus répandues dans l'ensemble des Grands Lacs. Ces toxines peuvent persister dans la colonne d'eau après que l'efflorescence a cessé et est disparue. De nombreuses cyanobactéries et plusieurs classes d'algues produisent des composés organiques volatils (COV) qui donnent une odeur et un goût déplaisants aux approvisionnements en eau potable, mais il peut y avoir corrélation, ou non, entre les mesures des toxines, le goût et l'odeur de l'eau, les proliférations visibles, la biomasse des algues et des cyanobactéries et la chl-a. Les toxines n'ont ni odeur ni couleur et leurs liens avec les malodorants COV, qui sont issus de voies biochimiques différentes, sont souvent très faibles. Les deux classes de composés sont produites par divers taxons d'algues et de cyanobactéries, et la production de cellules varie en fonction des conditions du milieu et du stade de croissance, à la fois au sein des espèces et entre les espèces.
- Le terme « prolifération d'algues » est un descripteur non quantitatif pour les augmentations visibles de la densité des cyanobactéries et des algues libres ou enracinées, qui se manifestent souvent sous la forme d'écumes ou de tapis, ou par la couleur de l'eau (voir p. ex., Watson et Molot, 2012). Les efflorescences d'algues sont difficiles à délimiter, à mesurer et à prévoir. L'emplacement et l'abondance des algues peuvent changer rapidement. Par temps calme (ou au cours de la nuit), les cyanobactéries qui régulent leur flottaison peuvent monter jusqu'à la surface et être emportées sur de grandes distances par le vent et les vagues. Elles peuvent être déposées sur les rives et créer le long des plages des tapis d'algues qui renferment de très fortes concentrations de toxines. L'utilisation de diverses méthodes d'échantillonnage et d'analyse de ces composés peut amener à faire état de concentrations divergentes.
- Les méthodes basées sur la fluorescence, le dénombrement des cellules et d'autres mesures de l'abondance (p. ex., moléculaire, biochimique) donnent souvent des résultats peu corrélés les uns avec les autres et avec la biomasse cellulaire réelle, parce que le contenu en pigments, la photoacclimatation et la composition cellulaire varient beaucoup. L'identification taxinomique de bon nombre des espèces responsables peut être complexe et mener à des différences entre les analystes.
- Les proliférations d'algues nocives, qui peuvent être causées par des espèces de cyanobactéries et d'algues appartenant à des groupes taxinomiques différents, se différencient par leurs effets écologiques ou socioéconomiques négatifs. Les efflorescences nocives les plus préoccupantes sont causées par des espèces de cyanobactéries qui peuvent produire une ou plusieurs toxines (neurotoxines, hépatotoxines ou irritants ou toxines cutanés). À l'heure actuelle, les cyanobactéries sont les seules sources connues de toxines algales dans les eaux intérieures qui affectent directement la santé humaine. Les effets nocifs sur la santé des accumulations d'algues benthiques sur la rive sont plus difficiles à quantifier, mais peuvent causer des dommages écologiques et socioéconomiques importants.

État actuel des proliférations d'algues nocives dans les Grands Lacs

Bien qu'un indice PAN ait été mis au point pour ce sous-indicateur, il n'y a pas suffisamment de données pour qu'il soit possible de l'utiliser pour évaluer la situation et les tendances. Il existe peu de données à long terme ou de programmes de surveillance rigoureux en dehors des lacs Érié et Ontario, et, à l'heure actuelle, la situation de chacun des lacs ne peut être évaluée que sur le plan qualitatif. Les tentatives récentes d'utiliser l'imagerie satellitaire pour mesurer et quantifier les proliférations d'algues nocives, y compris les proliférations d'algues nuisibles, sont de plus en plus nombreuse (p. ex., Stumpf et coll., 2012; Binding et coll., 2018) et offrent une approche possible pour les évaluations futures.

Lac Supérieur : Il existe très peu de données quantitatives à jour sur les proliférations d'algues nocives dans le lac Supérieur. À notre connaissance, il n'y a pas eu récemment d'efflorescences graves dans ce lac et les eaux au large des rives sont en règle générale dominées par des picocyanobactéries non toxiques. La biomasse algale, en particulier celles des espèces de cyanobactéries pouvant être toxiques, demeure généralement peu abondante, bien qu'il puisse y avoir une certaine dégradation locale près des rives aménagées. Des efflorescences localisées et peu toxiques ont été observées dans les affluents de la péninsule Keweenaw.

Lac Michigan : Des proliférations de cyanobactéries sont signalées à l'embouchure de nombreuses rivières le long de la rive ouest du lac Michigan et des échancrures eutrophes, comme la baie Muskegon et la baie Green, où l'hypoxie a également augmenté (p. ex., de Stasio et coll., 2014). En 2017, les images satellitaires de chlorophylle *a* ont servi à établir que l'état de la biomasse d'algues était grave dans les sections les plus au sud de la baie Green (figure 3). Les proliférations d'algues nuisibles et les plages souillées par *Cladophora* restent un problème pour bon nombre des plages et des régions littorales, en particulier le long de la rive ouest et dans la région de Sleeping Bear Dunes.

Lac Huron : Le lac Huron est, de façon générale, oligotrophe dans les zones au large des rives et dans de nombreuses zones littorales, mais il s'y produit des proliférations de cyanobactéries pouvant être toxiques dans certaines échancrures, en particulier la baie Saginaw, où il y a des efflorescences estivales toxiques de *Microcystis aeruginosa* (voir http://www.glerl.noaa.gov/res/HABs_and_Hypoxia/SBMicrocystin.html). Une biomasse d'algues modérée à grave a été détectée en 2017 sur l'imagerie satellitaire de la baie Saginaw, en particulier le long de la rive sud. Des proliférations largement dominées par des cyanobactéries fixatrices d'azote sont également signalées dans la baie Sturgeon (baie Georgienne) depuis le début des années 2000 (Vershoor et coll., 2017). Le potentiel génétique pour la production de microcystines existe, mais les concentrations de ces toxines sont faibles ou indétectables (Duggan et Chambers, 2017).

Rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire et rivière Détroit : L'échantillonnage saisonnier effectué le long de la rive sud de la rivière Thames jusqu'à l'endroit où la rivière Détroit se déverse dans le lac Érié a montré que les niveaux de microcystines, provenant d'efflorescences dominées par *Microcystis* (Davis et coll., 2014) étaient élevés près de l'embouchure de la rivière Thames. Des tapis de *Lyngbya* ont été signalés en 2015 le long de la rive est (Vijayavel et coll., 2013). L'imagerie satellitaire de surveillance côtière de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) et de la National Aeronautics and Space Administration (NASA) a de nouveau montré de grandes étendues d'algues en 2015, qui couvraient une bonne partie des zones sud du lac Sainte-Claire, mais aucune surveillance de la toxicité n'y a été effectuée. Les images satellitaires d'Environnement et Changement climatique Canada à partir de 2017 montrent une biomasse d'algues modérée à grave dans le sud-est du lac Sainte-Claire. En 2016 et 2017, une importante initiative de surveillance du côté canadien n'a révélé aucune toxicité décelable (2016) ou très faible (2017). Les sites littoraux vulnérables aux proliférations d'algues nocives ont récemment été intégrés au système de suivi et de prévisions d'ECCC et du laboratoire de recherches environnementales sur les Grands Lacs (GLERL) de la NOAA; voir http://www.glerl.noaa.gov/res/HABs_and_Hypoxia/STCMicrocystin.html (site en anglais).

Lac Érié : Le lac Érié est le lac le plus fortement dégradé par les PANc planctoniques, en particulier ces dernières années, au cours desquelles des images satellites de grandes proliférations en surface de *Microcystis* et d'autres espèces de cyanobactéries, comme *Dolichospermum*, ont été largement diffusées (p. ex., NOAA; http://coastwatch.glerl.noaa.gov – site en anglais). Les images de la prolifération de 2017 montrent que la majeure partie du bassin ouest (à l'exception du panache de la rivière Détroit) présente de graves conditions de biomasse algale. Les conditions dans la baie Sandusky ainsi qu'à des points intermittents le long de la rive sud du bassin central sont également jugées graves. Il est possible actuellement de consulter en ligne les données à haute résolution sur les concentrations de toxines et de chlorophylle dans le bassin ouest (http://www.glerl.noaa.gov/res/HABs_and_Hypoxia/WLEMicrocystin.html – site en anglais), tout comme les données de « HAB tracker » – un outil de suivi des proliférations d'algues nocives – et des bulletins hebdomadaires sur les proliférations d'algues nocives. (http://www2.nccos.noaa.gov/coast/lakeerie/bulletin/bulletin_current.pdf – site en anglais).

Les données montrent que l'intensité, la couverture et le moment des efflorescences varient beaucoup d'une année à l'autre et que la situation se détériore de façon générale depuis environ 2007 (figure 1). Au cours de huit (8) des dix dernières années, il y a eu une importante prolifération d'algues nocives dans le bassin ouest du lac Érié. La modification des régimes biologiques, chimiques et physiques (p. ex., Michalek et coll., 2013; Watson et coll., 2016) est évidente, surtout dans le bassin ouest. Dans l'ensemble, l'imagerie satellitaire indique une augmentation de la

gravité des efflorescences de cyanobactéries dans le bassin ouest (figure 1) et dans certaines zones littorales de la rive nord (pointe Pelée, baie Rondeau, Long Point) ainsi qu'une diminution générale, ou une absence de changements, en ce qui concerne la chl-a et la biomasse des espèces eutrophes ou de la totalité des espèces dans les zones au large des rives du bassin central et du bassin oriental (d'après les analyses de l'eau). Des efflorescences de surface couvrant une superficie immense (>20 km^2) sont maintenant signalées chaque année dans le bassin ouest du lac Érié, près des rivières Maumee et Sandusky (p. ex., Stumpf et coll., 2012; Michalek et coll., 2013; Steffen et coll., 2014; Watson et coll., 2016). Les microcystines sont les toxines cyanobactériennes les plus fréquemment mesurées dans le lac Érié. Les données de 2000-2004 montrent un large éventail de concentrations de microcystines, depuis le seuil de détection (en 2002) jusqu'à >20 µg/L (en 2003). Les données sur la qualité de l'eau de 2017 indiquent que les concentrations de microcystines ont dépassé les recommandations applicables aux activités récréatives entre août et octobre. La toxicité n'est pas limitée au bassin ouest; elle a été signalée à Sandusky Harbor, à Presque Isle et dans la baie Long Point. Des neurotoxines (anatoxine-a, saxitoxine, néosaxitoxine) étaient présentes en quantités égales au seuil de détection, ou près de ce seuil, dans les eaux libres du lac. Les échantillons prélevés dans le lac depuis 2003 constituent la plus grande proportion d'échantillons présentant des niveaux détectables de microcystines dans le bassin ouest, bien que seulement une petite fraction de ces échantillons dépasse les recommandations pour l'eau potable de 1,5 µg/L et encore moins dépassent le seuil de 20 µg/L pour les activités récréatives de contact.

Les matières entraînées par le vent provenant des efflorescences du bassin ouest dégradent de temps à autre la rive nord et les zones au large du bassin central (p. ex., figure 2), quoique certaines de ces proliférations puissent être d'origine locale, par exemple près de la pointe Pelée. Les efflorescences sont souvent dominées par des espèces qui ne fixent pas l'azote et peuvent être toxiques, comme celles des genres *Microcystis* et *Planktothrix*, ce qui semble indiquer une augmentation de la charge en azote ou de l'activité des moules de la famille des Dreissénidées, bien que des proliférations importantes d'espèces fixatrices d'azote (*Dolichospermum* et *Aphanizomenon*) se produisent aussi dans les bassins est et ouest (Allinger et Reavie, 2013). Les tapis épais de la cyanobactérie *Lyngbya wollei*, qui ont été signalés à l'embouchure de la rivière Maumee entre 2006 et 2009, semblent avoir régressé (Western Lake Erie Waterkeeper Association, inédit). Cependant, les gros tapis d'algues vertes enracinées, surtout *Cladophora*, sont très abondants à certains endroits le long de la rive nord (voir le sous-indicateur pour *Cladophora*).

La plus grande partie de la dégradation se produit sur les plages et les rives, et peut prendre la forme d'oiseaux et de poissons tués. Les toxines des *Lyngbya* (inflammatoires et vésicatoires, et qui favorisent la croissance de tumeurs) n'ont pas été détectées dans les tapis de *Lyngbya wollei* qui prolifèrent dans les rivières Maumee et Détroit. La géosmine et le 2-méthylisobornéol (MIB) sont présents dans plusieurs zones du lac (Kutovaya et Watson, 2014) et sont vraisemblablement la cause des problèmes annuels d'odeur de moisi et de vase dans les approvisionnements en eau potable du bassin ouest (p. ex., Toledo). De plus, de fortes odeurs se dégagent des grands tapis d'algues enracinées en décomposition qui se forment le long des rives. En 2014, une prolifération de *Microcystis* dans le bassin ouest du lac Érié, près de l'installation de traitement des eaux de Collins Park desservant la ville de Toledo, a entraîné des concentrations de microcystines dans l'eau potable, qui dépassaient 2,5 µg/L, soit une concentration bien plus élevée que la recommandation pour l'eau potable de 1,0 µg/L. Par conséquent, la Ville de Toledo a émis un décret d'urgence sur l'eau potable, et les services offerts à près de 500 000 résidants ont été gravement perturbés pendant 56 heures.

Lac Ontario

Des efflorescences de cyanobactéries et les dégradations connexes (toxines, salissures sur les rives, goût et odeur) se produisent chaque année dans certaines zones littorales, en particulier les secteurs préoccupants du lac Ontario. Des épisodes de concentrations élevées de microcystines associées à des proliférations de cyanobactéries ont été enregistrés la plupart des années dans le havre Hamilton, la baie de Quinte, le port d'Oswego et les échancrures de la rive sud de l'État de New York (Watson et Boyer, 2008; Perri et coll., 2015). Des fermetures de plages associées aux PANc toxiques sont ordonnées chaque année dans le havre Hamilton où, en 2014, la Ville de Hamilton a établi un programme de surveillance systématique des plages qui inclut l'analyse des toxines. Plusieurs plages ont également été fermées du côté de l'État de New York en raison de la présence visible d'une prolifération de cyanobactéries. Le ministère de la Santé de l'État de New York et les bureaux de santé publique de l'Ontario ne procèdent actuellement à aucun essai de toxicité pour déterminer les fermetures de plages publiques.

Les dynamiques spatiales et temporelles des microcystines dans la baie de Quinte, le havre Hamilton, le port d'Oswego (maintenant retiré de la liste), la baie Sodus et les échancrures de Rochester indiquent des périodes de dégradation importante des sites littoraux en raison de l'accumulation de matières toxiques entraînées par le vent, où les concentrations de microcystines peuvent atteindre plus de 500 µg/L (Watson et coll., 2009). La présence de

microcystines et de *Microcystis* toxigènes est aussi fréquemment observée dans bon nombre des zones littorales et des échancrures qui parsèment la côte nord de l'État de New York (Perri et coll., 2015). Bien que les microcystines soient certainement la toxine la plus préoccupante dans le lac Ontario, des relevés récents indiquent la présence généralisée de faibles concentrations d'anatoxine-a dans les échancrures littorales (Boyer, 2007; Perri et coll., 2015). L'organisme responsable de la production d'anatoxine-a n'est pas encore identifié. Aucune cylindrospermopsine n'a été détectée (New York State Department of Conservation Citizens Statewide Lake Assessment Program).

Voies interlacustres

Il y a peu d'études ou d'observations de proliférations d'algues nocives dans les voies interlacustres, bien qu'un certain nombre d'articles fassent état d'efflorescences importantes dans les affluents du lac Érié (Maumee, Sandusky; p. ex., Kutovaya et coll., 2012; Davis et coll., 2015). Des proliférations de *Microcystis* toxigènes, provenant vraisemblablement d'efflorescences en amont dans le lac Sainte-Claire, ont été signalées récemment dans la rivière Détroit (Davis et coll., 2014), bien que les concentrations de microcystines dont il a été fait état jusqu'à maintenant aient été inférieures aux lignes directrices de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). On a récemment signalé la présence d'anatoxine-a dans la rivière Thames dans des concentrations proches du seuil de détection et on soupçonne *Planktothrix* d'en être responsable (MEACC, comm. pers., 2017). On a signalé la présence de *Lyngbya*, qui produit des toxines (analogues de la saxitoxine) ainsi qu'un goût et une odeur, dans le fleuve Saint-Laurent (p. ex., Lajeunesse et coll., 2012) et dans des échancrures du lac Ontario et du lac Érié, (New York State Department of Conservation, comm. pers., 2017), ainsi qu'une dégradation fréquente de l'eau potable et la production d'odeurs sur les rives par des cyanobactéries benthiques et épiphytes (Watson et coll., 2008).

Liens

Selon les connaissances actuelles, le climat est susceptible d'exacerber l'ampleur et la fréquence des proliférations d'algues nocives, principalement en raison du réchauffement de l'eau (O'Neil et coll., 2012). D'autres liens comprennent (sans toutefois s'y limiter) :

- *Crues soudaines des affluents, quantités de précipitations, niveaux d'eau, température de l'eau de surface et couverture de glace* - Le moment et l'ampleur des charges importantes de nutriments, d'une augmentation de la température de l'eau et d'une diminution de la couverture de glace peuvent favoriser des efflorescences plus hâtives et plus étendues; des changements de la stratification/stabilité de la colonne d'eau peuvent favoriser d'importantes PANc régulant leur flottaison et des conditions d'hypoxie en profondeur, ce qui exacerberait la libération, par les sédiments, des nutriments biodisponibles qui sont responsables de la prolifération d'algues.
- *Les éléments nutritifs dans les lacs* (moteurs de la prolifération d'algues nocives et d'algues nocives à base de cyanobactéries).
- *Avis concernant les plages* - Les proliférations d'algues nuisibles et d'algues nocives à base de cyanobactéries sont de plus en plus à l'origine de ces avis[ix], bien que les lignes directrices provinciales sur la qualité de l'eau de plage à des fins récréatives utilisent les concentrations d'*E. coli* pour déterminer l'état de la qualité de l'eau de plage.
- *Cladophora* (et autres proliférations d'algues nuisibles, p. ex. *Lyngbya*)
- *Les espèces envahissantes*, notamment les moules de la famille des Dreissenidés qui augmentent la clarté de l'eau et recyclent les nutriments biodisponibles dans les régions côtières.
- *Eau potable traitée* - On sait que les proliférations d'algues nocives nuisent à la qualité de l'eau potable en raison de la présence de composés gustatifs et odorants et des toxines (cyanobactéries) et qu'elles diminuent la capacité de traitement du fait de l'interférence causée par une forte biomasse.
- *Phytoplancton et zooplancton* (les proliférations d'algues nocives entraînent une diminution spectaculaire de la biodiversité, de l'intégrité et de la stabilité de ces groupes).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en assure la qualité.		X		
La source des données est connue, fiable et respectée et il est possible de remonter à la source des données.		X		

La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.			X	
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et acceptables pour ce sous-indicateur.			X	

Limites des données

Les sources de données sont variées et, dans de nombreux cas, utilisent des méthodes d'échantillonnage et d'analyse différentes. La surveillance dans les lacs inférieurs est généralement bonne mais, dans les lacs supérieurs (Michigan, Huron et Supérieur), elle est rare et généralement effectuée à la suite d'observations et de rapports. De plus en plus, les données sont validées et leur qualité est contrôlée par des organismes reconnus, comme la National Oceanic and Atmospheric Administration-Great Lakes Environmental Research Laboratory, la State University of New York, Environnement et Changement climatique Canada et le U. S. Geological Survey.

1. L'analyse des tendances est limitée par le fait qu'il existe peu de données à long terme recueillies sur les PANc et, plus particulièrement, sur les toxines dans les Grands Lacs. De plus, il existe peu de programmes de surveillance réguliers et systématiques, bien que certains organismes aient récemment mis sur pied des programmes d'échantillonnage des PANc et recueillent des données connexes sur la qualité de l'eau (p. ex. les nutriments) dans des zones gravement dégradées comme le bassin ouest du lac Érié, ce qui peut biaiser les évaluations à l'échelle du lac lorsque les zones non altérées sont peu surveillées[x]. D'autres sources de données ont un potentiel considérable, comme l'utilisation croissante d'outils génomiques pour suivre la composition et le potentiel fonctionnel de ces épisodes de concert avec l'analyse des conditions limnologiques pour déterminer les déclencheurs en cause. Les services publics de distribution d'eau potable (p. ex., le Programme de surveillance de l'eau potable de l'Ontario [xi]) recueillent de plus en plus de données sur la quantité de chl-a, le nombre de cellules, la microcystine et les composés associés à l'odeur et au goût de l'eau, lesquelles sont aussi largement disponibles.

2. Ce sous-indicateur est extrêmement sensible à la fréquence d'échantillonnage. Un échantillonnage intensif dans une région (p. ex., le bassin ouest du lac Érié) augmente la probabilité que la cote « grave » soit attribuée à des proliférations d'algues nocives à base de cyanobactéries par rapport à celle qui serait attribuée dans des régions où les activités d'échantillonnage sont plus limitées (p. ex. les eaux libres de l'est du lac Érié, des lacs Michigan, Supérieur, Huron et Ontario). Les régimes d'échantillonnage dans les Grands Lacs sont souvent irréguliers (dans le temps et dans l'espace) et peuvent ne pas permettre la détection des pointes de proliférations spatiales et temporelles des algues et des cyanobactéries. On encourage une utilisation éclairée de l'imagerie satellitaire afin d'optimiser les calendriers d'échantillonnage et de détecter les efflorescences qui pourraient autrement ne pas l'être. Les PANc sont généralement épisodiques, susceptibles d'être entraînées sur de grandes distances par le vent et le mouvement de l'eau et souvent non détectées par un échantillonnage à faible intensité en position fixe. L'écume sur les rives représente souvent un échantillon concentré et, à ce titre, peut être plus indicatrice des vents et des événements météorologiques que de la densité des PANc dans la colonne d'eau. Les échantillons provenant de ces sites devraient être normalisés selon le poids humide ou la quantité de chlorophylle afin d'atténuer les biais dans ces conditions.

3. Les différences dans les régimes d'échantillonnage et les protocoles d'analyse (p. ex. échantillonnage de surface ou intégré; dénombrement des taxons; analyses des toxines) utilisés dans des études individuelles influent sur la capacité de comparer les données et d'évaluer les tendances à long terme des toxines et des proliférations.

4. Le plus souvent ce qui retient l'attention du public ce sont les écumes le long du littoral ou les algues visibles à la surface, en particulier dans les eaux intérieures où de nombreuses efflorescences signalées sont causées par des macroalgues enracinées *(Cladophora, Lyngbya*) ou de grandes cyanobactéries régulant leur flottaison. Ces taxons régulateurs de leur flottaison peuvent s'accumuler rapidement à la surface à partir des populations se trouvant dans la couche de mélange ou des populations benthiques ou vivant en profondeur. Les écumes de surface concentrées apparaissent, disparaissent et migrent rapidement sous l'action du vent, des courants et du mélange vertical. Elles peuvent modifier rapidement le niveau des toxines le long des rives ou couvrir de vastes superficies dans de grands lacs, et sont difficiles à échantillonner, à quantifier ou à prévoir. Il est nécessaire que les programmes d'échantillonnage des plages et des rives comportent de nombreux sous-sites pour saisir cette variance spatiale et temporelle du risque et de la dégradation, qui est mal représentée par des moyennes saisonnières à l'échelle du bassin.

5. La mesure des PANc se concentre actuellement sur une seule classe de toxines cyanobactériennes (les microcystines) qui se sont révélées être les plus abondantes dans la région des Grands Lacs (Boyer, 2007). D'autres toxines telles que l'anatoxine-a, la cylindrospermopsine et les toxines paralysantes des mollusques, comme la saxitoxine, peuvent être très présentes à certains endroits. Il pourrait convenir de prendre en considération ces toxines à mesure que de nouveaux renseignements deviennent disponibles.

6. Les observations satellitaires des proliférations d'algues nocives sont limitées par la couverture nuageuse et la résolution spatiale, temporelle et spectrale des capteurs satellites. Les satellites ne détectent généralement que la biomasse des algues de surface, de sorte que les images doivent être interprétées en tenant compte de la distribution verticale des cellules algales, en fonction du mélange induit par les vents et de la composition des espèces. Bien que l'imagerie satellitaire fournisse une bonne estimation de l'étendue d'une efflorescence en surface, elle ne permet pas encore de déterminer si cette efflorescence est nocive (si elle produit des toxines ou des composés gustatifs et odorants).

Renseignements supplémentaires

Diverses approches d'évaluation ont été élaborées pour évaluer les proliférations d'algues nocives dans les Grands Lacs. On en tiendra compte dans les prochains rapports sur ce sous-indicateur afin d'assurer l'uniformité des messages binationaux.

Remerciements

Caren Binding, Environnement et Changement climatique Canada, Burlington, (Ontario) (Caren.Binding@canada.ca)

Greg Boyer, Université d'État de New York (SUNY) (glboyer@esf.edu)

Alice Dove, Environnement et Changement climatique Canada, Burlington, (Ontario) (Alice.Dove@canada.ca)

Arthur Zastepa, Environnement et Changement climatique Canada, Burlington, (Ontario) (Arthur.Zastepa@canada.ca)

Sources d'information

Allinger, L.E., et E.D. Reavie. 2013. « The ecological history of Lake Erie as recorded by the phytoplankton community ». *J. Great Lakes Res*. 39(3), 365-382.

Anderson, D., P. Hoagland, Y. Kaoru et A. White. 2000. Estimated Annual Economic Impacts from Harmful Algal Blooms (HABs) in the United States, Woods Hole Oceanographic Institute Technical Report WHOI-2000-11

Bierman, V.J., et D.M. Dolan. 1981. « Modeling of Phytoplankton-Nutrient Dynamics in Saginaw Bay, Lake Huron ». *Journal of Great Lakes Research*, 7(4):409-439.

Binding, C.E., T.A. Greenberg, S.B. Watson, S. Rastin et J. Gould. 2015. « Long term water clarity changes in North America's Great Lakes from multi-sensor satellite observations ». *Limnol. Oceanogr*. 6: 1976–1995

Binding, C.E., T.A. Greenberg, G. McCullough et E. Page. 2018. « An analysis of satellite-derived chlorophyll and algal bloom indices on Lake Winnipeg ». *Journal of Great Lakes Research*, sous presse.

Bingham, M., S. K. Sinha et F. Lupi. 2015. Economic Benefits of Reducing Harmful Algal Blooms in Lake Erie, Environmental Consulting & Technology, Inc., rapport de la Commission mixte internationale. 66 p., octobre 2015.

Brittain, S.M., J. Wang, L. Babcock-Jackson, W.W. Carmichael, K.L. Rinehart et D.A. Culver. 2000. « Isolation and characterization of microcystins, cyclic heptapeptide hepatotoxins from a Lake Erie strain of *Microcystis aeruginosa* ». *J. Great Lakes Res*. 26 (3), 241–249.

Boyer, G.L. 2007. « Cyanobacterial toxins in New York and the lower Great Lakes Ecosystems ». *Adv. Exp.Med. Biol*. 619: 151-163

Commission mixte international. 2013. Taking Action on Lake Erie; The IJC Science Advisory Board TAcLE Work Group Science Summary Report. http://www.ijc.org/files/tinymce/uploaded/TAcLE%20Summary%20Report%20FINAL.pdf.

Davis, T.W., S.B. Watson, M.J. Rozmarynowycz, J.J.H. Ciborowski, R.M. McKay et G.S. Bullerjahn. 2014. « Phylogenies of microcystin-producing cyanobacteria in the Lower Laurentian Great Lakes suggest extensive genetic connectivity ». *PLoS ONE* 9(9): e106093. doi:10.1371/journal.pone.0106093.

Davis, T.W., G.S. Bullerjahn, T. Tuttle, R.M. McKay et S.B. Watson. 2015. « Effects of increasing nitrogen and phosphorus concentrations on phytoplankton community growth and toxicity during *Planktothrix* blooms in Sandusky Bay, Lake Erie ». *Environ. Sci. Technol.* 49(12), 7197-7207.

De Stasio, B., M. Schrimpf et B. Cornwell. 2014. « Phytoplankton communities in Green Bay, Lake Michigan after invasion by dreissenid mussels: increased dominance by cyanobacteria ». *Diversity* 6(4): 681.

Depew, D.C., A.J. Houben, S.J. Guildford et R.E. Hecky. 2011. « Distribution of nuisance *Cladophora* in the lower Great Lakes: Patterns with land use, near shore water quality and dreissenid abundance ». *J. Great Lakes Res.* 37(4), 656 – 671.

Downing, J.A., S.B. Watson et E. McCauley. 2001. « Predicting cyanobacteria dominance in lakes ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1905-1908

Duggan, Z., et P. Chambers. 2017. Synthesis of Science in South-Eastern Georgian Bay and the Nottawasaga Valley Watershed Conducted Under the Lake Simcoe South-Eastern Georgian Bay Clean Up Fund 2012-2017. Environnement et Changement climatique Canada.

Dyble, J., G.L. Fahnenstiel, R.W. Litaker, D.F. Millie et P. Tester. 2008. « Microcystin concentrations and genetic diversity of *Microcystis* in the lower Great Lakes ». *Environ.Toxicol.* 23:507-516

Fahnenstiel, G.L., D.F. Millie, J. Dyble, R.W. Litaker, P.A. Tester, M.J. McCormick, R. Rediske et D. Klarer. 2008. « Microcystin concentrations and cell quotas in Saginaw Bay, Lake Huron ». *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* 11:190-195.

Ghadouani, A., et R.E.H. Smith. 2005. « Phytoplankton distribution in Lake Erie as assessed by a new in situ spectrofluorometric technique ». *J. Great Lakes Res.* 31: 154-167

Hotto, A.M., M.F. Satchwell et G.L. Boyer. 2007. « Molecular characterization of potential microcystin-producing cyanobacteria in Lake Ontario embayments and nearshore waters ». *Appl. Environ. Microbiol.*73: 4570-4578.

Hotto, A.M. 2007. The use of molecular techniques to detect microcystin synthetase genes. Thèse de doctorat. State University of New York, College of Environmental Science and Forestry.

Kim, D.K., W. Zhang, S.B. Watson et G.B. Arhonditsis. 2014. « A commentary on the modelling of the causal linkages among nutrient loading, harmful algal blooms, and hypoxia patterns in Lake Erie ». *J. Great Lakes Res.* 40, Supplement 3, 117–129

Kutovaya, O.A., R.M.L. McKay, B.F.N. Beall, S.W. Wilhelm, D.D. Kane, J.D. Chaffin, T.B. Bridgeman et G.S. Bullerjahn. 2012. « Evidence against fluvial seeding of recurrent toxic blooms of *Microcystis* spp. in Lake Erie's western basin ». *Harmful Algae* 15: 71-77.

Kutovaya, O. A., et S.B. Watson. 2014. « Development and application of a molecular assay to detect and monitor geosmin-producing cyanobacteria and actinomycetes in the Great Lakes ». *J. Great Lakes Res.* http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2014.03.016.

Kutovaya, O., et S.B. Watson. « Development and application of molecular probes to monitor geosmin-producing cyanobacteria and actinomycetes ». *J. Great Lakes Res.* 40 (2): 404–414.

Lajeunesse, A., P.A. Segura, M. Gélinas, C. Hudon, K. Thomas, M.A. Quilliam et C. Gagnon. 2012. « Detection and confirmation of saxitoxin analogues in freshwater benthic *Lyngbya wollei* algae collected in the St. Lawrence River (Canada) by liquid chromatography–tandem mass spectrometry ». *J. Chromatogr. A* 1219: 93-103.

Majarreis, J.M., S.B. Watson et R.E.H. Smith. 2014. « Nutrient status and its assessment by pulse amplitude

modulated (PAM) fluorometry of phytoplankton at sites in Lakes Erie and Ontario ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 71(12): 1840-1851, 10.1139/cjfas-2014-0017

Michalak, A.M., E.J. Anderson, D. Beletsky, S. Boland, N.S. Bosch, T.B. Bridgeman, J.D. Chaffin, K. Cho, R. Confesor, I. Daloğlu, J.V. DePinto, M.A. Evans, G.L. Fahnenstiel, L. He, J.C. Ho, L. Jenkins, T.H. Johengen, K.C. Kuo, E. LaPorte, X. Liu, M.R. McWilliams, M.R. Moore, D.J. Posselt, R.P. Richards, D. Scavia, A.L. Steiner, E. Verhamme, D.M. Wright et M.A. Zagorski. 2013. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. Proceedings of the National Academy of Sciences 110(16): 6448-6452.

O'Neil, J.M., T.W. Davis, M.A. Burford et C.J. Gobler. 2012. « The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change ». *Harmful Algae*, 14: 313-334. https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027

Partenariat binational du lac Huron. Plan d'action 2008-2010.

Perri, K.A., J.M. Sullivan et G.L. Boyer. 2015. « Harmful algal blooms in Sodus Bay, Lake Ontario: A comparison of nutrients, marina presence, and cyanobacterial toxins ». *J. Great Lakes Res*. 41(2), 326-337.

Rinta-Kanto, J.M., et S.W. Wilhelm. 2006. « Diversity of microcystin-producing cyanobacteria in spatially isolated regions of Lake Erie ». *Appl. Environ. Microbiol*.72:5083-5085.

Rinta-Kanto, J.M., A.J. Ouellette, M.R. Twiss, G.L. Boyer, T. Bridgeman et S.W. Wilhelm. 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.

Smith, R., D. Sawyer et B. Bass. 2015. Estimating costs to the Lake Erie Basin economy. Rapport interne, Environnement et Changement climatique Canada. 87 p. Disponible sur demande à l'adresse brad.bass@canada.ca.

Steffen, M.M., B. S. Belisle, S.B. Watson, G.L. Boyer et S.W. Wilhelm. 2014. « Status, causes and controls of cyanobacterial blooms in Lake Erie ». *J. Great Lakes. Res*. 40(2), 215- 225.

Steffen, M.M., B. S. Belisle, S.B. Watson, G.L. Boyer et S.W. Wilhelm. 2014. « Review: status, causes and controls of cyanobacterial blooms in Lake Erie ». *J. Great. Lakes Res*. http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2013.12.012.

Steffen, M.M., B.S. Belisle, S.B. Watson, G.L. Boyer, R.A. Bourbonniere et S.W. Wilhelm. 2015. « Metatranscriptomic evidence for co-occurring top-down and bottom-up controls on toxic cyanobacterial communities ». *Appl Environ Microbiol* 81:3268–3276. doi:10.1128/AEM.04101-1.

Stewart, W.D.P., T. Mague, G.P. Fitzgerald et R.H. Burris. « Nitrogenase Activity in Wisconsin Lakes of Differing Degrees of Eutrophication ». *The New Phytologist*, vol. 70, nº 3 (mai, 1971), p. 497-509.

Stumpf, R.P., T.T. Wynne, D.B. Baker et G.L. Fahnenstiel. 2012. « Interannual variability of cyanobacterial blooms in Lake Erie ». *PloS ONE*, 7(8), e42444 doi:10.1371/journal.pone.0042444.

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

Verschoor, M.J., C.R. Powe, E. McQuay, S.L. Schiff, J.J. Venkiteswaran, J. Li et L.A. Molot. 2017. « Internal iron loading and warm temperatures are preconditions for cyanobacterial dominance in embayments along Georgian Bay ». *Great Lakes Can J Fish Aquat Sci* 74:1439-1453.

Vijayavel, K., M.J. Sadowsky, J.A. Ferguson et D.R. Kashian. 2013. « The establishment of the nuisance cyanobacteria *Lyngbya wollei* in Lake St. Clair and its potential to harbor fecal indicator bacteria ». *J. Great Lakes Res* 39(4): 560-568.

Ville de Hamilton. 2015. https://www.hamilton.ca/sites/default/files/media/browser/2015-02-18/final-beach-monitoring-report-2015.pdf.

Ville de Toledo. 2015. Algal Toxin Tap level Reports. En ligne, à l'adresse https://toledo.oh.gov/services/public-utilities/water-treatment/microcystin-tap-level-reports/ Consulté en mars 2020.

Vis C., A. Cattaneo et C. Hudon. 2008. « Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion ». *J. Phycol*. 44:38-44

Watson, S.B, et G.L. Boyer. Nearshore Areas of the Great Lakes 2009. State of the Lakes Ecosystem Conference 2008 Background Paper. Harmful Algal Blooms (HABs) in the Great Lakes: Current Status and Concerns.

Watson, S.B., et L. Molot. 2013. *Harmful Algal Blooms*. Chapter 55 Dans Férard, J.F., et C. Blaise. (dir. de publ.) Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology. Springer p. 575-596.

Watson, S.B., J. Ridal et G.L. Boyer. 2008. « Taste and odour and cyanobacterial toxins: impairment, prediction, and management in the Great Lakes ». J. *can. sci. halieut. aquat*. 65(8): 1779-1796.

Watson, S.B., M. Burley, J. Borisko et J. Lalor. 2009. Bay of Quinte Harmful Bloom Programme Phase 1. Rapport annuel du plan d'assainissement de la baie de Quinte http://www.bqrap.ca/publications/documentlibrary/getfile.cfm?id=260.

Watson, S.B., C. Miller, G. Arhonditsis, G.L. Boyer, W. Carmichael, M.N. Charlton, R. Confesor, D.C. Depew, T.O. Höök, S.A. Ludsin, G. Matisoff, S.P. McElmurry, M.W. Murray, R. Peter Richards, Y.R. Rao, M.M. Steffen et S.W. Wilhelm. 2016. « The re-eutrophication of Lake Erie: Harmful algal blooms and hypoxia ». *Harmful Algae* 56: 44-66.

Watson, S.Bb, R. Yang, B. Newbold et G.L. Boyer. 2011. Algal Bloom Response and risk management: on-site response tools. Rapport interne du NWRI.

Watzin, M.C., E. Brines Miller, A.D. Shambaugh et M.A. Kreider. 2006. « Application of the WHO alert level framework to cyanobacteria monitoring on Lake Champlain, Vermont ». *Environ. Toxicol*. 21(3): 278-288.

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

Liste des figures

Figure 1. Indice de gravité des proliférations d'algues dans l'ouest du lac Érié, de 2002 à 2017, de la NOAA-GLERL, selon la quantité de biomasse présente pendant le pic de 30 jours.
Source : NOAA-GLERL Experimental Harmful Algal Bloom Bulletin; https://www.glerl.noaa.gov//res/HABs_and_Hypoxia/lakeErieHABArchive/HAB20171107_2017035_LE.pdf (site en anglais)

Figure 2. a) Image composite en couleurs réelles du capteur OLCI du satellite Sentinel-3 de l'état des proliférations le 23 septembre 2017; b) représentation de la gravité des concentrations de chlorophylle *a* au pic des proliférations (présentée sous forme d'une moyenne mobile sur 14 jours afin de limiter le biais introduit par la couverture nuageuse); c) nombre d'observations satellites indiquant des concentrations de chlorophylle *a* >20 g/L (état modéré ou grave de la biomasse) entre juin et octobre 2017. Le nombre d'observations sans nuages par pixel était d'environ 80 au cours de cette période, et d) les séries chronologiques de l'indice de gravité des proliférations d'ECCC (produit de l'étendue spatiale des proliférations et de la teneur moyenne en chlorophylle) provenant du capteur OLCI pour la saison 2017, indiquant le début et le pic des proliférations.

Figure 3. Classification des concentrations de chlorophylle *a* dans les Grands Lacs, captées par satellite, selon le paramètre 1a du tableau 1. Les images enregistrées entre avril et octobre montrent une ou plusieurs situations où les concentrations de chlorophylle *a* variaient de 20 à 30 µg/L (modéré) et étaient supérieures à 30 µg/L (grave).

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

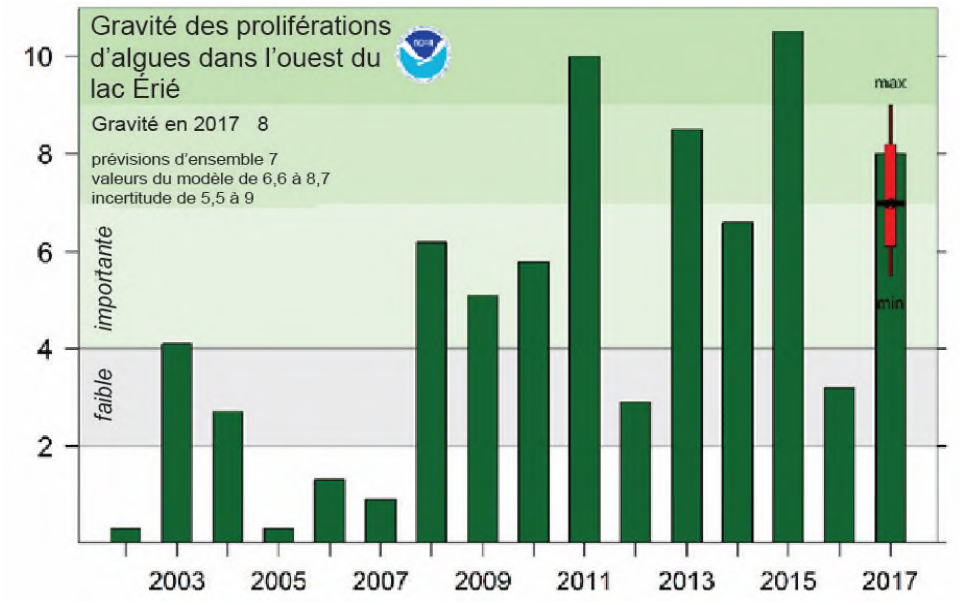


Figure 1. Indice de gravité des proliférations d'algues dans l'ouest du lac Érié, de 2002 à 2017, de la NOAA-GLERL, selon la quantité de biomasse présente pendant le pic de 30 jours

Source : NOAA-GLERL Experimental Harmful Algal Bloom Bulletin; https://www.glerl.noaa.gov//res/HABs_and_Hypoxia/lakeErieHABArchive/HAB20171107_2017035_LE.pdf (site en anglais)

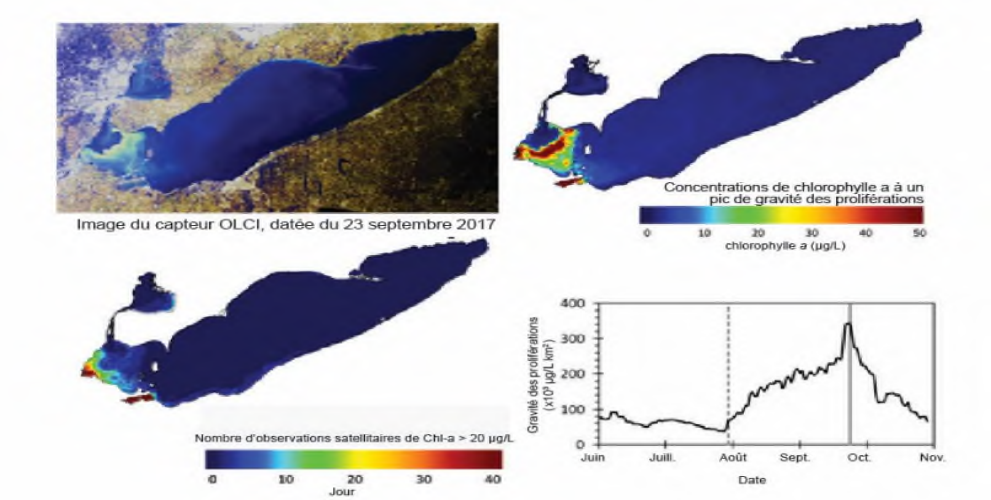


Figure 2. a) Image composite en couleurs réelles du capteur OLCI du satellite Sentinel-3 montrant l'état des proliférations le 23 septembre 2017; b) représentation de la gravité des concentrations de chlorophylle *a* au pic des proliférations (présentée sous forme d'une moyenne mobile sur 14 jours afin de limiter le biais introduit par la couverture nuageuse); c) nombre d'observations satellites indiquant des concentrations de chlorophylle *a* >20 g/L (état modéré ou grave de la biomasse) entre juin et octobre 2017. Le nombre d'observations sans nuages par pixel était d'environ 80 au cours de cette période, et d) les séries chronologiques de l'indice de gravité des proliférations d'ECCC (produit de l'étendue spatiale des proliférations et de la teneur moyenne en chlorophylle) provenant du capteur OLCI pour la saison 2017, indiquant le début et le pic des proliférations.

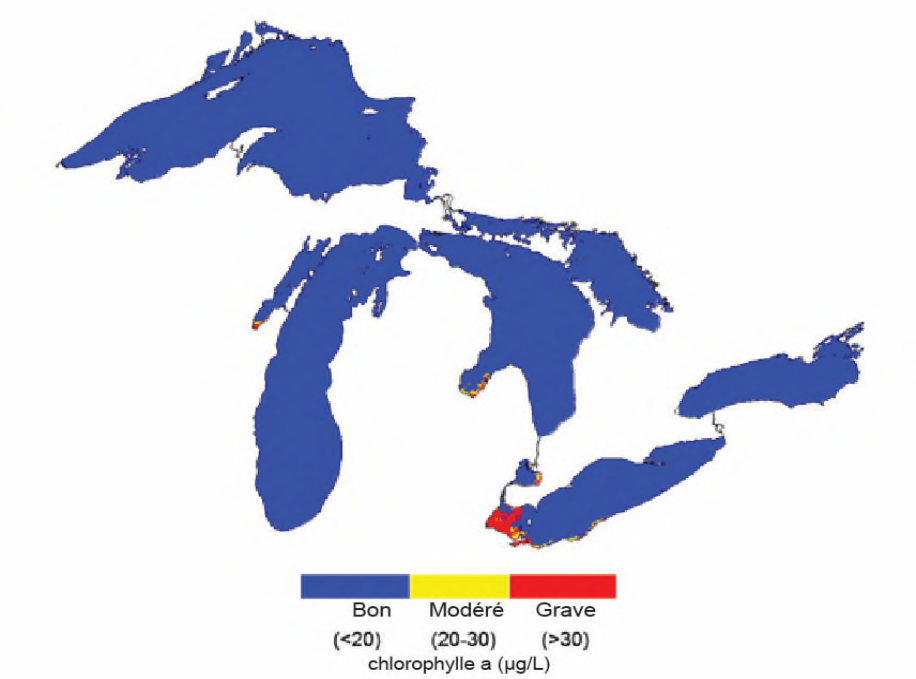


Figure 3. Classification des concentrations de chlorophylle *a* dans les Grands Lacs, captées par satellite, selon le paramètre 1a du tableau 1. Les images enregistrées entre avril et octobre montrent une ou plusieurs situations où les concentrations de chlorophylle *a* variaient de 20 à 30 µg/L (modéré) et étaient supérieures à 30 µg/L (grave).

[i] L'échelle d'évaluation du chl-a est fondée sur l'indice trophique de Carlson de 1977 (états oligotrophe, mésotrophe et eutrophe) et celle de la biomasse du plancton, sur Downing et coll. (2001).

[ii] Ces données ne concernent que les espèces susceptibles de produire des toxines. Il est possible d'établir la dominance des proliférations par les cyanobactéries par l'une des méthodes suivantes : a) évaluation qualitative (ou quantitative) à partir d'une inspection au microscope qui indique une abondance élevée (> 80 %) de cyanobactéries, 2) des instruments de mesure in vivo utilisant des sondes appropriées (p. ex., YSI®, bbe-Moldaenke® AOA ou FluoroProbe ou Walz® PhytoPAM) qui peuvent faire la distinction entre la chlorophylle propre aux cyanobactéries et la chlorophylle totale, ou l'imagerie satellitaire qui peut distinguer la biomasse ou chlorophylle propre aux cyanobactéries de la biomasse ou chlorophylle d'algues totale.

Un *potentiel* élevé de production de microcystines est établi soit 1) par l'examen visuel d'un ou de plusieurs échantillons permettant de déterminer que la prolifération contient un nombre significatif de certaines espèces de *Microcystis* (*M. wesenbergii* n'est pas connu pour être toxique). Notez que la plupart des espèces ont des souches à la fois toxiques et non toxiques qui peuvent être présentes ensemble ou séparément. Les efflorescences dominées par *Planktothrix/ Oscillatoria, Aphanizomenon, Limnoraphis* ou *Anabaena/Dolichospermum* sont moins susceptibles de produire des microcystines, et la toxicité doit être évaluée en utilisant des mesures directes de toxicité ou la technique PCR (voir ci-dessous) ou encore le paramètre 1. Des techniques moléculaires telles que l'amplification en chaîne par polymérase (PCR) peuvent être utilisées pour déterminer la présence de l'opéron de biosynthèse (*mcy*) et le potentiel de biosynthèse des microcystines, mais la présence de cet opéron sans biomasse cyanobactérienne significative ou production de toxines ne constitue pas en soi une indication suffisante de dégradation des proliférations d'algues nocives.

[iii] Les concentrations de chlorophylle *a* totale peuvent être mesurées à l'aide de plusieurs méthodes différentes, dont la méthode 445.0 de l'EPA pour la chlorophylle *a* extraite, des mesures in vivo dans l'eau prises par une sonde de qualité étalonnée de façon appropriée ou des images satellitaires appropriées. Une concentration de 30 µg/L a été choisie en fonction d'indicateurs antérieurs (p. ex. Carlson, 1977) et est étayée par les recherches actuelles qui montrent que les concentrations de chlorophylle supérieures à 30 µg/L peuvent dans une probabilité de 90 % contenir les gènes *mcy* (Hotto, 2007).

[iv] Il s'agit de données fondées sur le rendement, et la ou les méthodes utilisées pour mesurer les microcystines ne sont pas précisées. Elles peuvent inclure la mesure des toxines particulaires ou dissoutes par dosage immuno-

enzymatique (ELISA), des essais d'inhibition de la protéine phosphatase (PPIA), la chromatographie liquide couplée à la spectroscopie de masse (CPL-SM ou CPL-SM/SM) ou une autre technique appropriée.

[v] Il s'agit d'un changement par rapport à la prise en compte d'un seul congénère des microcystines (microcystine-LR) et la mesure de plusieurs congénères des microcystines. Plusieurs des méthodes actuellement utilisées (ELISA) ne font pas de distinction entre les congénères. Bon nombre des autres congénères des microcystines (MC-RR, MC-LA) ont une toxicité semblable à celle de la microcystine-LR et peuvent être présents dans des échantillons d'eau en l'absence de la microcystine-LR. Ce changement tient compte du fait que ces toxines peuvent aussi poser un risque pour la santé. Nous recommandons ici d'utiliser la valeur totale combinée de toutes les toxines mesurées.

[vi] Nous proposons 1,5 µg/L comme seuil inférieur (c.-à-d. non altéré) pour être conforme aux concentrations recommandées par l'EPA des États-Unis et Santé Canada pour la consommation d'eau potable par un adulte. Nous proposons 20 µg/L comme seuil supérieur pour les raisons suivantes :

- Actuellement, l'OMS propose d'utiliser une valeur de 10 µg/L quand les risques sont faibles et de 20 µg/L quand les risques sont modérés à élevés.
- Au Canada, Santé Canada et certaines provinces recommandent actuellement le seuil de 20 µg/L pour l'utilisation de l'eau à des fins récréatives.
- Une valeur indicative de 4 µg/L proposée par l'USEPA est fondée sur l'ingestion d'eau pendant la baignade en présence d'une efflorescence. Cette valeur peut être trop protectrice étant donné que les utilisations récréatives des eaux des Grands Lacs comprennent souvent des activités comme la navigation de plaisance, la voile ou la pêche qui n'impliquent pas de contact prolongé avec l'eau.

[vii] Il est proposé de faire passer la valeur de 1,0 µg/L (seuil d'émission d'un avis pour l'eau potable, recommandé par l'OMS) à 1,5 µg/L (seuil d'émission d'un avis pour la consommation d'eau potable par des adultes, recommandé par l'USEPA et ECCC) afin de la rendre conforme aux règlements en vigueur adoptés par les deux pays.

[viii] Valeur provisoire, fondée sur des données non publiées (peut faire l'objet d'une révision).

[ix] Valeur actuellement fondée sur le dénombrement des bactéries; selon nous, elle pourrait inclure des mesures des indicateurs de proliférations d'algues nocives et des indicateurs de matières fécales.

[x] Données sur les affluents, Université de Heidelberg. http://www.heidelberg.edu/academiclife/distinctive/ncwqr/data; données sur les proliférations d'algues nocives et l'hypoxie de la NOAA-GLERL, http://www.glerl.noaa.gov/res/HABs_and_Hypoxia/.

[xi] https://www.ontario.ca/fr/donnees/programme-de-surveillance-de-leau-potable.

Sous-indicateur : *Cladophora*

Évaluation globale
État : Médiocre
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme (1995-2017) : Indéterminée
Justification : Les algues du genre *Cladophora* se répartissent largement dans de vastes régions des zones littorales (eaux littorales) des lacs Ontario et Michigan et du bassin oriental du lac Érié. Dans le lac Huron, la nuisance se limite à des emplacements isolés. Il n'y a pas de signes de salissures algales dans le lac Supérieur. Les tendances dans le temps sont difficiles à déterminer à cause du manque de surveillance de portée spatiale et temporelle suffisante pour évaluer les tendances de la répartition ou de la biomasse, ce qui donne lieu à une tendance à long terme « indéterminée ». Des indications empiriques et non scientifiques nous donnent à penser que les niveaux récents de biomasse dans les lacs Érié, Ontario, Huron et Michigan est comparable à celle qui a été observée dans les années 1960 et 1970, lorsque les conditions étaient considérées comme étant problématiques.

Les définitions relatives à l'évaluation de la situation et des tendances suivent la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (fondée sur des renseignements anecdotiques) : Inchangée
Justification : L'encrassement des rives du lac Supérieur par les cladophores n'a pas été un problème dans le passé; c'est aussi le cas du degré de nuisance par les cladophores observé sur le lit du lac, vraisemblablement grâce à la faible charge de phosphore et de l'absence de moules envahissantes de la famille des Dreissenidés dans le lac Supérieur.

Lac Michigan
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (2006-2018) : Indéterminée
Justification : Les cladophores se propagent à un degré nuisible sur de vastes superficies de la zone littorale du lac Michigan. La surveillance des cladophores a eu lieu sur deux principaux sites : au large de la plage Atwater (au nord de Milwaukee) et dans la baie Good Harbor (dans la région du parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore). La biomasse maximale de cladophores varie considérablement dans ces deux sites d'une année à l'autre. Même si certains signes montrent que la biomasse à proximité de la plage Atwater pourrait avoir diminué entre 2006 et 2016, la biomasse dans la baie Good Harbor a été constamment élevée entre 2010 et 2018. Avant 2006, il n'y avait aucun programme officiel de surveillance des cladophores dans le lac Michigan. D'après des rapports qualitatifs antérieurs et des séries chronologiques de l'imagerie satellitaire, la biomasse des cladophores était élevée dans les années 1970; elle avait diminué dans les années 1980 après des baisses des charges et des concentrations de phosphore dans le lac; et elle a augmenté de nouveau à la fin des années 1990 en même temps que l'établissement des moules de la famille des Dreissenidés. Elle est demeurée relativement élevée depuis.

Lac Huron
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme (2006-2015) : Indéterminée
Justification : La biomasse des cladophores approche des niveaux nuisibles dans des zones localisées qui coïncident avec les points d'apports d'éléments nutritifs sur les rives canadiennes du bassin principal. La surveillance sur le terrain, quoique limitée, indique que la biomasse de cladophores est généralement faible et inférieure aux niveaux nuisibles. Néanmoins, l'encrassement périodique du rivage par des mélanges de macroalgues (charophytes et

cladophores) et de périphyton (diatomées) est courant. Les cladophores ne se trouvent pas à des niveaux visibles à l'échelle macroscopique dans la zone littorale de l'est de la baie Georgienne; elles n'encrassent pas non plus le rivage de la baie.

Lac Érié
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1995-2017) : Indéterminée
Justification : Les cladophores restent largement réparties le long d'une grande partie de la rive septentrionale du bassin oriental, ainsi que dans les hauts-fonds où le substrat est suffisamment dur pour permettre aux cladophores de s'y fixer. La surveillance de 4 à 5 transects entre Port Dover (Ontario) et Port Colborne (Ontario) depuis 2012 montre que la biomasse est variable d'une année à l'autre, mais qu'elle reste égale ou supérieure aux conditions de nuisance à la plupart des sites échantillonnés. Les apports de phosphore tant extracôtiers que locaux sont responsables de cette prolifération élevée. Rien n'indique que les tendances se sont améliorées ou se sont dégradées entre 2007 et 2017 dans le lac Érié, car la variation interannuelle est considérable. Avant le début de la surveillance en 2012, les évaluations des cladophores dans l'est du lac Érié s'effectuaient de façon ponctuelle de 1995 à 2001 dans le cadre d'activités de suivi exploratoire et de recherche et en réponse aux préoccupations régionales.

Lac Ontario
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme (1998-2017) : Indéterminée
Justification : Les cladophores sont largement réparties dans le lac Ontario. La biomasse dépasse systématiquement les conditions de nuisance là où un substrat dur domine le fond littoral du lac. Des relevés de récentes années indiquent que des conditions de nuisance prévalent au voisinage de sources ponctuelles d'apport, ainsi que dans des régions éloignées de toute source connue. La variabilité interannuelle est comparable à celle qui est constatée dans les lacs Érié et Michigan, et le manque de données de surveillance à long terme entrave l'évaluation des tendances.

Définitions pour l'évaluation de la situation
Bon : Biomasse dans le lac < 50 g de poids sec/m^2
Passable : Biomasse dans le lac > 50 g et < 75 g de poids sec/m^2
Médiocre : Biomasse dans le lac > 75 g de poids sec/m^2
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions pour l'évaluation des tendances
S'améliore : La biomasse de cladophores dans le lac affiche un changement significatif vers des conditions plus acceptables.
Inchangée : La biomasse de cladophores dans le lac n'affiche aucun changement significatif.
Se détériore : La biomasse de cladophores dans le lac affiche un changement significatif vers des conditions inacceptables.
Indéterminée : Les mesures n'indiquent aucune tendance globale claire, ou l'on ne dispose pas des données nécessaires à l'établissement d'une tendance.

Paramètres et/ou cibles
En 1982, Canale et Auer ont défini le niveau nuisible de la propagation des cladophores comme étant une culture sur pied maximum de > 50 g de poids sec/m^2. Il pourrait toutefois être nécessaire de revoir cette cible, parce que les cladophores atteignent désormais des profondeurs supérieures et ne sont pas confinées à proximité des sources ponctuelles, comme c'était le cas lorsque Canale et Auer ont effectué leurs études sur le lac Huron. Une biomasse plus faible répartie sur de plus grandes superficies du lit du lac peut quand même avoir des effets négatifs sur l'encrassement des plages. Par ailleurs, dans les zones où le substrat rocheux est épars, une culture sur pied de plus de 50 g de poids sec/m^2 sur des roches individuelles peut avoir des effets négatifs (encrassement des plages) minimes. La cible actuelle n'a pas d'échelle spatiale, et il faudra peut-être tenir compte de la zone touchée pour déterminer si la biomasse des cladophores a atteint des niveaux nuisibles. Des travaux supplémentaires seraient nécessaires pour déterminer si cette cible doit être révisée et si des cibles différentes peuvent être appropriées pour différentes régions.

Raison d'être du sous-indicateur

Le sous-indicateur sert à évaluer les tendances spatiales et dans le temps de la biomasse de *Cladophora* dans les Grands Lacs. Les données peuvent être utilisées pour déduire la disponibilité des cladophores au transport vers les rives du lac où elles peuvent encrasser les plages et boucher les prises d'eau, ainsi que leur participation éventuelle à d'autres effets préjudiciables, comme le botulisme aviaire.

Objectif pour l'écosystème

Les eaux et les plages devraient être sans danger pour des utilisations récréatives et être libres d'algues nuisibles, qui peuvent exercer un effet préjudiciable sur l'infrastructure d'approvisionnement en eau potable et l'utilisation des plages, présenter une menace pour la santé humaine en abritant des agents pathogènes, et contribuer à des conséquences défavorables pour la santé de l'écosystème, notamment le botulisme aviaire. Ce sous-indicateur appuie de façon optimale le travail mené pour atteindre le sixième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs (AQEGL) de 2012 qui énonce que l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'éléments nutritifs entrant directement ou indirectement dans les eaux du fait d'une activité humaine dans des quantités favorisant la croissance d'algues et de cyanobactéries qui interfèrent avec la santé de l'écosystème aquatique ou l'utilisation humaine de l'écosystème ». Ce sous-indicateur s'inscrit également à l'appui du deuxième objectif général de l'Accord qui stipule que l'eau des Grands Lacs devrait « permettre la baignade et d'autres activités récréatives sans restrictions dues à des préoccupations quant à la qualité de l'environnement ».

Mesure

Ce sous-indicateur permettra d'indiquer la biomasse de cladophores exprimée en grammes de poids sec/m^2 (culture sur pied). En plus de la biomasse, la teneur en phosphore des tissus de cladophores représente également une mesure utile. Toutefois, son utilisation comme indicateur doit tenir compte de la disponibilité de la lumière, car la teneur en phosphore des tissus est fortement influencée à la fois par la concentration en phosphore dissous et par l'éclairement énergétique. Vu le rôle apparent des moules de la famille des Dreissenidés comme source immédiate d'éléments nutritifs pour les cladophores, les mesures de la densité de ces moules sont également utiles. Des stations de surveillance préliminaire des sites sentinelles ont été choisies dans les lacs Érié et Ontario, selon leur caractère représentatif de conditions environnementales plus vastes ou plus locales. Par conséquent, les résultats devront être interprétés en fonction de divers facteurs, notamment la disponibilité de la lumière (c.-à-d. profondeur et turbidité) et la proximité des apports riverains (p. ex. affluents). Il importe de prêter attention à la direction dominante des courants littoraux, car les conditions en matière d'éléments nutritifs et de lumière peuvent varier sur des échelles spatiales relativement petites (< 2 km) selon que les sites sont en amont ou en aval de tout apport riverain.

La surveillance à long terme des *cladophores* s'effectue actuellement dans le contexte de programmes de recherche universitaires sur deux sites du lac Michigan (à proximité de Milwaukee et du parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore). La surveillance annuelle des cladophores est effectuée par Environnement et Changement climatique Canada depuis 2012 dans l'est du lac Érié et depuis 2017 sur la rive nord du lac Ontario. L'EPA des États-Unis et l'USGS ont quant à eux entrepris une surveillance continue dans les quatre Grands Lacs d'aval en 2018. L'échantillonnage quantitatif des cladophores, habituellement effectué par des plongeurs, est difficile sur le plan logistique et sensible à la méthode employée; c'est pourquoi il pourrait être nécessaire de normaliser davantage les méthodes entre les lacs et les organisations.

Conditions écologiques

Contexte

Les algues sont naturellement présentes dans les réseaux d'eau douce. Elles sont un élément essentiel du réseau trophique aquatique et des écosystèmes sains. Cependant, une trop grande ou trop faible quantité d'algues peut donner lieu à des effets négatifs sur la qualité de l'eau, les écosystèmes ou la santé humaine.

Les cladophores sont des algues filamenteuses vertes qui poussent sur des substrats durs dans l'ensemble des Grands Lacs. L'encrassement des rives par de grands tapis en décomposition d'algues filamenteuses (principalement du genre *Cladophora*) pendant les mois d'été était déjà un phénomène habituel dans les Grands Lacs inférieurs au milieu du XXe siècle (Taft et Kishler, 1973). Ces proliférations, généralement attribuées à une pollution excessive au phosphore, provoquaient l'indignation du public et étaient désignées comme un problème émergent dans le cadre de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs de 1978. Une recherche ciblée menée à la fin des années 1970 est généralement parvenue à la conclusion que les réductions de l'apport de phosphore (P), qui étaient mises en œuvre dans le cadre de l'AQEGL, contribueraient à une réduction de la croissance nuisible des cladophores (Auer et Canale, 1982). Un petit nombre de rapports documentés (Canale et Auer, 1982; Painter et Kamaitis, 1987) et non scientifiques (p. ex. Painter et McCabe, 1987) a indiqué que les programmes de réduction du phosphore connaissaient un certain succès pour réduire la propagation des cladophores, mais aucune surveillance systématique

n'a été effectuée. Au milieu des années 1990, des rapports faisant état d'encrassement du rivage ont commencé à apparaître dans le lac Érié (Howell, 1998), et au début des années 2000, s'étaient étendus aux lacs Ontario (DeJong, 2000; Malkin et coll., 2008) et Michigan (Bootsma et coll., 2005). La résurgence récente du problème d'algues littorales dans certaines zones et d'autres changements qui se sont produits dans l'écosystème ont compliqué le problème davantage. Une histoire plus détaillée et réfléchie des cladophores dans les Grands Lacs est fournie par Higgins et coll. (2008) et Auer et Bootsma (2009).

Les conséquences préjudiciables pour l'économie, l'esthétique et l'utilisation récréative et d'une biomasse excessive de *Cladophora* sont bien documentées et comprennent l'encrassement des plages et des rivages résidentiels, l'obstruction de prises d'eau municipales et industrielles et le spectacle esthétiquement désagréable et les éventuels agents pathogènes que présentent des tapis flottants de matière organique en décomposition le long du rivage des lacs (Higgins et coll., 2008; Peller et coll., 2014, Ishii et coll., 2006; Chun et coll., 2017). Les conséquences écologiques de la croissance et de la biomasse excessives des cladophores sont moins bien comprises, mais peuvent être néanmoins importantes. Les cladophores passent généralement pour constituer une mauvaise ressource alimentaire pour les brouteurs (Dodds et Gudder, 1992); par conséquent, les peuplements sur pied étendus peuvent représenter un puits d'éléments nutritifs importants (bien que peut-être temporaire) pendant une grande partie de la saison de croissance (Higgins et coll., 2005). L'accumulation de tapis fixés ou dérivants peut se solder par des conditions hypoxiques transitoires dans les régions littorales peu profondes (Gubelit et Berezina, 2010) et les dépressions plus importantes (Tyner, 2013), qui peuvent avoir des effets délétères sur les communautés d'invertébrés (Berezina et Golubkov, 2008) et créer un environnement propice au développement du botulisme et d'autres agents pathogènes, créant ainsi un risque pour le poisson et la faune (Chun et coll., 2015).

État de l'écosystème

Conditions actuelles

On continue de trouver des endroits affectés par une biomasse excessive de cladophores dans une grande partie du lac Ontario et du lac Michigan, ainsi que sur le rivage septentrional de la partie orientale du lac Érié. Pour le lac Huron, les rapports de biomasse excessive se limitent généralement à des endroits isolés le long du rivage sud-est du lac (figure 1). Une récente évaluation de l'imagerie satellitaire de 2008-2011 indique que les cladophores et d'autres végétations aquatiques submergées couvrent jusqu'à 40 % du fond littoral du lac visible par satellites (lac Huron – 15 %, lac Érié – 23 %, lac Michigan – 28 %, lac Ontario – 40; Brooks et coll., 2015). Une prochaine étape consisterait à mieux fusionner l'information sur la superficie couverte avec les évaluations de la biomasse propres à chaque site afin d'assurer un meilleur suivi de la biomasse totale dans les lacs.

Lac Supérieur

L'étude détaillée de la communauté d'algues filamenteuses du lac Supérieur n'a pas été effectuée en profondeur depuis la période de 1969 à 1971 (Parker, 1979). Des études localisées menées dans les années 1960 (Herbst, 1969), 1970 (Gerloff et Fitzgerald, 1976) et 1980 (Auer et Canale, 1981; Jackson et coll., 1990) ont permis de repérer des cladophores à des endroits adjacents à des sources ponctuelles évidentes de rejets de phosphore et/ou d'eau chaude. Bien que les données quantitatives soient généralement insuffisantes, ces études indiquent que l'abondance de cladophores a été jugée relativement faible. De récents relevés effectués en 2017 n'ont pas permis de détecter la présence de cladophores aux sites du lac Supérieur (Ted Ozersky, University of Minnesota-Duluth, comm. pers.). On suppose que les températures basses, les faibles concentrations de phosphore et l'absence de moules de la famille des Dreissenidés peuvent limiter la prolifération des cladophores dans les eaux du lac Supérieur.

Lac Michigan

Dans le lac Michigan, la preuve non scientifique (principalement des observations d'accumulation sur les plages et d'encrassement des prises d'eau) indique que les cladophores ont atteint des niveaux de nuisance depuis le milieu des années 1990 jusqu'à la fin de cette décennie. La biomasse a été surveillée à un endroit situé à environ 7 km au nord du port de Milwaukee depuis 2006. Les mesures indiquent que le pic de la biomasse varie d'année en année, allant d'un sommet de 268 g/m^2 en 2008 à un plancher de 38 g/m^2 en 2014. Les niveaux de biomasse les plus élevés ont été observés de 2006 à 2011. Depuis 2012, les niveaux maximums de la biomasse ont été plus modiques, mais il continue d'y avoir des problèmes avec l'encrassement des plages et des prises d'eau. Les enregistrements sur 10 ans donnent à penser qu'il peut y avoir eu une tendance à la diminution de la biomasse maximale estivale, mais cette série chronologique n'est pas suffisamment longue pour confirmer s'il s'agit d'une véritable tendance ou simplement d'une variation interannuelle. La biomasse de cladophores et la teneur en phosphore sont également surveillées depuis 2010 sur un récif peu profond dans la baie Good Harbor, à proximité près du parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore. Entre 2010 et 2017, la biomasse a atteint ou dépassé 200 g de poids sec/m^2 la plupart des

années, et la teneur en phosphore a souvent été supérieure à 0,6 µg/mg, ce qui est considéré comme le seuil minimal pour la croissance des cladophores (figure 2). Il est intéressant de noter que la biomasse des cladophores à cet endroit dépasse régulièrement celle mesurée près de Milwaukee, malgré l'absence de tout apport externe important d'éléments nutritifs dans la région de la baie Good Harbor.

Lac Huron

La biomasse de cladophores peut atteindre des conditions de nuisance au voisinage de points d'entrée d'éléments nutritifs dans des régions isolées le long du rivage sud-est. L'encrassement épisodique de plages se produit sporadiquement depuis 2004, bien que l'ampleur de l'encrassement du rivage soit considérablement moins grave que celui qu'éprouvent les lacs Michigan, Érié et Ontario. En 2013 et en 2014, des mesures limitées ont été effectuées à une profondeur d'un mètre près de Goderich (Ontario) (affecté par un déversement d'une UTEU municipale) et Kincardine (Ontario) (touché par un petit drain agricole d'amenée). La biomasse à Goderich était de 46 g/m^2 et 49 g/m^2 respectivement, tandis qu'à Kincardine, elle était de 21 g/m^2 et 33 g/m^2 respectivement. Des observations semblables de croissance localisée de cladophores directement adjacente à des points de déversement d'éléments nutritifs ont été faites le long du rivage ces dernières années comme par le passé (Barton et coll., 2013; Howell, observations personnelles). L'étendue spatiale de la croissance à ces endroits était limitée. Sur de plus grandes étendues du rivage oriental, les cladophores poussent jusqu'à des profondeurs de 20 m, bien que la biomasse dépasse rarement 10 à 20 g/m^2 (Barton et coll., 2013). Une étude menée en 2014 par le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario de 48 sites dans l'est de la baie Georgienne a trouvé peu de cladophores sur le substrat dur et en majeure partie nu qui a été étudié (figure 1). Stefanoff et coll. (2018) ont signalé que les moules dreissenidées étaient le meilleur prédicteur du pourcentage de couverture des algues benthiques et des cladophores dans l'est du lac Huron. Les cladophores font partie d'un assemblage cosmopolite de macroalgues benthiques dans la baie Saginaw, lié à l'encrassement épisodique des plages par des matières organiques en décomposition.

Lac Érié

Dans le lac Érié, les cladophores ont atteint des niveaux de nuisance depuis le milieu des années 1990, principalement le long du rivage septentrional du bassin oriental (Howell, 1998). La biomasse a été mesurée peu fréquemment entre 1995 et 2012, mais un effort considérable consenti en 2001-2002 (Higgins et coll., 2005) comportait l'ensemble de données le plus exhaustif sur le plan spatial. Depuis 2012, l'évaluation régulière de la biomasse a été effectuée à 4-5 transects au voisinage de la rivière Grand, s'étendant vers l'est jusqu'à Port Colborne (Ontario) par Environnement et Changement climatique Canada (figure 3). La variation interannuelle du pic de la biomasse est élevée entre ces sites et n'affiche aucune tendance temporelle (figure 3). La croissance des cladophores est favorisée par une lumière abondante et des températures élevées; c'est pourquoi la biomasse tend à être plus importante au cours des années caractérisées par un faible débit fluvial et des périodes de croissance chaudes et sèches, et plus faible au cours des années caractérisées par un débit fluvial élevé et des périodes de croissance fraîches et humides (Depew et coll., en prép.). D'autres échantillons recueillis à des profondeurs de 3 et 6 m dans des hauts-fonds (Nanticoke; ~ 7 km au sud-ouest de Port Dover [Ontario]) en 2016 dépassaient 50 g de poids sec/m^2, ce qui indique que même les secteurs éloignés des apports évidents en éléments nutritifs peuvent être touchés par une biomasse algale élevée. Les résultats de la modélisation effectuée par Valipour et coll. (2016) indiquent que la remontée des eaux extracôtières peut donner lieu à des apports importants en phosphore réactif soluble (PRS) dans les zones littorales certaines années, soutenant potentiellement la croissance régionale des cladophores sans intervention de sources locales.

Lac Ontario

Il est manifeste depuis de nombreuses années que des parties du lit peu profond du lac Ontario ont été colonisées largement et intensément par les cladophores (Wilson et coll., 2006; Malkin et coll., 2008; Higgins et coll., 2012). La tendance générale à long terme des niveaux nuisibles de cladophores dans les années 1960 et 1970, la réduction dans les années 1980 et 1990 et la nouvelle augmentation au cours des deux dernières années ressemblent généralement à ce que l'on observe dans les lacs Érié et Michigan. Des mesures des cladophores ont été effectuées sporadiquement dans un vaste ensemble d'endroits sans qu'il y ait de surveillance systématique sur une longue période. Les caractéristiques générales des cladophores, qui ont été confirmées dans des relevés plus récents effectués par le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et Environnement et Changement climatique Canada en 2012-2013, 2015 et 2017-2018, comportent une couverture de surface élevée au point de recouvrir entièrement le substrat dur, une forte atténuation de la biomasse avec la profondeur, mais une couverture persistante jusqu'à des profondeurs de plus de 10 à 20 m, coexistant habituellement avec une forte couverture de moules dreissenidées, et fréquemment avec d'autres algues filamenteuses vertes,

notamment du genre *Spirogyra*. Des niveaux de la biomasse supérieurs à 50 g/m^2 ont été constatés aux endroits surveillés sur les rives orientale, centrale et occidentale du principal bassin du lac; cependant, il y a peu de données sur la présence de cladophores dans le bassin oriental du lac. La variabilité élevée à court terme et spatiale des niveaux de la biomasse rendent difficile de tirer des conclusions sur les tendances de la variation spatiale et temporelle. La constatation de Higgins et coll. (2012) indiquant que les niveaux de *Cladophora* sont plus élevés dans la zone du rivage urbanisé demeure une hypothèse centrale et importante qui influe sur l'orientation de récentes études (p. ex. Auer, 2014; Howell, 2018), ce qui souligne le besoin de gérer le phosphore sur l'ensemble du rivage développé du lac. Toutefois, des études supplémentaires pourraient être nécessaires puisqu'on n'a encore trouvé aucune association claire entre les configurations spatiales de la charge de phosphore et la biomasse de cladophores (Howell et Dove, 2017; Howell, 2018).

Résumé

Les déterminants proximaux de la croissance des cladophores sont raisonnablement bien compris. Des modèles numériques qui sont déterminés principalement par trois variables – la température, l'irradiance et la concentration de phosphore réactif dissous (PRD) – ont un rendement modérément bon pour simuler la croissance des cladophores (Higgins et coll., 2006; Malkin et coll., 2008; Tomlinson et coll., 2010; Auer et coll., 2010). Cependant, il demeure une incertitude au sujet des processus qui régulent ces déterminants en dernière analyse. Tout porte à penser que les moules dreissenidées jouent un rôle important, à la fois à cause de leur capacité d'éclaircir la colonne d'eau (et, de ce fait, accroître l'irradiance *in situ*) en retirant la matière particulaire, et de recycler le phosphore, ce qui rend le phosphore dissous plus disponible dans la couche près du fond où pousse les cladophores (p. ex. Ozersky et coll., 2009; Martin, 2010; Dayton et coll., 2014). Il n'est pas clair à l'heure actuelle si l'augmentation du phosphore près du lit du lac provient de l'excrétion d'éléments nutritifs solides comme déchets métaboliques (c.-à-d. Conroy et coll., 2005) ou éventuellement d'une reminéralisation améliorée d'algues non comestibles et d'autres détritus qui s'accumulent dans les lits de moules. Le rôle des dreissenidées est mis en évidence par les observations des taux de production accrus de cladophores en présence des moules (p. ex. Davies et Hecky, 2005) et la présence d'une forte biomasse de cladophores, même dans des régions où il n'y a pas d'apports importants d'éléments nutritifs (Wilson et coll., 2006; Depew et coll., 2011). Cette situation est différente de ce qui fut le cas dans les années 1960 et 1970, lorsque les cladophores étaient associées principalement à des sources ponctuelles d'éléments nutritifs. Par exemple, en 2015, la biomasse dans la baie Good Harbor (près des dunes Sleeping Bear) dans le lac Michigan, où il n'y a aucune source d'affluents importante d'éléments nutritifs, a atteint un sommet à 186 g/m^2 p.s., tandis que la biomasse maximale à plusieurs kilomètres au nord du port de Milwaukee, qui a été une source nutritive importante, était de 38 g/m^2 p. s. Cependant, dans d'autres régions (en l'occurrence le lac Ontario), il y a des indications que les apports d'éléments nutritifs locaux exercent effectivement une influence locale sur la biomasse de cladophores (Higgins et coll., 2012).

L'état de la biomasse et du phosphore comme indicateurs

La surveillance de la biomasse dans les lacs a été et demeure un paramètre de prédilection pour évaluer la situation des cladophores. La biomasse sur pied maximale est habituellement atteinte au milieu de l'été, bien que le moment exact varie d'une année et d'un emplacement à l'autre. Les taux de croissance et les processus de perte (c.-à-d. le décrochement) varient sur de courtes périodes (d'heures à jours) en réaction aux conditions environnementales (c.-à-d. l'action du vent et des vagues, la turbidité, l'apport d'éléments nutritifs, le régime thermique). Ceci débouche généralement sur une importante variabilité spatiale et temporelle de la biomasse fixée à un moment donné (p. ex. figure 3). Des comparaisons de mesures de la biomasse effectuées à un moment donné sur des gradients spatiaux et temporels peuvent être trompeuses faute de tenir convenablement compte des conditions environnementales et du contexte.

Les méthodes de surveillance des cladophores ont été examinées dans le rapport de 2017 sur les cladophores. Elles comprennent la collecte d'échantillons prélevés au hasard à des endroits de surveillance sélectionnés (Higgins et coll., 2005), des méthodes hydroacoustiques (Depew et coll., 2009) et la télédétection (Schuchman et coll., 2013). De récentes études donnent à penser que la surveillance *in situ* au moyen d'imagerie en mouvement accéléré peut également être une méthode utile pour surveiller la biomasse de cladophores (Bootsma et coll., 2015). Chacune de ces approches a des avantages et des inconvénients connexes à la couverture spatiale, à l'exactitude et à la précision quantitatives, à la difficulté technique et au coût. Par exemple, les méthodes d'imagerie par télédétection et de relevés acoustiques possèdent le potentiel d'élargir la portée géographique de l'évaluation et de moduler une partie de la variabilité de la biomasse induite par des processus agissant à des échelles allant du mètre au sous-kilomètre (c.-à-d. la microrépartition du substrat, le degré d'exposition, la variation dans un climat lumineux); cependant, elles présentent des problèmes de précision et d'exactitude lorsque l'on estime la biomasse. Même dans le cas d'études

quantitatives, les différences de protocoles et d'approches pour la collecte de la biomasse peuvent ajouter une incertitude supplémentaire. Les difficultés particulières restantes comprennent : 1) la détermination de l'exactitude avec laquelle la biomasse superficielle peut être déterminée au moyen d'imagerie satellitaire; 2) l'élaboration de méthodes et d'approches d'échantillonnage/de mesure qui sont relativement simples tout en tenant compte de la variabilité spatiale et temporelle.

Le contenu de P (ou situation de P) des filaments d'algue est depuis longtemps considéré comme une mesure utile pour évaluer la situation des cladophores et le potentiel d'efficacité de la gestion du P pour le contrôle de la croissance. Exprimé plus communément comme la proportion de poids sec (% p. s.; Q_P), on pense que Q_P fournit une mesure temporellement intégrée de l'exposition des algues au P qui a) élimine l'incertitude relative à l'apport de P créée par des mesures du PRD à un moment donné de la colonne d'eau sus-jacente (qui sont souvent proches ou inférieures à la limite de détection) et b) représente l'exposition et l'absorption de P par l'algue dans son habitat physique (c.-à-d. sur le lit du lac). En général, les valeurs qui dépassent 1,6 mg g^1 (0,16 %) sont considérées comme étant saturées en P, les valeurs situées dans une fourchette de 1,6 à 0,6 mg g^1 (0,16 à 0,06 %) sont limitées en P, tandis que les valeurs inférieures à 0,06 % sont critiquement limitatives et insuffisantes pour maintenir des taux de croissance positifs nets. Cependant, les limites en P ne peuvent pas être inférées uniquement à partir de Q_p, pour la simple raison que d'autres facteurs peuvent agir sur les niveaux de P internes. Q_p peut être un indicateur inexact de la disponibilité du P, puisque l'on sait que les taux d'absorption de P peuvent varier de plusieurs degrés lorsque Q_p est faible (Auer et Canale, 1982). En outre, l'utilisation de Q_p pour inférer la disponibilité du P exige d'interpréter le contexte du milieu de croissance (lumière, température et degré de colonisation des épiphytes sur les cladophores). Dans les eaux à turbidité persistante ou profondes, la croissance des cladophores sera limitée par le manque de lumière; les algues ne seront donc pas en mesure de diluer les stocks internes de phosphore de manière à atteindre les quotas cellulaires minimaux. Par ailleurs, un éclairement énergétique plus élevé dans les eaux très claires et/ou les zones peu profondes donneront lieu à des taux de croissance susceptibles d'épuiser rapidement les stocks internes de phosphore. Les travaux de recherche menés dans le lac Michigan en 2015 ont révélé que la biomasse de cladophores peut varier du décuple dans un rayon de 10 km. Lors de la même étude, on a constaté que la teneur en P des cladophores variait de plus du triple et que la biomasse présentait une corrélation négative avec Q_P, ce qui donne à penser que Q_P à lui seul n'est pas un bon indicateur de la disponibilité de P et du potentiel de croissance. Des observations semblables ont été documentées dans la partie orientale du lac Érié de 2012 à 2017, Q_P augmentant (et la biomasse diminuant) le long d'un gradient allant vers la rivière Grand, qui est une source importante de turbidité et d'éléments nutritifs dans les zones littorales du lac Érié (figure 4). La surveillance de la qualité de l'eau effectuée en 2013 à l'embouchure du canal Welland, dans le lac Ontario, montre la relation inverse souvent observée entre le phosphore et la lumière dans les zones du littoral touchées par le ruissellement (Howell et Dove, 2017). Ces observations soulignent le rôle important que joue la lumière en tant que régulateur de la croissance des cladophores et l'importance de tenir compte du climat lumineux lorsqu'on interprète Q_P.

Il existe de l'incertitude au sujet de la mesure dans laquelle des niveaux élevés de biomasse sur le lit du lac se manifestent par l'encrassement des rivages. Au sens large, les préoccupations relatives à l'encrassement du rivage correspondent au niveau de la biomasse sur le lit du lac, pourtant les particularités du problème d'encrassement dans une zone ne le font peut-être pas. Par exemple, Riley et coll. (2015) ont trouvé que le développement structurel des plages (c.-à-d. brise-lames, jetées et quais) était un facteur important pour prédire le degré d'encrassement par les cladophores sur les plages du lac Michigan, et Barton et coll. (2013) ont découvert que l'accumulation d'algues sur des plages du lac Huron était la plus importante aux endroits où des éléments du rivage coupaient des courants littoraux. Malgré ces limitations et d'autres, la présence d'une biomasse excessive à un endroit donné indique probablement un potentiel d'encrassement du rivage et d'autres effets défavorables.

Surveillance

L'absence d'un cadre pour la surveillance des cladophores a été citée comme une entrave importante à la compréhension de la situation et des tendances des cladophores dans les Grands Lacs. En 2016, un groupe de travail formé d'experts a été formé en appui à l'annexe 4 de l'AQEGL (éléments nutritifs). Ce groupe a élaboré un plan de recherche pour la modélisation, l'étude et la surveillance des cladophores dans les Grands Lacs. Les Parties exécutent actuellement la mise en œuvre des plans de surveillance. La surveillance des sites sentinelles est effectuée dans les sites littoraux prioritaires du lac Érié depuis 2012 par ECCC, et dans le lac Ontario depuis 2017 en collaboration avec le ministère de l'Environnement, de la Conservation et des Parcs de l'Ontario. Depuis 2018, l'USGS met en œuvre la surveillance dans les quatre Grands Lacs d'aval.

Il importe de mesurer l'étendue, la durée et la gravité de l'encrassement des plages d'une manière cohérente d'un lac à l'autre, et d'évaluer collectivement l'information. La superficie couverte par les tapis de cladophores dans les lacs

et leur biomasse exigent d'approfondir les méthodes d'évaluation (p. ex. télédétection, relevés spatiaux à grande échelle et autres techniques d'imagerie). Des évaluations de la végétation aquatique submergée à l'échelle synoptique ont été effectuées en 2010 et 2012 au moyen d'images de télédétection. De telles approches, bien qu'elles soient limitées quant à leur capacité de déterminer la quantité d'algues présentes, peuvent être utilisées pour relever certains des défis relatifs à la variation spatiale de l'habitat et/ou à l'échantillonnage manuel, pourvu que les eaux littorales n'affichent pas une turbidité excessive. L'intégration de l'information sur l'habitat et de données quantitatives sur la biomasse est également une méthode que l'Union européenne a commencé à utiliser pour évaluer la situation des eaux côtières aux termes de la Directive-cadre sur l'eau (p. ex. Scanlan et coll., 2007).

À l'avenir, il importera d'établir des liens entre l'étendue et l'ampleur de la production de biomasse dans les lacs et le degré d'encrassement des plages. Il reste des défis considérables, particulièrement pour ce qui est de caractériser l'habitat disponible et d'améliorer la fiabilité des estimations ponctuelles de la biomasse des algues pour qu'elles soient représentatives de plus grands secteurs régionaux du littoral.

Des efforts sont actuellement déployés pour évaluer l'efficacité de l'utilisation de capteurs optiques fixés à des véhicules sous-marins autonomes ou téléguidés pour déterminer la biomasse et la répartition des cladophores. Même si ces méthodes n'atteindront pas l'échelle synoptique offerte par l'imagerie satellitaire, elles permettront probablement d'obtenir de meilleures données quantitatives, et offriront une plus grande couverture spatiale que les méthodes conventionnelles d'échantillonnage ponctuel.

Liens

Il y a des liens à d'autres sous-indicateurs de la série :

- Les éléments nutritifs dans les lacs.
- Le benthos (eau libre) – La diversité et l'abondance du benthos peuvent présenter une corrélation avec les niveaux de présence des cladophores et être connectées par des mécanismes indirects qui sont mal compris.
- Moules dreissenidées – L'état de clarté de l'eau et l'état des éléments nutritifs, qui sont influencés par les populations de moules dreissenidées, ont une grande incidence sur les cladophores dans les Grands Lacs.
- Qualité de l'eau des affluents – L'apport d'éléments nutritifs par les affluents peuvent avoir un effet immédiat et à long terme sur la croissance des cladophores. De même, les apports de sédiments en suspens et de matière organique dissoute colorée par les affluents nuisent à la clarté de l'eau dans la zone littorale, ce qui nuit à son tour à la disponibilité de lumière pour la croissance des cladophores.
- Température de l'eau de surface : Il existe de l'incertitude quant aux effets directs sur la croissance des cladophores si la température de l'eau de surface continue de se réchauffer. Comme les températures maximales estivales de la surface dans la plupart des lacs sont déjà supérieures aux températures de croissance optimales pour les cladophores, il est possible que le réchauffement n'ait pas d'effet positif direct sur la croissance et la biomasse. Cependant, les données disponibles indiquent que les taux de recyclage des éléments nutritifs par les moules dreissenidées réagiront positivement à l'augmentation des températures, ce qui augmentera l'apport en éléments nutritifs pour les cladophores qui poussent à proximité de ces moules; des températures plus élevées peuvent donc indirectement entraîner des taux de croissance supérieurs chez les cladophores (Bootsma et Liao, 2014).

Le sous-indicateur est également lié directement à d'autres sous-indicateurs de l'indicateur Algues nuisibles. L'amélioration du traitement des eaux usées et des pratiques agricoles durables qui aboutissent à une diminution des apports d'éléments nutritifs dans les Grands Lacs peut également faire diminuer la biomasse des cladophores.

Science citoyenne et autres ensembles de connaissances

Dans le lac Michigan, la fréquence des mesures de la biomasse des cladophores et de la qualité de l'eau littorale dans la baie Good Harbor a augmenté avec l'aide de scientifiques citoyens accrédités en plongée, avec le soutien de la National Parks Conservation Association. Ces activités ont donné lieu à un ensemble de données qui se prête mieux à l'étalonnage et à la validation d'un modèle de croissance des cladophores. Cependant, il est important que des protocoles soient en place pour assurer la qualité des données recueillies par les citoyens scientifiques. Dans le lac Érié, le Niagara Citizen Coastal Collaborative (NCCC) effectue des relevés des plages pour évaluer le degré d'encrassement des rives depuis 2018.

Évaluation de la qualité des données

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

Limites des données

L'absence de suivi à long terme fait en sorte que les tendances ne peuvent pas être déterminées, et que la résurgence actuelle des cladophores ne peut pas être située dans un contexte historique. La plupart des études sur les cladophores dans les Grands Lacs se concentrent sur des sites spécifiques présentant des problèmes d'algues connus, et peuvent donc ne pas convenir à une mise à l'échelle. La mise en œuvre de techniques améliorées de télédétection et de visualisation est nécessaire afin de permettre la production de rapports sur les estimations de la biomasse à l'échelle d'un lac ou d'une région.

La croissance excessive des cladophores a constitué un défi de gestion dans de nombreuses parties des Grands Lacs dans les années 1960 et 1970, et a été l'un des principaux facteurs de l'eutrophisation. Ces algues étaient relativement répandues dans les régions fortement eutrophes, comme le lac Érié, mais elles étaient principalement associées à des sources ponctuelles de phosphore dans les systèmes modérément eutrophes, comme le lac Huron (Canale et coll., 1982). La biomasse de cladophores a diminué dans les années 1980 et au début des années 1990, à la suite de la mise en œuvre de programmes de gestion des éléments nutritifs qui ont permis de réduire la charge de phosphore. Cependant, dans la plupart des Grands Lacs à l'exception du lac Supérieur, la prolifération des cladophores a repris entre le milieu des années 1990 et les années 2000 (bien amorcée au milieu de 1995 dans l'est du lac Érié). L'exécution de modèles simulant la croissance de cladophores en réponse à la lumière, à la température et aux concentrations de phosphore dissous (Tomlinson et coll., 2010), ainsi que les données historiques sur ces variables, suggèrent que la résurgence des cladophores est largement due à la clarté accrue de l'eau causée par les moules dreissenidées qui s'alimentent par filtration; l'excrétion d'éléments nutritifs par les moules jouant également un rôle (Auer et coll., 2010; Bootsma et Liao, 2014). Bien que la gestion de la charge en éléments nutritifs demeure un outil important de la lutte contre les proliférations de cladophores dans les Grands Lacs, la relation entre la charge en éléments nutritifs et la croissance des cladophores peut avoir changé en raison de la modification de la dynamique interne des éléments nutritifs par les moules dreissenidées. On a donc besoin de nouvelles données chronologiques et de nouveaux modèles quantitatifs pour mieux comprendre les mécanismes qui régulent la croissance des cladophores, et de quelle façon ces dernières pourraient réagir à des mesures spécifiques de gestion des éléments nutritifs (Bootsma et coll., 2015). Ces modèles exigeront une meilleure compréhension des processus physiques et biogéochimiques qui déterminent la dynamique des éléments nutritifs à proximité des rives.

Renseignements supplémentaires

Les cladophores peuvent être mesurées à la fois sur le plan de la superficie et sur celui de la biomasse. La biomasse est toutefois probablement plus utile, car le pourcentage de couverture peut rester relativement constant, même si la biomasse diminue. On s'attend à ce que la biomasse des cladophores diminue à mesure que les concentrations d'éléments nutritifs nutriments baissent et que les algues subissent un stress. Des stratégies de réduction du phosphore ont permis par le passé de réduire la biomasse de cladophores, mais la question est maintenant compliquée par l'augmentation de la clarté de l'eau découlant de la présence de moules dreissenidées et la conversion du phosphore particulaire en phosphore dissous à l'interface de l'eau et du lit des lacs. Les tendances dégagées d'après ce sous-indicateur peuvent aider à cibler des zones de réduction du phosphore, en plus de fournir des conseils concernant toute nouvelle cible en matière de concentrations de phosphore total dans la zone littorale. Bien que l'objectif général n° 6

de l'AQEGL soit pertinent, il importe de reconnaître que, contrairement au passé, le problème actuel d'algues nuisibles n'est pas nécessairement une question de charge en éléments nutritifs. Par exemple, les cladophores sont problématiques dans le lac Michigan, mais les concentrations de phosphore total dans les eaux pélagiques et littorales y sont bien inférieures à la cible de 7 µg/L de l'AQEGL.

Les cladophores constituent souvent la majorité des algues benthiques nuisibles qui encrassent les plages et les prises d'eau des Grands Lacs. Cependant, elles sont souvent accompagnées d'autres algues, plus particulièrement des diatomées qui se développent de manière épiphyte sur les filaments des cladophores. Dans certains cas, les algues benthiques nuisibles peuvent aussi être constituées d'autres taxons, dont les algues vertes des genres *Chara* et *Spirogyra*. Par conséquent, bien que le genre *Cladophora* soit habituellement la forme dominante d'algues benthiques nuisibles dans la plupart des régions des Grands Lacs, le terme « cladophores » désigne souvent une conglomération d'algues benthiques.

Le problème que pose la présence des cladophores dans les Grands Lacs mérite qu'on y consacre une recherche et une surveillance intégrées soutenues, parce qu'il n'est pas facile de faire fi des symptômes des atteintes que subit le rivage, en raison de la proximité du problème pour les utilisateurs récréatifs et industriels. Compte tenu de l'apparente sensibilité des cladophores à des niveaux très faibles de PRD (Auer et coll., 2010), la principale difficulté réside dans la meilleure compréhension des apports relatifs de l'approvisionnement en éléments nutritifs de sources locales et panlacustres, ainsi que des processus internes qui régulent l'apport de phosphore pour la croissance des cladophores.

À la suite d'un solide processus scientifique binational et d'une vaste consultation publique, le Canada et les États-Unis ont adopté des cibles de réduction du phosphore (comparativement à une base de référence de 2008) pour les bassins occidental et central du lac Érié, afin de s'attaquer aux toxines des algues et aux zones pauvres en oxygène (hypoxiques). Pour le bassin oriental, on n'a pas recommandé pour le moment de cibles pour contrer les algues nuisibles (*Cladophora*). Il est néanmoins important de souligner que les cibles qui ont été recommandées pour les bassins occidental et central fonctionnent de concert et non de manière isolée. Puisque tous les affluents du lac Érié, y compris la rivière Détroit et le corridor Huron-Érié contribuent aux apports de phosphore dans le bassin oriental, les réductions nécessaires pour contrer la prolifération d'algues et l'hypoxie pourront faire baisser les concentrations de phosphore dans le bassin oriental également. Ceci aidera peut-être à contrer les problèmes de nuisance des algues dans le bassin oriental, tout en maintenant suffisamment d'éléments nutritifs pour soutenir les activités de pêche. Des travaux supplémentaires se poursuivent afin de définir des cibles potentielles réduisant l'impact des algues nuisibles dans le bassin oriental du lac Érié.

L'évaluation de la situation actuelle des cladophores est une activité quelque peu subjective qui repose sur des mesures de la biomasse lorsqu'elle est disponible et aux endroits où elle est disponible, sur la fréquence et l'ampleur de l'accumulation sur les plages et l'encrassement des prises d'eau. Du point de vue de la gestion, il serait idéal de désigner une cible pour la biomasse, qui serait utile, non seulement aux fins de l'affectation d'un état, mais également pour l'élaboration de stratégies de gestion comportant des objectifs spécifiques quantitatifs, les plus évidents étant les cibles en matière d'apport d'éléments nutritifs. Comme il en a été discuté plus haut et dans le commentaire formulé par Bootsma et coll. (2015), une biomasse sèche de 50 g/m^2, qui a été proposée comme seuil de nuisance pour le lac Huron au début des années 1980 (Canale et Auer, 1982), peut à présent se situer bien au-dessus du niveau qui aboutit à une « nuisance » et à une utilisation diminuée, parce que la croissance des algues nuisibles n'est plus limitée aux régions littorales adjacentes aux sources ponctuelles d'éléments nutritifs, et la tranche d'eau des cladophores s'est accrue en raison de la plus grande clarté de l'eau. D'autres facteurs créent également de la confusion quant à l'utilisation d'une cible unique pour la biomasse. Dans les régions littorales dans lesquelles le substrat rocheux est rare, la biomasse sur la roche peut dépasser 50 g/m^2, mais la biomasse répartie en moyenne dans l'espace peut être bien inférieure à ce niveau, ce qui aboutit à une faible accumulation sur le rivage. En outre, la biomasse sur pied peut être un mauvais indicateur de la quantité réelle de biomasse disponible pour une accumulation sur les rivages, parce qu'il n'y a pas nécessairement de corrélation entre la biomasse et la production. Une portion importante de la production des cladophores peut être perdue par décrochement (Canale et Auer, 1982), et pendant les étés où les taux de décrochement sont élevés (en raison de la turbulence causée par les vagues ou par des températures élevées), la biomasse sur pied peut rester faible, tandis que la disponibilité des cladophores pour l'accumulation sur les plages est élevée. Bien que ceci puisse donner à penser que la fréquence et l'ampleur de l'accumulation sur les rivages sont une mesure plus utile, elle peut également être trompeuse, car l'accumulation sur le rivage est stochastique et sujette aux caprices des courants et des vagues littoraux. Une évaluation fiable de l'état des cladophores dépendra dans le meilleur des cas de la mesure de plus d'une variable, comme la biomasse. Des mesures supplémentaires qui étayeront l'évaluation et aboutiront à une meilleure compréhension des facteurs et des

mécanismes qui régulent les cladophores comprennent la teneur en P du tissu, la clarté de l'eau (accompagnée du rayonnement solaire) et le taux de croissance. Bien que la mesure directe du taux de croissance soit techniquement plus difficile que la mesure de la biomasse, il peut être possible d'utiliser un substitut pour le taux de croissance, notamment le ratio ^{13}C:^{12}C des cladophores.

La désignation des cladophores comme nuisance repose principalement sur l'effet qu'elles exercent sur l'état du rivage, qui est le plus visible par le public. Comme il en a été question plus haut, il existe un certain nombre de moyens moins évidents et moins bien compris par lesquels les cladophores jouent sur la dynamique des éléments nutritifs et trophiques (Turschak et coll., 2014) et le transfert de contaminants (p. ex. Lepak et coll., 2015). Ces processus influent en fin de compte sur l'intégrité de l'écosystème et l'utilisation bénéfique, et une évaluation rigoureuse de la situation des cladophores exigera donc que ces facteurs soient de plus en plus compris.

Remerciements
Auteurs :
David Depew, Environnement et Changement climatique Canada. 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1. David.Depew@canada.ca.

Harvey Bootsma, University of Wisconsin-Milwaukee, School of Freshwater Sciences. 600 E. Greenfield Ave., Milwaukee (WI) 53204. hbootsma@uwm.edu.

Todd Howell, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, 125, chemin Resources, Etobicoke (Ontario). Todd.Howell@ontario.ca.

Alice Dove, Surveillance de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada, 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1. Alice.Dove@canada.ca.

Megan McCusker, Environnement et Changement climatique Canada. 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1. Megan.McCusker@canada.ca.

Sources d'information

Auer, M.T., Canale, R.P. 1981. Mapping of major *Cladophora* populations in the Great Lakes. Environmental Planning Study (GLEPS) contribution No 49.

Auer, M.T., Canale, R.P. 1982. Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in Lake Huron: 2. Phosphorus Uptake Kinetics. J. Great Lakes Res. 8: 84-92.

Auer, M.T., 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.

Auer, M.T., Bootsma, H.A. 2009. *Cladophora* in the Great Lakes: Guidance for Water Quality Managers. In: Nearshore Areas of the Great Lakes 2009. pp 69-78. EPA 905-R -09-013.

Auer, M.T. 2014. Field Studies of phosphorus and *Cladophora* in Lake Ontario along the Ajax, Ontario waterfront. Préparé pour la ville d'Ajax. 61 p.

Barton, D.R., Howell, E.T., Fietsch, C. 2013. Ecosystem changes and nuisance benthic algae on the southeastern shores of Lake Huron. J. Great Lakes Res. 39: 602 – 611.

Berezina, N.A., Golubkov, S.M., 2008. Effect of drifting macroalgae *Cladophora glomerata* on benthic community dynamics in the easternmost Baltic Sea. J. Mar. Syst. 74(S1), 80-85.

Bootsma, H.A., Young, E.B., Berges, J.A. 2005. Temporal and Spatial Patterns of Cladophora biomass and Nutrient Stoichiometry in Lake Michigan. In: Cladophora Research and management in the Great Lakes. Pp 81-89. UW-Milwaukee Great Lakes WATER Institute. Rapport spécial nº 2005-01.

Bootsma, H.A., Liao, Q., 2014. Nutrient cycling by Dreissenid mussels: controlling factors and ecosystem response (Chapter 35). *Quagga and zebra mussels: biology, impacts, and control, 2nd ed. Boca Raton (FL): CRC Press, Taylor & Francis Group*.

Bootsma, H.A., Rowe, M.D., Brooks, C.N., Vanderploeg, H.A. 2015. Commentary: The need for model development related to *Cladophora* and nutrient management in Lake Michigan. J. Great Lakes Res. Doi: 10.1016/j.jglr.2015.03.023.

Brooks, C.N., Grimm, A., Schuchman, R., Sayers, M., Jessee, N. 2015. A satellite – based multi-temporal assessment of the extent of nuisance *Cladophora* and related submerged aquatic vegetation for the Laurentian Great Lakes. Remote Sens. Environ. 157 : 58 – 71.

Canale, R.P., Auer, M.T. 1982. Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in lake Huron : 7. Model verification and system response. J. Great Lakes Res. 8: 134 – 143.

Chun, C.L., Kahn, C.I., Borchert, A.J., Byappanahalli, M.N., Whitman, R.L., Peller, J., Pier, C., Lin, G., Johnson, E.A., Sadowsky, M.J. 2015. Prevalence of toxin production Clostridium botulinum associated with the macroalga *Cladophora* in three Great Lakes: growth and management. Sci Tot. Environ. 511:523-529.

Chun, C.L., J.R. Peller, D. Shively, M.N. Byappanahalli, R.L.Whitman, C. Staley, Q. Zhang, S. Ishii, M.J. Sadowsky, 2017. Virulence and biodegradation potential of dynamic microbial communities associated with decaying *Cladophora* in Great Lakes. Sci. Total Environ. 574 : 872-880.

Conroy, J.D., Edwards, W.J., Pontius, R.A., Kane, D.D., Zhang, H., Shea, J., Richey, J.N., Culver, D.A. 2005. Soluble nitrogen and phosphorus excretion of exotic freshwater mussels (Dreissena spp.): potential impacts for nutrient remineralization in western Lake Erie. Freshwater Biology: 50: 1146-1162.

Davies, J.M., Hecky, R.E. 2005. Initial measurements of benthic photosynthesis and respiration in Lake Erie. J. Great Lakes Res. 31, 195 – 207

Dayton, A.I., Auer, M.T., Atkinson, J.F. 2014. *Cladophora*, mass transfer and the near shore phosphorus shunt. J. Great Lakes Res. 40: 790 – 799.

DeJong, D. 2000. The growth and distribution of the green alga *Cladophora* at Presqu'ile Provincial Park: Implications for management (Ontario). Thèse de maîtrise ès science. Université Wilfred Laurier.

Depew, D.C., Stevens, A.W., Smith, R.E.H., Hecky, R.E. 2009. Detection and characterization of benthic filamentous algae stands (*Cladophora* sp.) on rocky substrata using a high-frequency echosounder. Limnol. Oceanogr. Methods. 7: 693- 705.

Depew, D.C., Houben, A.M., Guildford, S.J., Hecky, R.E. 2011. Distribution of nuisance *Cladophora* in the lower Great Lakes: patterns with land use, near shore water quality and dreissenid abundance. J. Great Lakes Res. 37: 656-671.

Dodds, W.K., Gudder, D.A. 1992. The ecology of *Cladophora*. J. Phycol. 28: 415 – 427.

Gerloff, G.C., Fitzgerald, G.P. 1976. The nutrition of Great Lakes Cladophora Ecological Research Series EPA 600/3-76/044. Duluth, MN.

Gubelit, Y.I., Berezina, N.A. 2010. The causes and consequences of algal blooms; the *Cladophora* glomerata bloom in the Neva estuary (eastern Baltic Sea). Mar. Poll. Bull. 61: 183- 188.

Herbst, R.P. 1969. Ecological factors and the distribution of *Cladophora glomerata* in Lake Erie. Amer. Midl. Nat. 82:90-98.

Higgins, S.N., Howell, E.T., Hecky, R.E., Guildford, S.J., Smith, R.E.H. 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.

Higgins, S.N., Hecky, R.E., Guildford, S.J. 2006. Environmental controls of *Cladophora* growth dynamics in eastern Lake Erie: application of the Cladophora Growth Model (CGM). J. Great Lakes Res. 32:629-663.

Higgins, S.N., Malkin, S.Y., Howell, E.T., Guildford, S.J., Campbell, L.M., Hiriart-Baer, V.P., Hecky, R.E., 2008. An ecological review of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) in the Laurentian Great Lakes. J. Phycol. 44: 839-854.

Higgins, S.N., Pennuto, C.M., Howell, E.T., Lewis, T.W., Makarewicz, J.C. 2012. Urban influences on *Cladophora* blooms in Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 38: 116-123.

Howell, E.T., 1998. Occurrence of the alga *Cladophora* along the north shore of eastern Lake Erie in 1995. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. PIBS 3716E.
Howell, E.T., Dove, A., 2017. Chronic nutrient loading from Lake Erie affecting water quality and nuisance algae on the St. Catharines shores of Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 43:899-915.

Howell, E.T. 2018. *Cladophora* (green algae) and dreissenid mussels over a nutrient loading gradient on the north shore of Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 44: 86 – 104.

Ishii, S., T. Yan, D.A. Shively, M.N. Byappanahalli, R.L. Whitman, M.J. Sadowsky, 2006. *Cladophora* (Chlorophyta) spp. harbor human bacterial pathogens in nearshore water of Lake Michigan. Appl. Env. Microbiol. 72(7): 4545-4553

Jackson, M.B., Vandermeer, E.M., Heintsch, L.S. 1990. Attached filamentous algae of northern Lake Superior: field ecology and biomonitoring potential during 1983. J. Great Lakes Res. 16:158-168.

Lepak, R., D. Krabbenhoft, J. Ogorek, M. Tate, H. Bootsma et J. Hurley. 2015. Influence of *Cladophora*-quagga mussel assemblages on nearshore methylmercury production in Lake Michigan. Environ. Sci. Technol. 49: 7606-7613.

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

Martin, G. 2010. Nutrient sources for excessive growth of benthic algae in Lake Ontario as inferred by the distribution of SRP. Thèse de maîtrise ès science, Université de Waterloo, Waterloo (Ontario).

Ozersky, T., Malkin, S.Y., Barton, D.R., Hecky, R.E. 2009. Dreissenid phosphorus excretion can sustain C. *glomerata* growth along a portion of Lake Ontario shoreline. J. Great Lakes Res. 35: 321-328.

Painter, D.S., McCabe, K.J. 1987. The influence of the Grand River on Eastern Lake Erie. NWRI contribution No 87-74.

Painter, D.S., Kamaitis, G.A. 1987. Reduction of *Cladophora* biomass and tissue phosphorus in Lake Ontario, 1972-1983.

Parker, R.D.R. 1979. Distribution of filamentous green algae in nearshore periphyton communities along the north shore of Lake Superior. Amer.Midl.Nat. 101:326-332.

Peller, J.R., Byappanahalli, M.N., Shively, D., Sadowsky, M.J., Chun, C.L., Whitman, R.L. 2014. Notable decomposition products of senescing Lake Michigan *Cladophora glomerata*. J. Great Lakes Res. 40: 800-806.

Riley, S.C., Tucker, T.R., Adams, J.V., Fogarty, L.R., Lafrancois, B.M. 2015. Factors associated with the deposition of *Cladophora* on Lake Michigan beaches in 2012. J. Great Lakes Res. 41(4): 1094-1105.

Scanlan, C.M., Foden, J., Wells, E., Best, M.A. 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. Marine Pollution Bulletin. 55: 162-171.

Schuchman, R., Sayers, M., Brooks, C.N. 2013. Mapping and monitoring the extent of submerged aquatic vegetation in the Laurentian Great Lakes with multiscale satellite remote sensing. J. Great Lakes Res. 39: 78-89.

Stefanoff, S., Vogt, R.J., Howell, E.T., Sharma, S. 2018. Phytoplankton and benthic algal response to ecosystem

engineers and multiple stressors in the Nearshore of Lake Huron. J. Great Lakes Res. 44: 447 - 457.

Taft, C.E., Kischler, W.J., 1973. *Cladophora* as related to pollution and eutrophication in western Lake Erie, No 332X, 339X. Water Resources Center, Ohio State University et US Department of the Interior, Columbus (Ohio) 103 p.

Tomlinson, L.M., Auer, M.T., Bootsma, H.A., Owens, E.M. 2010. Great Lakes Cladophora Model: development, testing and application to Lake Michigan. J. Great Lakes Res. 36:287-297.

Turschak, B.A., D. Bunnell, S. Czesny, T.O. Höök, J. Janssen, D. Warner et H.A. Bootsma. 2014. Nearshore energy subsidies support Lake Michigan fishes and invertebrates following major changes in food web structure. Ecology 95: 1243-1252.

Tyner, Emily H. 2013. Nearshore benthic oxygen dynamics in Lake Michigan. Mémoire de maîtrise. 86 p. https://dc.uwm.edu/etd/171

Wilson, K.A., Howell, E.T., Jackson, D.A. 2006. Replacement of zebra mussels by quagga mussels in the Canadian nearshore of Lake Ontario: distribution and correlations with substrate, round goby abundance and upwelling frequency. J. Great Lakes Res. 32: 11-28.

Liste des Figures

Figure 1. Endroits des Grands Lacs où les cladophores ont été signalées depuis l'an 2000. Les cercles vides indiquent une biomasse inférieure au seuil de nuisance de 50 g/m^2 p. s., alors que les cercles pleins indiquent une biomasse supérieure au seuil de nuisance. L'encadré en médaillon indique les régions à plus forte résolution de l'est de la baie Georgienne où le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario a effectué une surveillance en 2014.
Sources des données : Lac Ontario – Malkin et coll., 2008; S. Malkin, données non publiées; Higgins et coll., 2012; D. Depew, données non publiées. Lac Huron – Barton et coll., 2013; D. Depew, données non publiées; T. Howell, données non publiées. Lac Érié – Environnement et Changement climatique Canada, données non publiées; Higgins et coll., 2005. Lac Michigan – Garrison et coll., 2008; Tomlinson et coll., 2010; H. Bootsma, données non publiées; Dayton et coll., 2014.
Figure 2. Série chronologique de la biomasse et de la teneur en phosphore des tissus des cladophores à une profondeur de 10 m sur le récif de la baie Good Harbor, dans le parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore (lac Michigan).
Source : H. Bootsma, données non publiées.
Figure 3. Moyenne et erreur-type de la biomasse des cladophores dans les sites de la rivière Grand, à une profondeur de 3 à 18 mètres. Les données sont présentées pour le mois de juillet de 2012 à 2017.
Source : Environnement et Changement climatique Canada, données non publiées.
Figure 4. Diagramme de la biomasse fixée et de Q_P pour des emplacements dans la partie orientale du lac Érié pour les mêmes stations que celles de la figure 3.
Source : Environnement et Changement climatique Canada, données non publiées.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

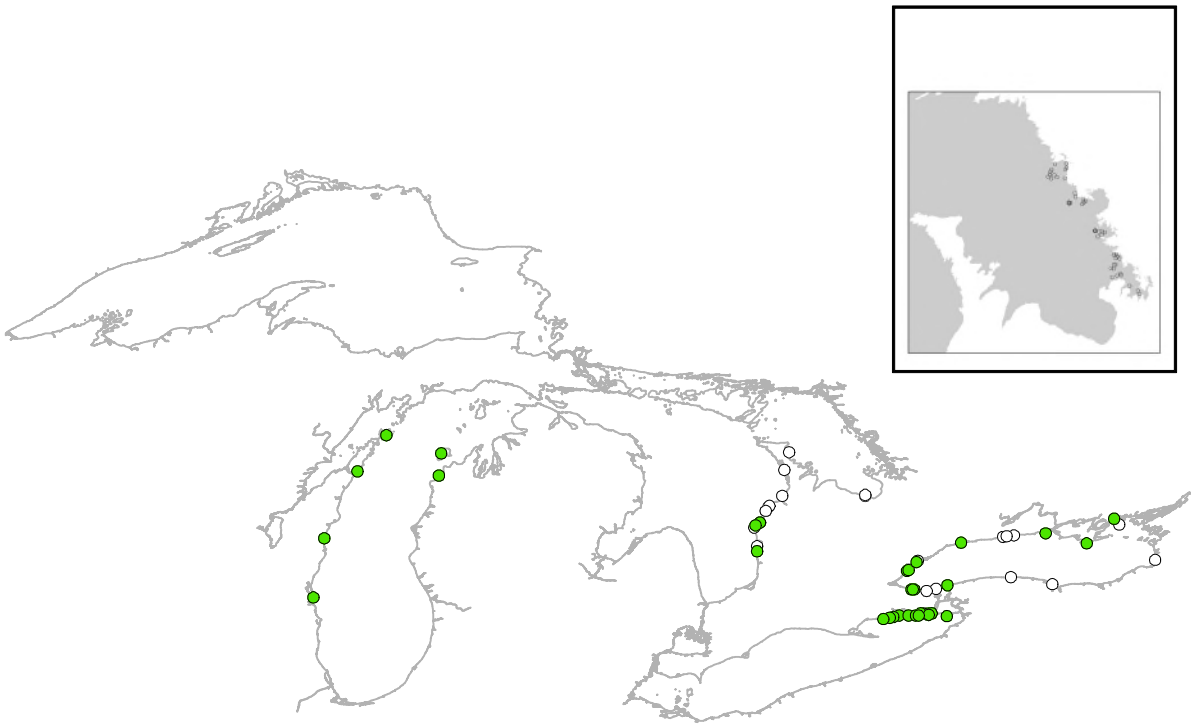


Figure 1. Endroits des Grands Lacs où les cladophores ont été signalées depuis l'an 2000. Les cercles vides indiquent une biomasse inférieure au seuil de nuisance de 50 g/m^2 p. s., alors que les cercles pleins indiquent une biomasse supérieure au seuil de nuisance. L'encadré en médaillon indique les régions à plus forte résolution de l'est de la baie Georgienne où le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario a effectué une surveillance en 2014.
Sources des données : Lac Ontario – Malkin et coll., 2008; S. Malkin, données non publiées; Higgins et coll., 2012; D. Depew, données non publiées. Lac Huron – Barton et coll., 2013; D. Depew, données non publiées; T. Howell, données non publiées. Lac Érié – Environnement et Changement climatique Canada, données non publiées; Higgins et coll., 2005. Lac Michigan – Garrison et coll., 2008; Tomlinson et coll., 2010; H. Bootsma, données non publiées; Dayton et coll., 2014.

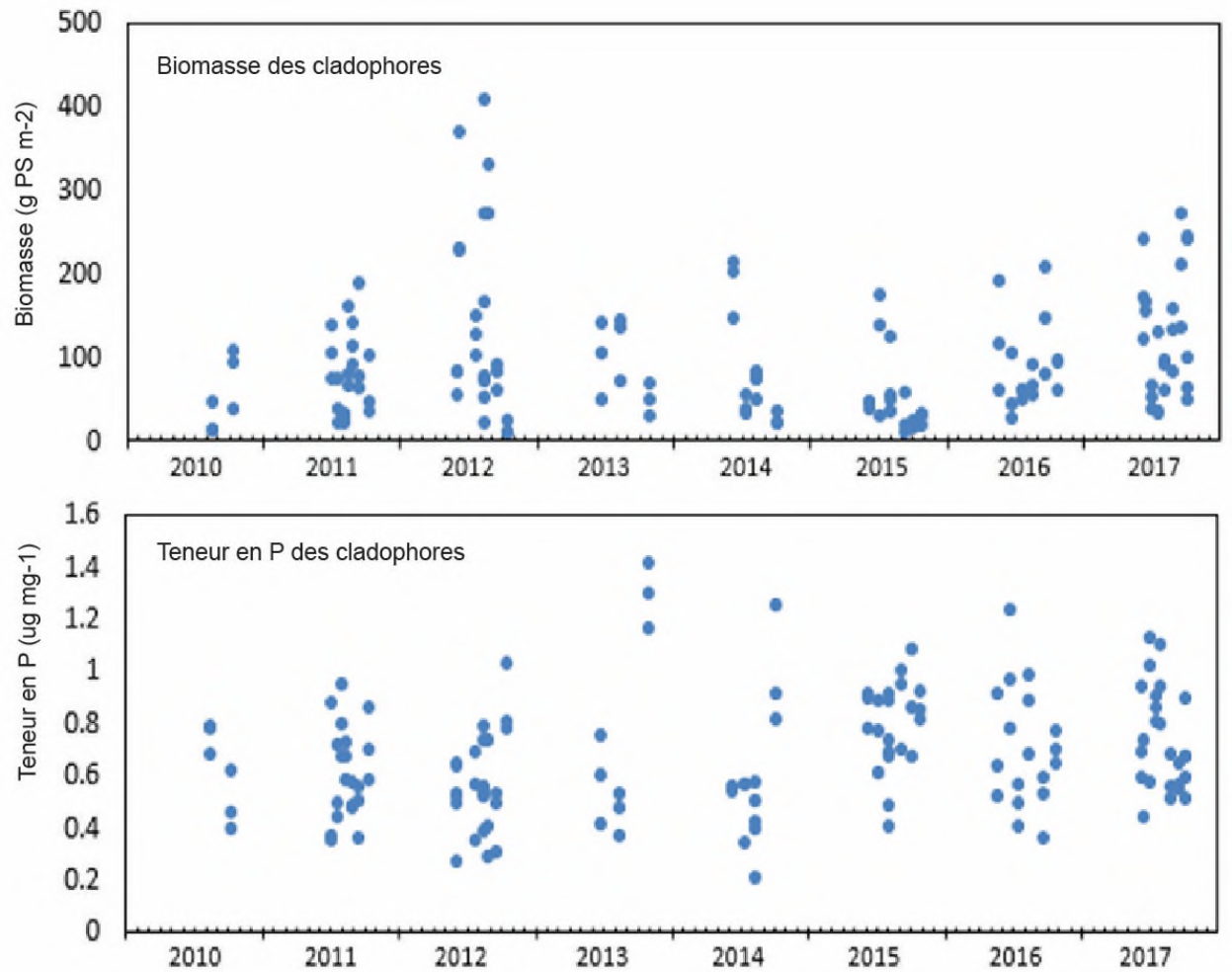


Figure 2. Série chronologique de la biomasse et de la teneur en phosphore des tissus des cladophores à une profondeur de 10 m sur le récif de la baie Good Harbor, dans le parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore (lac Michigan).
Source : H. Bootsma, données non publiées.

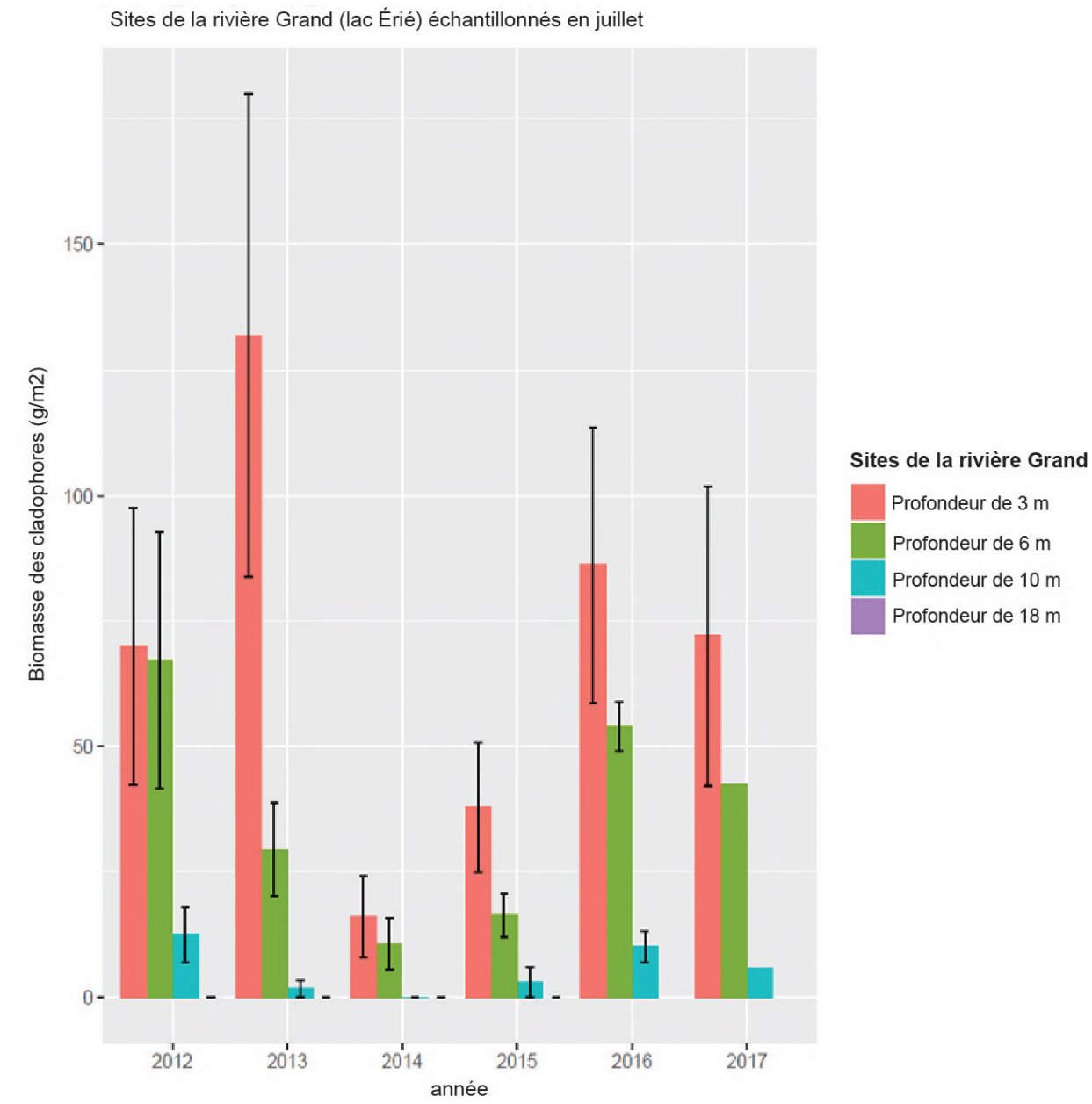


Figure 3. Moyenne et erreur-type de la biomasse des cladophores dans les sites de la rivière Grand. Les données sont présentées pour le mois de juillet de 2012 à 2017.
Source : Environnement et Changement climatique Canada, données non publiées.

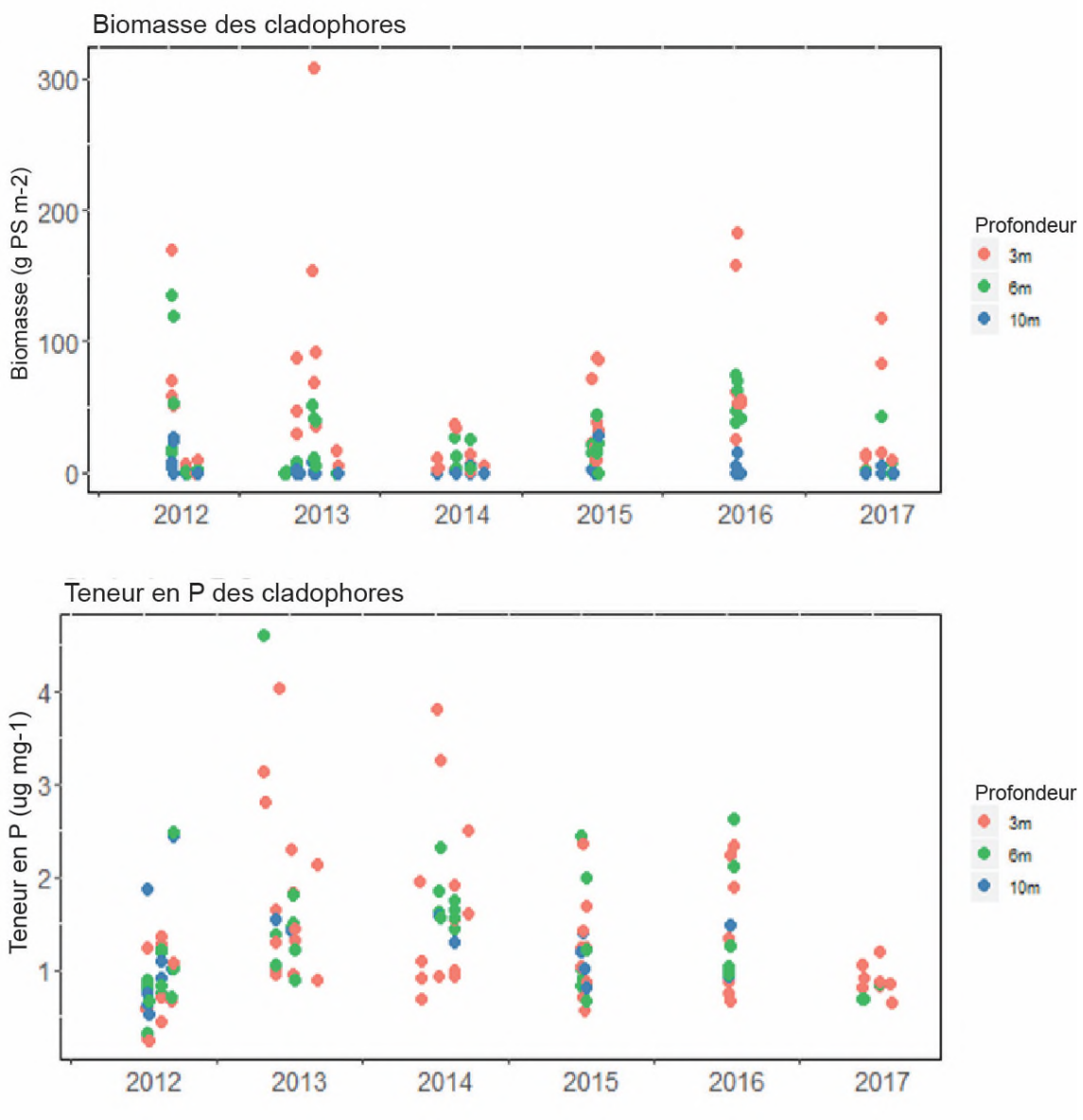


Figure 4. Série chronologique de la biomasse et de la teneur en phosphore des tissus des cladophores dans la partie orientale du lac Érié, à proximité de l'embouchure de la rivière Grand (mêmes stations que celles de la figure 3). Source : Environnement et Changement climatique Canada, données non publiées.

Sous-indicateur : Qualité de l'eau des affluents

Évaluation globale – Canada seulement
État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Justification : L'indice de qualité des eaux (IQE) de 73 affluents des Grands Lacs a été calculé. La qualité globale de l'eau des affluents des Grands Lacs varie grandement dans cette grande région géographique, mais elle peut être décrite comme passable si l'on prend la moyenne de l'IQE de leurs 73 affluents (IQEmoy = 65, IQEplage = 10-100. Ventilés par catégories, 25 % des affluents avaient une bonne qualité d'eau, 55 % avaient une qualité passable et 20 % avaient une mauvaise qualité.

Les évaluations de la situation et de la tendance figurent dans la section Évaluation lac par lac ci-dessous.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Indéterminée
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : L'IQE moyen pour 4 affluents (au lieu de 9 dans l'État des Grands Lacs précédent) a été de 77/100. Les IQE allaient de 72 à 85 (passable à bonne). Puisque quelques sites seulement ont été surveillés et que les quatre sites étaient groupés près de Thunder Bay, il a été difficile d'attribuer une cote globale au lac en se basant sur un nombre aussi restreint d'affluents. En 2017 l'IQE moyen était de 78/100 pour 9 sites surveillés et les IQE variaient de 65 à 100.

Lac Michigan
État : Indéterminée
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme : Aucun affluent du lac Michigan n'est surveillé par le Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (RPCQE) de l'Ontario.

Lac Huron
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Aucun changement
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : L'IQE pour 20 affluents a été de 79/100. Les IQE allaient de 50 à 100 (passable à bonne). En 2017, la valeur moyenne de l'IQE était de 81/100.

Lac Érié (comprenant l'écosystème rivière Détroit et le lac et la rivière Sainte-Claire)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Aucun changement
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : L'IQE moyen pour 15 affluents a été de 44/100. Les IQE allaient de 10 à 76 (médiocre à passable). En 2017, la valeur moyenne de l'IQE était de 43/100 pour 18 affluents.

Lac Ontario (comprenant la rivière Niagara et la section internationale du fleuve Saint-Laurent)
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : L'IQE moyen pour 34 affluents a été de 65/100. Les IQE allaient de 25 à 100 (mauvaise à bonne). En 2017, la valeur moyenne de l'IQE pour 31 affluents était de 65/100 et, pour le fleuve Saint-Laurent, l'indice était de 73/100 pour 6 affluents et la qualité a été qualifiée de passable.

Définitions de l'évaluation de la situation
Les valeurs calculées entrent dans cinq catégories qui décrivent les conditions de qualité de l'eau utilisées par le CCME :
Excellente (95-100);
Bon (80-94);
Passable (65-79);
Médiocre (45-64); et
Mauvaise (0-44).

Pour ce sous-indicateur, les cinq catégories originales élaborées par le CCME ont été regroupées en trois catégories descriptives :
Bon : 80-100
Passable : 45-79
Médiocre : 0-44

Définitions de l'évaluation des tendances
S'améliore : Les mesures montrent un changement vers des conditions plus acceptables.
Inchangée : Les mesures ne montrent généralement pas de changement global de l'état.
Se détériore : Les mesures montrent un changement par rapport aux conditions acceptables.
Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas une tendance générale claire, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Critères d'évaluation et/ou cibles
Les résultats souhaitables sont l'absence de conditions de qualité de l'eau indésirables dans les cours d'eau. L'indice de qualité des eaux (IQE) se situe entre 0 et 100, avec des cotes pour mauvaise, passable et bonne. Les plages de catégories décrivent les sites où la qualité de l'eau est conforme aux critères presque tout le temps (bonne) ou presque jamais (mauvaise).

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur vise à présenter ce qu'est la situation en ce qui a trait à la qualité de l'eau, par comparaison avec les lignes directrices, et à étayer l'évaluation de la santé des écosystèmes aquatiques des affluents des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème
La qualité des eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs devrait être telle qu'elle protège la vie aquatique et la santé des écosystèmes aquatiques.

Ce sous-indicateur appuie le travail réalisé pour atteindre les objectifs n°s 6 et 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012. Selon l'objectif général n° 6, l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'éléments nutritifs entrant directement ou indirectement dans les eaux du fait d'une activité humaine dans des quantités favorisant la croissance d'algues et de cyanobactéries qui interfèrent avec la santé de l'écosystème aquatique ou l'utilisation humaine de l'écosystème » et l'objectif général n° 4 précise que l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri des polluants en des quantités ou dans des concentrations qui pourraient être nocives pour la santé humaine, la faune ou les organismes aquatiques du fait d'une exposition directe ou indirecte dans le cadre de la chaîne alimentaire ».

Mesure
Les valeurs des IQE pour les affluents des Grands Lacs de l'Ontario ont été calculées à l'aide des données de surveillance du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (ruisseau) (RPSQE) (https://www.ontario.ca/fr/donnees/reseau-provincial-de-controle-de-la-qualite-de-leau-ruisseau). L'IQE peut être calculé indépendamment pour les affluents américains si les données sont disponibles.

L'indice de qualité des eaux (IQE) fournit un cadre mathématique pour synthétiser les résultats de la surveillance de la qualité de l'eau obtenus pour de multiples échantillons et paramètres et n'en faire qu'une seule valeur qui représente la qualité globale de l'eau afin de protéger la vie aquatique à un endroit donné. L'IQE utilise trois mesures de la conformité aux critères de la qualité de l'eau (lignes directrices et objectifs) pour évaluer la qualité de l'eau.

L'étendue mesure le pourcentage du nombre de paramètres qui respectent les critères relatifs à la qualité de l'eau.
La fréquence mesure le pourcentage d'analyses de la qualité de l'eau qui respectent les critères.
L'amplitude mesure à quel point les critères sont dépassés.
Ces trois facteurs sont combinés en une seule valeur dépourvue d'unité située sur une échelle de 0 à 100 dans laquelle la qualité de l'eau s'améliore à mesure que le nombre augmente. L'IQE est calculé à l'aide de l'indice de qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (v1.2; CCME, 2011a), lequel est décrit en détail dans CCME (2001a, b).

Pour le calcul de l'IQE, les résultats de la qualité de l'eau ont été comparés avec les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique (CCME, 2011b) du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), ou, en l'absence de lignes directrices du CCME, aux objectifs provisoires provinciaux en matière de qualité de l'eau de l'Ontario (c.-à-d. pour le phosphore total) (MEO, 1994) (tableau 1). Toutes les recommandations, à l'exception du phosphore total, visent à protéger la vie aquatique, tandis que la recommandation pour le phosphore total vise à éviter une croissance excessive des plantes dans les rivières et les ruisseaux.

Bien que les paramètres précis choisis pour le calcul de l'IQE et le nombre de paramètres inclus puissent varier d'une administration à l'autre, à la discrétion du gestionnaire de la qualité de l'eau, le CCME (2001) recommande qu'au moins quatre paramètres soient mesurés par échantillonnage au moins quatre fois par année pour calculer l'IQE. Le choix des paramètres doit tenir compte des éléments suivants :

1. Les paramètres sont-ils pertinents pour le plan d'eau qui fait l'objet de l'évaluation?
2. Les paramètres sont-ils comparables à un critère de qualité de l'eau tel que les Recommandations pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique du CCME?
3. Un nombre approprié d'échantillons (mesures) a-t-il été prélevé à chaque site à une fréquence appropriée pour chaque paramètre?
4. Est-il possible de maintenir l'uniformité dans le calcul et la déclaration de l'IQE au sein des administrations et entre elles?

Les paramètres choisis pour calculer l'IQE aux fins du présent rapport seront laissés à la discrétion des organismes qui recueillent et analysent les données, en tenant compte de ce qui précède et en assurant la cohérence avec les critères utilisés dans les rapports sur l'état des Grands Lacs antérieurs. L'indice a été calculé pour les sites pour lesquels il y avait quatre années de données et un minimum de 10 observations pour les huit paramètres suivants : ammoniac (non ionisé), chlorure, cuivre, fer, nitrates, nitrites, phosphore et zinc. Ces huit paramètres ont été choisis parce qu'ils ont fait l'objet d'une surveillance constante à tous les sites utilisés dans cette évaluation et qu'ils peuvent tous être comparés avec les critères de qualité de l'eau. Ces huit paramètres reflètent également une gamme d'enjeux et de facteurs de stress dans le bassin versant. Les nutriments (nitrate, nitrite, ammoniac non ionisé et phosphore total) sont inclus, car des concentrations plus élevées peuvent indiquer des influences urbaines et agricoles et peuvent contribuer à l'enrichissement en nutriments. Le chlorure est un indicateur important des perturbations urbaines dans les bassins versants; sa principale source anthropique est l'épandage de sels de voirie pendant les mois d'hiver. Des concentrations élevées de métaux (cuivre, fer, zinc) peuvent être toxiques pour les organismes aquatiques et indiquent habituellement la présence de sources urbaines ou industrielles dans le bassin versant. Les résultats de la mesure de la qualité des eaux intérieures pour ces paramètres ont été obtenus du Réseau provincial de surveillance de la qualité de l'eau de l'Ontario (RPSQE) (MEO, 2013). Pour le calcul de l'IQE, les résultats relatifs à la qualité de l'eau sont comparés avec les recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) sur la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (CCME, 2011b) ou, en l'absence de recommandations du CCME, avec les Objectifs provinciaux provisoires relatifs à la qualité des eaux (OQEPE) (c.-à-d., phosphore total) (MEO, 1994) (Tableau 1).

Les données sur la qualité de l'eau sont habituellement recueillies de mars à novembre sur plusieurs années, car elles représentent l'exposition de l'environnement à divers régimes climatiques (humide et sec; chaud et froid) qui peuvent perturber les communautés biologiques.

L'IQE a été calculé pour le site de surveillance le plus en aval des cours d'eau se déversant dans les Grands Lacs, y compris les affluents des chenaux de liaison des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, comme indicateur de la qualité de l'eau entrant dans les Grands Lacs. Seules les données pour la période 2013-2016 (MEO, 2013) ont été utilisées pour déterminer la situation dans le présent rapport. Alors que le rapport précédent incluait 92 affluents (y compris les stations pour lesquelles des données plus anciennes ont été utilisées), le présent rapport ne comprend que les affluents pour lesquels les données les plus récentes portent sur la période 2013-2016 (n = 73).

Comme l'IQE synthétise plusieurs paramètres de qualité de l'eau en une seule valeur, la comparaison des valeurs de l'IQE dans le temps peut ne pas être le meilleur indicateur des changements touchant la qualité de l'eau. Les rapports futurs sur l'état des Grands Lacs feront état des tendances de la qualité de l'eau à l'aide de méthodes plus robustes.

Situation écologique

Contexte

Le Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (ruisseau) (RPCQE) du ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario mesure la qualité de l'eau dans les rivières et les ruisseaux à des centaines de sites partout en Ontario, en collaboration avec les offices de conservation de la nature de l'Ontario. La plupart de ces sites sont situés dans le bassin des Grands Lacs et bon nombre se trouvent à l'embouchure ou près de l'embouchure des affluents des Grands Lacs. Des échantillons de l'eau des ruisseaux sont prélevés chaque mois à peu près et livrés au laboratoire du ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique, où ils sont analysés à l'aide de méthodes compatibles afin d'obtenir une série cohérente d'indicateurs de la qualité de l'eau. Ces indicateurs sont choisis parce qu'ils révèlent l'influence des activités d'utilisation des terres sur la qualité de l'eau des cours d'eau. Par exemple, le chlorure est mesuré parce qu'il s'agit d'un indicateur de l'influence de la charge en sels provenant du déglaçage hivernal. Des mesures, dont le pH et la température de l'eau, sont aussi prises sur le terrain à l'aide d'appareils portables au moment de la collecte des échantillons. Les données sur la qualité de l'eau pour tous les sites de surveillance des ruisseaux se trouvent sur le site Web public du ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (https://www.ontario.ca/fr/donnees/reseau-provincial-de-controle-de-la-qualite-de-leau-ruisseau).

Situation de la qualité de l'eau dans les affluents des Grands Lacs

L'IQE a été calculé pour 73 affluents canadiens des Grands Lacs. Globalement, la qualité de l'eau dans les affluents des Grands Lacs peut être qualifiée de passable (IQE_{moy} = 65, IQE_{plage} = 10-100). L'eau a été considérée comme étant de bonne qualité dans 25 % des affluents, comme passable dans 55 % et comme mauvaise dans 20 % (figures 1 et 2).

L'eau de certains affluents des lacs Supérieur, Huron et Ontario, et du fleuve Saint-Laurent, était de bonne qualité. L'eau de certains affluents des lacs Érié et Ontario et d'un affluent du lac Huron était de mauvaise qualité. Les IQE allaient de 11 (rivière Sturgeon, lac Érié) à 100 (rivières Montréal et Michipicoten, lac Supérieur; rivières Mississagi et Serpent, lac Huron).

Les affluents du lac Supérieur, lac par lac, peuvent être décrits comme ayant un statut indéterminé. Les affluents des lacs Huron (IQEmoy = 79, IQEplage = 50-100, n = 20) et Ontario ainsi que du fleuve Saint-Laurent (IQEmoy = 65, IQEplage = 25-100, n = 34) peuvent être décrits comme ayant une qualité d'eau passable. Les affluents du lac Érié (IQEmoy = 44, IQEplage = 10-76, n = 15) ont été classés comme ayant une eau de mauvaise qualité. La description de la qualité de l'eau des affluents (d'après les IQE) n'a changé pour aucun des bassins des Grands Lacs depuis le dernier rapport. Bien que l'indice du lac Huron soit passé de « bon » à « passable », la valeur de l'IQE elle-même n'a diminué que de deux, ce qui explique pourquoi la tendance est demeurée inchangée depuis le dernier rapport, sans égard au changement de situation.

Liens

Les valeurs de l'IQE pour les 73 affluents montrent qu'il existe une relation négative statistiquement significative avec le pourcentage de la superficie du bassin versant utilisé par l'être humain (figure 3). Cette relation semble indiquer que la qualité globale de l'eau dans les affluents des Grands Lacs est influencée par l'utilisation des terres par les humains, les bassins peu aménagés ayant des cotes plus élevées que les bassins qui le sont davantage.

Les IQE semblent indiquer que des substances présentes dans l'eau des ruisseaux pourraient avoir une incidence sur la vie aquatique vu la situation quant au respect des critères relatifs à la qualité de l'eau. Cependant, les valeurs de l'IQE ne constituent pas une mesure directe des incidences sur les communautés aquatiques, comme les changements dans les communautés de poissons et d'invertébrés benthiques. Les valeurs de l'IQE (et la qualité de l'eau des affluents) indiquent aussi que des éléments nutritifs ou d'autres substances présents dans les affluents pourraient se déverser dans les Grands Lacs, et que les effets associés à ces déversements pourraient se faire sentir, en particulier à l'embouchure des affluents et près des zones littorales.

Toutefois, il convient de noter qu'il existe certains liens qui peuvent être établis avec les impacts sur la vie aquatique. Des concentrations élevées au-dessus des critères de qualité de l'eau pour des paramètres comme les nitrates, l'ammoniac non ionisé, le chlorure et les métaux indiquent des impacts potentiels sur la vie aquatique. Par exemple, les moules d'eau douce, surtout aux premiers stades de leur vie, sont particulièrement sensibles à l'exposition au chlorure (un composant du sel de voirie) comparativement aux autres espèces aquatiques. Les concentrations de chlorure dans bon nombre de nos cours d'eau ont augmenté depuis le milieu des années 1970. (Rapport sur la qualité de l'eau en Ontario, 2014).

Les liens avec d'autres sous-indicateurs de la série d'indicateurs comprennent :

- Cladophora - les apports de phosphore des affluents peuvent avoir un effet sur la croissance de *Cladophora*.
- Efflorescences algales nuisibles - les apports d'éléments nutritifs provenant des affluents contribuent à la prolifération d'algues dans les plans d'eau récepteurs.
- Qualité des eaux souterraines - Dans les zones où les eaux souterraines et les eaux de surface interagissent, les eaux souterraines peuvent influer sur la qualité de l'eau.
- Éléments nutritifs dans les lacs (eau libre) - Les affluents transportent des éléments nutritifs et autres constituants vers les plans d'eau récepteurs en aval.
- Eau potable traitée - où les réseaux d'eau potable utilisent l'eau de surface (rivières) comme source d'eau potable.
- Facteurs de stress dans les bassins hydrographiques - L'utilisation des terres des bassins hydrographiques et les facteurs de stress ont une incidence directe sur la qualité de l'eau dans les affluents récepteurs.

Ce sous-indicateur est également lié directement aux autres sous-indicateurs de l'indicateur Nutriments et algues.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	En accord	Neutre ou inconnu	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées, validées ou leur qualité est assurée par un organisme ou un organisme reconnu.	X			
Les données proviennent d'une source de données connue, fiable et respectée et sont traçables aux sources originales.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données sont appropriées pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources américaines sont comparables à celles du Canada.				X
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables pour ce sous-indicateur.	X			

Limites des données

L'indice de qualité de l'eau est un outil de communication simple destiné au public. Cependant, l'IQE a ses limites. L'un des défis potentiels consiste à combiner des paramètres de qualité de l'eau ayant des impacts écologiques différents (mélange de paramètres d'eutrophisation et de substances toxiques) en une seule valeur d'indice, par opposition à des sous-indices qui représentent des point pour lesquels il y a des attentes de gestion communes (c.-à-d. des programmes de gestion des éléments nutritifs ponctuels et non ponctuels). Certains programmes de qualité de l'eau n'ont pas suffisamment de paramètres pour utiliser l'indice sans entraîner l'influence involontaire d'un paramètre (avec peu de paramètres, l'influence d'un seul peut dominer le résultat final de l'indice). Certains paramètres de la qualité de l'eau sont naturellement présents dans certains secteurs, comme la présence de métaux traces, et leur inclusion dans l'indice peut nécessiter l'élaboration de lignes directrices propres au site.

La note calculée pour l'indice dépend de la pertinence des données et des paramètres chimiques de l'eau qui représentent le risque en fonction des activités humaines dans le bassin versant. Étant donné le coût de certains paramètres de la qualité de l'eau, il se peut qu'ils ne soient pas inclus dans les programmes réguliers et que l'indice ne reflète pas le risque total.

Étant donné que l'IQE peut être influencé par des facteurs autres que la qualité de l'eau (c.-à-d. les paramètres particuliers choisis pour le calcul, le nombre de paramètres inclus, les sites particuliers utilisés et les critères de qualité de l'eau pour une administration donnée), l'utilisation des changements de valeur de l'IQE dans le temps

pour déterminer les tendances peut être plus indicative des changements en fonction des méthodes utilisées pour calculer l'indice que des changements de qualité de l'eau. C'est pourquoi les rapports sur l'état des Grands Lacs futurs feront état des tendances de la qualité de l'eau à l'aide de méthodes plus robustes. Bien que les mêmes paramètres aient été utilisés pour calculer l'IQE que dans les rapports d'état précédents, le nombre de stations déclarantes a diminué à 73 dans le présent rapport.

Les critères de qualité de l'eau peuvent être dépassés dans les zones qui sont naturellement riches en un nutriment ou métal donné. Le calcul de l'IQE ne tient pas compte des valeurs naturellement élevées de certains paramètres.

Information additionnelle

L'IQE est un outil de communication qui permet de faire état sous forme simplifiée de renseignements complexes sur de multiples variables relatives à la qualité de l'eau. Bien que l'IQE puisse fournir une vue d'ensemble de la qualité de l'eau, il ne peut remplacer l'analyse technique rigoureuse des données relatives à la qualité de l'eau pour la gestion des ressources en eau.

Pour le présent rapport sur la qualité de l'eau des affluents, l'IQE n'a été calculé que pour les affluents en sol canadien. La possibilité d'utiliser l'IQE pour évaluer la qualité de l'eau des affluents américains des Grands Lacs est fonction de l'existence de données de surveillance. Que les résultats de l'IQE ne soient pas directement comparables entre des administrations qui utilisent des critères et des paramètres différents pour l'évaluation de la qualité de l'eau devrait représenter une difficulté.

La plupart des sites de surveillance du PWQMN sont situés à des endroits précis où les impacts sur la qualité de l'eau sont connus ou prévus, par exemple dans des zones à forte densité de population ou où les terres sont utilisées à des fins agricoles. Les bassins hydrographiques de référence dont l'impact est minime sont probablement sous-représentés dans ce sous-indicateur. Le sous-indicateur sous-représente également les affluents des Grands Lacs d'amont (surtout le lac Supérieur). Pour les rapports futurs, une redondance ou une autre analyse pourrait être entreprise pour éliminer certains sites des Grands Lacs inférieurs afin de s'assurer que tous les lacs sont représentés plus également.

Le présent rapport sur la qualité de l'eau dans les affluents constitue une mise à jour de la situation en 2017 (ECCC et USEPA, 2017). Ce rapport utilise les mêmes huit (8) paramètres pertinents pour le site que le rapport précédent. L'IQE a été recalculé pour le présent rapport à l'aide des résultats les plus récents de la surveillance de la qualité de l'eau pour ces paramètres et des critères actuels de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique. Pour le présent rapport, les IQE ont été calculés pour 73 affluents, tandis que les valeurs ont été calculées pour 92 affluents précédemment (ECCC et USEPA, 2017). Dans le bassin du lac Ontario, le site le plus en aval de la rivière Napanee (utilisé dans les rapports antérieurs de la SOGL) n'a pas fait l'objet d'un échantillonnage actif pendant cette période; une station plus en amont a donc servi à calculer l'IQE.

Remerciements

Auteurs : Ministère de l'Environnement, de la Conservation et des Parcs de l'Ontario, Section de la surveillance de l'eau

Collaborateurs : Georgina Kaltenecker, Kimberly Summers et Aaron Todd, Direction de la surveillance environnementale et des rapports, ministère de l'Environnement, de la Conservation et des Parcs de l'Ontario, Toronto (Ontario) et offices de protection de la nature de l'Ontario

Sources d'information

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2001a. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Indice de qualité des eaux du CCME 1.0, Rapport technique. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. (http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_calculators/wqi_techrprtfctsht_f.pdf

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2001b. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Indice de qualité des eaux du CCME 1.0, Manuel de l'utilisateur. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. (http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_calculators/wqi_usermanualfctsht_f.pdf)

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2006. Sensitivity Analysis of the Canadian Water Quality Index. Préparé par Gartner Lee.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2011a. Indice de qualité des eaux 1.2 du CCME. (http://www.ccme.ca/fr/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/calculators.html)

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2011b. Recommandations du CCME pour la protection de la vie aquatique : tableau résumé. Mis à jour en 2011. http://st-ts.ccme.ca/fr/index.html

Davies, J-M. 2006. Application and Tests of the Canadian Water Quality Index for Assessing Changes in Water Quality in Lakes and Rivers of Central North America. Lake and Reservoir Management 22(4): 308-320.

De Rosemond, S., D.C. Duro et M. Dubé. 2009. Comparative analysis of regional water quality in Canada using the Water Quality Index. Environmental Monitoring and Assessment 156(1-4): 223-240.

Environment and Climate Change Canada and the U.S. Environmental Protection Agency (ECCC and USEPA). 2017. État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique. N° de catalogue EN161-3/1E-PDF. EPA 905-R-17-001. Disponible sur binational.net.

Environnement et Changement climatique Canada. 2015. Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement. (https://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang = Fr)

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency (EC et USEPA). 2014. *État des Grands Lacs 2011*. Nº au cat. En161-3/1-2011F-PDF. EPA 950-R-13-002. (http://binational.net/wp-content/uploads/2014/11/rapport sur l'état des Grands Lacs-2011-technical-report-fr.pdf)

Gartner Lee Limited. 2006. A sensitivity analysis of the Canadian Water Quality Index. http://www.ccme.ca/files/Resources/water/water_quality/pn_1355_wqi_sensitivity_analysis_rpt.pdf

Kilgour and Associates Limited. 2009. Reducing the sensitivity of the Water Quality Index to episodic events. (http://www.ccme.ca/files/Resources/water/water_quality/pn_1435_wqi_sensitivity.pdf)

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). 1994. Gestion de l'eau : politiques, lignes directrices, objectifs provinciaux de qualité de l'eau. http://www.ontario.ca/fr/document/gestion-de-leau-politiques-lignes-directrices-objectifs-provinciaux-de-qualite-de-leau

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). 2013. Données du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (2002-2012). (https://www.ontario.ca/fr/donnees/reseau-provincial-de-controle-de-la-qualite-de-leau-ruisseau)

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario. 2016. Rapport sur la qualité de l'eau en Ontario, 2014. Publié en ligne le 18 mars 2016 : https://www.ontario.ca/fr/page/rapport-sur-la-qualite-de-leau-en-ontario-2014

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario. 2016. Rapport d'étape 2016 sur la Stratégie ontarienne pour les Grands Lacs. PIBS 9934f ©Imprimeur de la Reine pour l'Ontario.

Liste des tableaux

Tableau 1. Critères relatifs à la qualité de l'eau pour les huit indicateurs utilisés dans les calculs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME
Source : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario

Paramètre	Critère	Source
Ammoniac (non ionisé)	0,0152 mg L^{-1}-N	CCME
Chlorure	120 mg L^{-1}	CCME
Cuivre	2 µg L^{-1}, si la dureté de l'eau est de 0-120 mg L^{-1}-$CaCO_3$ 3 µg L^{-1}, si la dureté de l'eau est de 120-180 mg L^{-1}-$CaCO_3$ 4 µg L^{-1}, si la dureté de l'eau est >180 mg L^{-1}-$CaCO_3$	CCME
Fer	300 µg L^{-1}	CCME
Nitrate	2,9 mg L^{-1}-N	CCME
Nitrite	0,06 mg L^{-1}-N	CCME
Phosphore	0,03 mg L^{-1}	MEO
Zinc	30 µg L^{-1}	CCME

Source : CCME = Recommandations pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique (CCME, 2011*a*); MEO = objectif provincial provisoire pour la qualité de l'eau (MEO, 1994).

Tableau 1. Critères relatifs à la qualité de l'eau pour les huit indicateurs utilisés dans les calculs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME
Source : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario

Liste des figures

Figure 1. Valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour 73 affluents des Grands Lacs au Canada
Source : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario
Figure 2. Valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour les affluents des Grands Lacs au Canada, par bassin lacustre
Source : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario
Figure 3. Valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour les affluents des Grands Lacs au Canada (n = 73) par comparaison avec le pourcentage du bassin versant utilisé à des fins d'aménagement urbain
Source : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario

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

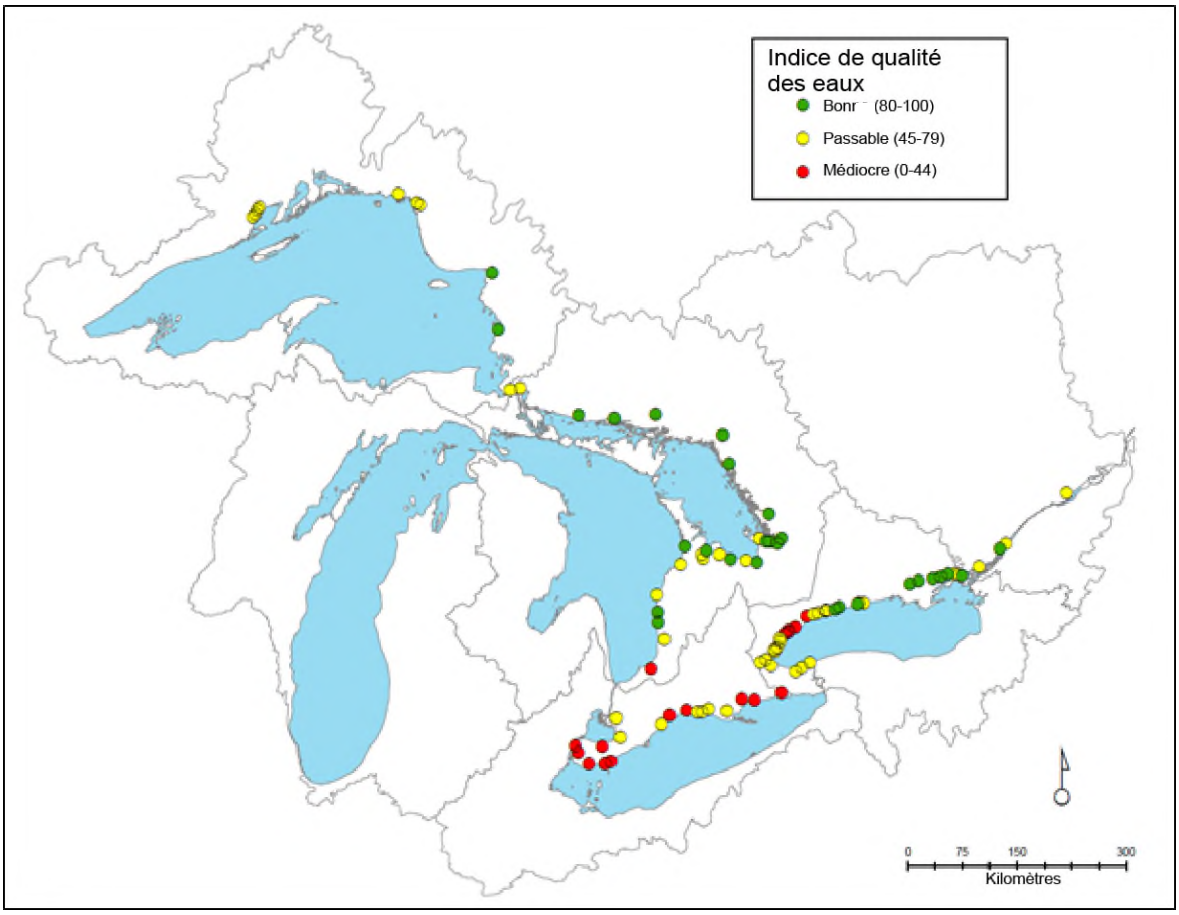


Figure 1. Valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour 73 affluents des Grands Lacs au Canada
Source : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario

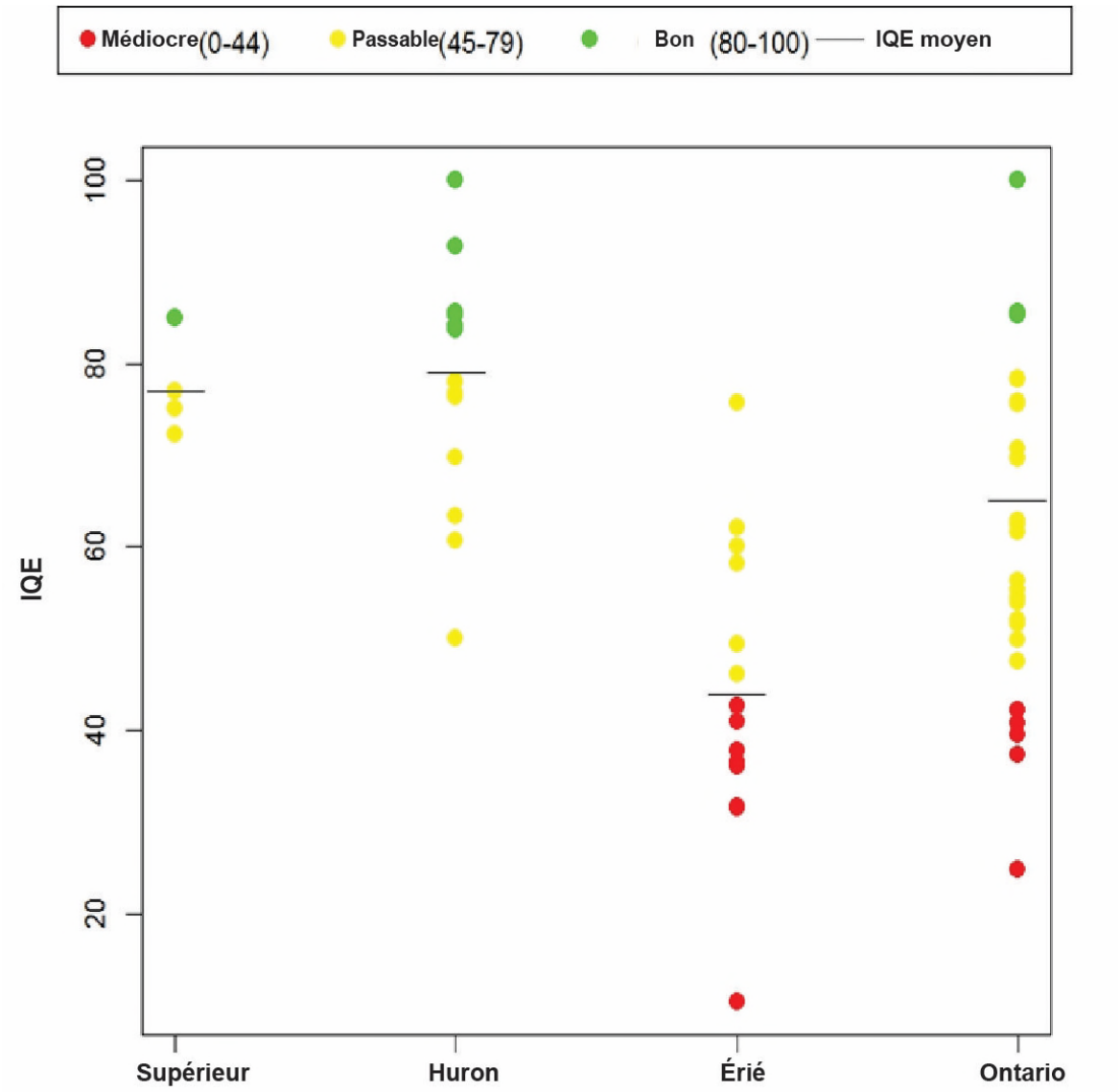


Figure 2. Valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour les affluents des Grands Lacs au Canada, par bassin lacustre
Source : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario

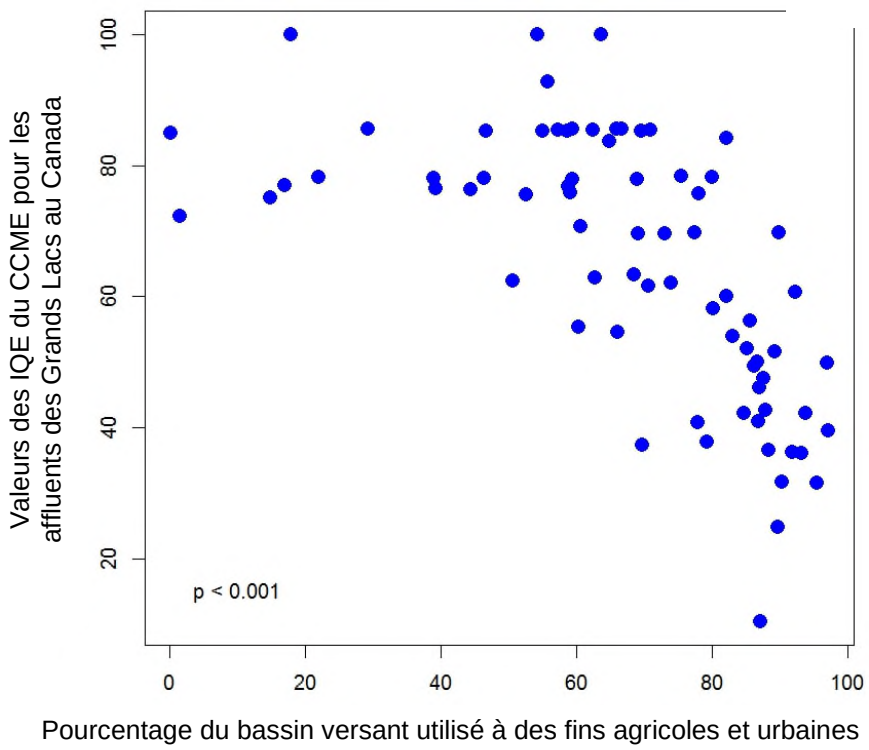


Figure 3. Valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour les affluents des Grands Lacs au Canada (nbre = 73) par comparaison au pourcentage du bassin versant utilisé à des fins agricoles ou urbaines.
Source : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario

Sous-Indicateur : Taux d'invasion d'espèces aquatiques non indigènes

Évaluation globale
État : Bon
Tendances :
Tendance sur dix ans : Indéterminée
Tendance à long terme (1989-2018) : S'améliore
Justification : Au cours de la dernière décennie (2009-2018), trois nouvelles espèces aquatiques non indigènes se sont établies dans le bassin des Grands Lacs (*Thermocyclops crassus* [2014], *Diaphanosoma fluviatile* [2015], et *Mesocyclops pehpeiensis* [2016]) [figure 1]. *Thermocyclops crassus* et *Diaphanosoma fluviatile* sont actuellement considérés comme ayant un vecteur inconnu tandis que *Mesocyclops pehpeiensis* est considéré comme un « passager clandestin » d'organismes commercialisés parce qu'il a déjà été observé en Amérique du Nord en association avec des plantes d'aquarium et de jardin aquatique et dans des bassins de serre. Pour la décennie en cours, cette introduction se traduit par un taux d'invasion de 0,3 nouvelle espèce par an (figure 2). Ce taux est considérablement inférieur à celui des deux décennies précédentes et à celui d'avant 1950 (1837-1949) [0,8 nouvelle espèce par année], ce qui indique que la tendance à long terme s'est considérablement améliorée avec la mise en œuvre de la réglementation sur les navires sans ballast à bord en 2006. Au cours de la dernière décennie (figure 3), le taux d'invasion n'a pas beaucoup changé.

Évaluation lac par lac
Pour le présent rapport, il n'y a pas d'évaluation pour chacun des lacs du bassin.

Définitions de l'évaluation de la situation
Bon : Le taux d'invasion décennal actuel est nettement inférieur au taux d'invasion moyen d'avant 1950.
Passable : Le taux d'invasion décennal actuel n'est pas très différent du taux d'invasion de référence d'avant 1950.
Médiocre : Le taux d'invasion décennal actuel est nettement supérieur au taux d'invasion moyen d'avant 1950.
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions de l'évaluation des tendances
S'améliore : Diminution du taux d'introduction
Inchangée : Aucun changement dans le taux d'introduction
Se détériore : Augmentation du taux d'introduction
Indéterminée : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer les tendances, c'est-à-dire un intervalle de confiance trop large.

Objectifs ou cibles
L'objectif est de réduire le nombre de nouvelles introductions d'espèces aquatiques non indigènes ainsi que la répartition actuelle et la taille des populations d'espèces aquatiques envahissantes établies. Il y a un point de rupture dans les données historiques de 1950, après lequel le taux d'invasion a augmenté rapidement (passant d'une échelle linéaire à une échelle logarithmique), de sorte que la moyenne d'avant 1950 est utilisée comme point de référence pour évaluer la situation dans ce rapport.

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur vise à évaluer le taux d'invasion en tant que mesure des progrès réalisés dans la prévention de l'établissement de nouvelles espèces non indigènes et le contrôle de la propagation entre bassins.

Objectif écosystémique
L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) a pour objectif de rétablir et de maintenir l'intégrité biologique de l'écosystème des Grands Lacs. Pour atteindre cet objectif, il est essentiel de prévenir l'introduction d'autres espèces aquatiques envahissantes.

Ce sous-indicateur appuie le mieux le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 7 de l'AQEGL de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et d'espèces terrestres envahissantes qui nuisent à sa qualité ».

Mesure

Le rapport précédent utilisait le nombre cumulatif d'espèces non indigènes établies comme sous-indicateur unique pour les espèces envahissantes (figure 1). Le rapport original a été divisé en deux parties : TAUX (mesure des progrès vers l'atteinte des objectifs de prévention) et INCIDENCE (mesure des progrès vers l'atteinte des objectifs de contrôle/éradication). L'incidence est évaluée dans un sous-indicateur distinct de l'ensemble État des Grands Lacs. Dans les rapports précédents, les données étaient présentées dans le format utilisé à la figure 1. Cependant, la PENTE de ce graphique (taux d'invasion par an) est le paramètre le plus pertinent maintenant que le taux et l'incidence sont considérés séparément. Cette figure est incluse parce qu'elle (a) permet une comparaison directe avec les rapports précédents et (b) montre le contexte historique de la répartition des introductions par vecteur.

Aux fins de comparaison, ce sous-indicateur comprend toujours le nombre cumulatif d'espèces non indigènes établies dans le bassin des Grands Lacs depuis le milieu des années 1800. La définition opérationnelle de l'établissement dans le présent rapport comprend l'hivernage et la reproduction, comme en témoignent au moins deux années consécutives de rapports et des rapports de tous les stades du cycle biologique. Les espèces qui ont fait l'objet de rapports individuels, mais qui ne présentent aucun signe d'hivernage (p. ex. les espèces tropicales et marines comme la plie, l'alligator et le piranha) sont des espèces introduites, mais non établies. Ces espèces introduites sont exclues de cette analyse parce que les rapports ne sont pas considérés comme exhaustifs.

Les taux d'invasion décennaux sont calculés et utilisés comme un paramètre direct. Des échelles spatiales, lac par lac et à l'échelle du bassin, sont mises en œuvre pour ces mesures. La répartition par vecteur (p. ex. eaux de ballast, rejets délibérés et canaux) ne peut être effectuée que pour les invasions provenant de l'extérieur des Grands Lacs - il n'existe pas de données cohérentes attribuant les mouvements d'espèces entre les lacs à des vecteurs particuliers, de sorte que toutes les introductions provenant d'autres points du bassin des Grands Lacs sont incluses dans le vecteur « dispersion » (même si des vecteurs secondaires d'origine anthropique comme la navigation entre lacs, la navigation de plaisance et le commerce peuvent faciliter cette « dispersion »). La propagation entre bassins comme vecteur pour atteindre les bassins lacustres individuels est présentée comme étant distincte des vecteurs primaires (c.-à-d. lorsque l'introduction provient de l'extérieur des Grands Lacs). Par exemple, une nouvelle introduction dans le lac Supérieur comprend des espèces provenant des lacs inférieurs. Les paramètres pour chacun des lacs englobent donc également la dispersion entre les lacs. C'est le paramètre le plus important du point de vue de la « santé » du lac en question.

La nouvelle mesure proposée pour le TAUX d'introduction est le nombre (espèces par année) de nouvelles espèces aquatiques non indigènes présentes dans les Grands Lacs. Actuellement, aucune espèce n'a été éradiquée avec succès dans un bassin entier, mais le taux d'éradication devrait être considéré comme une mesure d'accompagnement lorsqu'il est approprié de le faire. Le présent rapport utilise les données normalisées binationales du système d'information sur les espèces aquatiques non indigènes des Grands Lacs (Great Lakes Aquatic Non-indigenous Species Information System – GLANSIS) et d'autres données normalisées, le cas échéant.

Conditions écologiques

Contexte

Selon la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 187 espèces aquatiques non indigènes sont à l'heure actuelle établies dans les Grands Lacs (et au moins 19 espèces indigènes d'une partie ou une autre du bassin ont étendu leur aire de répartition à d'autres parties). Ces données comprennent tous les rapports vérifiés dans EDDMaps, iMapInvasives et d'autres bases de données d'État et institutionnelles qui sont accessibles au public. Les données sur les espèces qui étendent leur aire de répartition ne sont pas incluses dans l'évaluation globale (p. ex. l'écrevisse à taches rouges est indigène dans les Grands Lacs), mais elles SONT incluses dans les évaluations individuelles des lacs, le cas échéant (p. ex. l'écrevisse à taches rouges est non indigène dans le lac Supérieur).

Dans les Grands Lacs, les navires transocéaniques (y compris le ballast solide, les matériaux d'emballage, les eaux de ballast et les résidus de ballast) ont été le principal vecteur par lequel 44 % de toutes les espèces aquatiques non indigènes introduites se sont établies. Par le passé, l'introduction délibérée (poissons d'ensemencement et plantes

horticoles et agricoles) a aussi été un vecteur important (23 %). Parmi les autres vecteurs notables, mentionnons les « passagers clandestins » d'organismes commercialisés (9 %), les animaux et les plantes d'aquarium relâchés (4 %), les canaux (4 %), les évasions de lieux d'élevage (4 %), les appâts (1,6 %) – malgré les meilleurs efforts pour établir les sources particulières des envahisseurs, le vecteur demeure inconnu pour 10 % des espèces.

Au cours des années 1980, l'importance des eaux de ballast des navires comme vecteur d'introduction des espèces aquatiques non indigènes a été reconnue, ce qui a entraîné la mise en place de mesures de gestion des eaux de ballast dans les Grands Lacs. À la suite de l'introduction de la grémille et de la moule zébrée, le Canada a adopté, en 1989, des lignes directrices sur l'échange volontaire des eaux de ballast pour les navires déclarant des eaux de ballast à bord après un voyage transocéanique, comme le recommandaient la Commission des pêcheries des Grands Lacs et la Commission mixte internationale. En 1990, le Congrès des États-Unis a adopté une loi visant à lutter contre les espèces aquatiques non indigènes nuisibles (*Non-indigenous Aquatic Nuisance Prevention and Control Act*), qui a produit le premier règlement sur l'échange et la gestion des eaux de ballast dans les Grands Lacs en mai 1993. La loi nationale sur les espèces envahissantes (*National Invasive Species Act* − NISA) a suivi en 1996. À la suite de la mise en œuvre de lignes directrices volontaires en 1989 et de règlements obligatoires en 1993, le taux global d'invasion des Grands Lacs n'a pas diminué immédiatement (Grigorovich et coll., 2003; Holeck et coll., 2004; Ricciardi, 2006). Cependant, plus de 90 % des navires transocéaniques qui sont arrivés dans les Grands Lacs pendant les années 1990 ont déclaré être sans ballast à bord (Colautti et coll., 2003; Grigorovich et coll., 2003; Holeck et coll., 2004); ils n'étaient pas tenus d'échanger leurs eaux de ballast, même si leurs citernes renfermaient de l'eau et des sédiments résiduels qui pouvaient être rejetés dans les Grands Lacs. L'eau et les sédiments résiduels de ces navires renfermaient plusieurs espèces dont la présence n'avait pas auparavant été attestée dans le bassin; ces espèces pouvaient être rejetées après la série d'activités de ballastage auxquelles les navires procédaient en se déplaçant entre les ports des Grands Lacs pour charger ou décharger du fret (Duggan et coll., 2005; Ricciardi et MacIsaac, 2008). En juin 2006, le Canada a adopté un nouveau règlement sur la gestion des matières résiduelles contenues dans les citernes des navires, selon lequel la salinité des eaux de ballast de tous les navires qui arrivent au pays doit être d'au moins 30 parties par billion (Gouvernement du Canada, 2006). Au cours de la décennie qui s'est écoulée depuis, aucune nouvelle introduction d'espèce aquatique non indigène par les eaux de ballast n'a été observée (la dernière étant *Hemimysis anomala*, en mai 2006) bien que le nombre de navires déballastés en transit soit assez stable. *Thermocyclops crassus* (introduit en 2014) et *Diaphanosoma fluviatile* (introduit en 2015) sont actuellement considérés comme ayant un vecteur inconnu, mais comme peu susceptibles d'avoir envahi les Grands Lacs par les eaux de ballast de navires transocéaniques, tandis que *Mesocyclops pehpeiensis* (introduit en 2016) est considéré comme un « passager clandestin » de plantes aquatiques. La réglementation relative aux eaux de ballast semble avoir dans une large mesure réussi à empêcher les nouvelles introductions par ce vecteur : aucune nouvelle introduction n'a été attribuée à ce vecteur au cours de la dernière décennie (2009-2018), alors qu'il y en avait eu six pendant la décennie antérieure (1999-2008) et 14 au cours de l'avant-dernière décennie (1989-1998).

Même avec le succès de la réglementation sur la gestion des eaux de ballast dans la prévention de nouvelles invasions en provenance de l'extérieur du bassin des Grands Lacs, le nombre d'espèces non indigènes établies dans chaque lac continue d'augmenter à mesure que les espèces se propagent d'un lac à l'autre. Actuellement, seulement 37 des 187 espèces non indigènes établies dans les Grands Lacs (20 %) se sont propagées dans les cinq lacs – 80 % des espèces aquatiques non indigènes des Grands Lacs posent donc toujours un risque important de propagation supplémentaire. Selon les données historiques, 92 % des nouveaux envahisseurs dans le lac Supérieur proviennent des quatre autres lacs, et c'est également le cas pour 91 % des nouveaux envahisseurs dans le lac Huron, pour 72 % dans le lac Michigan, pour 62 % dans le lac Érié et pour 58 % dans le lac Ontario. L'importance du transport entre bassins pour les espèces non indigènes du lac Supérieur et du lac Huron suggère que le transport continu entre bassins est responsable de la réaction plus lente de ces systèmes (l'état des lacs Supérieur et Huron demeure médiocre en ce qui concerne cet indicateur) aux réussites des programmes de gestion des eaux de ballast dans la prévention de nouvelles introductions de sources étrangères. Le mouvement des eaux de ballast entre les lacs du bassin, qui n'est pas réglementé actuellement, peut poser un risque relativement élevé de propagation d'espèces aquatiques non indigènes (Casas-Monroy et coll., 2014). Les déplacements d'espèces non indigènes dans les lacs Ontario et Érié semblent également ralentir, ce qui pourrait refléter le succès des mesures de contrôle comme l'éducation des pêcheurs à la ligne et les programmes de lavage des bateaux.

Après la navigation, les rejets délibérés, les transferts et les évasions sont les principaux vecteurs d'introduction d'espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs. Les activités du secteur privé associées aux aquariums,

aux étangs de jardin, aux poissons-appâts et au commerce des poissons vivants sont particulièrement préoccupantes.

Les données indiquent que les nouvelles espèces envahissantes pourraient bénéficier de la présence d'envahisseurs déjà établis. Par exemple, *Echinogammarus ischnus* (amphipode) a prospéré en présence de moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) et quaggas (*Dreissena bugensis*) déjà établies. En effet, les dreissenidés ont ouvert la voie à l'augmentation du nombre d'invasions réussies, en particulier celles d'espèces coévoluées de la même région d'origine (la région pontocaspienne). Ce résultat pourrait être un facteur critique contribuant à la propagation continue des espèces dans les lacs du réseau des Grands Lacs.

Près d'un million de carpes asiatiques, y compris la carpe à grosse tête et la carpe noire, sont vendues annuellement dans les marchés de poissons du bassin des Grands Lacs. Jusqu'à récemment, la plupart de ces poissons étaient vendus vivants. Les huit États des Grands Lacs et l'Ontario limitent maintenant la vente de carpes asiatiques vivantes. Il est toutefois difficile d'appliquer ces restrictions à un grand nombre de transactions privées. Le United States Fish and Wildlife Service a publié une dernière règle en mars 2011, qui ajoutait officiellement la carpe à grosse tête à la liste fédérale des espèces sauvages nuisibles et codifiait la loi sur la lutte contre la carpe asiatique (*Asian Carp Prevention and Control Act*). Les carpes à grosse tête, argentée et noire sont maintenant considérées comme des espèces nuisibles en vertu de la loi Lacey (*Lacey Act*), qui interdit leur transport entre les États. Comme l'explique Alexander (2003), les garanties juridiques en matière de commerce des poissons non indigènes vivants dans les États des Grands Lacs et du fleuve Mississippi, au Québec et en Ontario présentent de nombreuses lacunes. Ces lacunes sont, entre autres, les dérogations expresses et de fait pour le commerce des poissons d'aquarium, les dérogations de fait pour le commerce des poissons vivants, l'incapacité d'appliquer de manière proactive les interdictions d'importation, le manque d'inspections des installations d'aquaculture, l'autorisation donnée à l'industrie aquacole d'utiliser les sources d'eau publiques, les exigences inadéquates en matière de triploïdie (stérilisation), l'incapacité de réglementer les espèces préoccupantes (p. ex. la carpe asiatique), la réglementation selon les « listes de délinquants » seulement (p. ex. l'interdiction des espèces nuisibles connues) et l'incapacité de réglementer le transport. Les carpes argentées et à grosse tête qui se sont échappées de fermes piscicoles du sud des États-Unis ont donné naissance à de grosses populations dans les segments central et inférieur de la rivière des Illinois, qui relie le fleuve Mississippi au lac Michigan par le canal d'évacuation sanitaire et de navigation de Chicago (Chicago Sanitary and Ship Canal − CSSC). Un prototype de barrière électrique a été activé sur le CSSC en avril 2002 pour faire obstacle à la transmigration des espèces entre le réseau hydrographique du Mississippi et le bassin des Grands Lacs. Le United States Army Corps of Engineers (en collaboration avec l'État de l'Illinois) a terminé la construction d'une deuxième barrière permanente en 2005 et d'une troisième en 2011. Depuis 2009, la surveillance de l'ADN prélevé dans l'environnement (ADNe) complète l'utilisation de la surveillance traditionnelle et des outils de répression. Entre 2009 et 2010, l'ADN de la carpe argentée et de la carpe à grosse tête a été détecté au-delà des barrières électriques; une seule carpe à grosse tête a toutefois été trouvée par la suite (lac Calumet, juin 2010). En juin 2018, la présence d'aucune carpe à grosse tête ou carpe argentée supplémentaire n'a été confirmée au-delà de la barrière électrique. La carpe de roseau triploïde (stérile) est signalée dans les Grands Lacs depuis le début des années 1970, et des individus diploïdes ont été capturés à l'occasion depuis le milieu des années 1990. Certaines données indiquent que la carpe de roseau pourrait se reproduire dans les rivières Sandusky et Maumee (affluents de l'ouest du lac Érié), mais, en décembre 2018, les données ne permettaient pas de déterminer si cette espèce était établie. La carpe de roseau, la carpe à grosse tête, la carpe argentée et la carpe noire sont toutes exclues de cette analyse, car elles ne sont pas établies dans les Grands Lacs.

Situation

Le nombre total d'espèces aquatiques non indigènes introduites et établies dans les Grands Lacs a constamment augmenté des années 1830 à 2006, mais s'est stabilisé pendant la dernière décennie (figure 1). Bien que 37 espèces se soient établies depuis la signature de l'AQEGL en 1987, seulement trois nouvelles espèces ont été découvertes depuis 2006. Les espèces introduites au cours des décennies antérieures continuent toutefois de se répandre, puisque de nouvelles espèces se sont établies dans les eaux de chacun des Grands Lacs au cours de la dernière décennie (leur nombre va de trois en Ontario à 11 pour le lac Supérieur). Les lacs Huron et Supérieur demeurent particulièrement vulnérables à la propagation d'espèces provenant des populations initiales établies dans les Grands Lacs inférieurs, ce qui fait que leur situation demeure « médiocre ».

Dans le lac Supérieur, onze (11) nouvelles espèces non indigènes ont été observées au cours de la dernière décennie (2009-2018) [figure 4]. Ces espèces sont toutes le résultat d'invasions secondaires à partir de populations établies d'abord dans les lacs inférieurs. Cela donne un taux de 1,1 espèce aquatique non indigène par année nouvellement

établie dans le lac Supérieur (figure 5), qui demeure considérablement supérieur au taux moyen d'avant 1950 (1873-1949) [0,3 espèce par année] et pas beaucoup plus bas que les deux décennies précédentes. Au cours de la dernière décennie (figure 6), le taux d'invasion n'a pas beaucoup changé.

Dans le lac Michigan, cinq (5) nouvelles espèces non indigènes ont été observées au cours de la dernière décennie (2009-2018) [figure 7]. Ces espèces sont toutes le résultat d'invasions secondaires à partir de populations établies d'abord dans les autres lacs. Cela donne un taux de 0,5 nouvelle espèce par année au cours de la dernière décennie (figure 8), ce qui est considérablement inférieur aux taux des deux décennies précédentes, mais pas beaucoup plus élevé qu'avant 1950 (1838-1949) [0,3 espèce par année]. Au cours de la dernière décennie (figure 9), le taux d'invasion a considérablement diminué.

Dans le lac Huron, sept (7) nouvelles espèces non indigènes ont été observées au cours de la dernière décennie (2009-2018). Ces espèces sont toutes le résultat d'invasions secondaires à partir de populations établies d'abord dans les autres lacs (figure 10). Cela donne un taux de 0,7 nouvelle espèce par année pour la décennie en cours (figure 11), ce qui est considérablement inférieur aux taux des deux décennies précédentes, mais beaucoup plus élevé que le record historique d'avant 1950 (1850-1949) [0,2 espèce par année]. Au cours de la dernière décennie (figure 12), le taux d'invasion n'a pas beaucoup changé.

Quatre (4) nouvelles espèces non indigènes ont été observées dans le lac Érié et l'écosystème de la rivière Sainte-Claire-Detroit (SCDRE) au cours de la dernière décennie (2009-2018). *Thermocyclops crassus* (2014), *Diaphanosoma fluviatilis* (2015) et *Mesocyclops pehpeiensis* (2016) représentent tous des premiers signalements dans le bassin des Grands Lacs. *Mesocyclops pehpeiensis* est présumé avoir été introduit comme « passager clandestin » de plantes aquatiques, et le vecteur d'introduction pour les deux autres espèces est inconnu (figure 13). Ainsi, la décennie actuelle a un taux moyen de 0,4 nouvelle espèce par an (figure 14), ce qui est considérablement inférieur aux taux des deux décennies précédentes, mais pas beaucoup plus bas que la moyenne d'avant 1950 (1839-1949) [0,5 espèce par an]. Au cours de la dernière décennie (figure 15), le taux d'invasion a considérablement diminué.

Dans le lac Ontario, trois (3) nouvelles espèces non indigènes ont été observées au cours de la dernière décennie (2009-2018), et elles sont toutes le résultat d'invasions secondaires d'espèces établies d'abord dans d'autres parties du bassin (figure 16). Le taux d'invasion actuel de 0,3 nouvelle espèce par année (figure 17) est considérablement inférieur aux taux des deux décennies précédentes, mais pas beaucoup plus bas que la moyenne d'avant 1950 (1843-1949). Au cours de la dernière décennie (figure 18), le taux d'invasion n'a pas beaucoup changé. Aucune donnée sur le fleuve Saint-Laurent n'a été incluse dans la présente évaluation. Au cours de la dernière décennie (figure 12), le taux d'invasion n'a pas beaucoup changé.

Liens

- Ce sous-indicateur est aussi lié directement aux autres sous-indicateurs de la catégorie des espèces envahissantes, en particulier les incidences de l'introduction des espèces aquatiques envahissantes, de la lamproie marine et des moules de la famille des Dreissenidés. Il est à noter que certaines plantes émergentes des milieux humides sont incluses à la fois dans le présent rapport en tant qu'espèces aquatiques et dans le sous-indicateur des espèces terrestres envahissantes.
- Connectivité de l'habitat aquatique – Le potentiel de colonisation de nouveaux sites par les espèces aquatiques envahissantes est accru par l'enlèvement des barrages. Par contre, la séparation écologique des Grands Lacs et du bassin du Mississippi est à l'étude comme moyen de limiter le transfert des espèces aquatiques non indigènes et des espèces aquatiques envahissantes entre ces bassins.
- Température de l'eau de surface - Des températures plus élevées peuvent être liées à la propagation de certaines espèces aquatiques non indigènes.
- Multiples facteurs de stress : Les changements de la qualité de l'eau, les changements climatiques mondiaux et l'utilisation des terres peuvent également faire en sorte que les Grands Lacs deviennent plus propices à l'établissement de nouveaux envahisseurs. Il est également possible que les changements climatiques facilitent la propagation vers le nord d'espèces envahissantes et d'espèces indigènes dans des milieux dans lesquels elles ne sont pas indigènes (p. ex. expansion de l'aire de répartition). La hausse des températures de l'eau des lacs associée aux changements climatiques augmentera les probabilités que des espèces aquatiques non indigènes introduites venant de climats chauds établissent des populations qui survivent à l'hiver (Adebayo et coll., 2011; Mandrak, 1989). Le taux d'invasion peut augmenter si des

interactions positives impliquant des espèces aquatiques non indigènes ou des espèces indigènes établies facilitent l'établissement de nouvelles espèces aquatiques non indigènes.

Science citoyenne et autres ensembles de connaissances
Bien que le présent rapport soit fondé uniquement sur des observations vérifiées, bon nombre de ces observations ont d'abord été faites par des citoyens observateurs. Les citoyens scientifiques jouent un rôle important en aidant à cartographier le front d'invasion et la propagation des espèces dans de nouveaux bassins hydrographiques. Les observations vérifiées dans EDDMaps, iMapInvasives et d'autres initiatives de surveillance des espèces aquatiques envahissantes de sciences citoyenne sont incluses dans la base de données GLANSIS et, de ce fait, dans cette analyse.

Évaluation de la qualité des données

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

Limites des données
Il y a souvent un délai entre le moment de l'introduction d'une nouvelle espèce aquatique envahissante et le moment où la nouvelle espèce aquatique non indigène est découverte. Cette conséquence temporelle a des répercussions sur le taux d'introduction de nouvelles espèces aquatiques non indigènes dans les Grands Lacs. Les travaux de surveillance ont également une incidence sur le décalage dans le temps.

Ce sous-indicateur peut être biaisé par les travaux d'échantillonnage. Il est possible d'observer un changement dans le « nombre d'espèces déclarées » (ce qui peut être mesuré) qui est inférieur au « nombre d'introductions » simplement en ne les recherchant pas ou, inversement, un nombre accru d'espèces déclarées peut être le résultat d'un investissement dans la surveillance (les espèces ont été introduites précédemment, mais non déclarées).

Plus de 90 % des données historiques de la base de données GLANSIS proviennent des États-Unis. Cette considération n'a aucune incidence sur les « dates les plus anciennes » utilisées pour le calcul des taux à l'échelle du bassin des Grands Lacs ni à l'échelle de chaque bassin lacustre. L'absence de données historiques canadiennes équivalentes peut contribuer aux décalages dans le temps.

Renseignements supplémentaires
Des espèces aquatiques non indigènes venant de partout dans le monde ont envahi le bassin des Grands Lacs. L'augmentation du commerce et des voyages internationaux amplifie le risque que d'autres espèces s'introduisent dans les Grands Lacs. Les voies de communication actuelles entre le bassin hydrographie des Grands Lacs et les réseaux à l'extérieur de ce bassin, comme le CSSC, et la croissance de l'aquaculture, du commerce des poissons vivants et des animaleries vendant des poissons, aggraveront aussi le risque d'introduction d'espèces aquatiques non indigènes. De nouveaux vecteurs pourraient apparaître par suite de la modification du visage de l'industrie dans la région.

Des études suggèrent que chacun des Grands Lacs peut avoir une vulnérabilité différente aux invasions. Les

écosystèmes sains et intacts ont tendance à être moins vulnérables aux invasions, tandis que les écosystèmes dégradés ont tendance à être envahis plus facilement. Les introductions antérieures d'espèces non indigènes peuvent faciliter l'établissement de nouvelles espèces.

Le présent rapport attire l'attention sur les divers vecteurs d'invasion, y compris ceux liés à la navigation (c'est-à-dire les eaux de ballast et les canaux) et aux autres activités du secteur privé qui ne se limitent pas aux aquariums et aux marchés de poissons vivants. La distribution de ces vecteurs varie d'un lac à l'autre. La variation de la distribution et de l'ampleur des vecteurs influence également la vulnérabilité d'un lac à de nouvelles invasions.

Les données sur les populations dont l'aire de répartition s'agrandit (celles qui sont indigènes ou cryptogéniques dans une partie du bassin, mais introduites dans d'autres régions du bassin) font encore défaut. GLANSIS ne suit que 19 de ces espèces (qui, pour la plupart, ont envahi la partie supérieure des Grands Lacs par le canal Welland). Nous aurons besoin de plus de données de surveillance pour évaluer l'expansion de ces populations que les changements climatiques peuvent causer. Par exemple, l'écrevisse à taches rouges est considérée comme indigène de la baie Sandusky et n'est donc pas incluse dans les calculs pour l'ensemble du bassin. Cependant, elle n'est pas indigène dans quatre des cinq bassins lacustres individuels et elle est donc incluse comme espèce non indigène pour ces quatre lacs. *Phalaris arundinacea* (à l'origine une espèce indigène rare dans tout le bassin) est un cas inhabituel dans lequel une espèce indigène a été fortement influencée par une contamination génétique par une souche européenne et l'hybride se comporte comme un envahisseur; cette espèce a été entièrement exclue de l'analyse à ce stade.

Remerciements
Rochelle Sturtevant, gestionnaire du programme GLANSIS, Michigan Sea Grant, Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL), National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 4840 South State Road, Ann Arbor, MI, 48108. 734-741-2287
Collaborateurs : Kristen Holeck
El Lower, Cooperative Institute for Great Lakes Research/GLANSIS a aidé à la préparation des données.

Sources d'information

Adebayo, A.A., Briski, E., Kalaci, O., Hernandez, M., Ghabooli, S., Beric, B., et coll. 2011. Water hyacinth (Eichhornia crassipes) and water lettuce (Pistia stratiotes) in the Great Lakes: playing with fire? Aquatic Invasions 6:91-96.

Alexander, A. 2003. Legal tools and gaps relating to commerce in exotic live fish : phase 1 report to the Great Lakes Fishery Commission by the Environmental Law and Policy Center. Environmental Law and Policy Center, Chicago, IL.

Casas-Monroy, O., Linley, R.D., Adams, J.K., Chan, F.T., Drake, D.A.R. et S.A. Bailey. 2014. National Risk Assessment for Introduction of Aquatic Nonindigenous Species to Canada by Ballast Water. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/128. vi + 73 p.

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

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

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

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

Holeck, K.T., Mills, E.L., MacIsaac, H.J., Dochoda, M.R., Colautti, R.I. et A. Ricciardi. 2004. Bridging troubled

waters: understanding links between biological invasions, transoceanic shipping, and other entry vectors in the Laurentian Great Lakes. Bioscience 54:919-929.

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

NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory. 2008. Great Lakes Aquatic Non-indigenous Species Information System (GLANSIS). https://www.glerl.noaa.gov/glansis/

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

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

Liste des figures

Figure 1. Établissement cumulatif d'espèces aquatiques non indigènes par vecteur dans le bassin des Grands Lacs. 187 espèces au total en 2018.
Source : GLANSIS

Figure 2. Taux d'invasion décennal. La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS

Figure 3. Taux d'invasion décennal pour la période de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %.
Source : GLANSIS

Figure 4. Établissement cumulatif par vecteur dans le lac Supérieur. Cela comprend les espèces non indigènes du lac Supérieur qui peuvent être indigènes d'autres parties du bassin des Grands Lacs. « Dispersé » comprend toutes les espèces qui se sont d'abord établies ailleurs dans le bassin des Grands Lacs avant de se propager dans le lac Supérieur, peu importe le vecteur intrabassin. En 2018, 97 espèces étaient établies dans le lac Supérieur.
Source : GLANSIS

Figure 5. Taux décennal d'établissement de nouvelles espèces non indigènes dans le lac Supérieur (sans égard à leur origine). La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS

Figure 6. Taux d'invasion décennal dans le lac Supérieur de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %.
Source : GLANSIS

Figure 7. Établissement cumulatif par vecteur dans le lac Michigan. Cela comprend les espèces non indigènes du lac Michigan qui peuvent être indigènes d'autres parties du bassin des Grands Lacs. « Dispersé » comprend toutes les espèces qui se sont d'abord établies ailleurs dans le bassin des Grands Lacs avant de se propager dans le lac Michigan, peu importe le vecteur intrabassin. En 2018, 127 espèces étaient établies dans le lac Michigan.
Source : GLANSIS

Figure 8. Taux décennal d'établissement de nouvelles espèces non indigènes dans le lac Michigan (sans égard à leur origine). La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS

Figure 9. Taux d'invasion décennal dans le lac Michigan de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %.
Source : GLANSIS

Figure 10. Établissement cumulatif par vecteur dans le lac Huron. Cela comprend les espèces non indigènes du lac Huron (y compris la rivière St. Marys) qui peuvent être indigènes d'autres parties du bassin des Grands Lacs. « Dispersé » comprend toutes les espèces qui se sont d'abord établies ailleurs dans le bassin des Grands Lacs avant de se propager dans le lac Huron, peu importe le vecteur intrabassin. En 2018, 110 espèces étaient établies dans le lac Huron.
Source : GLANSIS

Figure 11. Taux décennal d'établissement de nouvelles espèces non indigènes dans le lac Huron (sans égard à leur origine). La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS

Figure 12. Taux d'invasion décennal dans le lac Huron de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %.
Source : GLANSIS

Figure 13. Établissement cumulatif par vecteur dans le lac Érié. Cela comprend les espèces non indigènes du lac Érié (y compris le corridor Huron-Érié) qui peuvent être indigènes d'autres parties du bassin des Grands Lacs.

« Dispersé » comprend toutes les espèces qui se sont d'abord établies ailleurs dans le bassin des Grands Lacs avant de se propager dans le lac Érié, peu importe le vecteur intrabassin. En 2018, 151 espèces étaient établies dans le lac Érié.
Source : GLANSIS
Figure 14. Taux décennal d'établissement de nouvelles espèces non indigènes dans le lac Érié (sans égard à leur origine). La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS
Figure 15. Taux d'invasion décennal dans le lac Érié de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %.
Source : GLANSIS
Figure 16. Établissement cumulatif par vecteur dans le lac Ontario. Cela comprend les espèces non indigènes du lac Ontario (y compris la rivière Niagara) qui peuvent être indigènes d'autres parties du bassin des Grands Lacs.
« Dispersé » comprend toutes les espèces qui se sont d'abord établies ailleurs dans le bassin des Grands Lacs avant de se propager dans le lac Ontario, peu importe le vecteur intrabassin. En 2018, 111 espèces étaient établies dans le lac Ontario.
Source : GLANSIS
Figure 17. Taux décennal d'établissement de nouvelles espèces non indigènes dans le lac Ontario (sans égard à leur origine). La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS
Figure 18. Taux d'invasion décennal dans le lac Ontario de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %.
Source : GLANSIS

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

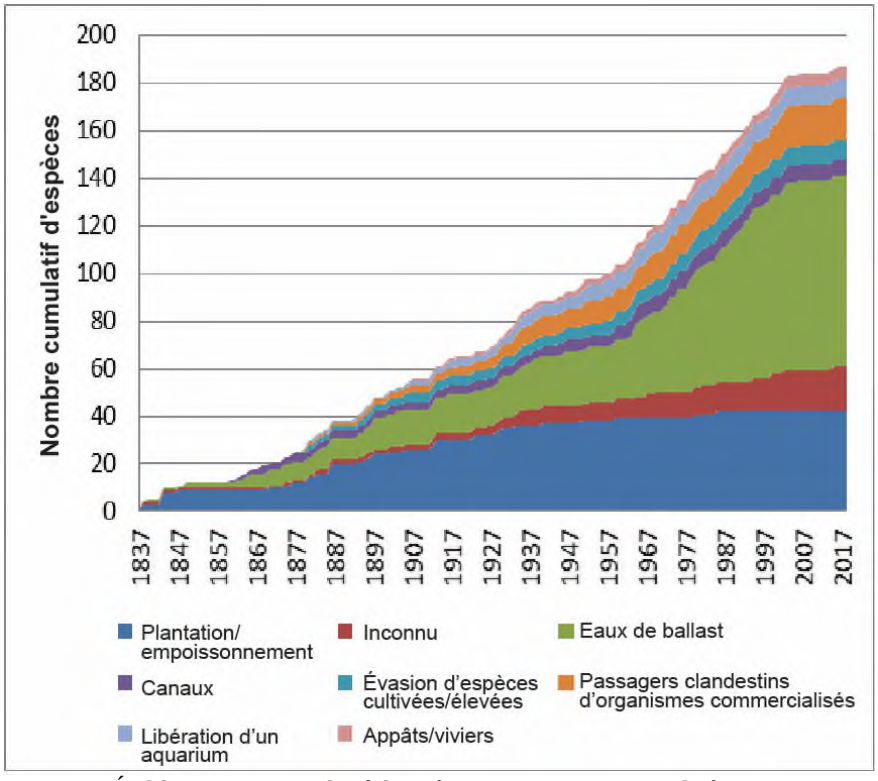


Figure 1. Établissement cumulatif d'espèces aquatiques non indigènes par vecteur dans le bassin des Grands Lacs. 187 espèces au total en 2018.
Source : GLANSIS

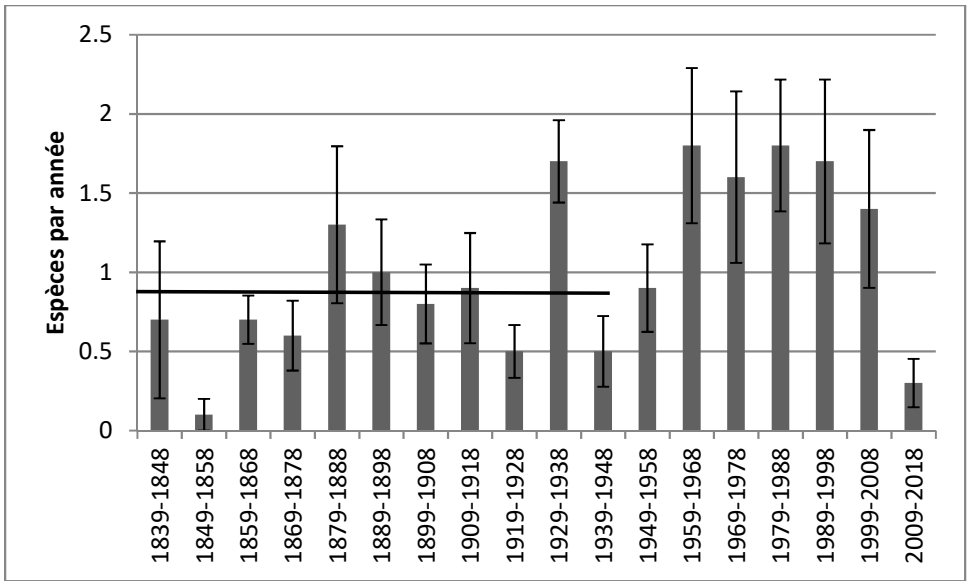


Figure 2. Taux d'invasion décennal. La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS

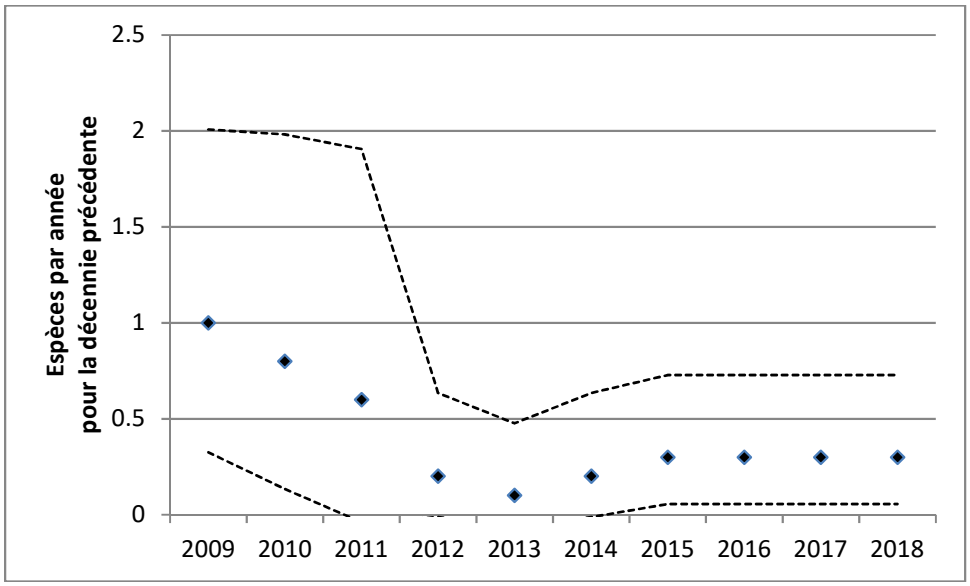


Figure 3. Taux d'invasion décennal pour la période de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %.
Source : GLANSIS

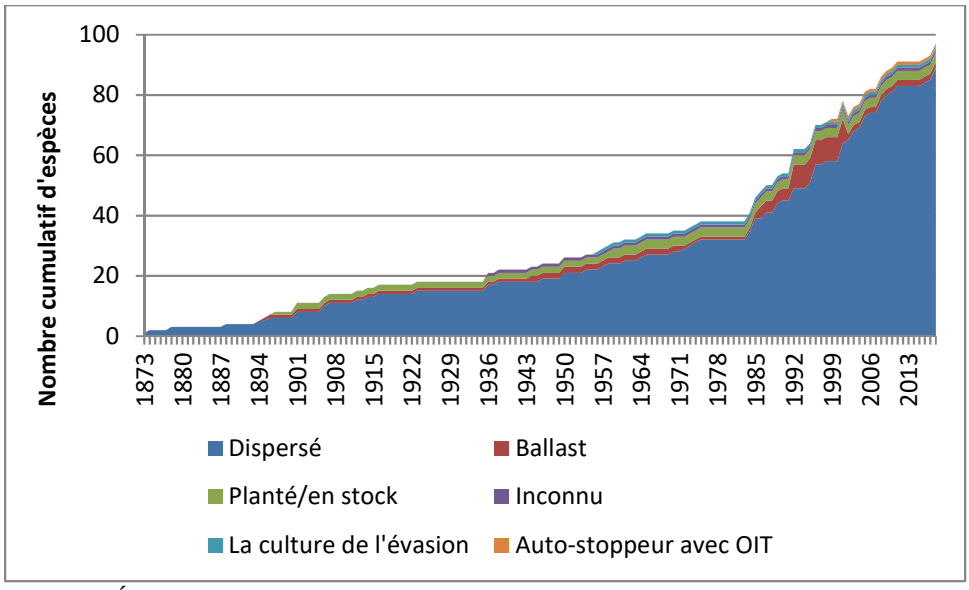


Figure 4. Établissement cumulatif par vecteur dans le lac Supérieur. Cela comprend les espèces non indigènes du lac Supérieur qui peuvent être indigènes d'autres parties du bassin des Grands Lacs. « Dispersé » comprend toutes les espèces qui se sont d'abord établies ailleurs dans le bassin des Grands Lacs avant de se propager dans le lac Supérieur, peu importe le vecteur intrabassin. En 2018, 97 espèces étaient établies dans le lac Supérieur.
Source : GLANSIS

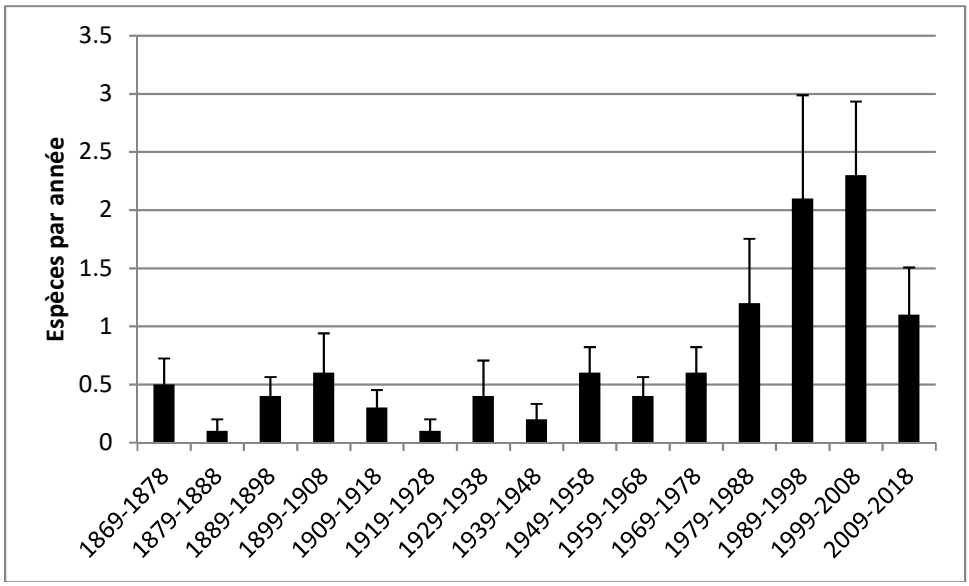


Figure 5. Taux décennal d'établissement de nouvelles espèces non indigènes dans le lac Supérieur (sans égard à leur origine). La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS

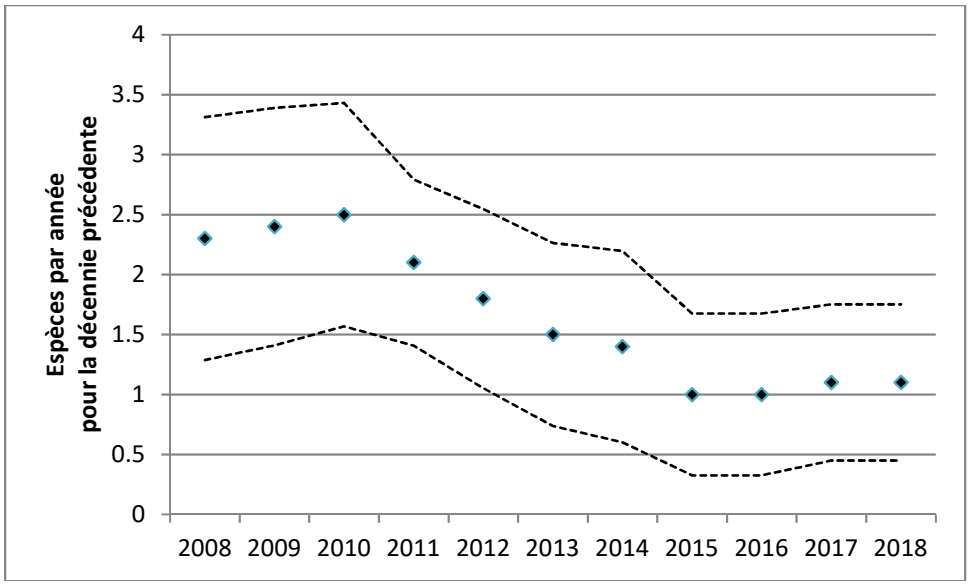


Figure 6. Taux d'invasion décennal dans le lac Supérieur de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %. Source : GLANSIS

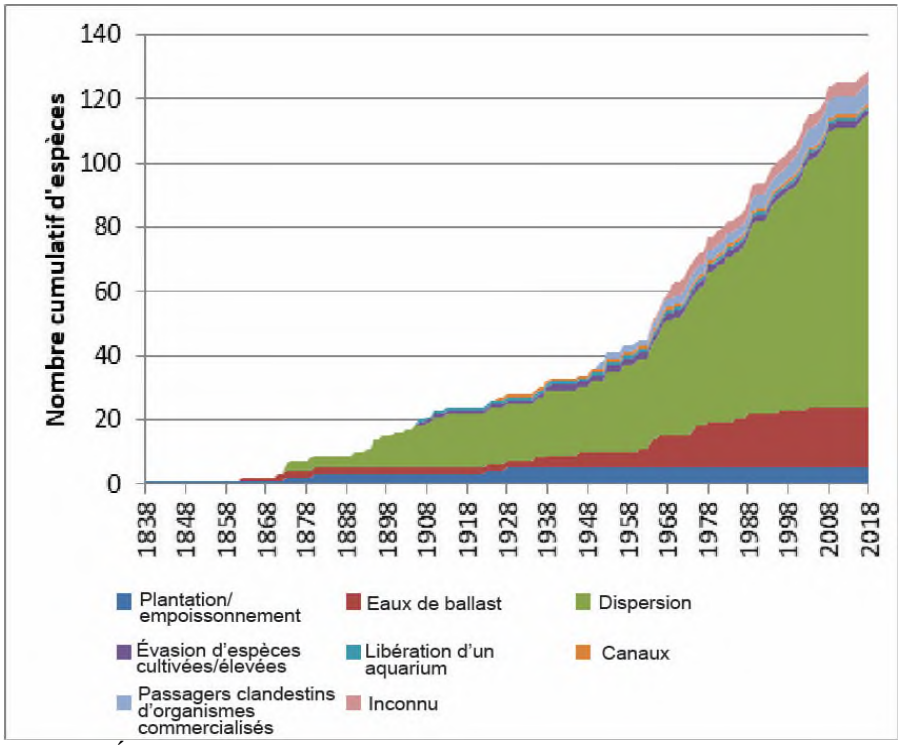


Figure 7. Établissement cumulatif par vecteur dans le lac Michigan. Cela comprend les espèces non indigènes du lac Michigan qui peuvent être indigènes d'autres parties du bassin des Grands Lacs. « Dispersé » comprend toutes les espèces qui se sont d'abord établies ailleurs dans le bassin des Grands Lacs avant de se propager dans le lac Michigan, peu importe le vecteur intrabassin. En 2018, 127 espèces étaient établies dans le lac Michigan. Source : GLANSIS

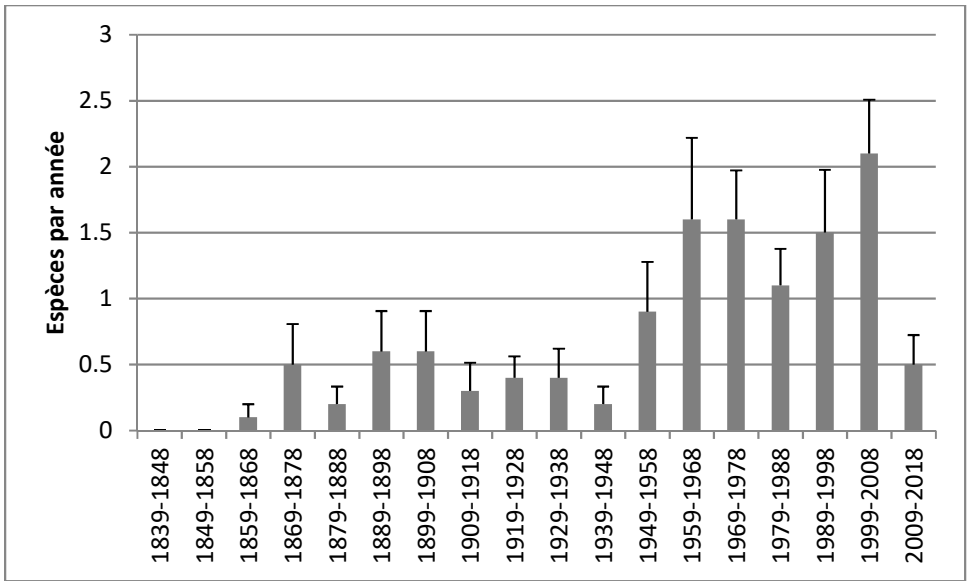


Figure 8. Taux décennal d'établissement de nouvelles espèces non indigènes dans le lac Michigan (sans égard à leur origine). La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS

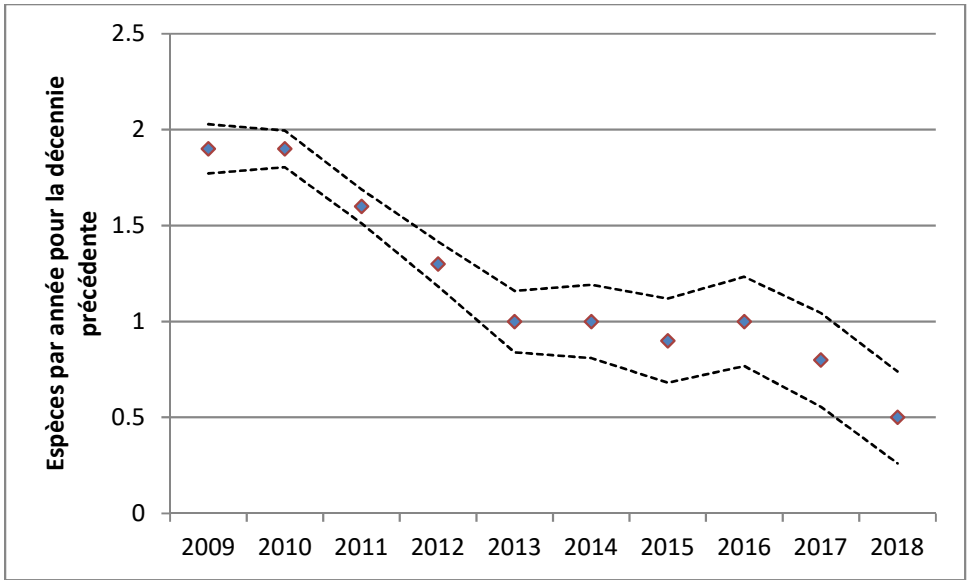


Figure 9. Taux d'invasion décennal dans le lac Michigan de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %.
Source : GLANSIS

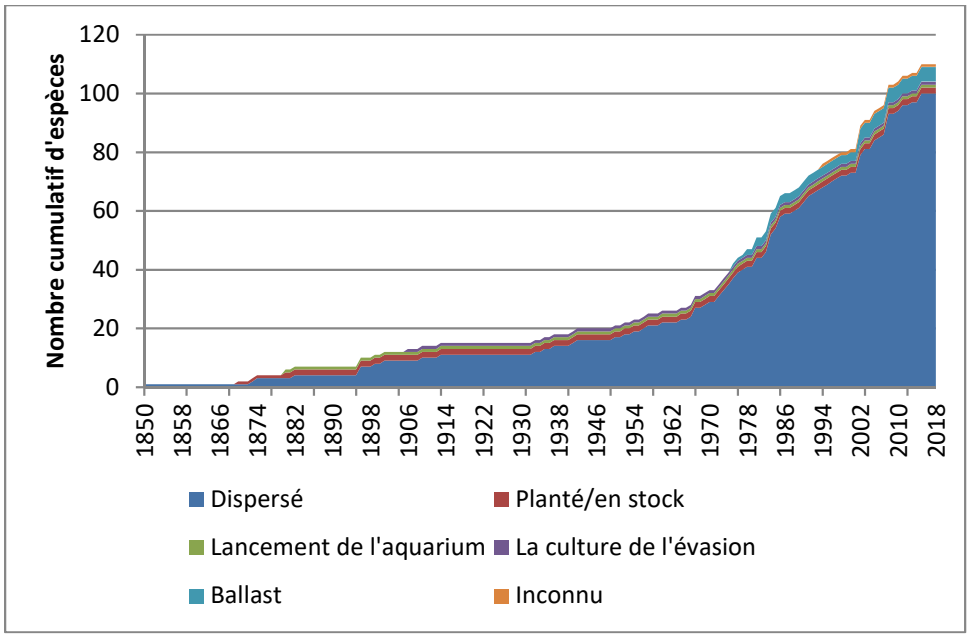


Figure 10. Établissement cumulatif par vecteur dans le lac Huron. Cela comprend les espèces non indigènes du lac Huron (y compris la rivière St. Marys) qui peuvent être indigènes d'autres parties du bassin des Grands Lacs. « Dispersé » comprend toutes les espèces qui se sont d'abord établies ailleurs dans le bassin des Grands Lacs avant de se propager dans le lac Huron, peu importe le vecteur intrabassin. En 2018, 110 espèces étaient établies dans le lac Huron.
Source : GLANSIS

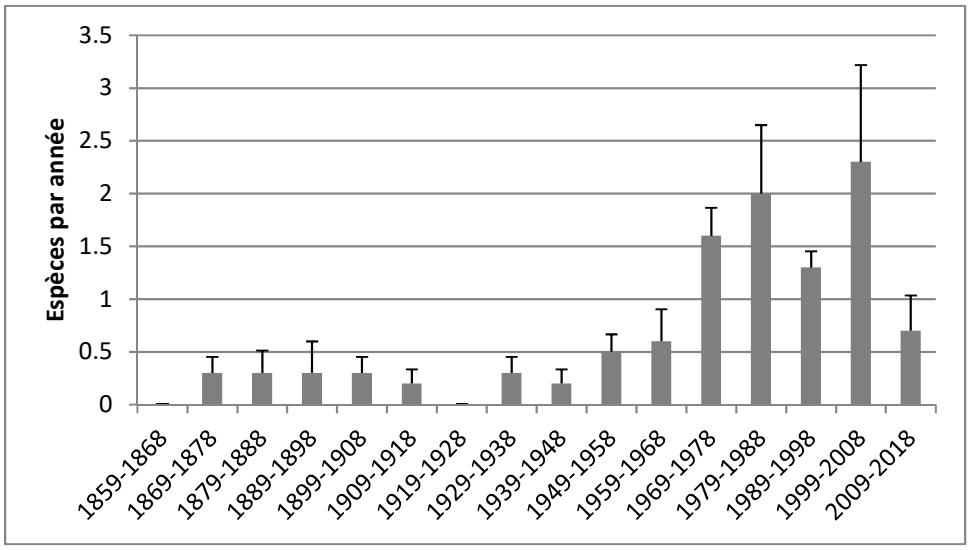


Figure 11. Taux décennal d'établissement de nouvelles espèces non indigènes dans le lac Huron (sans égard à leur origine). La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS

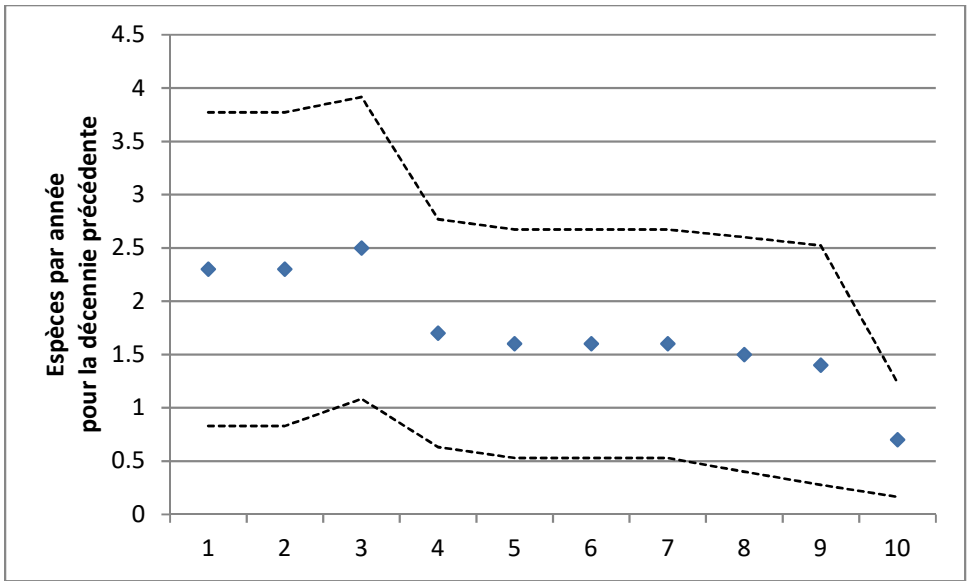


Figure 12. Taux d'invasion décennal dans le lac Huron de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %.
Source : GLANSIS

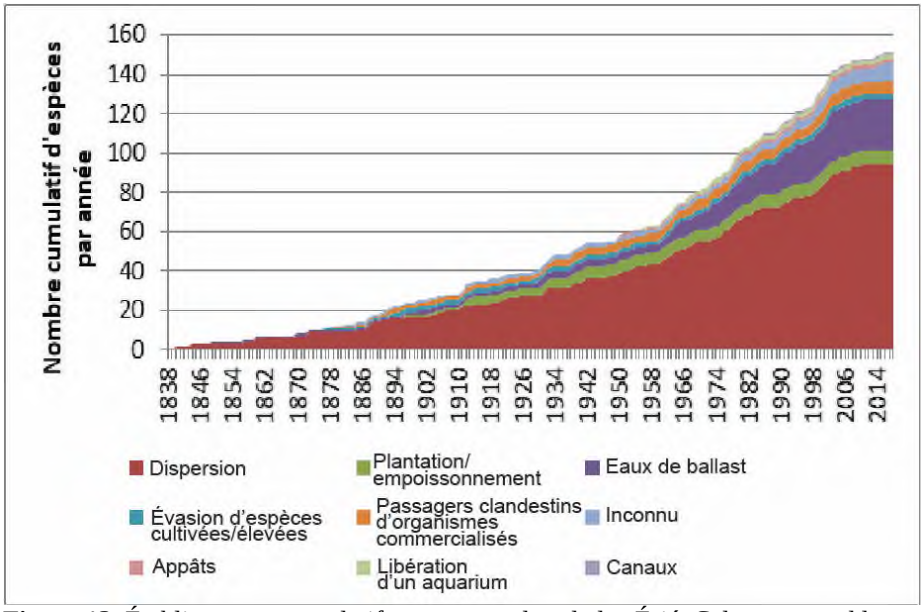


Figure 13. Établissement cumulatif par vecteur dans le lac Érié. Cela comprend les espèces non indigènes du lac Érié (y compris le corridor Huron-Érié) qui peuvent être indigènes d'autres parties du bassin des Grands Lacs. « Dispersé » comprend toutes les espèces qui se sont d'abord établies ailleurs dans le bassin des Grands Lacs avant de se propager dans le lac Érié, peu importe le vecteur intrabassin. En 2018, 151 espèces étaient établies dans le lac Érié.
Source : GLANSIS

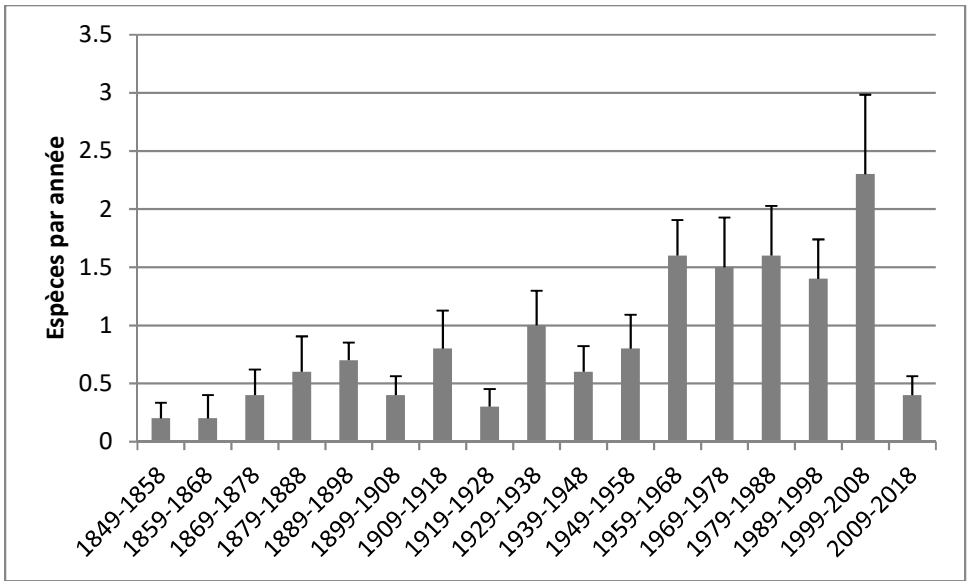


Figure 14. Taux décennal d'établissement de nouvelles espèces non indigènes dans le lac Érié (sans égard à leur origine). La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS

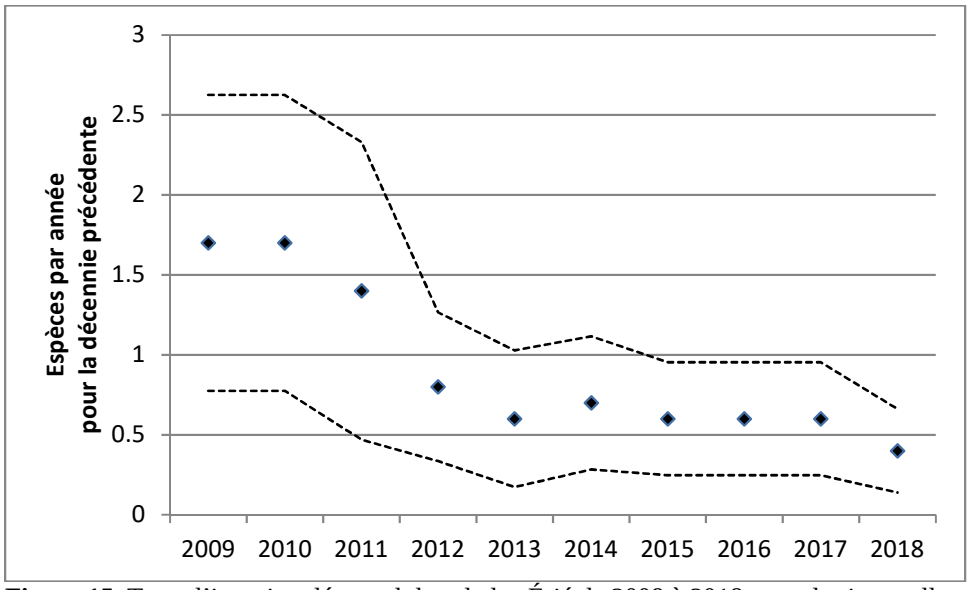


Figure 15. Taux d'invasion décennal dans le lac Érié de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %.
Source : GLANSIS

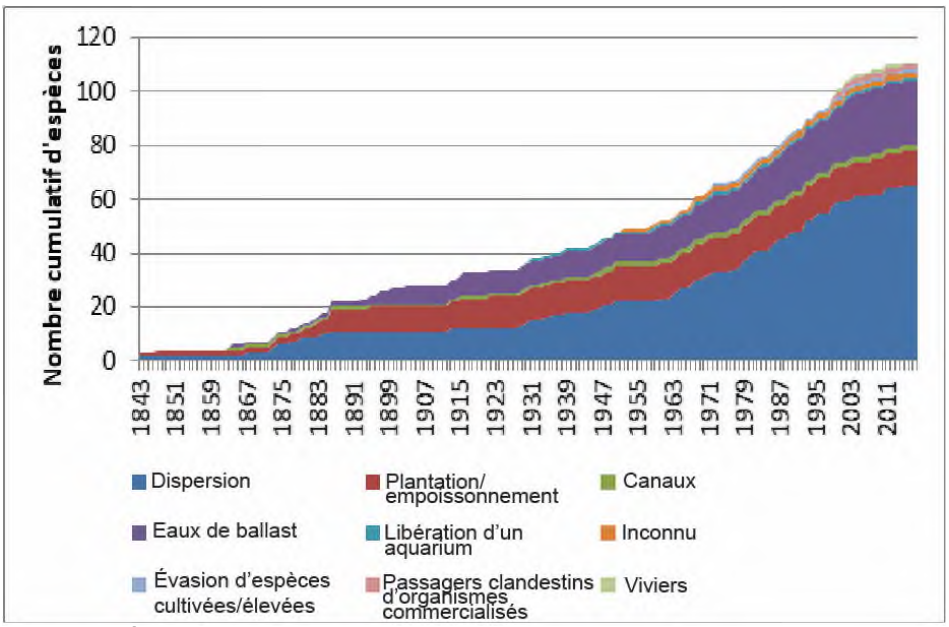


Figure 16. Établissement cumulatif par vecteur dans le lac Ontario. Cela comprend les espèces non indigènes du lac Ontario (y compris la rivière Niagara) qui peuvent être indigènes d'autres parties du bassin des Grands Lacs. « Dispersé » comprend toutes les espèces qui se sont d'abord établies ailleurs dans le bassin des Grands Lacs avant de se propager dans le lac Ontario, peu importe le vecteur intrabassin. En 2018, 111 espèces étaient établies dans le lac Ontario.
Source : GLANSIS

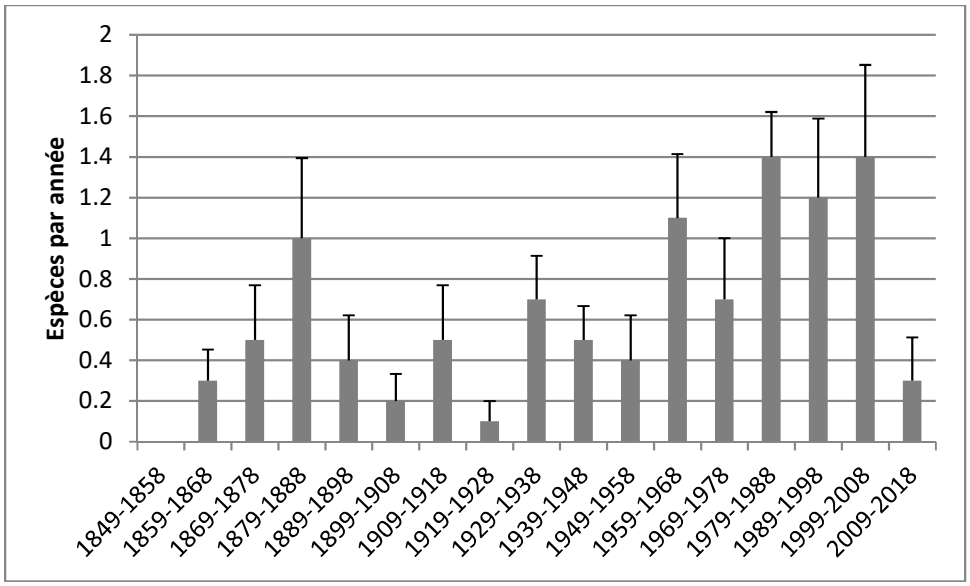


Figure 17. Taux décennal d'établissement de nouvelles espèces non indigènes dans le lac Ontario (sans égard à leur origine). La ligne pleine indique la moyenne d'avant 1950.
Source : GLANSIS

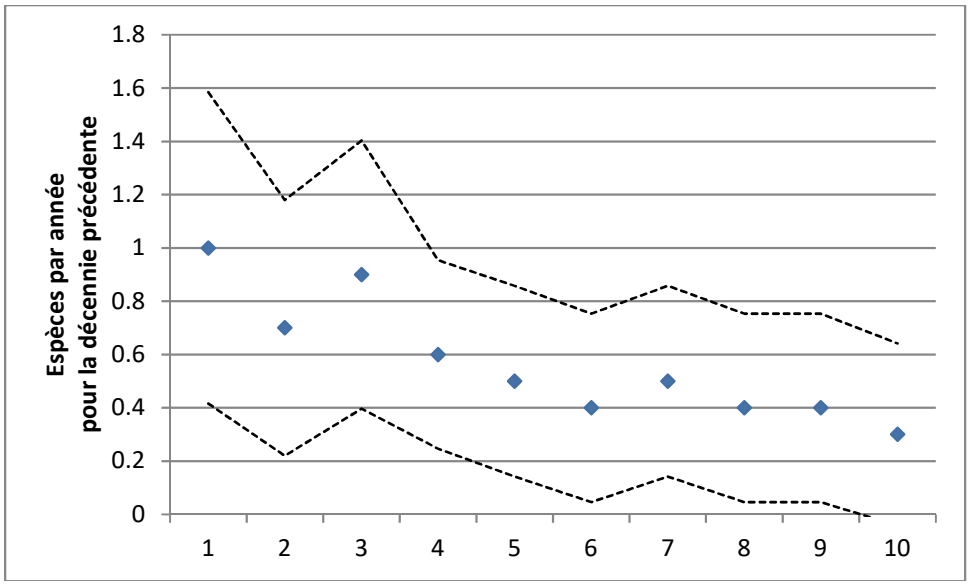


Figure 18. Taux d'invasion décennal dans le lac Ontario de 2009 à 2018 avec des intervalles de confiance de 95 %. Source : GLANSIS

Sous-indicateur : Impacts d'espèces aquatiques envahissantes

Évaluation globale
État : Médiocre
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1837 à 2017) : Se détériore
Justification : Le nombre total d'espèces aquatiques exotiques dans les Grands Lacs s'est stabilisé au cours de la dernière décennie, mais ce nombre est au moins deux fois plus élevé qu'avant 1950. Bien que le nombre total d'espèces exotiques soit bien corrélé au nombre total d'espèces envahissantes dans le réseau, ce sous-indicateur ne permet pas de saisir adéquatement l'ampleur de l'impact, parce que les espèces exotiques ne sont pas toutes associées à des répercussions négatives importantes. Des 187 espèces exotiques qui se sont établies dans les Grands Lacs et des 19 espèces dont l'aire de répartition s'est agrandie (indigènes à une partie des Grands Lacs seulement), 64 (31 %) ont été évaluées comme ayant un impact environnemental ou socioéconomique négatif significatif à ce jour (NOAA [2014] et GLANSIS). *Thermocyclops crassus*, *Mesocyclops pehpeiensis* et *Djaphanosoma fluviatile* sont trois espèces exotiques qui se sont établies au cours de la dernière décennie; leur impact est toutefois inconnu, et elles ont donc été exclues de la présente évaluation. L'algue filamenteuse *Ulva flexuosa*, introduite en 2003, est la plus récente espèce introduite à avoir un impact environnemental et socioéconomique significatif (modéré). Ce nombre d'espèces envahissantes à lui seul ne permet cependant pas de saisir adéquatement l'impact total, parce que toutes les espèces exotiques n'ont pas le même impact. L'impact est fonction du nombre d'espèces envahissantes, de la propagation de ces espèces (nombre de bassins versants touchés) et de l'intensité et de la diversité des effets de chaque espèce sur le réseau et l'économie de la région. Même en l'absence de nouvelles introductions, l'impact de ces espèces dans le bassin des Grands Lacs continue d'augmenter, car des espèces dont l'impact est élevé et qui ont été introduites pour la première fois il y a plus d'une décennie continuent d'étendre leur aire de répartition à d'autres lacs. Le facteur d'impact (FI) global pour les Grands Lacs (fonction du nombre d'espèces, du nombre de bassins lacustres dans lesquels chacune s'est propagée, et des facteurs d'impact propres à chaque espèce) a augmenté de 7 % au cours de la dernière décennie et a triplé depuis l'ouverture de la voie maritime en 1950.

Les définitions pour l'évaluation de la situation et des tendances se trouvent à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1867 à 2017) : Se détériore
Justification : Le facteur d'impact global pour les eaux américaines du lac Supérieur (fonction du nombre d'espèces, du nombre de bassins lacustres dans lesquels chacune s'est propagée, et des facteurs d'impact propres à chaque espèce) est aujourd'hui plus de 16 fois supérieur à son niveau de 1950, ce qui nous amène à conclure que la situation actuelle est médiocre et se détériore. Au cours de la dernière décennie, cinq espèces dont l'impact environnemental ou socioéconomique a été prouvé se sont propagées dans le lac Supérieur depuis les lacs inférieurs – *Heterosporis sutherlandae*, la SHV, *Bithynia tentaculata*, les moules quagga et *Typha angustifolia*. En plus de ces 5 espèces, 16 autres ont aussi étendu leur aire de répartition à l'intérieur du bassin du lac Supérieur au cours de cette période. Les facteurs d'impact propres aux espèces varient entre 2 (grémille) et 55 (moules zébrées), et le nombre de nouveaux sous-bassins touchés se situe entre 1 (*Potamogeton crispus*) et 7 (*Phragmites australis australis).* Même en l'absence de nouveaux envahisseurs provenant de l'extérieur des Grands Lacs, au cours de la dernière décennie, l'impact cumulatif de ces espèces dans le bassin du lac Supérieur a augmenté de 22 %, car les espèces envahissantes introduites pour la première fois il y a plus d'une décennie continuent d'étendre leur aire de répartition dans le lac Supérieur et dans l'ensemble de son bassin.

Lac Michigan
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1838 à 2017) : Se détériore
Justification : Le facteur d'impact global pour le lac Michigan (fonction du nombre d'espèces, du nombre de bassins lacustres dans lesquels chacune s'est propagée, et des facteurs d'impact propres à chaque espèce) est aujourd'hui plus de 13 fois supérieur à son niveau de 1950, ce qui nous amène à conclure que la situation actuelle est médiocre et se détériore. Au cours de la dernière décennie, deux espèces dont l'impact environnemental ou socioéconomique a été prouvé se sont propagées dans le lac Michigan depuis les autres Grands Lacs : la SHV et le *Nitellopsis obtusa*. En plus de ces deux espèces, 39 autres ont étendu leur aire de répartition à l'intérieur du bassin du lac Michigan pendant cette période. Les facteurs d'impact propres à chaque espèce varient entre 2 (chardon des marais) et 55 (moules zébrées), et le nombre de nouveaux sous-bassins touchés se situe entre 1 (carpe commune) et 22 (*Phragmites australis australis*). Même en l'absence de nouveaux envahisseurs provenant de l'extérieur des Grands Lacs, au cours de la dernière décennie, l'impact cumulatif de ces espèces dans le bassin du lac Michigan a augmenté de 39 %, car les espèces envahissantes introduites pour la première fois il y a plus d'une décennie continuent d'étendre leur aire de répartition dans le lac Michigan et dans l'ensemble de son bassin.

Lac Huron (y compris la rivière Sainte-Marie)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1870 à 2017) : Se détériore
Justification : Le facteur d'impact global pour les eaux américaines du lac Huron (fonction du nombre d'espèces, du nombre de bassins lacustres dans lesquels chacune s'est propagée, et des facteurs d'impact propres à chaque espèce) est aujourd'hui plus de 16 fois supérieur à son niveau de 1950, ce qui nous amène à conclure que la situation actuelle est médiocre et se détériore. Au cours de la dernière décennie, cinq espèces dont l'impact environnemental ou socioéconomique a été prouvé se sont propagées dans le lac Huron depuis les autres Grands Lacs – *Phragmites australis australis, Hydrocharis morsus-ranae, Najas minor, Didymosphenia geminata* et le chara étoilé. En plus de ces 5 espèces, 23 autres ont étendu leur aire de répartition à l'intérieur du bassin du lac Huron durant cette période. Les facteurs d'impact propres à chaque espèce varient entre 2 (grémille) et 55 (moules zébrées), et le nombre de nouveaux sous-bassins touchés se situe entre 1 (hydrobie des antipodes) et 10 (*Phragmites australis australis*). Même en l'absence de nouveaux envahisseurs provenant de l'extérieur des Grands Lacs, au cours de la dernière décennie, l'impact cumulatif de ces espèces dans le bassin du lac Huron a augmenté de 51 %, car les espèces envahissantes introduites pour la première fois il y a plus d'une décennie continuent d'étendre leur aire de répartition dans le lac Huron et dans l'ensemble de son bassin.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1838 à 2017) : Se détériore
Justification : Le facteur d'impact global pour les eaux américaines du lac Érié (fonction du nombre d'espèces, du nombre de bassins lacustres dans lesquels chacune s'est propagée, et des facteurs d'impact propres à chaque espèce) est aujourd'hui plus de 12 fois supérieur à son niveau de 1950, ce qui nous amène à conclure que la situation actuelle est médiocre et se détériore. Au cours de la dernière décennie, deux espèces dont l'impact environnemental ou socioéconomique a été prouvé se sont propagées dans le lac Érié depuis les autres Grands Lacs – *Persicaria maculosa* et *Phragmites australis australis*. En plus de ces 2 espèces, 35 autres ont étendu leur aire de répartition à l'intérieur du bassin du lac Érié durant cette période. Les facteurs d'impact propres à chaque espèce varient entre 2 (crapet à oreilles rouges) et 45 (moules quagga), et le nombre de nouveaux sous-bassins touchés se situe entre 1 (cabomba de Caroline) et 20 (*Phragmites australis australis*). Même en l'absence de nouveaux envahisseurs provenant de l'extérieur des Grands Lacs, au cours de la dernière décennie, l'impact cumulatif de ces espèces dans le bassin du lac Érié a augmenté de 31 %, %, car les espèces envahissantes introduites pour la première fois il y a plus d'une décennie continuent d'étendre leur aire de répartition dans le lac Érié et dans l'ensemble de son bassin.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara)
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme (1843 à 2017) : Se détériore

Justification : Le facteur d'impact global pour les eaux américaines du lac Ontario (fonction du nombre d'espèces, du nombre de bassins lacustres dans lesquels chacune s'est propagée, et des facteurs d'impact propres à chaque espèce) est aujourd'hui plus de 6 fois supérieur à son niveau de 1950, ce qui nous amène à conclure que la situation actuelle est médiocre et se détériore. Au cours de la dernière décennie, une espèce dont l'impact environnemental ou socioéconomique a été prouvé s'est propagée dans le lac Ontario depuis les autres Grands Lacs – *Butomus umbellatus*. En plus de cette espèce, 31 autres ont étendu leur aire de répartition à l'intérieur du bassin du lac Ontario durant cette période. Les facteurs d'impact propres à chaque espèce varient entre 2 (lysimaque commune) et 55 (moules zébrées), et le nombre de nouveaux sous-bassins touchés se situe entre 1 (cabomba de Caroline) et 7 (alpiste roseau). Même en l'absence de nouveaux envahisseurs provenant de l'extérieur des Grands Lacs, au cours de la dernière décennie, l'impact cumulatif de ces espèces dans le bassin du lac Ontario a augmenté de 20 %, car les espèces envahissantes introduites pour la première fois il y a plus d'une décennie continuent d'étendre leur aire de répartition dans le lac Ontario et dans l'ensemble de son bassin. Aucune donnée n'est incluse pour évaluer la section internationale du fleuve Saint-Laurent.

Définitions pour l'évaluation de la situation
Bon : Les espèces aquatiques envahissantes actuelles n'ont pas d'effets sur l'écosystème des Grands Lacs (ou n'ont pas d'effets significativement plus élevés qu'en 1950).
Passable : Les espèces aquatiques envahissantes actuelles ont un impact négatif significatif sur l'écosystème des Grands Lacs.
Médiocre : Les espèces aquatiques envahissantes actuelles ont un impact négatif significatif et important sur l'écosystème des Grands Lacs (plus du double des niveaux de 1950).
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions pour l'évaluation des tendances
S'améliore : Les effets des espèces aquatiques envahissantes diminuent.
Inchangée : Il n'y a pas de changement significatif dans les effets des espèces aquatiques envahissantes.
Se détériore : Les effets des espèces aquatiques envahissantes nouvelles et actuelles augmentent (par leur introduction ou leur propagation).
Indéterminée : Les mesures n'indiquent aucune tendance globale claire, ou l'on ne dispose pas des données nécessaires à l'établissement d'une tendance.

Valeurs de référence et/ou cibles
La valeur de référence est l'absence d'effet négatif des espèces aquatiques envahissantes sur la qualité de l'eau et/ou la santé de l'écosystème.

Raison d'être du sous-indicateur
Le sous-indicateur sert à évaluer l'impact des espèces aquatiques exotiques et des espèces aquatiques envahissantes dans les Grands Lacs laurentiens.

Le sous-indicateur qualifiera aussi les espèces aquatiques envahissantes comme une pression (impact) pour l'intégrité biologique de l'écosystème des Grands Lacs.

Objectif écosystémique
Le but de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs est de restaurer et de maintenir l'intégrité biologique de l'écosystème des Grands Lacs. Il est essentiel pour que ce but soit atteint de lutter contre les espèces aquatiques envahissantes et d'empêcher d'autres introductions.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 7 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et d'espèces terrestres envahissantes qui nuisent à sa qualité ».

Mesure
Le rapport précédent utilisait le nombre cumulatif d'espèces exotiques comme unique sous-indicateur. Dans le présent rapport, le TAUX (une mesure des progrès quant aux objectifs en matière de prévention) et l'IMPACT (une

mesure des progrès quant aux objectifs en matière lutte/éradication) ont été pris en compte séparément. Ce sous-indicateur vise à interpréter les principales facettes de l'impact des espèces envahissantes. Pour ce nouveau sous-indicateur global, on utilise un indicateur semi-quantitatif à plusieurs volets de l'impact propre à chaque espèce (Sturtevant et coll., 2014) en combinaison avec les données sur la propagation au fil du temps (l'impact est appliqué à mesure que l'espèce envahit chaque nouveau lac ou bassin versant). Les Grands Lacs comptent 5 sous-bassins (lacs); c'est pourquoi la contribution maximale de toute espèce à l'indice est de 5 fois le facteur d'impact qui lui est propre. D'autre part, les bassins lacustres individuels sont pris en compte à l'échelle des sous-bassins HUC8 – leur nombre varie entre 10 pour le lac Ontario et 33 pour le lac Michigan. La propagation entre les lacs, et non entre les sous-bassins, a été choisie délibérément pour l'évaluation globale afin d'éviter tout dédoublement pour ce sous-indicateur. Il existe une relation entre les taux d'introduction d'espèces exotiques à l'échelle de chaque lac, tels qu'ils apparaissent dans le rapport sur le sous-indicateur du point de vue du taux, et l'évaluation globale des Grands Lacs incluse dans le présent rapport, mais il s'agit d'une relation et non d'un dédoublement. Le rapport sur le taux tient compte de toutes les espèces exotiques dans les calculs. Le présent rapport, quant à lui, n'est fondé que sur le sous-ensemble des espèces qui sont envahissantes (qui ont un impact) et pondère la contribution de chaque espèce selon le facteur d'impact qui lui est propre. Par exemple, dans le rapport sur le taux, un déplacement de moules zébrées depuis le lac Michigan vers le lac supérieur et un déplacement de *Thermocyclops* depuis le lac Érié vers le lac Supérieur ont le même poids – une espèce se déplace vers un lac. Dans la présente évaluation, le déplacement des moules zébrées depuis le lac Michigan vers le lac Supérieur obtient une cote de 55, et le déplacement de *Thermocyclops* depuis le lac Érié vers le lac Supérieur, une cote de 0 (l'impact de *Thermocyclops* est actuellement évalué comme étant inconnu/nul).

Condition écologique

Contexte

L'incidence économique globale des espèces aquatiques envahissantes sur la région des Grands Lacs – qui touche les frais d'exploitation directs, la diminution de la productivité et la réduction de la demande des pêcheurs sportifs et commerciaux, la production d'électricité, les installations industrielles, le tourisme et les loisirs, le traitement de l'eau et les ménages – est estimée à bien au-delà de 100 millions de dollars par année (Rosaen et coll., 2012). Ce chiffre inclut à la fois les activités panlacustres, comme celles du Programme de lutte contre la grande grande lamproie marine de la Commission des pêcheries des Grands Lacs, dont le budget annuel est d'environ 18 millions de dollars, et les réponses locales, comme les 1 040 $ à 26 000 $ par acre pour l'enlèvement du myriophylle en épi (Rosaen et coll., 2012). Les incidences économiques de la surveillance des moules dreissenidées et de la lutte contre cette espèce sont estimées à 1,2 million de dollars par centrale, à 1,97 million de dollars pour l'enlèvement de 400 verges cubes à une papeterie et à 480 000 $ à 540 000 $ chaque année à une usine d'épuration des eaux (Rosaen et coll., 2012).

Au moins 31 % des espèces exotiques présentes dans les Grands Lacs peuvent être considérées comme envahissantes, parce qu'elles ont un impact environnemental et/ou socioéconomique élevé à modéré selon la méthodologie de la NOAA (Sturtevant et coll., 2014) – voir la figure 1 (parties rouge et rose du graphique). Environ un tiers des espèces sont évaluées comme ayant peu ou pas d'impact (partie verte du graphique) – même si elles ne sont pas indigènes, ces espèces n'ont pas d'effet négatif. Bien qu'il existe une certaine période après l'introduction d'une espèce durant laquelle son impact est inconnu, la proportion d'espèces exotiques qui ont des effets significatifs est relativement constante dans le temps (certaines espèces sont présentes depuis plus de 50 ans, et on ne dispose pas encore d'assez de données pour en évaluer adéquatement l'impact environnemental). Si les espèces qui ne peuvent actuellement pas être pleinement évaluées (faute de données – cote « inconnue » – partie grise du graphique) suivent les tendances des espèces évaluées, la proportion d'espèces exotiques qui sont nuisibles pourrait s'approcher davantage de 60 %. Dans les rapports précédents, le nombre total d'espèces exotiques (graphique entier) a été utilisé comme indicateur d'impact. Aux fins du présent rapport, SEULES les espèces dont il peut être démontré qu'elles sont envahissantes selon l'évaluation de la NOAA (parties rouge et rose du graphique) sont prises en compte dans l'examen de la situation et des tendances des impacts.

Ce sous-indicateur est principalement destiné à évaluer les progrès réalisés en matière de lutte contre les espèces aquatiques envahissantes. La lutte contre la propagation des espèces envahissantes vers de nouveaux bassins versants est un élément essentiel des activités de gestion. Si l'on prend 1950 (juste avant l'ouverture de la voie maritime du Saint-Laurent) comme point de repère, on peut constater que presque tous les bassins versants de la région ont connu une augmentation du nombre d'espèces envahissantes (figure 3). Selon l'indice de la NOAA, aucune nouvelle espèce envahissante n'a été introduite dans les Grands Lacs depuis 2003 (*Hemimysis anomala*,

introduit en 2006, et *Thermocyclops crassus*, introduit en 2014, sont toujours considérés comme ayant un impact inconnu et n'étant pas envahissants). Pourtant, les espèces introduites auparavant continuent d'étendre leur aire de répartition, ce qui entraîne une augmentation de leur impact global.

Ce sous-indicateur a été conçu pour examiner l'impact cumulatif des espèces envahissantes à mesure que celles-ci se propagent dans les lacs, pondéré en fonction de la diversité et de l'intensité de l'impact connu de chaque espèce (figure 2). Même en l'absence de nouvelles introductions, l'impact cumulatif des espèces à impact élevé et modéré augmente à mesure qu'elles pénètrent dans de nouveaux bassins lacustres. L'année 1950 (juste avant l'ouverture de la voie maritime du Saint-Laurent et le point d'inflexion auquel le taux d'introduction a commencé à augmenter de façon logarithmique) est utilisée comme point de référence aux fins de comparaisons de l'état du réseau. Selon notre évaluation, l'impact cumulatif global des espèces envahissantes dans les Grands Lacs a triplé depuis 1950. Cette augmentation résulte de l'envahissement par 22 nouvelles espèces provenant de l'extérieur des Grands Lacs, ainsi que des déplacements entre les bassins lacustres des 42 espèces qui ont été introduites avant 1950. Au cours de la dernière décennie, même en l'absence de nouveaux envahisseurs provenant de l'extérieur des Grands Lacs, on a observé une augmentation de 7 % de l'impact des espèces envahissantes à mesure qu'elles se propageaient dans d'autres bassins de la région.

Bien que la propagation constitue un facteur de changement critique, l'impact cumulatif montre que l'intensité et la diversité des impacts de chaque espèce sont aussi importantes. Les 10 principales espèces envahissantes – moules zébrées, moules quagga, gaspareau, grande lamproie marine, *Phragmites*, baret, myriophylle en épi, MBR, SHV et carpe commune – sont responsables d'environ 60 % de l'impact cumulatif global (https://www.glerl.noaa.gov/pubs/tech_reports/glerl-161/tm-161.pdf). La différence entre les moules zébrées et les moules quagga (deuxième score le plus élevé) découle de la plus grande diversité des effets des moules zébrées présentes dans les zones côtières. L'ajout des données sur la propagation, pour établir l'impact cumulatif, peut aussi accorder un poids plus important aux espèces des zones côtières, puisque ces dernières sont divisées à une échelle plus fine (bon nombre de sous-bassins HUC8 se trouvent le long des côtes) par rapport aux zones extracôtières (1 à 3 sous-bassins HUC8 forment les eaux extracôtières de chaque lac).

On a utilisé la même méthode de base pour évaluer l'impact des espèces aquatiques envahissantes dans les eaux américaines de chacun des bassins lacustres. Parce que le nombre de bassins versants dans chaque bassin lacustre varie, l'indice est mis à l'échelle et ne peut pas être utilisé pour comparer les données d'un lac à l'autre; les comparaisons ne sont possibles que sur une échelle temporelle dans un même bassin lacustre.

Plus de 82 espèces exotiques se sont établies dans le lac Supérieur (figure 4), dont 38 (46 %) présentent un impact environnemental ou socioéconomique modéré à élevé. Vingt-huit (28) de ces espèces envahissantes ont été introduites dans le lac Supérieur après 1950, et cinq l'ont été au cours de la dernière décennie. Le facteur d'impact global pour les eaux américaines du lac Supérieur est aujourd'hui 16 fois plus élevé par rapport à son niveau de 1950 (figure 5). Même en l'absence de nouveaux envahisseurs provenant de l'extérieur des Grands Lacs, au cours de la dernière décennie, l'impact cumulatif de ces espèces dans le bassin du lac Supérieur a augmenté de 22 %, car les espèces envahissantes introduites pour la première fois il y a plus d'une décennie continuent d'étendre leur aire de répartition dans le lac Supérieur et dans l'ensemble de son bassin.

Plus de 96 espèces exotiques se sont établies dans le lac Michigan (figure 6), dont 44 (46 %) présentent un impact environnemental ou socioéconomique modéré à élevé. Vingt-et-une (21) de ces espèces envahissantes ont été introduites dans le lac Michigan après 1950, mais aucune ne l'a été au cours de la dernière décennie. Le facteur d'impact global pour le lac Michigan est aujourd'hui 12 fois plus élevé par rapport à son niveau de 1950 (figure 7). Même en l'absence de nouveaux envahisseurs provenant de l'extérieur des Grands Lacs, au cours de la dernière décennie, l'impact cumulatif de ces espèces dans le bassin du lac Michigan a augmenté de 39 %, car les espèces envahissantes introduites pour la première fois il y a plus d'une décennie continuent d'étendre leur aire de répartition dans le lac Michigan et dans l'ensemble de son bassin.

Plus de 94 espèces exotiques se sont établies dans le lac Huron (figure 8), dont 40 (43 %) présentent un impact environnemental ou socioéconomique modéré à élevé. Trente-deux (32) de ces espèces envahissantes ont été introduites dans le lac Huron après 1950, et quatre l'ont été au cours de la dernière décennie. Le facteur d'impact global pour les eaux américaines du lac Huron est aujourd'hui 16 fois plus élevé par rapport à son niveau de 1950 (figure 9). Même en l'absence de nouveaux envahisseurs provenant de l'extérieur des Grands Lacs, au cours de la dernière décennie, l'impact cumulatif de ces espèces dans le bassin du lac Huron a augmenté de 51 %, car les

espèces envahissantes introduites pour la première fois il y a plus d'une décennie continuent d'étendre leur aire de répartition dans le lac Huron et dans l'ensemble de son bassin.

Plus de 148 espèces exotiques se sont établies dans le lac Érié (figure 10), dont 52 (35 %) présentent un impact environnemental ou socioéconomique modéré à élevé. Vingt-sept (27) de ces espèces envahissantes ont été introduites dans le lac Érié après 1950, et seulement une l'a été au cours de la dernière décennie. Le facteur d'impact global pour les eaux américaines du lac Érié est aujourd'hui 12 fois plus élevé par rapport à son niveau de 1950 (figure 11). Même en l'absence de nouveaux envahisseurs provenant de l'extérieur des Grands Lacs, au cours de la dernière décennie, l'impact cumulatif de ces espèces dans le bassin du lac Érié a augmenté de 31 %, car les espèces envahissantes introduites pour la première fois il y a plus d'une décennie continuent d'étendre leur aire de répartition dans le lac Érié et dans l'ensemble de son bassin.

Plus de 104 espèces exotiques se sont établies dans le lac Ontario (figure 12), dont 43 (42 %) présentent un impact environnemental ou socioéconomique modéré à élevé. Vingt-et-une (21) de ces espèces envahissantes ont été introduites dans le lac Ontario après 1950, mais aucune ne l'a été au cours de la dernière décennie. Le facteur d'impact global pour les eaux américaines du lac Ontario est aujourd'hui 6 fois plus élevé par rapport à son niveau de 1950 (figure 13). Même en l'absence de nouveaux envahisseurs provenant de l'extérieur des Grands Lacs, au cours de la dernière décennie, l'impact cumulatif de ces espèces dans le bassin du lac Ontario a augmenté de 20 %, car les espèces envahissantes introduites pour la première fois il y a plus d'une décennie continuent d'étendre leur aire de répartition dans le lac Ontario et dans l'ensemble de son bassin.

Liens
Les liens entre ce sous-indicateur et d'autres sous-indicateurs de la série sont les suivants :

- Réseau trophique : Les espèces aquatiques envahissantes peuvent exercer des pressions directes et indirectes considérables sur les espèces indigènes, notamment par la facilitation du parasitisme, la transmission d'infections virales ou bactériennes, l'amplification des toxines, la compétition, l'altération des réseaux trophiques, l'introgression génétique, la baisse de la qualité de l'eau et la dégradation de l'habitat physique. En outre, les espèces aquatiques envahissantes ont favorisé la prolifération des espèces nuisibles indigènes, comme les cyanobactéries (Skubinna et coll., 1995; Vanderploeg et coll., 2001).
- Doré jaune : Le doré jaune figure parmi les espèces de poissons indigènes touchés par les espèces aquatiques envahissantes.

Ce sous-indicateur est aussi directement lié à d'autres sous-indicateurs de la catégorie des espèces envahissantes, plus particulièrement le taux d'envahissement des espèces aquatiques exotiques, la grande lamproie marine et les moules de la famille des Dreissenidés. Des données probantes indiquent que de nouvelles espèces envahissantes pourraient tirer avantage d'envahisseurs déjà établis.

Implosion de l'envahissement : Des données montrent que les espèces envahissantes introduites depuis peu peuvent bénéficier de la présence des envahisseurs déjà établis. C'est-à-dire que la présence d'une espèce aquatique envahissante peut faciliter l'établissement ou la croissance de la population d'une autre (Ricciardi, 2001). Par exemple, la grande lamproie marine (*Petromyzon marinus*) pourrait avoir donné lieu à un espace sans opposition qui a facilité l'envahissement par le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*), et les moules dreissenidées pourraient avoir facilité l'envahissement subséquent par le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) en lui offrant une source d'alimentation et un habitat. Le taux et l'impact de l'envahissement pourraient augmenter si des interactions positives avec des espèces aquatiques exotiques déjà établies ou des espèces indigènes facilitent l'établissement de nouvelles espèces exotiques. Chaque nouvel envahisseur peut interagir de manière imprévisible avec des envahisseurs déjà établis, donnant lieu à d'éventuelles synergies (Ricciardi, 2001, 2005). Par exemple, on pense que les éclosions récurrentes de botulisme aviaire dans les Grands Lacs inférieurs résultent des effets des moules dreissenidées et des gobies à taches noires : les moules créent des conditions environnementales qui favorisent les bactéries pathogènes, et les gobies transfèrent les toxines bactériennes entre les moules et les niveaux supérieurs du réseau trophique.

Modifications secondaires des populations indigènes : Les espèces aquatiques envahissantes peuvent exercer des pressions directes et indirectes importantes sur les espèces indigènes, en facilitant le parasitisme, et par la transmission d'infections virales et bactériennes, l'amplification des toxines, la compétition, la modification du

réseau trophique, l'introgression génétique, la dégradation de la qualité de l'eau et la dégradation de l'habitat. Les espèces aquatiques envahissantes favorisent la prolifération d'espèces indigènes nuisibles, entre autres les algues vertes (*Cladophora*), les cyanobactéries (Skubinna et coll., 1995; Vanderploeg et coll., 2001) et les bactéries (botulisme).

De nombreux végétaux exotiques peuvent former des tapis denses qui empêchent les poissons de fréquenter les milieux littoraux. La colonisation du lit des lacs par les moules dreissenidées et le remplissage consécutif des interstices par des pseudofèces et des sédiments à grains fins ont chassé le touladi de certaines de ses frayères indigènes (S. Mackey, Habitat Solutions NA, comm. pers.).

Changements climatiques : les changements climatiques peuvent aussi faciliter la migration vers le nord des espèces, en plus de modifier l'habitat d'une manière qui favorise certains envahisseurs davantage que les espèces indigènes ou qui modifie leurs effets. L'augmentation des températures lacustres qui est associée aux changements climatiques fera en sorte que les espèces aquatiques exotiques introduites depuis des zones plus chaudes seront plus susceptibles d'établir des populations hivernantes (Adebayo et coll., 2011; Mandrak, 1989). Les données sur les populations dont l'aire de répartition s'agrandit (celles qui sont indigènes ou cryptogéniques dans une partie du bassin, mais introduites dans d'autres zones du bassin) font encore défaut. GLANSIS n'effectue le suivi que de 19 de ces espèces (qui, pour la plupart, ont envahi la partie supérieure des Grands Lacs par le canal Welland). Nous aurons besoin de plus de données de surveillance pour évaluer l'expansion de ces populations que les changements climatiques peuvent causer.

Évaluation de la qualité des données

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

Limites des données

L'état des connaissances scientifiques reste insuffisant pour déterminer l'impact de près de la moitié (49 %) des espèces exotiques établies et des espèces dont l'aire de répartition s'agrandit. En limitant cet indicateur aux seules espèces ayant un impact significatif avéré, l'indicateur est une estimation prudente de l'impact.

Des efforts considérables ont été déployés pour effectuer le contrôle de la qualité des données historiques en vue d'établir la date de l'établissement de chaque espèce dans le bassin des Grands Lacs ainsi que dans les lacs individuels. Un effort similaire est en cours, mais pas encore achevé, à l'échelle des sous-bassins (HUC8). On dispose actuellement de données sur la propagation des espèces à l'échelle HUC8 aux États-Unis seulement. Par conséquent, les indicateurs pour les bassins lacustres individuels sont quelque peu biaisés en faveur des États-Unis. Les données sont comparables dans le cadre d'une évaluation globale, mais on manque de données canadiennes pour les évaluations des lacs individuels. Néanmoins, il s'agit d'un indicateur d'impact prudent.
Il y a souvent un décalage entre le moment de l'introduction d'une nouvelle espèce aquatique envahissante et le moment où cette dernière est découverte. Cette conséquence temporelle a des répercussions sur le nombre cumulatif

d'espèces envahissantes dans les Grands Lacs, dans chaque bassin lacustre et dans les sous-bassins à l'échelle HUC8. L'effort de surveillance influe également sur le décalage temporel.

Comme le facteur d'impact est calculé comme une constante pour chaque espèce, l'indicateur ne tient pas compte des processus de « naturalisation » au cours desquels une espèce peut évoluer pour mieux s'adapter au système hôte; le système lui-même (y compris les humains dans le cas des incidences socioéconomiques) peut aussi évoluer ou s'adapter pour atténuer l'impact.

Le facteur d'impact cumulatif comprend une composante de propagation à l'échelle du sous-bassin (HUC8), et il ne tient pas compte de la taille et de la densité de la population dans le sous-bassin. Ainsi, le facteur d'impact cumulatif ne diminue que si une espèce est éradiquée à l'échelle HUC8. Les activités de lutte fondées sur des stratégies de réduction de la densité des populations qui ne mènent pas nécessairement à l'éradication ne sont donc pas prises en compte par cet indicateur. Ce dernier ne rend donc pas compte de la réussite de programmes comme la lutte contre la grande lamproie marine et la lutte biologique contre la salicaire pourpre, qui n'ont pas l'éradication pour objectif réaliste.

Ce sous-indicateur peut être biaisé par l'effort d'échantillonnage. Il est possible d'observer un changement du « nombre d'espèces déclarées » (ce qui peut être mesuré) qui serait inférieur au « nombre d'introductions » simplement parce qu'on ne cherche pas ces espèces. Par ailleurs, un nombre accru d'espèces déclarées peut être le résultat d'un investissement dans la surveillance (espèces introduites par le passé, mais non déclarées). Il faudra en tenir compte dans les discussions accompagnant le sous-indicateur.

Renseignements supplémentaires

Ce sous-indicateur aidera à évaluer la situation des communautés biotiques, puisque les espèces aquatiques envahissantes modifient tant la structure que les fonctions des écosystèmes, compromettant ainsi l'intégrité biologique de ces systèmes.

Des espèces aquatiques exotiques venant de partout dans le monde ont envahi le bassin des Grands Lacs, et l'augmentation du commerce et des voyages internationaux amplifie le risque que d'autres espèces continuent de s'y introduire. Les voies de communication actuelles entre le bassin versant des Grands Lacs et les réseaux à l'extérieur de ce bassin, comme le canal maritime et sanitaire de Chicago, et la croissance de l'aquaculture, du commerce des poissons vivants et des animaleries vendant des poissons, aggraveront aussi le risque d'introduction d'espèces exotiques. De nouveaux vecteurs pourraient apparaître par suite de l'évolution de l'industrie dans la région.

Remerciements

Auteur :
Rochelle Sturtevant, Ph. D.
Regional Sea Grant Specialist – Outreach
NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory
4840 South State Road, Ann Arbor, MI 48108

Collaborateurs :
Kristen Holeck

Remerciements :
Erika Lower, CIGLR – aide à la préparation des données
Kaye LaFond, NOAA GLERL – aide à la cartographie SIG

Sources d'information

Adebayo, A.A., Briski, E., Kalaci, O., Hernandez, M., Ghabooli, S., Beric, B. et coll. 2011. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*) in the Great Lakes: playing with fire? *Aquatic Invasions* 6:91-96.

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

NOAA-Great Lakes Environmental Research Laboratory. 2018. Great Lakes Non-indigenous Species Information System (GLANSIS). https://www.glerl.noaa.gov/glansis/

Ricciardi, A. 2001. Facilitative interactions among aquatic invaders: is an “invaional meltdown” occurring in the Great Lakes? *J. can. sci. aquat. halieut.* 58: 2513-2525.

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

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

Skubinna, J.P., T.G. Coon et T.R. Batterson. 1995. Increased abundance and depth of submersed macrophytes in response to decreased turbidity in Saginaw Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res*. 21:476-488.

Sturtevant, R.A., J. Larson, L. Berent, M. McCarthy, A. Bogdanoff, A. Fusaro et E. Rutherford. 2014. An Impact Assessment of Great Lakes Aquatic Non-indigenous Species. NOAA Technical Memo 161. https://www.glerl.noaa.gov/pubs/tech_reports/glerl-161/tm-161.pdf

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

Liste des figures

Figure 1. Nombre cumulatif d’espèces exotiques par catégorie d’impact – bassin des Grands Lacs.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 2. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans les Grands Lacs.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 3. Répartition des espèces exotiques, en 1950 et aujourd’hui.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 4. Nombre cumulatif d’espèces exotiques par catégorie d’impact – lac Supérieur.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 5. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans le lac Supérieur.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 6. Nombre cumulatif d’espèces exotiques par catégorie d’impact – lac Michigan.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 7. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans le lac Michigan.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 8. Nombre cumulatif d’espèces exotiques par catégorie d’impact – lac Huron.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 9. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans le lac Huron.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 10. Nombre cumulatif d’espèces exotiques par catégorie d’impact – lac Érié.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 11. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans le lac Érié.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 12. Nombre cumulatif d’espèces exotiques par catégorie d’impact – lac Ontario.
Source des données : GLANSIS, 2018
Figure 13. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans le lac Ontario.
Source des données : GLANSIS, 2018

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

,

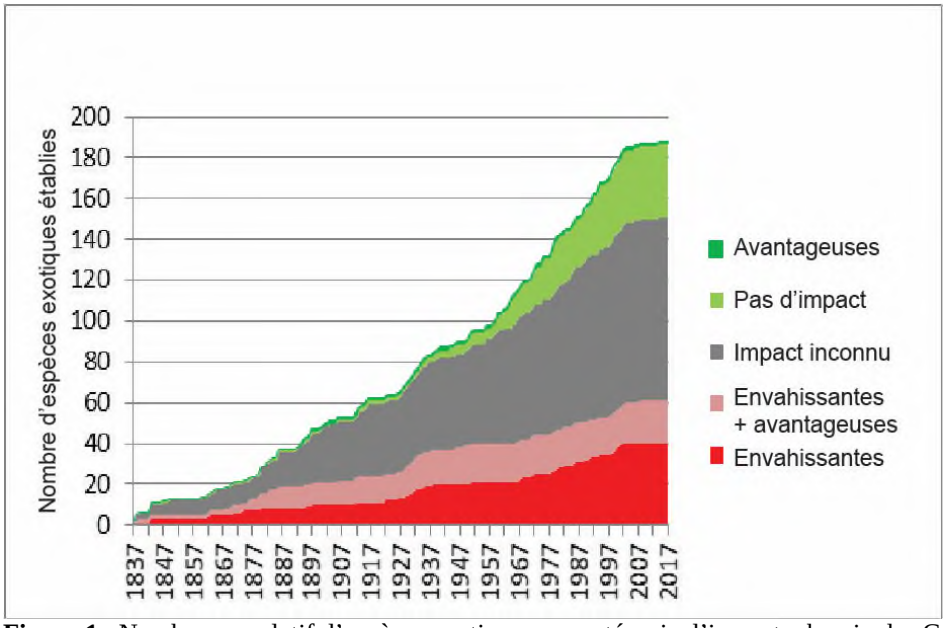


Figure 1. Nombre cumulatif d'espèces exotiques par catégorie d'impact – bassin des Grands Lacs.
Source des données : GLANSIS, 2018

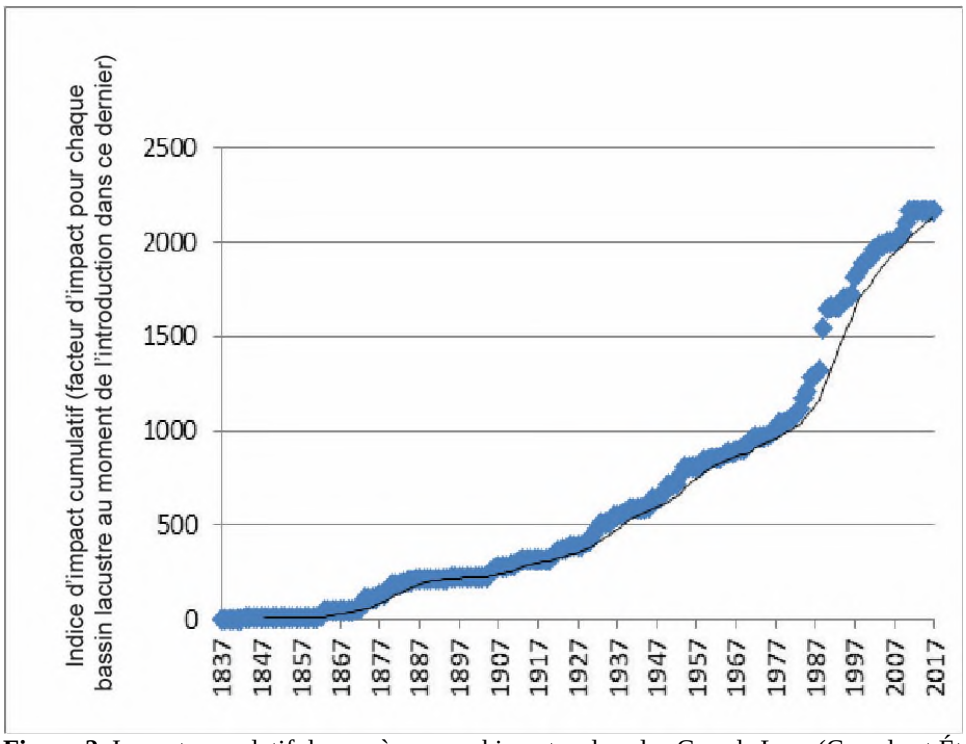


Figure 2. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans les Grands Lacs (Canada et États-Unis).
Source des données : GLANSIS, 2018

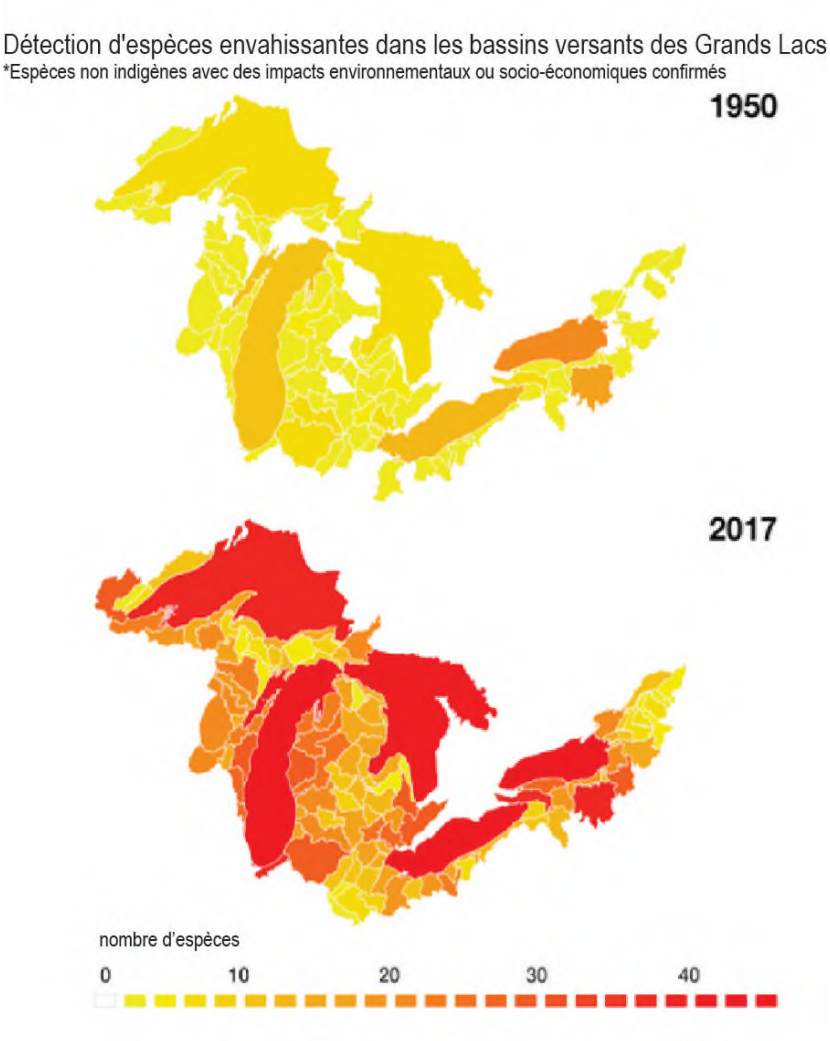


Figure 3. Répartition des espèces exotiques, en 1950 et aujourd'hui.
Source des données : GLANSIS, 2018

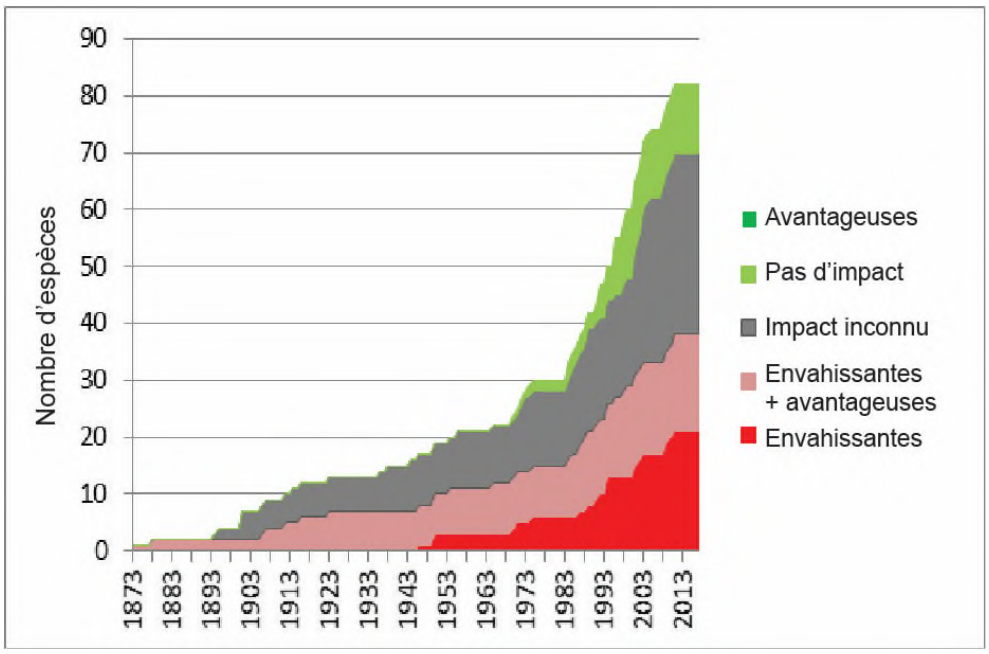


Figure 4. Nombre cumulatif d'espèces exotiques par catégorie d'impact – lac Supérieur. Source des données : GLANSIS, 2018

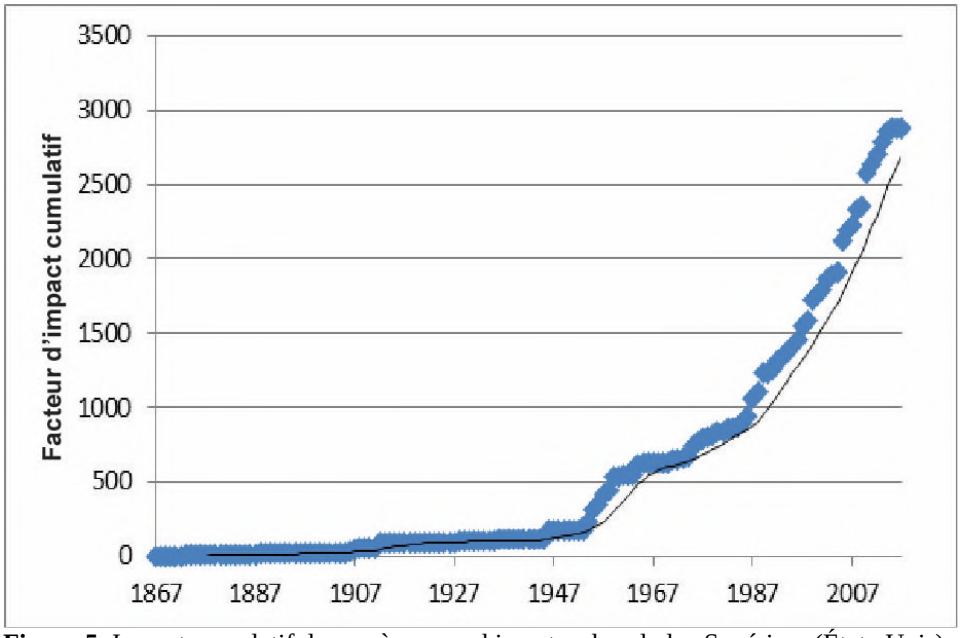


Figure 5. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans le lac Supérieur (États-Unis). Source des données : GLANSIS, 2018

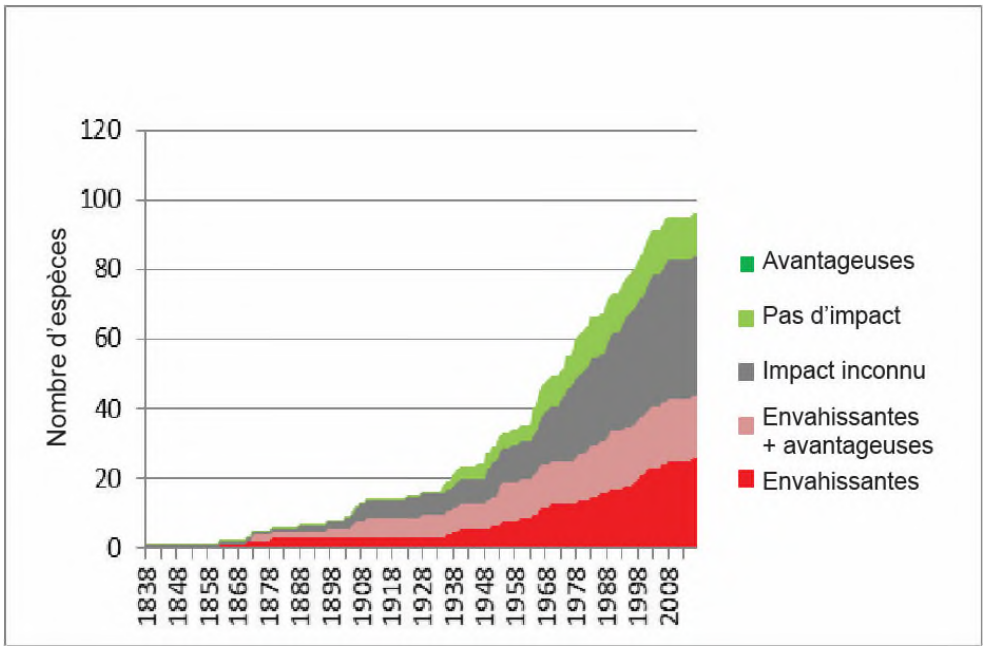


Figure 6. Nombre cumulatif d'espèces exotiques par catégorie d'impact – lac Michigan. Source des données : GLANSIS, 2018

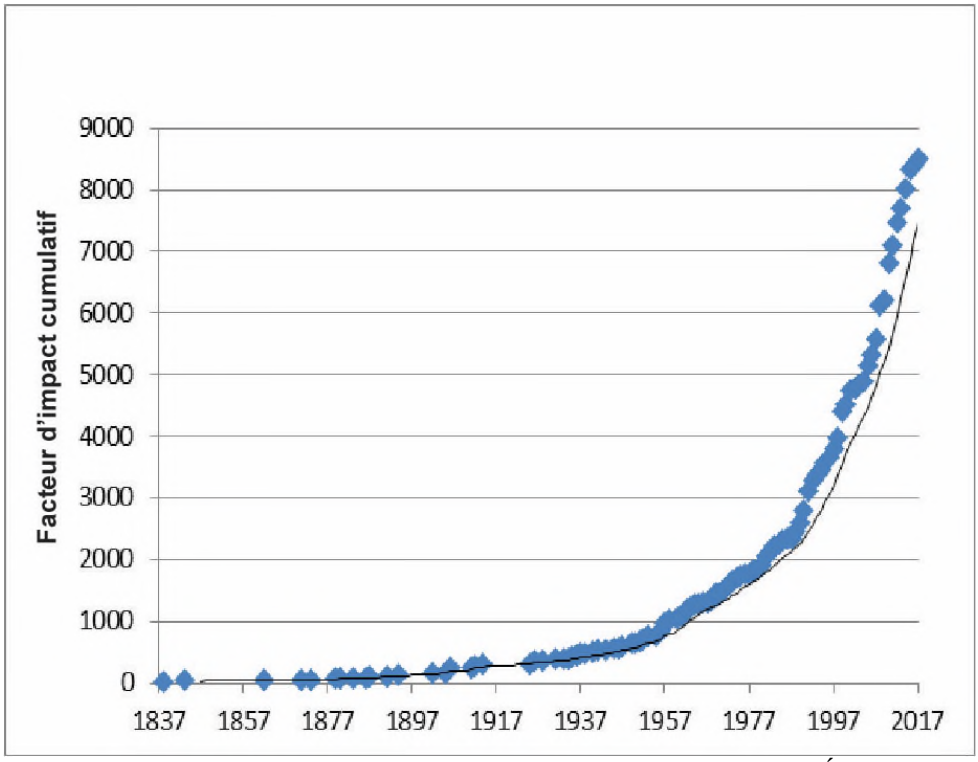


Figure 7. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans le lac Michigan (États-Unis). Source des données : GLANSIS, 2018

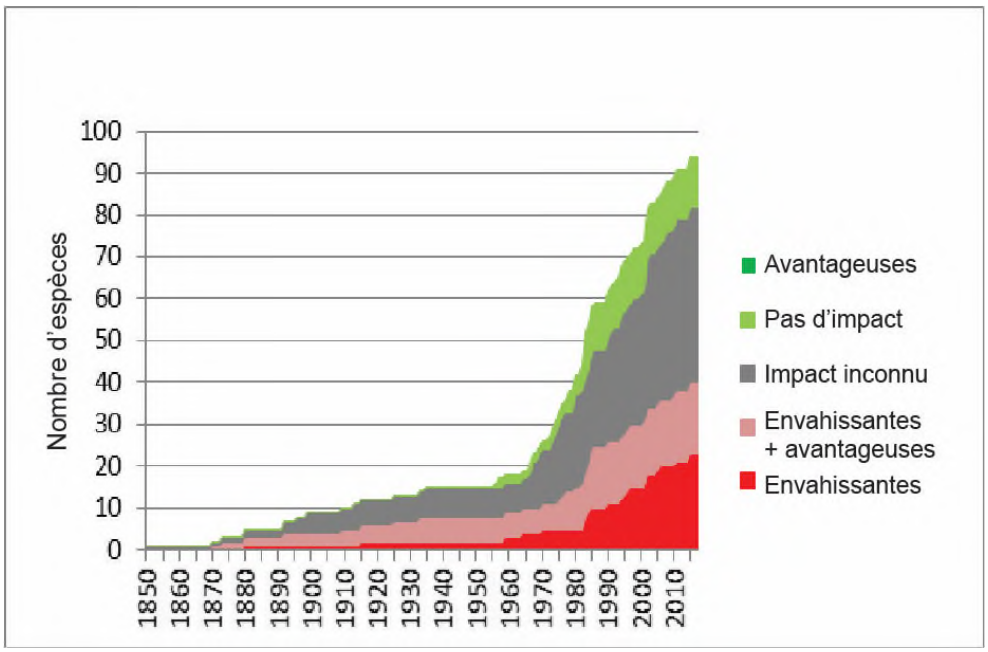


Figure 8. Nombre cumulatif d'espèces exotiques par catégorie d'impact – lac Huron.
Source des données : GLANSIS, 2018

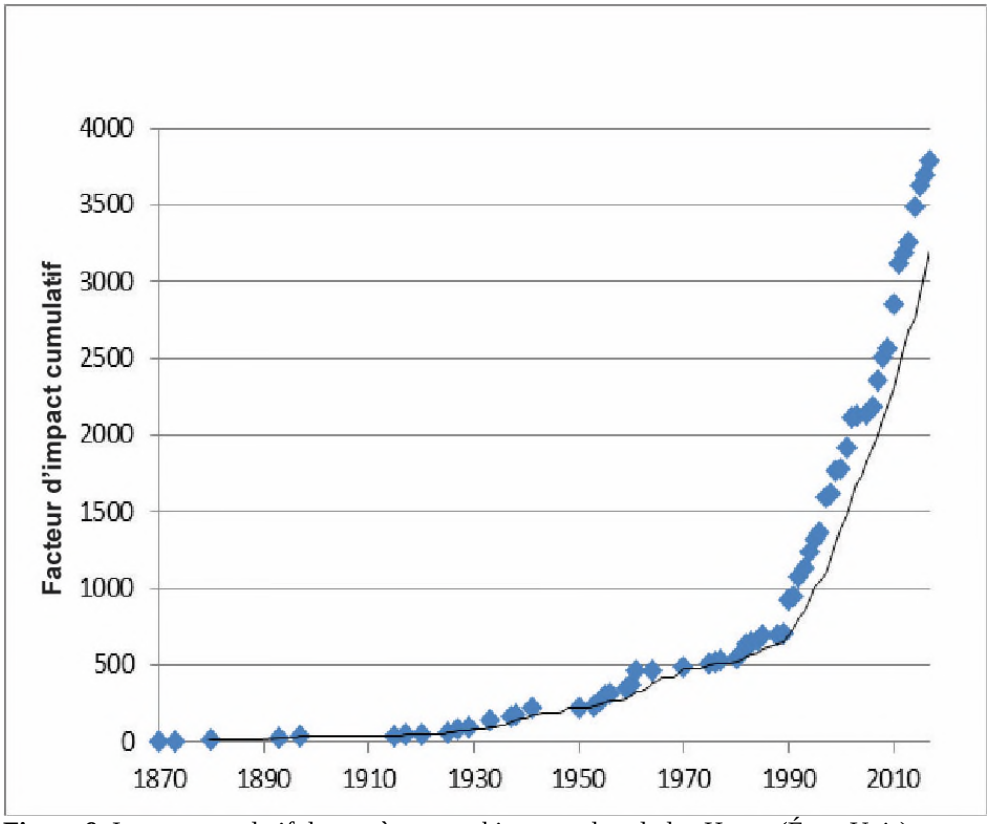


Figure 9. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans le lac Huron (États-Unis).
Source des données : GLANSIS, 2018

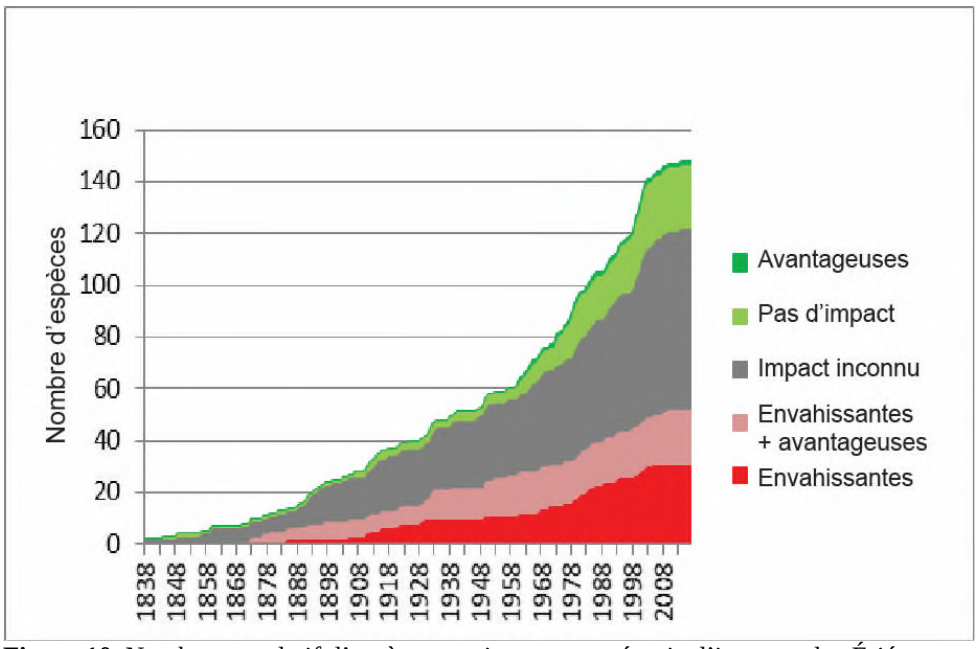


Figure 10. Nombre cumulatif d'espèces exotiques par catégorie d'impact – lac Érié.
Source des données : GLANSIS, 2018

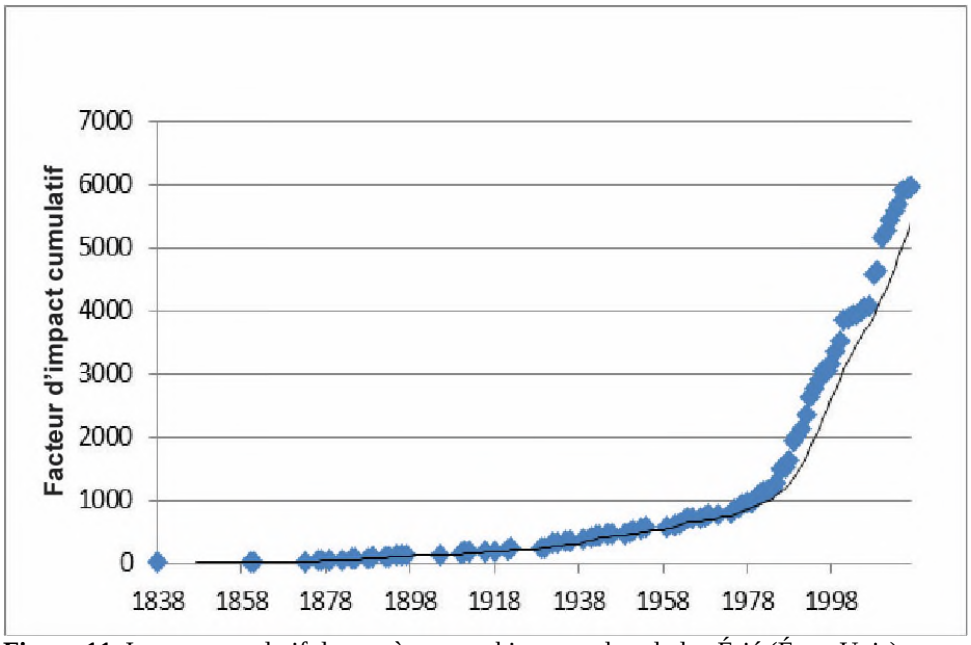


Figure 11. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans le lac Érié (États-Unis).
Source des données : GLANSIS, 2018

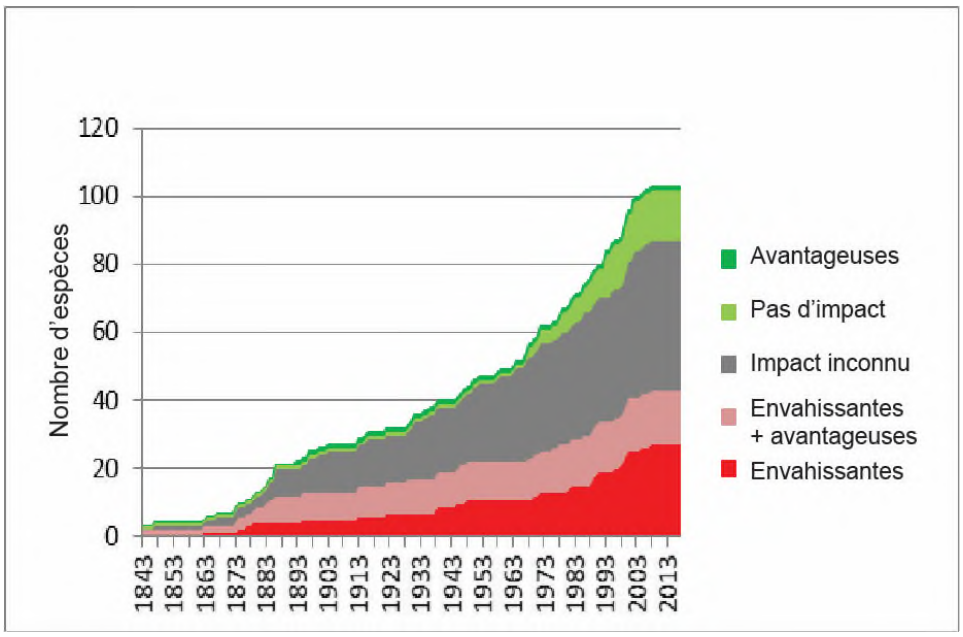


Figure 12. Nombre cumulatif d'espèces exotiques par catégorie d'impact – lac Ontario. Source des données : GLANSIS, 2018

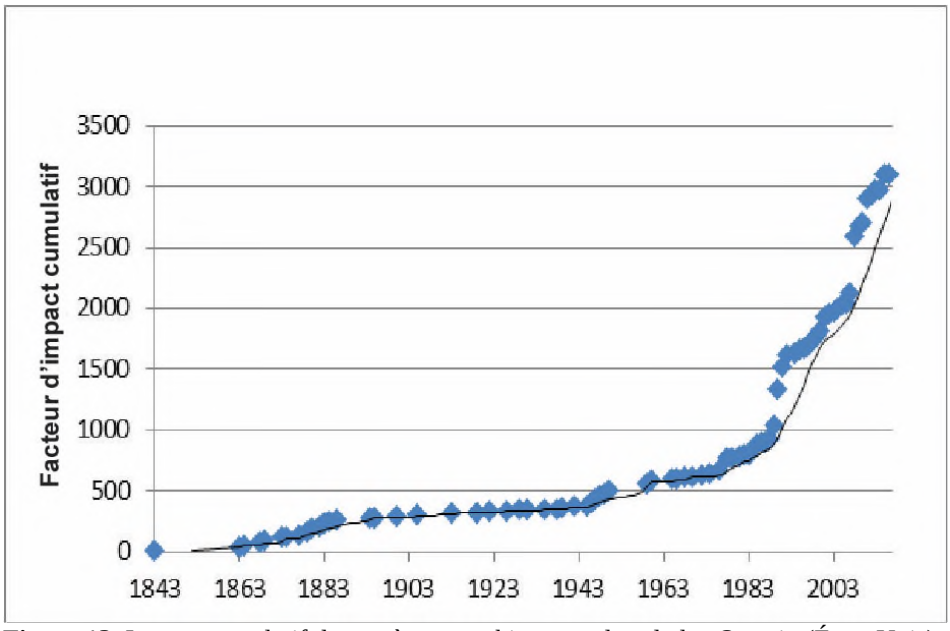


Figure 13. Impact cumulatif des espèces envahissantes dans le lac Ontario (États-Unis). Source des données : GLANSIS, 2018

Sous-indicateur : Grande lamproie marine

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (de 1985 à 2017) : S'améliore
Justification : Les activités annuelles de lutte contre la grande lamproie marine dans les Grands Lacs ont réussi à réduire les populations d'environ 90 % depuis le début de la lutte. Actuellement, l'indice estimatif d'abondance des lamproies adultes atteint la cible dans les lacs Michigan et Ontario, mais la dépasse dans les lacs Supérieur, Huron et Érié. L'abondance sur 10 ans et à long terme dans l'ensemble du bassin montre une tendance à la baisse. D'autres mesures de lutte sont nécessaires pour atteindre les cibles de population dans tous les lacs.

Les définitions de l'évaluation de la situation et de la tendance suivent la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Passable
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (de 1986 à 2017) : Inchangée
Justification : L'indice estimatif d'abondance de la grande lamproie marine adulte dépasse la cible et ne change pas.

Lac Michigan
État : Bon
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (de 1995 à 2017) : S'améliore
Justification : L'indice estimatif d'abondance de la grande lamproie marine adulte atteint la cible, et il a diminué depuis 1995.

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)
État : Passable
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (de 1985 à 2017) : S'améliore
Justification : L'indice estimatif d'abondance de la grande lamproie marine adulte dépasse la cible, mais faiblement, et il diminue depuis 1985.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)
État : Passable
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (de 1991 à 2017) : Inchangée
Justification : L'indice estimatif d'abondance de la grande lamproie marine adulte dépasse la cible, mais il diminue depuis 2012.

Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et le tronçon international du fleuve Saint-Laurent)
État : Bon
Tendance sur 10 ans : S'améliore
Tendance à long terme (de 1987 à 2017) : Inchangée
Justification : L'indice estimatif d'abondance de la grande lamproie marine adulte atteint la cible, et il diminue depuis 2006.

Définitions de l'évaluation de la situation
Bon : L'indice de la grande lamproie marine adulte est inférieur à la cible.

Passable : L'indice de la grande lamproie marine adulte est supérieur à la cible, mais en diminution.
Médiocre : L'indice de la grande lamproie marine adulte est supérieur à la cible, et en augmentation.

Définitions de l'évaluation de la tendance
S'améliore : L'indice de la grande lamproie marine adulte évolue vers des conditions plus acceptables.
Inchangée : L'indice de la grande lamproie marine adulte ne montre aucun changement.
Se détériore : L'indice de la grande lamproie marine adulte évolue à l'encontre des conditions acceptables.

Paramètres et cibles
Les paramètres pour ce sous-indicateur renvoient aux cibles de l'indice de la grande lamproie marine adulte, qui correspondent aux objectifs établis pour la communauté ichtyologique de chaque lac. Les organismes de gestion des pêches participant aux travaux de chaque comité de lac ont approuvé les cibles, qui représentent les niveaux d'indice dans les périodes où la mortalité causée par les lamproies était tolérable et qui permettraient d'atteindre les objectifs essentiels pour la communauté ichtyologique, dont le rétablissement et le maintien des espèces indigènes et des pêches lucratives. Les cibles demeurent les mêmes d'une année à l'autre, à moins qu'un cours d'eau soit ajouté ou retiré du calcul de l'indice.

Lac Supérieur : Réduire les populations de la grande lamproie marine pour les porter à un niveau qui n'entraîne qu'une mortalité négligeable des touladis adultes. La cible calculée pour l'indice du lac Supérieur est de 9 700 lamproies adultes.

Lac Michigan : Réduire les populations de la grande lamproie marine afin d'atteindre les objectifs des autres communautés ichtyologiques. La cible calculée pour l'indice du lac Michigan est de 24 900 lamproies adultes.

Lac Huron : Réduire l'abondance de la grande lamproie marine afin d'atteindre les objectifs des autres communautés ichtyologiques. La cible calculée pour l'indice du lac Huron est de 24 100 lamproies adultes.

Lac Érié : Aucun objectif propre à la grande lamproie marine ne figure parmi les objectifs de la communauté ichtyologique du lac Érié. Toutefois, il est tenu compte de la nécessité de lutter efficacement contre l'espèce pour réaliser ces objectifs. La cible calculée pour l'indice du lac Érié est de 3 000 lamproies adultes.

Lac Ontario : Réduire l'abondance de la grande lamproie marine à des niveaux qui n'empêcheront pas l'atteinte des objectifs du touladi et des autres poissons. La cible calculée pour l'indice du lac Ontario est de 11 400 lamproies adultes.

Raison d'être du sous-indicateur
- Estimer et suivre l'abondance relative des grandes lamproies marines adultes dans chacun des lacs;
- Surveiller les dommages que l'espèce cause à l'écosystème aquatique;
- Surveiller les résultats des mesures de lutte contre cette espèce.

Objectif pour l'écosystème
Ce sous-indicateur appuie les objectifs de la Commission des pêcheries des Grands Lacs et des organismes de gestion des pêches, tels qu'ils ont été établis dans un plan stratégique mixte de gestion des pêches dans les Grands Lacs. Ces objectifs visent à réduire les populations de la grande lamproie marine pour les porter à des niveaux qui n'entraînent qu'une mortalité négligeable chez les poissons afin d'atteindre les objectifs pour le touladi et les autres membres de la communauté ichtyologique.

Ce sous-indicateur appuie le mieux le travail réalisé pour atteindre le 7e objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau devrait « être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et d'espèces terrestres envahissantes qui nuisent à sa qualité ».

Mesure
Les indices de l'abondance de la grande lamproie marine sont considérés comme la somme des estimations des montaisons pour un sous-ensemble de cours d'eau dans le bassin d'un lac donné (cours d'eau visés par l'indice; figure 1). Le nombre de lamproies adultes qui migrent dans chacun des cours d'eau visés par l'indice est estimé à l'aide des pièges qui utilisent une méthode Schaeffer modifiée de marquage-recapture, expliquée par Mullett et coll. (2003). Les indices d'abondance sont mis à jour tous les ans.

Avant 2015, cet indicateur englobait l'abondance des lamproies adultes d'un lac entier, calculée comme la somme des estimations des montaisons pour tous les cours d'eau produisant des grandes lamproies marines dans un bassin donné. Les effectifs étaient estimés dans les cours d'eau où des pièges étaient disposés, selon la méthode de marquage-recapture ou par extrapolation à partir des estimations antérieures de l'efficacité de la capture avec pièges, et dans les cours d'eau sans pièges au moyen d'un modèle établissant une corrélation entre les effectifs de la montaison et le débit du cours d'eau, l'abondance des larves et le nombre d'années depuis le dernier traitement (modèle des géniteurs; Mullett et coll., 2003). La plupart des effectifs était estimés à l'aide du modèle des géniteurs. La Commission des pêcheries des Grands Lacs a récemment modifié ses protocoles de surveillance, délaissant le modèle des géniteurs en faveur d'un indice de la lamproie adulte sur un sous-ensemble de cours d'eau dans un bassin donné. Ce changement a été apporté parce que le modèle des géniteurs comportait une grande part d'incertitude. L'indice offre un moyen de suivre les populations à l'aide des meilleures données dont nous disposons : les données réelles de l'évaluation des populations, ce qui offre une méthode optimale pour le suivi des populations et l'évaluation des résultats du Programme de lutte contre la lamproie. Cette méthode pour calculer les indices a été appliquée aux données historiques afin de comparer les résultats aux nouvelles données.

État de l'écosystème

La grande lamproie marine est une espèce non indigène et un parasite mortel de nombreuses espèces de poissons des Grands Lacs (Bergstedt et Schneider, 1988; Kitchell, 1990). Elle a causé une tragédie écologique et économique, étant donné son incidence sur l'écosystème et les communautés ichtyologiques des Grands Lacs (Smith et Tibbles, 1980). Avant que les mesures de lutte ne soient appliquées, cette espèce tuait environ 47 millions de kilogrammes (103 millions de livres) de poissons par année; en moyenne, la quantité de poissons tués par une lamproie au stade parasitaire pouvait atteindre 18 kg (40 lb). Les lamproies préfèrent la truite, le saumon, le grand corégone et l'esturgeon jaune, mais elles attaquent aussi de plus petits poissons, comme le cisco, le doré jaune et la perchaude (Commission des pêcheries des Grands Lacs). Le premier cycle complet de traitement des cours d'eau à l'aide du lampricide TFM (dès 1960 dans le lac Supérieur) a réduit les populations à environ 10 % de ce qu'elles étaient avant que la lutte soit entreprise dans l'ensemble des Grands Lacs, sauf dans le lac Érié. Les traitements subséquents effectués à intervalles réguliers dans tous les Grands Lacs ont maintenu les populations à ce niveau dans tous les lacs, sauf dans le lac Érié. La grande lamproie marine demeure toutefois une cause importante de mortalité pour de nombreuses espèces de poissons (Bergstedt et Schneider, 1988; Kitchell, 1990), et la lutte doit se poursuivre pour restaurer et maintenir l'écosystème et les communautés ichtyologiques des Grands Lacs.

Les estimations de l'indice d'abondance des grandes lamproies marines adultes par rapport aux cibles établies pour un lac donné sont le principal indicateur du rendement du Programme de lutte contre la grande lamproie marine (figure 2). Ces estimations correspondent à la somme des montaisons estimées pour un sous-ensemble de cours d'eau dans le bassin d'un lac donné. Le nombre de grandes lamproies marines adultes qui migrent dans chacun des cours d'eau visés par l'indice est estimé à l'aide de pièges et de méthodes de marquage-recapture. Les estimations de l'indice sont mises à jour tous les ans.

Dans tous les lacs, sauf les lacs Huron et Michigan, les cibles correspondent à l'indice moyen estimé dans chaque lac durant les périodes où le taux de blessures infligées aux touladis par les lamproies dans l'ensemble du lac était tolérable, c'est-à-dire que ces blessures causaient une mortalité annuelle inférieure à 5 % (ou lorsque le taux de blessures était égal ou inférieur à cinq blessures par 100 poissons). Pour le lac Huron, le taux de blessures des touladis n'a pas atteint de niveaux tolérables durant cinq années consécutives, si bien que la cible est fixée à 25 % de l'indice moyen estimé à la fin des années 1980. Pour ce qui est du lac Michigan, l'estimation de l'indice n'était pas disponible au moment où les taux des blessures infligées aux touladis étaient tolérables; la cible est donc fixée selon les données de la fin des années 1990, corrigées pour les taux de blessures des touladis qui sont supérieurs au seuil tolérable. Les cibles ne sont mises à jour que lorsqu'un cours d'eau est ajouté à la procédure d'estimation, ou retiré.

Les taux des blessures infligées au touladi par la grande lamproie marine ont déjà servi à mesurer son abondance par rapport à ses proies. Cela dit, les taux de blessures n'ont pas été utilisés directement pour évaluer son abondance dans les rapports précédents portant sur cet indicateur. Les tendances des blessures ne correspondent pas toujours aux tendances de l'abondance de la lamproie; elles dépendent de l'abondance des lamproies et des effectifs de TOUS les poissons-hôtes. Ces relations sont difficiles à concilier en raison de l'absence de données sur l'abondance d'hôtes – autre que le touladi –, ce qui entraîne des incohérences entre l'abondance de la lamproie et les taux de blessures du touladi (p. ex. le taux de blessures peut augmenter en présence d'une population stable de lamproies, si l'abondance d'autres poissons-hôtes diminue). Cependant, les taux de blessures infligées aux touladis pour chacun des lacs, ainsi que leurs cibles, sont résumés dans un graphique (figure 3) à titre d'information supplémentaire pour montrer une partie de l'incidence de la lamproie sur les poissons des Grands Lacs, plus précisément sur le touladi.

Lac Supérieur
Pour le lac Supérieur, l'estimation de l'indice d'abondance des adultes est supérieure à la cible et n'a pas changé depuis 2008. Les sources préoccupantes de grandes lamproies marines comprennent les lamproies de la rivière Bad et les populations lentiques (estuaires, baies et affluents à faible débit) des rivières Kaministiquia, Nipigon, Gravel et Batchawana, dont les effectifs sont épars et sur lesquelles le traitement au Bayluscide granulaire est moins efficace que les applications traditionnelles de TFM. Dans l'ensemble, l'emploi d'un lampricide a augmenté depuis 2005, car on traite des affluents et des zones lentiques supplémentaires. Le lac Supérieur a fait l'objet d'un traitement intensif au lampricide en 2016. Néanmoins, l'estimation de l'indice des adultes a augmenté depuis le dernier rapport (2017). L'augmentation est imputable à une estimation anormalement élevée dans la rivière Brule, qui constitue plus de 40 % de l'indice pour l'ensemble du lac. On ne comprend pas encore très bien les raisons de l'augmentation, mais des changements opérationnels au site de piégeage pourraient en être la cause.

Lac Michigan
Pour le lac Michigan, l'estimation de l'indice d'abondance des adultes atteint la cible. Les sources préoccupantes de grandes lamproies marines sont la rivière Manistique, d'autres affluents productifs dans les parties nord et est du lac, ainsi que la rivière Ste-Marie (lac Huron). La lutte au moyen d'un lampricide a augmenté à partir de 2006, avec l'ajout de traitements. De plus, la rivière Manistique a été traitée sept fois depuis 2003. La réduction des effectifs de la grande lamproie marine au cours des dix dernières années est attribuable aux traitements accrus au lampricide.

Lac Huron
Pour le lac Huron, l'estimation de l'indice d'abondance des adultes est supérieure à la cible, mais elle est en diminution depuis 2008. Les sources préoccupantes de grandes lamproies marines comprennent la rivière Ste-Marie, d'autres affluents productifs dans la partie nord du lac (p. ex. les rivières Garden et Mississagi) et la rivière Manistique (lac Michigan). La lutte au moyen d'un lampricide a augmenté à partir de 2006, avec l'ajout de traitements. De plus, un effort de grande envergure pour traiter la zone du chenal du Nord (y compris la rivière Ste-Marie) a été mené à partir de 2010 et 2011, et la zone du traitement a été élargie dans les parties septentrionales des lacs Huron et Michigan, en 2012, 2013, 2014 et 2015. La mise en œuvre de cette stratégie a réduit le nombre de lamproies au stade larvaire dans la rivière Ste-Marie à des niveaux historiquement bas.

Lac Érié
Pour le lac Érié, l'indice estimatif d'abondance des adultes est supérieur à la cible, mais il diminue depuis 2012. Les sources préoccupantes de grandes lamproies marines comprennent des affluents difficiles à traiter (p. ex. le ruisseau Cattaraugus), des affluents où se trouvent des espèces préoccupantes non ciblées (ruisseau Conneaut) et le réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit. Les activités de lutte au lampricide ont considérablement augmenté entre 2008 et 2010, avec la mise en œuvre d'une stratégie de traitement à grande échelle pour traiter tous les affluents du lac Érié producteurs de grandes lamproies marines. Les activités se sont intensifiées en 2013, avec le traitement de douze affluents. L'indice de la lamproie adulte a beaucoup fluctué, sans encore atteindre la cible prévue, mais demeure inchangé depuis le dernier rapport (2017). Les raisons expliquant l'indice relativement élevé ne sont pas entièrement comprises. On continue d'élaborer des stratégies de traitement et d'évaluer le réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit, qui pourrait être une source importante de lamproies au lac Érié.

Lac Ontario
Pour le lac Ontario, l'estimation de l'indice d'abondance des adultes atteint la cible. La rivière Niagara est une source préoccupante de grandes lamproies marines : la population au stade larvaire est moindre en ce moment, mais elle pourrait devenir problématique avec l'amélioration de l'habitat et de la qualité de l'eau. Grâce aux activités constantes de lutte au lampricide, l'indice d'abondance des lamproies adultes atteint pratiquement la cible.

Liens
Touladi, doré jaune et esturgeon jaune
La grande lamproie marine demeure une cause de mortalité importante pour de nombreuses espèces de poissons des Grands Lacs, dont les saumons atlantique, quinnat et coho, la lotte, le cisco, l'esturgeon jaune (menacé dans certaines parties du bassin des Grands Lacs), le touladi, la truite arc-en-ciel, le doré jaune et le corégone. Cesser, même brièvement, de lutter contre la lamproie peut provoquer une augmentation rapide de ses effectifs et des dommages qu'elle inflige aux poissons. Les traitements dans les zones lentiques et les cours d'eau doivent être maintenus pour contrebalancer le potentiel reproducteur de la lamproie, atteindre les objectifs de gestion des populations de diverses espèces et préserver des écosystèmes fonctionnels.

Connectivité du milieu aquatique et qualité de l'eau

La possibilité que la grande lamproie marine colonise de nouveaux milieux augmente à mesure que la connectivité du milieu aquatique s'accroît par suite de l'enlèvement de barrages et de l'amélioration de la qualité de l'eau. L'incapacité du barrage de la rivière Manistique à bloquer le passage des lamproies, et la production qui s'en suit, est un exemple de lien entre cette espèce et la connectivité du milieu aquatique. De plus, lorsque la qualité de l'eau s'améliore, les cours d'eau et les zones lentiques auparavant inhospitalières peuvent devenir des milieux viables de frai et d'alevinage. Ainsi, au milieu des années 2000, une population larvaire importante qui exigeait des traitements au lampricide réguliers s'est établie dans l'estuaire de la rivière Kaministiquia (lac Supérieur) après qu'une papeterie locale eut commencé le traitement tertiaire de ses effluents. L'établissement de populations larvaires dans les rivières Ste-Marie et Sainte-Claire et dans le cours inférieur de la rivière Niagara a fait suite aux efforts concertés d'amélioration de la qualité de l'eau. Puisque les observations indiquent que l'esturgeon jaune, le grand corégone et le chat-fou tacheté s'y sont reproduits, ce n'est qu'une question de temps avant que la grande lamproie marine se reproduise aussi dans la rivière Détroit.

Changements climatiques
La hausse de la température des Grands Lacs a récemment été corrélée avec l'augmentation de la taille des grandes lamproies marines adultes (Kitchell et coll., 2014). Lorsque la température de l'eau augmente, les lamproies deviennent plus grosses, ce qui accroît leur métabolisme et les rend plus fécondes, entraînant une augmentation de leurs effectifs et des dommages qu'elles infligent aux poissons-hôtes.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée, et il est possible d'en retracer l'origine.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues aux États-Unis sont comparables aux données obtenues au Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont connues et se situent dans les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données

- Il n'existe aucune mesure directe des grandes lamproies marines durant la période où elles parasitent les poissons des Grands Lacs. Les indices des lamproies adultes sont une mesure de remplacement; la mise en rapport de ces indices avec la population parasitaire suppose une mortalité négligeable, ou du moins constante entre le stade parasitaire et le stade adulte.
- Les indices des lamproies adultes sont limités aux cours d'eau où il est possible de piéger les adultes qui migrent et d'estimer la population par marquage-recapture. Ainsi, les indices ne représentent qu'un sous-ensemble de cours d'eau dans le bassin d'un lac donné.
- Les données directes de marquage-recapture pour les lamproies adultes parasitaires ou fraîchement métamorphosées pourraient fournir de meilleures estimations des dommages causés aux autres poissons, mais ces estimations peuvent seulement être obtenues lorsqu'un grand nombre d'individus peut être capturé une seconde fois. Jusqu'à présent, les hypothèses des méthodes de marquage-recapture, particulièrement celles qui supposent un taux de survie égal parmi les individus marqués et non marqués, ne peuvent pas être vérifiées, et les estimations portant sur les lamproies juvéniles sont très incertaines.
- Les taux de blessures infligées par la grande lamproie marine aux espèces de poissons importantes peuvent aussi indiquer leurs répercussions sur l'écosystème des Grands Lacs; par souci de simplicité, ils ont cependant été exclus du présent sous-indicateur, car :

  1) les taux de blessure dans l'ensemble du lac sont actuellement connus uniquement pour le touladi, qui est considéré comme l'espèce la plus vulnérable et la plus appréciée, ce qui en faisait une bonne espèce indicatrice;

2) les observations des taux de blessure sont difficiles à interpréter, car elles peuvent varient selon les effectifs de poissons de taille adéquate et selon la variété de ces poissons dans une zone;

3) la classification des blessures des grandes lamproies marines (c.-à-d. les blessures ou les cicatrices de type A ou B) est subjective et peut varier parmi les personnes et les agences qui font les observations;

4) la relation entre une blessure observée et la mortalité causée par les lamproies exige de comprendre la létalité d'une attaque. Les données expérimentales et d'observation sur la probabilité de survie des truites et des saumons après une attaque sont utilisées pour interpréter le sous-indicateur. Ces observations expérimentales sont limitées et la vérification de la létalité dans le domaine améliorera l'interprétation du sous-indicateur.

Renseignements supplémentaires

L'augmentation des traitements au lampricide a réduit les estimations de l'indice d'abondance des grandes lamproies marines adultes, les ramenant dans les fourchettes cibles pour deux des cinq Grands Lacs (Michigan et Ontario). Les estimations de l'indice révèlent les effets des traitements accrus au lampricide deux ans après son application. Les travaux pour cibler les sources nouvelles ou non identifiées de grandes lamproies marines doivent être poursuivis. De plus, pour atteindre les cibles et pour maintenir les estimations de l'indice à ce niveau, il est essentiel de poursuivre les recherches afin de comprendre les interactions entre la lamproie et ses proies, la dynamique du recrutement et la dynamique des populations qui survivent au traitement; il est également nécessaire d'étudier et de perfectionner d'autres méthodes de lutte.

Remerciements

Auteur : Michael J. Siefkes, Commission des pêcheries des Grands Lacs, 2100, boulevard Commonwealth, bur. 100, Ann Arbor, Michigan, 48105, États-Unis. Tél. : 734-669-3013. Courriel : msiefkes@glfc.org.

Collaborateurs :
Jean V. Adams, U.S. Geological Survey, Great Lakes Science Center, 223, East Steinfest Road, Antigo, Wisconsin, 54409, États-Unis. Tél. : 715-627-4317, poste 3125. Courriel : jvadams@usgs.gov.

Pete Hrodey, U.S. Fish and Wildlife Service, Marquette Biological Station, 3090, rue Wright, Marquette, Michigan, 49855, États-Unis. Tél. : 906-226-1225. Courriel : pete_hrodey@usfws.gov.

Gale Bravener, ministère des Pêches et des Océans du Canada, Centre de contrôle de la grande lamproie marine, 1219, rue Queen East, Sault Ste. Marie, Ontario, P6A 2E5, Canada. Tél. : 705-941-2625. Courriel : gale.bravener@dfo-mpo.gc.ca.

Sources d'information

Bergstedt, R.A. et C.P. Schneider. 1988. Assessment of sea lamprey (Petromyzon marinus) predation by recovery of dead lake trout (Salvelinus namaycush) from Lake Ontario, 1982-1985. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45 : 1406-1410.

DesJardine, R.L., Gorenflo, T.K., Payne, R.N., et Schrouder, J.D. 1995. Fish community objectives for Lake Huron (Objectifs de la communauté de poissons pour le lac Huron). Commission des pêcheries des Grands Lacs. Numéro spécial. 95-1.

Eshenroder, R.L., Holey, M.E., Gorenflo, T.K., et Clark, R.D., Jr. 1995. Fish-community objectives for Lake Michigan (Objectifs de la communauté de poissons pour le lac Michigan). Commission des pêcheries des Grands Lacs. Numéro spécial. 95-3.

Commission des pêcheries des Grands Lacs / Great Lakes fishery Commission. Sea Lampreys Reach Thirty-Year Low in Lake Huron. Reach Twenty-Year Low in Lake Michigan, and Trend Downward in the Other Lakes. http://www.glfc.org/pubs/pressrel/sea%20lamprey%20abundances%209-23-15.pdf.

Heinrich, J.W., K.M. Mullett, M.J. Hansen, J.V. Adams, G.T. Klar, D.A. Johnson, G.C. Christie et R.J. Young. 2003. Sea Lamprey abundance and management in Lake Superior, 1957-1999. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 566-583.

Horns, W.H., Bronte, C.R., Busiahn, T.R., Ebener, M.P., Eshenroder, R.L., Greenfly, T., Kmiecik, N., Mattes, W.,

Peck, J.W., Petzold, M. et Schneider, D.R. 2003. Fish-community objectives for Lake Superior (Objectifs de la communauté de poissons du lac Supérieur). Commission des pêcheries des Grands Lacs. Numéro spécial 03-01.

Kitchell, J.F. 1990. The scope for mortality caused by Sea Lamprey. Transactions of the American Fisheries Society, 119 : 642-648.

Kitchell, J.F., T.J. Cline, V. Bennington et G. McKinley. 2014. Climate change challenges management of invasive sea lamprey in Lake Superior. Dans : Keller, R., M. Cadotte et G. Sandiford (éditeurs). Invasive Species in a Globalized World. University of Chicago Press.

Larson, G.L., Christie, G.C., Johnson, D.A., Koonce, J.F., Mullett, K.M. et Sullivan, W.P. 2003. The history of sea lamprey control in Lake Ontario and updated estimates of suppression targets. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 637-654.

Lavis, D.S., Hallett, A., Koon, E.M. et McAuley, T. 2003. History of and advances in barriers as an alternative method to suppress sea lampreys in the Great Lakes. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 584-598.

Morse, T.J., Ebener, M.P., Koon, E.M., Morkert, S.B., Johnson, D.A., Cuddy, D.W., Weisser, J.W., Mullet, K.M. et Genovese, J.H. 2003. A case history of sea lamprey control in Lake Huron: 1979-1999. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 599-614.

Mullett, K M., Heinrich, J.W., Adams, J.V. Young, R. J., Henson, M.P., McDonald, R.B., et Fodale, M.F. 2003. Estimating lakewide abundance of spawning-phase sea lampreys (Petromyzon marinus) in the Great Lakes: extrapolating from sampled streams using regression models. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 240-253.

Ryan, P.S., Knight, R., MacGregor, R., Towns, G., Hoopes, R., and Culligan, W. 2003. Fish-community goals and objectives for Lake Erie. Commission des pêcheries des Grands Lacs. Numéro spécial. 03-02.

Schleen, L.P., Christie, G.C., Heinrich, J.W., Bergstedt, R.A., Young, R.J., Morse, T.J., Lavis, D.S., Bills, T.D., Johnson J., and Ebener, M.P. 2003. Sous presse. Development and implementation of an integrated program for control of sea lampreys in the Ste. Marys River. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 677-693.

Scholefield, R.J., Slaght, K.S., and Stephens, B.E. 2008. Seasonal variation in sensitivity of larval sea lampreys to the lampricide 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol. North American journal of fisheries management, 28 : 1609-1617.

Smith, B.R., and Tibbles, J.J. 1980. Sea lamprey (Petromyzon marinus) in lakes Huron, Michigan and Superior: history of invasion and control, 1936-78. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 37 : 1780-1801.

Stewart, T.J., Lange, R.E., Orsatti, S.D., Schneider, C.P., Mathers, A., and Daniels M.E. 1999. Objectifs de la communauté de poissons pour le lac Ontario. Commission des pêcheries des Grands Lacs. Numéro spécial. 99-1.

Sullivan, W.P., Christie, G.C., Cornelius, F.C., Fodale, M.F., Johnson, D.A., Koonce, J.F., Larson, G.L., McDonald, R.B., Mullet, K.M., Murray, C.K., and Ryan, P.A. 2003. The sea lamprey in Lake Erie: a case history. Journal of Great Lakes Research, 29 (1) : 615-637.

Liste des figures

Figure 1. Cours d'eau choisis pour être intégrés à l'indice de la grande lamproie marine.
Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs
Figure 2. Estimations de l'indice d'abondance de la grande lamproie marine adulte selon les années de frai. Les lignes horizontales représentent les cibles pour chacun des lacs. Attention à la différence d'échelle de chaque lac.
Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs
Figure 3. Nombre de blessures A1-A3 infligées par la grande lamproie marine par 100 touladis de plus de 532 mm (lacs Supérieur, Huron, Michigan et Érié) et nombre de blessures A1 par 100 touladis de plus de 432 mm (lac Ontario) d'après des évaluations normalisées. Les lignes horizontales représentent la cible des blessures pour chacun des lacs.
Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

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

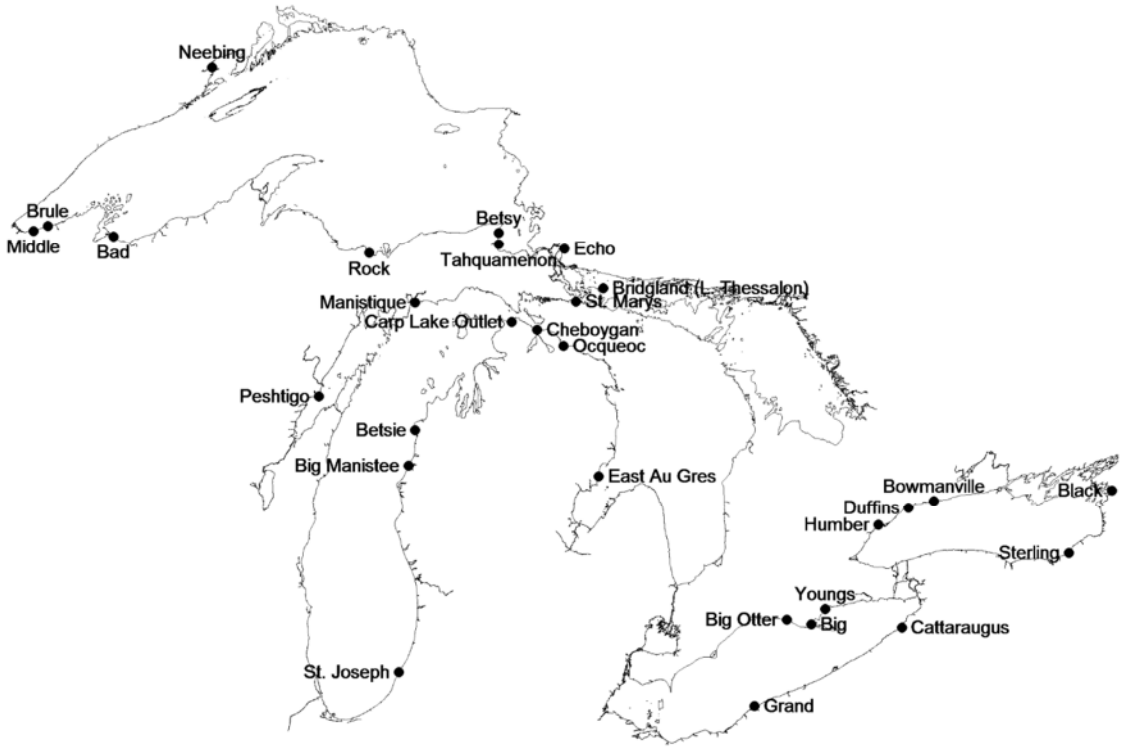


Figure 1. Cours d'eau choisis pour être intégrés à l'indice de la grande lamproie marine.
Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

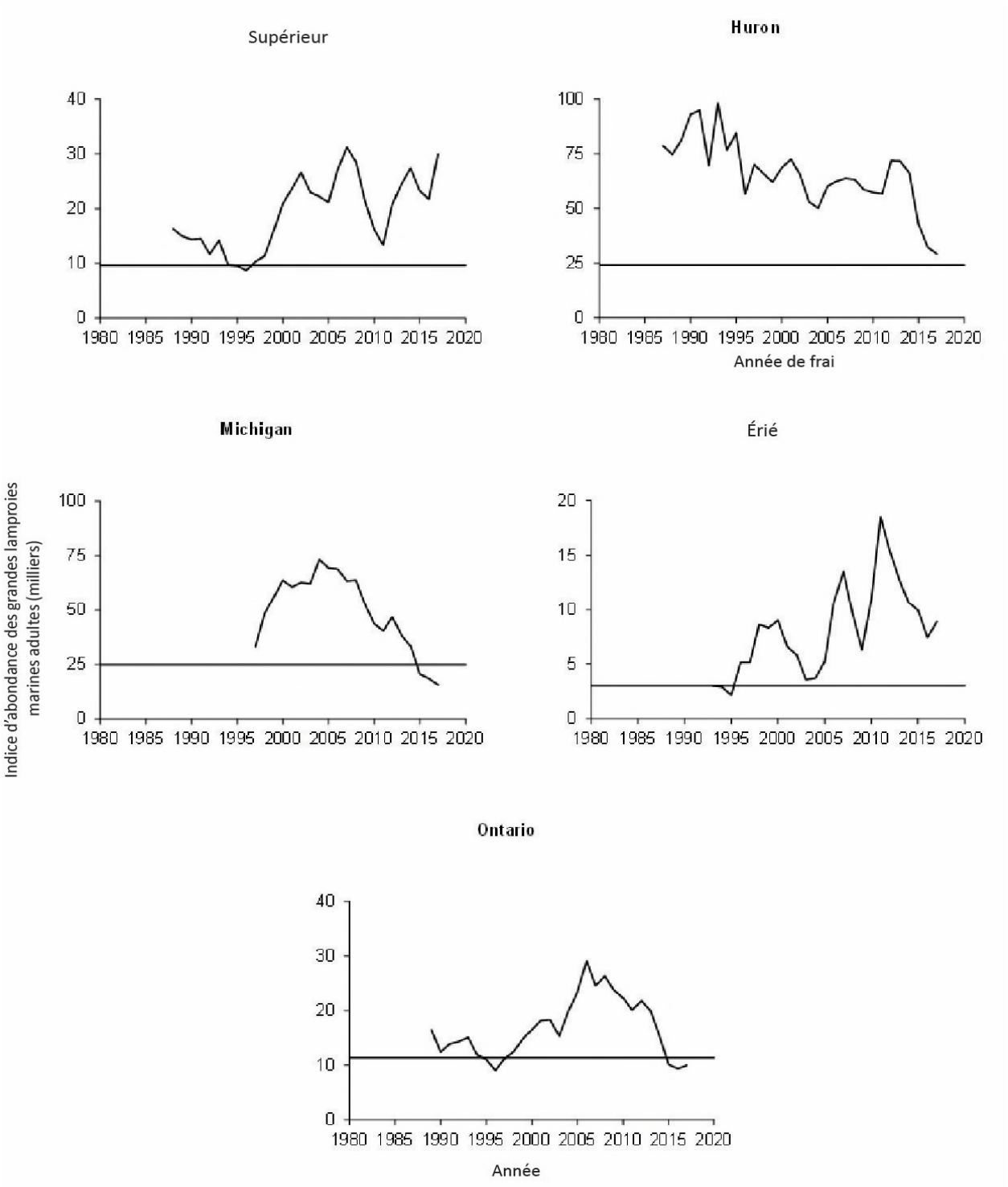


Figure 2. Estimations de l'indice d'abondance de la grande lamproie marine adulte selon les années de frai. Les lignes horizontales représentent les cibles pour chacun des lacs. Attention à la différence d'échelle de chaque lac. Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

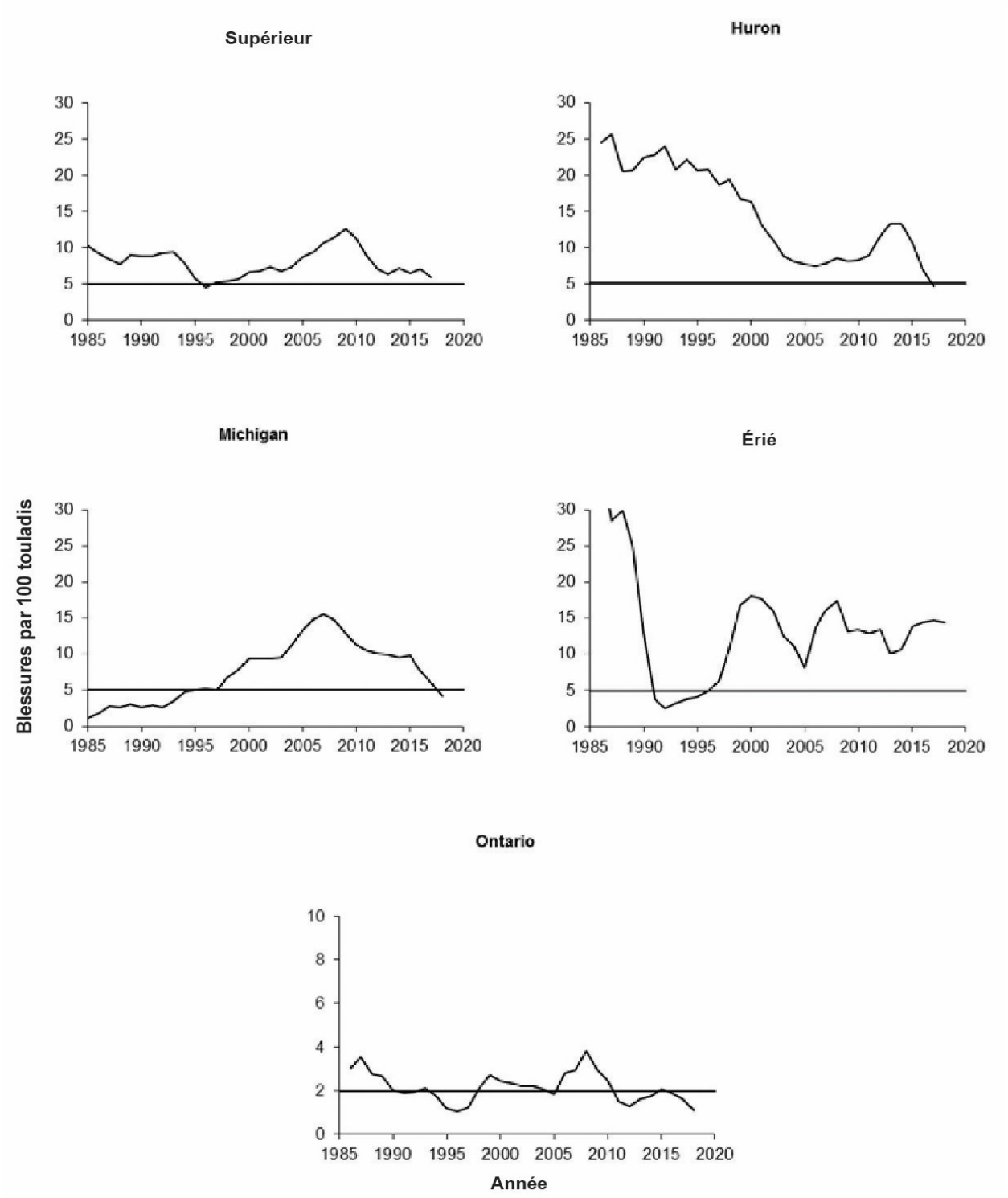


Figure 3. Nombre de blessures A1-A3 infligées par la grande lamproie marine par 100 touladis de plus de 532 mm (lacs Supérieur, Huron, Michigan et Érié) et nombre de blessures A1 par 100 touladis de plus de 432 mm (lac Ontario) d'après des évaluations normalisées. Les lignes horizontales représentent la cible des blessures pour chacun des lacs.
Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

Sous-indicateur : Moules de la famille des Dreissenidés

Évaluation globale
État : Médiocre
Tendances :
Tendance sur dix ans : Se détériore
Tendance à long terme (1989-2016) : Se détériore
Justification : La situation des populations de moules de la famille des Dreissenidés varie selon la profondeur de l'eau et la région du lac où elles se trouvent. En règle générale, les populations des lacs Michigan, Huron et Ontario semblent s'être stabilisées ou avoir régressé à moins de 90 m de profondeur. Cependant, les dreissenidés demeurent la composante dominante du benthos et il n'est pas clair si leurs incidences diminuent en raison des déclins observés. La zone profonde (plus de 90 m) semble demeurer un front d'invasion des moules quaggas; la densité et la biomasse augmentent progressivement, mais à un taux de croissance démographique plus lent que dans les eaux moins profondes. Dans ces trois lacs, les moules quaggas ont remplacé les moules zébrées, sauf dans les baies et les zones littorales peu profondes. Les populations de dreissenidés du lac Érié sont demeurées relativement stables à des niveaux modérés au cours de la dernière décennie, tandis que les populations du lac Supérieur demeurent à de faibles niveaux.

Les définitions de l'évaluation de la situation et des tendances sont incluses à la suite de la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Bon
Tendance sur dix ans : Inchangée
Tendance à long terme (1989-2016) : Inchangée
Justification : Les moules zébrées ont été observées pour la première fois dans le port de Duluth-Superior en 1989, et les moules quaggas l'ont été par la suite dans la même région en 2005 (Grigorovich et coll., 2008). Depuis lors, la propagation et la croissance de la population des deux espèces de dreissenidés ont été minimes. Les deux espèces sont très abondantes dans la région du port de Duluth ou tout près de celui-ci, à proximité immédiate des rives du lac Supérieur. Parmi les autres invasions découvertes, mentionnons celle dans une baie de l'Isle Royale (partie nord-ouest du lac) en 2009, celle dans la baie Whitefish (partie est du lac) en 2002, celle dans la région des îles Apostle et une infestation de larves véligères dans la baie Nipigon (partie nord du lac) [Trebitz et coll., 2019]. La vaste couverture spatiale mais la faible densité de ces introductions indiquent que le lac Supérieur est probablement peu habitable pour les dreissenidés. La faible teneur en calcium et d'autres caractéristiques de la qualité de l'eau posent un défi au succès de reproduction et à la survie des larves véligères (Trebitz et coll., 2019).

Lac Michigan
État : Médiocre
Tendance sur dix ans : Se détériore
Tendance à long terme (1994-2016) : Se détériore
Justification : Les résultats du plus récent relevé panlacustre (2015) révèlent que la densité et la biomasse des dreissenidés varient selon la profondeur. Toutes les moules récoltées en 2015 étaient des moules quaggas. Bien qu'il y ait eu des diminutions notables de la densité à une profondeur de 31 m à 90 m entre 2010 et 2015 (figures 1 à 3), la biomasse est demeurée relativement stable (figure 2). Cette observation est le résultat d'une augmentation de la taille moyenne des moules. La densité et la biomasse des dreissenidés ont continué d'augmenter à plus de 90 m (figures 1 à 3). Malgré les diminutions observées dans l'intervalle de 31 à 90 m, la population de moules quaggas dépasse toujours de beaucoup les densités maximales atteintes auparavant par les moules zébrées à ces profondeurs. Le prochain relevé panlacustre aura lieu en 2020.

Lac Huron
État : Médiocre
Tendance sur dix ans : Se détériore

Tendance à long terme (2000-2012) : Se détériore
Justification : Les données les plus récentes provenant d'un relevé panlacustre des populations de dreissenidés du lac Huron datent de 2017. Entre 2007 et 2012, la densité des dreissenidés (toutes des quaggas) semble s'être stabilisée entre 31 m et 90 m, mais elle a ensuite légèrement augmenté entre 2012 et 2017. De 2007 à 2017, la diminution des densités entre 31 m et 50 m a été contrebalancée par leur augmentation entre 51 m et 90 m. Les densités continuent d'augmenter à plus de 90 m (figures 1 et 4), notamment au point que la densité des dreissénides en eau profonde dans le lac Huron a rejoint celle des lacs Michigan et Ontario (figure 1, panneau inférieur). Les moules de la baie Georgienne ont des densités globales plus faibles que dans le bassin principal, mais elles ont connu des changements similaires selon la profondeur au fil du temps. Bien qu'aucune moule n'était présente aux sites d'échantillonnage dans le chenal nord en 2007 et en 2012, quelques moules ont été observées dans le relevé de 2017.

Lac Érié
État : Passable
Tendance sur dix ans : Inchangée
Tendance à long terme (1992-2014) : S'améliore
Justification : Le point sur les tendances des populations de dreissenidés du lac Érié a été fait par Karatayev et coll. (2014) et dans un rapport de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (Burlakova et coll., 2017). Globalement, la densité des dreissenidés pour l'ensemble du lac était beaucoup plus faible en 2014, comparativement aux sommets de 1993 (moules zébrées) et de 1998 (moules quaggas). Les trois bassins du lac Érié présentent différentes tendances sur le plan des dreissenidés. Les moules quaggas et les moules zébrées coexistent toujours dans le bassin occidental, mais les moules zébrées sont largement absentes du reste du lac (figure 5). Dans le bassin occidental, les moules zébrées ont diminué de façon constante tandis que la densité des moules quaggas a augmenté depuis le début des relevés en 1992 (figure 5). En 2014, l'augmentation de la densité des moules quaggas est probablement due à des moules plus petites provenant d'une fraie récente (Burlakova et coll., 2017). Les populations du bassin occidental sont probablement limitées en raison de la mauvaise qualité des aliments (cyanophytes, particules inorganiques) et de l'hypoxie occasionnelle. Dans le bassin central, qui connaît une hypoxie saisonnière régulière, les moules zébrées sont pratiquement absentes et les moules quaggas ont diminué par un facteur de 5 depuis leur sommet en 2002. Le bassin oriental abrite constamment la plus grande population de dreissenidés (principalement des moules quaggas), bien qu'il y ait eu des diminutions depuis un sommet en 2002. La structure de taille des moules du bassin oriental indique un manque d'épisodes d'hypoxie et un recrutement constant à la plupart des profondeurs (Burlakova et coll., 2017).

Lac Ontario
État : Médiocre
Tendance sur dix ans : Se détériore
Tendance à long terme (1994-2013) : Se détériore
Justification : Selon le relevé de 2013 des populations de dreissenidés à l'échelle du lac Ontario, la densité des moules quaggas entre 31 m et 90 m était inférieure à celles en 2008 et en 2003 (figure 1). La densité à cet intervalle de profondeurs semble avoir atteint un sommet en 2003. Malgré les diminutions de densité, la biomasse entre 31 m et 90 m a augmenté, passant de 19,3 g/m^2 en 2008 à 31,2 g/m^2 en 2013. Cependant, la population à plus de 90 m semble toujours prendre de l'expansion, puisqu'en 2013 la densité dans ces eaux profondes a été la plus forte jamais enregistrée (figure 1). Cette observation peut être attribuée à l'augmentation de la taille moyenne des moules en 2013. Aucune moule zébrée n'a été récoltée en 2013. Le traitement des échantillons du relevé panlacustre de 2018 est en cours, et les résultats permettront de mieux comprendre ces tendances propres aux profondeurs.

Définitions de l'évaluation de la situation
Puisqu'il n'existe aucune méthode connue pour éliminer les moules, ces évaluations de la situation devraient être conformes aux objectifs proposés. C'est-à-dire, une population stable qui est inférieure à celle d'une période antérieure. Par conséquent, l'abondance des populations peut être mieux prédite dans des zones données.

Bon : Peu ou pas de moules
Passable : Abondance modérée
Médiocre : Abondance élevée
Indéterminé : Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer l'état des composantes de l'écosystème.

Définitions de l'évaluation des tendances
S'améliore : Évolution vers des conditions plus acceptables, c'est-à-dire une diminution statistiquement significative de la densité/biomasse des dreissenidés.
Inchangée : Peu ou pas de changement dans la densité/biomasse par rapport aux données précédentes, avec une préférence pour une période d'au moins dix ans pour indiquer si la population montre des signes de stabilisation.
Se détériore : Changement qui éloigne de conditions acceptables, c.-à-d. une augmentation statistiquement significative de la densité/biomasse des dreissenidés.
Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas une tendance générale claire ou il n'y a pas suffisamment de données disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Objectifs ou cibles
Un objectif quantitatif n'a pas encore été déterminé. Il n'est pas réaliste de proposer une cible correspondant à la disparition des dreissenidés. Un objectif qualitatif de travail est le point dans le temps et l'espace auquel une population de dreissénides devient stable ou varie à l'intérieur d'une plage donnée. Un tel objectif permettra de modéliser la dynamique des populations de dreissenidés et les apports aux modèles écosystémiques prédictifs. De tels modèles sont un préalable nécessaire à une gestion efficace des ressources.

Raison d'être du sous-indicateur
- Ce sous-indicateur vise à évaluer la situation des populations de moules envahissantes *Dreissena rostriformis bugensis* (moules quaggas) et *Dreissena polymorpha* (moules zébrées) dans les Grands Lacs.

Objectif écosystémique
Les dreissenidés ont modifié l'intégrité des écosystèmes des Grands Lacs en changeant le cycle des éléments nutritifs et de l'énergie, en favorisant les efflorescences d'algues nuisibles et d'algues benthiques, et en ayant des incidences négatives sur les espèces d'invertébrés et de poissons indigènes. En raison de ces changements, nous ne savons pas bien de quelle façon gérer efficacement les ressources. Le sous-indicateur a donc trait à l'objectif de maintien d'écosystèmes sains et durables.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 7 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et d'espèces terrestres envahissantes qui nuisent à sa qualité ».

Mesure
Ce sous-indicateur rendra compte de la densité et, le cas échéant, de la biomasse des dreissenidés dans les milieux benthiques près et loin des rives des Grands Lacs. Les tendances récentes signalées pour les lacs Michigan, Huron, Ontario et Érié sont fondées sur les données de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance recueillies en 2015, en 2017, en 2013 et en 2014, respectivement. Les données recueillies au cours du relevé benthique annuel du Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) dans le bassin méridional du lac Michigan sont également présentées. Les données sont habituellement résumées par zone de profondeur parce que la dynamique des dreissenidés est fortement influencée par la profondeur.

Le programme de surveillance du Great Lakes National Program Office de l'Environmental Protection Agency des États-Unis évalue annuellement la densité de dreissenidés (et d'autres organismes benthiques) dans les zones au large des rives de chacun des lacs, mais ces données ne sont pas présentées dans ce rapport.

Les programmes de surveillance recueillent des données sur la densité, la biomasse, la distribution de la fréquence des tailles et les relations longueur-poids des dreissenidés. Bien que l'abondance soit la mesure de la situation des populations utilisée le plus souvent, la biomasse représente une meilleure mesure pour l'évaluation des conséquences écologiques et pour alimenter les modèles prédictifs. La biomasse a été mesurée à l'aide de différentes méthodes. Une approche consiste à mesurer uniquement les tissus mous des moules en pensant qu'ils représentent le mieux la partie biologiquement active de l'organisme. Certains protocoles prévoient la séparation des tissus mous de la coquille et la détermination directe du poids des tissus mous, tandis que d'autres déterminent la fréquence des tailles dans les populations (longueur de la coquille) et déduisent la biomasse tissulaire en fonction d'une relation prédéterminée entre la longueur de la coquille et le poids des tissus mous (p. ex. Nalepa et coll., 2014). Le poids des tissus peut être exprimé en poids sec ou en poids sec libre de cendre (comme dans la figure 2). Une autre approche consiste à mesurer le poids humide de la moule entière (coquille et tissus), ce qui est conforme à la procédure

normalisée d'exploitation pour l'analyse en laboratoire des invertébrés benthiques (SOP LG407, révision 09, avril 2015; p. ex. Nalepa et coll., 2017; Karateyev et coll., à l'examen). Il est important de prêter attention au paramètre utilisé pour la biomasse afin que des valeurs comparables soient utilisées lors de la combinaison des sources de données. Les valeurs peuvent nécessiter une conversion à l'aide des régressions disponibles (p. ex. Nalepa et coll., 2017 pour le lac Michigan; Karatayev et coll., à l'examen pour le lac Huron).

Ces paramètres peuvent être utilisés pour évaluer la situation des moules tant au niveau de la population qu'au niveau individuel. L'échantillonnage annuel est précieux dans des environnements comptant des populations nouvellement introduites ou des conditions qui changent rapidement. Il est également important d'échantillonner dans les zones plus profondes des lacs (plus de 90 m), car c'est la profondeur de croissance continue des populations de *Dreissena r. bugensis.*

Conditions écologiques

Les populations de dreissenidés des Grands Lacs en sont à l'heure actuelle à diverses étapes de changement. Dans bon nombre de zones au large des rives, les populations augmentent, mais certaines populations des zones littorales semblent stables ou à la baisse. Bien qu'il faille s'attendre à une certaine variabilité interannuelle, un des objectifs de ce sous-indicateur est de déterminer à quel niveau d'abondance et de biomasse les populations deviennent stables et en équilibre avec le milieu environnant. Ces niveaux, ainsi que le degré d'incertitude qui leur est associé, peuvent ensuite être utilisés pour la préparation de modèles prédictifs qui permettront de mieux gérer les ressources des Grands Lacs. Les données pour le lac Érié suggèrent que les dreissenidés pourraient avoir atteint la capacité de charge, mais nous avons besoin d'un ensemble de données plus long pour les autres lacs afin d'entrevoir l'avenir des populations de dreissenidés. Nous nous attendons à des capacités de charge qui varient selon le lac et la profondeur. Par exemple, la disponibilité des aliments, le régime de température et le mouvement de l'eau (p. ex. l'énergie des vagues et les courants) varient selon la profondeur et la zone, et auront une influence sur les populations locales de dreissenidés. Ces facteurs sont déjà impliqués dans le succès de *D. r. bugensis* (moules quaggas) par rapport à *D. polymorpha* (moules zébrées) parce que *D. r. bugensis* est plus efficace énergétiquement et peut persister dans les zones où la disponibilité des aliments est plus faible (Wilson et coll., 2006) et tolère des températures plus froides.

Des recherches récentes établissent un lien entre la distribution observée des dreissenidés dans le lac Érié et les épisodes d'hypoxie (Karatayev et coll., 2018). Une hypoxie estivale régulière et de longue durée dans l'hypolimnion du bassin central du lac Érié pourrait expliquer pourquoi la population de dreissenidés est pratiquement absente aux sites à plus de 20 m de profondeur. Le bassin occidental connaît des épisodes d'hypoxie peu fréquents et brefs qui peuvent n'affecter les moules que tous les deux ans. Cependant, ces épisodes peuvent être suffisants pour causer une mortalité massive et ainsi réduire la longévité des dreissenidés. Par contre, le bassin oriental ne connaît pas d'épisodes d'hypoxie et il contient les populations de moules les plus stables du lac Érié. Les populations de dreissenidés sont exposées à l'hypoxie dans d'autres zones peu profondes et productives des Grands Lacs, comme Green Bay dans le lac Michigan et le port de Hamilton dans le lac Ontario.

Les données sur la biomasse et la répartition par taille peuvent être utilisées pour évaluer la dynamique des populations et prévoir leur direction au fil du temps. Par exemple, si une population compte un grand nombre d'individus et que leur répartition par taille est asymétrique et caractérisée par de petits individus, cela signifie que le recrutement est élevé et que, peut-être, la capacité de survie de la population est faible (ou si la capacité de survie est bonne, que le lieu a été colonisé récemment). Par contre, si la répartition par taille d'une population est asymétrique et caractérisée par un petit nombre de gros individus, cela indique une population vieillissante, ayant un recrutement relativement faible et une plus grande capacité de survie. Selon l'écologie traditionnelle des populations, les populations stables évoluent d'une distribution des fréquences de tailles de faible biomasse moyenne vers une distribution dans laquelle la biomasse moyenne est plus grande. Lorsqu'une population colonise une nouvelle zone, la grande quantité de ressources disponibles favorise un recrutement élevé. À mesure que les ressources sont accaparées par la population, le recrutement diminue et la biomasse moyenne augmente, puisque moins de nouveaux individus (biomasse faible) s'ajoutent à la population et que les membres survivants continuent de croître.

Liens

Les liens à d'autres sous-indicateurs sont les suivants :

- Benthos (eaux libres) – Les dreissénidés peuvent avoir une incidence sur l'abondance relative des espèces de la communauté benthique autres qu'eux-mêmes.
- *Cladophora - Dreissena* influence *Cladophora* par de multiples mécanismes principaux : (1) le filtrage par *Dreissena* augmente la clarté de l'eau, ce qui permet à plus de lumière d'atteindre *Cladophora* et favorise la croissance à de plus grandes profondeurs; (2) l'enrichissement en éléments nutritifs à l'échelle locale par

les fèces et pseudofèces de moules; (3) les gisements de moules fournissent un substrat supplémentaire pour la fixation des algues.

- *Diporeia* (eaux libres) - *Diporeia* est une composante importante de la communauté benthique indigène à laquelle les dreissenidés nuisent. *Dreissena* a remplacé *Diporeia* comme organisme benthique dominant dans les milieux au large des rives.
- Efflorescences algales nuisibles – Les activités de filtration et d'excrétion des éléments nutritifs des dreissenidés peuvent entraîner un accroissement de la fréquence, de la répartition et de la gravité des efflorescences algales sur les rives (algues enracinées/benthiques) et loin des rives, et favoriser la prédominance des cyanobactéries.
- Phytoplancton – L'abondance et la composition du phytoplancton ont été radicalement modifiées dans les régions des Grands Lacs où les dreissenidés sont devenues abondantes.
- Incidences des espèces aquatiques envahissantes - *Dreissena* est l'une des espèces envahissantes les plus répandues dans les Grands Lacs. La présence de *Dreissena* peut permettre le succès d'autres espèces envahissantes, notamment celles de la région pontocaspienne.

Un changement du régime thermique des lacs, tel que réalisé par des changements dans le moment de la stratification et du mélange des lacs, pourrait avoir une incidence importante sur les dreissenidés. Les dreissenidés ont le plus grand accès à la communauté phytoplanctonique lorsque la colonne d'eau est entièrement mélangée au printemps et à l'automne. Lors de la stratification, le potentiel de broutage par les moules est donc réduit. Si la hausse des températures à la surface de l'eau au printemps et en été prolonge la période de stratification, les moules peuvent connaître une diminution de leur approvisionnement alimentaire.

Évaluation de la qualité des données

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

Limites des données

En raison du rythme rapide auquel les populations de dreissenidés se sont répandues dans de nombreuses régions et de la capacité des dreissenidés à provoquer des changements à l'échelle de l'écosystème, la documentation des tendances et la communication des données doivent être effectuées en temps opportun. En plus de la densité, la biomasse devrait être régulièrement surveillée et déterminée à l'aide de protocoles communs (p. ex. Nalepa et coll., 2014). Cela permet des comparaisons entre les lacs et avec les autres composantes du réseau trophique et est très utile pour les modèles prédictifs. Puisque les dreissénidés colonisent des substrats durs et des substrats mous, diverses méthodes d'échantillonnage peuvent être nécessaires pour évaluer véritablement la biomasse d'un lac donné ou d'une région donnée d'un lac. Les données présentées ici proviennent principalement d'échantillons prélevés à l'aide d'une benne Ponar dans des zones où le substrat est mou. Les zones de substrat dur du littoral sont généralement sous-échantillonnées, et les moules zébrées, qui préfèrent un substrat dur, risquent d'être sous-représentées dans les relevés effectués dans ces zones. De plus, ces évaluations se limitent aux bassins principaux des lacs et excluent les chenaux interlacustres. Il y a peu ou pas de programmes de surveillance réguliers dans les chenaux interlacustres et, malgré cela, les facteurs physiques comme la variabilité du substrat et les tendances actuelles ne fournissent pas les meilleures conditions pour évaluer les tendances temporelles des populations. Les sources de données canadiennes sont limitées en raison des changements apportés aux programmes de surveillance du ministère des Pêches et des

Océans du Canada. Toutefois, les relevés panlacustres de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance comprennent des données provenant à la fois des eaux américaines et des eaux canadiennes.

Renseignements supplémentaires

Les dreissenidés pourraient avoir causé des effets négatifs pour plusieurs autres sous-indicateurs. Ils ont nui directement ou indirectement à des espèces indigènes et ont donc une incidence négative sur l'intégrité biologique. Ils ont de plus altéré plusieurs utilisations bénéfiques énumérées à l'annexe 1 de l'AQEGL, dont la consommation de poisson et d'espèces sauvages, et les populations de poissons et d'espèces sauvages. Les dreissénidés et les espèces aquatiques envahissantes en général sont considérés comme hautement prioritaires dans la version révisée de l'AQEGL.

Le United States Invasive Mussel Collaborative (http://invasivemusselcollaborative.net/ – site en anglais) a été créé en 2014 pour faire progresser les technologies scientifiques de lutte contre les moules envahissantes. Ce groupe est constitué de représentants d'organismes fédéraux, provinciaux, d'État, tribaux, industriels, sans but lucratif et universitaires. Il vise à améliorer la communication et la coordination entre les chercheurs et les gestionnaires des ressources. À cette fin, le groupe tient à jour une liste de diffusion électronique et un site Web complet donnant accès à des ressources, comme des publications de recherche, un guide de décontamination et des plans de gestion.

Idéalement, la population de dreissenidés devrait être évaluée dans la plupart des zones lacustres, en particulier dans les zones littorales des lacs ouverts et dans les baies et bassins peu profonds tous les deux ans. Toutefois, cela nécessitera des ressources et un soutien considérables. Actuellement, le programme de surveillance du Great Lakes National Program Office de l'Environmental Protection Agency évalue annuellement la densité des dreissenidés (et d'autres organismes benthiques) dans les zones au large des rives de chacun des lacs. De plus, des relevés panlacustres exhaustifs (milieux littoraux et au large des rives) sont effectués tous les cinq ans dans chacun des lacs dans le cadre de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance, pour laquelle des échantillons sont prélevés dans les eaux canadiennes et américaines. De plus, le GLERL de la NOAA effectue chaque année un relevé dans tout le bassin méridional du lac Michigan. Étant donné que d'autres programmes évaluent les populations de dreissenidés dans des endroits particuliers en fonction de différents objectifs, il semble que les programmes de surveillance actuels sont adéquats pour détecter les changements démographiques.

Remerciements

Auteurs :
A. K. Elgin, Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL), National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Ann Arbor, MI
Collaborateurs :
T. F. Nalepa, Water Center, Graham Sustainability Institute, Université du Michigan, Ann Arbor, MI
A.Y. Karatayev, L.E. Burlakova, et K. Mehler, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY

Sources d'information

Birkett, K., S.J. Lozano et L.G. Rudstam. 2015. Long-term trends in Lake Ontario's benthic macroinvertebrate community from 1994-2008. Aquatic Ecosystem Health & Management 18:76-88.

Burlakova, L.E., A. Y. Karatayev, K. Mehler et S.E. Daniel. 2017. Chapter 1: Lake Erie survey within Cooperative Science and Monitoring Initiative 2014. In: Final Technical Report for "Lake Erie and Lake Michigan Benthos: Cooperative Science and Monitoring Initiative". United States Geological Survey.

Grigorovich, I.A., J.R. Kelly, J.A. Darling et C.W. West. 2008. The Quagga Mussel Invades the Lake Superior Basin. Journal of Great Lakes Research 34:342–350

Karatayev, A.V., L.E. Burlakova, C. Pennuto, J. Ciborowski, V.A. Karatayev, P. Juette et M. Clapsadl. 2014. Twenty years of changes in *Dreissena* spp. populations in Lake Erie. J. Great Lakes Res. 40: 550-559.

Karatayev, A.Y., L.E. Burlakova, K. Mehler, S.A. Bocaniov, P.D. Collingsworth, G. Warren, R.T. Kraus et E.K. Hinchey. 2018. Biomonitoring using invasive species in a large Lake: Dreissena distribution maps hypoxic zones. Journal of Great Lakes Research 44: 639–649.

Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E., Mehler, K., Daniel, S.E., Elgin, A.K. et T.F. Nalepa. In review. Lake Huron survey within Cooperative Science and Monitoring Initiative 2017. Cooperative Science and Monitoring Initiative Final Report. GLRI GL00E02254. Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY.

Nalepa, T.F., D.L. Fanslow, G.A. Lang, K. Mabrey et M. Rowe. 2014. Lake-wide benthic surveys in Lake Michigan in 1994-95, 2000, 2005, and 2010: Abundances of the amphipod Diporeia spp. and abundances and biomass of the mussels Dreissena polymorpha and Dreissena rostriformis bugensis. NOAA Technical Memorandum GLERL-164. NOAA, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, MI, 21 pp.

Nalepa, T.F., L.E. Burlakova, A.K. Elgin, A.Y. Karatayev, G.A. Lang et K. Mehler. 2017. Chapter 3: Major findings from the CSMI benthic macroinvertebrate survey in Lake Michigan in 2015 with an emphasis on temporal trends. In: Final Technical Report for "Lake Erie and Lake Michigan Benthos: Cooperative Science and Monitoring Initiative". United States Geological Survey.

Nalepa, T.F., C.M. Riseng, A.K. Elgin et G.A. Lang. 2018. Abundance and Distribution of Benthic Macroinvertebrates in the Lake Huron System: Saginaw Bay, 2006-2009, and Lake Huron, including Georgian Bay and North Channel, 2007 and 2012. NOAA Technical Memorandum GLERL-172. NOAA, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, MI, 54 pp.

Trebitz, A.S., C.L. Hatzenbuhler, J.C. Hoffman, C.S. Meredith, G.S. Peterson, E.M. Pilgrim, J.T. Barge, A.M. Cotter et M. J. Wick. 2019. *Dreissena* veligers in western Lake Superior – Inference from new low-density detection. Journal of Great Lakes Research 45:691–699.

Watkins, J.M., R. Dermott, S.J. Lozano, E.L. Mills, L.G. Rudstam et J.V. Scharold. 2007. Evidence for Remote Effects of Dreissenid Mussels on the Amphipod Diporeia: Analysis of Lake Ontario Benthic Surveys, 1972–2003. Journal of Great Lakes Research 33:642.

Wilson, K.A., E.T. Howell et D.A. Jackson. 2006. Replacement of zebra mussels by quagga mussels in the Canadian nearshore of Lake Ontario: the importance of substrate, round goby abundance, and upwelling frequency. Journal of Great Lakes Research 32: 11–28.

Liste des figures

Figure 1. Densités moyennes (nombre au mètre carré) des *Dreissena*, de sites situés à 31 m à 90 m de profondeur (panneau supérieur) et à plus de 90 m (panneau inférieur) dans les lacs Michigan, Huron et Ontario. Les données sont tirées de relevés panlacustres effectués pour la plupart à intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles bleus, ligne longue et tiretée; lac Huron = carrés rouges, ligne courte interrompue; lac Ontario = cercles noirs, ligne pleine. Notez la différence d'échelle entre les deux panneaux.
Sources de données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Nalepa et coll., 2014; idem, 2017; idem, 2018

Figure 2. Tendances à long terme du nombre total de *Dreissena* dans le lac Michigan en 1994-1995, en 2000, en 2005, en 2010 et en 2015. Les valeurs indiquées sont des moyennes panlacustres (± SE) à quatre intervalles de profondeurs : à moins de 30 m (noir, cercles), entre 31 m et 50 m (rouge, triangles), entre 51 m et 90 m (bleu, carrés), et à plus de 90 m (vert, diamants). Panneau supérieur = densité (nombre au mètre carré); panneau inférieur = biomasse (poids sec libre de cendre des tissus de moules en grammes par mètre carré).
Source des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2017

Figure 3. Densités (nombre au mètre carré) de moules zébrées (panneau supérieur) et quaggas (panneau inférieur) dans le lac Michigan de 1994-1995 à 2015.
Sources de données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2014; idem, 2017

Figure 4. Densités (nombre au mètre carré) de moules zébrées (panneau supérieur) et quaggas (panneau inférieur) dans le lac Huron de 2000 à 2017.
Source des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2018; Karatayev et coll., à l'examen

Figure 5. Dynamique à long terme de la densité (nombre au mètre carré) des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*; lignes rouges) et des moules quaggas (*D. r. bugensis*; lignes noires) dans le lac Érié (moyenne ± SE). Les données représentent une variété de stations d'échantillonnage non choisies au hasard et des méthodes d'échantillonnage différentes au fil des ans. Notez la différence d'échelle entre les panneaux.
Sources de données : Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Burlakova et coll., 2017 (et références)

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

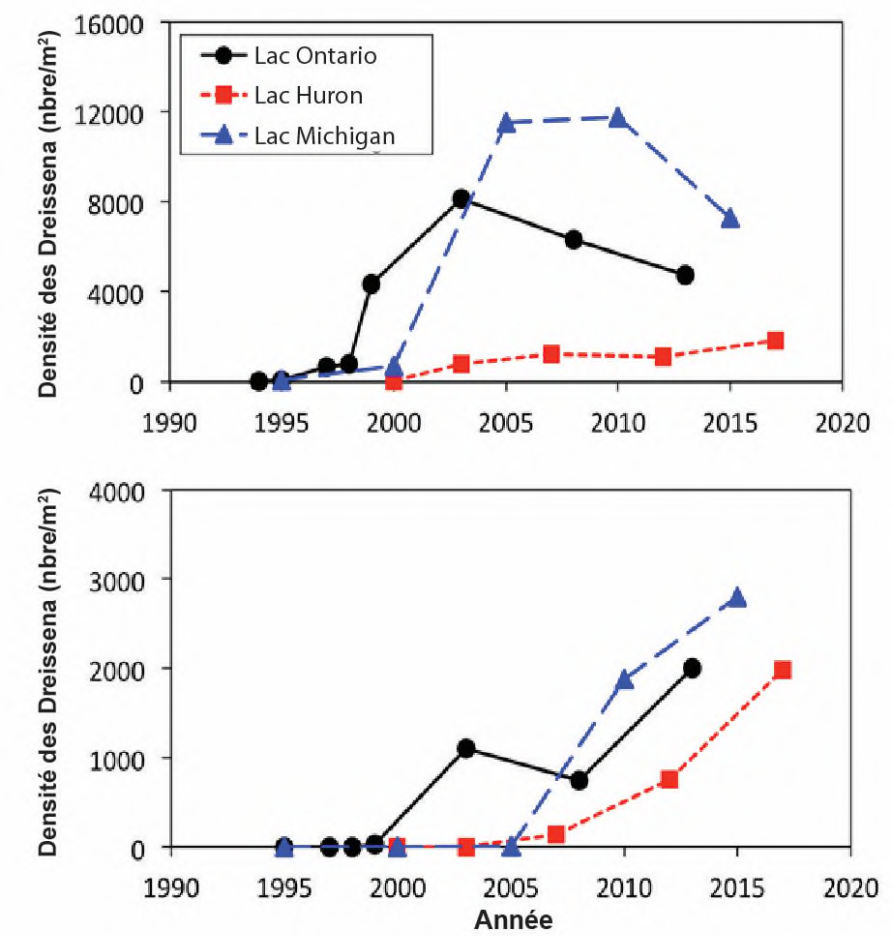


Figure 1. Densités moyennes (nombre au mètre carré) des *Dreissena*, de sites situés à 31 m à 90 m de profondeur (panneau supérieur) et à plus de 90 m (panneau inférieur) dans les lacs Michigan, Huron et Ontario. Les données sont tirées de relevés panlacustres effectués pour la plupart à intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles bleus, ligne longue et tiretée; lac Huron = carrés rouges, ligne courte interrompue; lac Ontario = cercles noirs, ligne pleine. Notez la différence d'échelle entre les deux panneaux.
Sources de données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Nalepa et coll., 2014; idem, 2017; idem, 2018

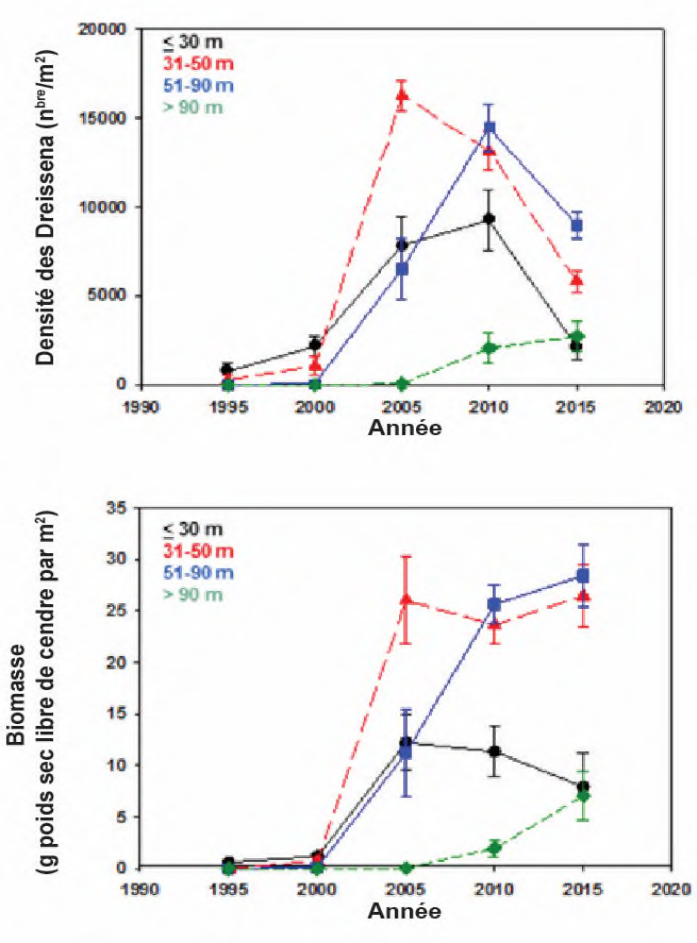


Figure 2. Tendances à long terme du nombre total de *Dreissena* dans le lac Michigan en 1994-1995, en 2000, en 2005, en 2010 et en 2015. Les valeurs indiquées sont des moyennes panlacustres (± SE) à quatre intervalles de profondeurs : à moins de 30 m (noir, cercles), entre 31 m et 50 m (rouge, triangles), entre 51 m et 90 m (bleu, carrés), et à plus de 90 m (vert, diamants). Panneau supérieur = densité (nombre au mètre carré); panneau inférieur = biomasse (poids sec libre de cendre des tissus de moules en grammes par mètre carré).
Source des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2017

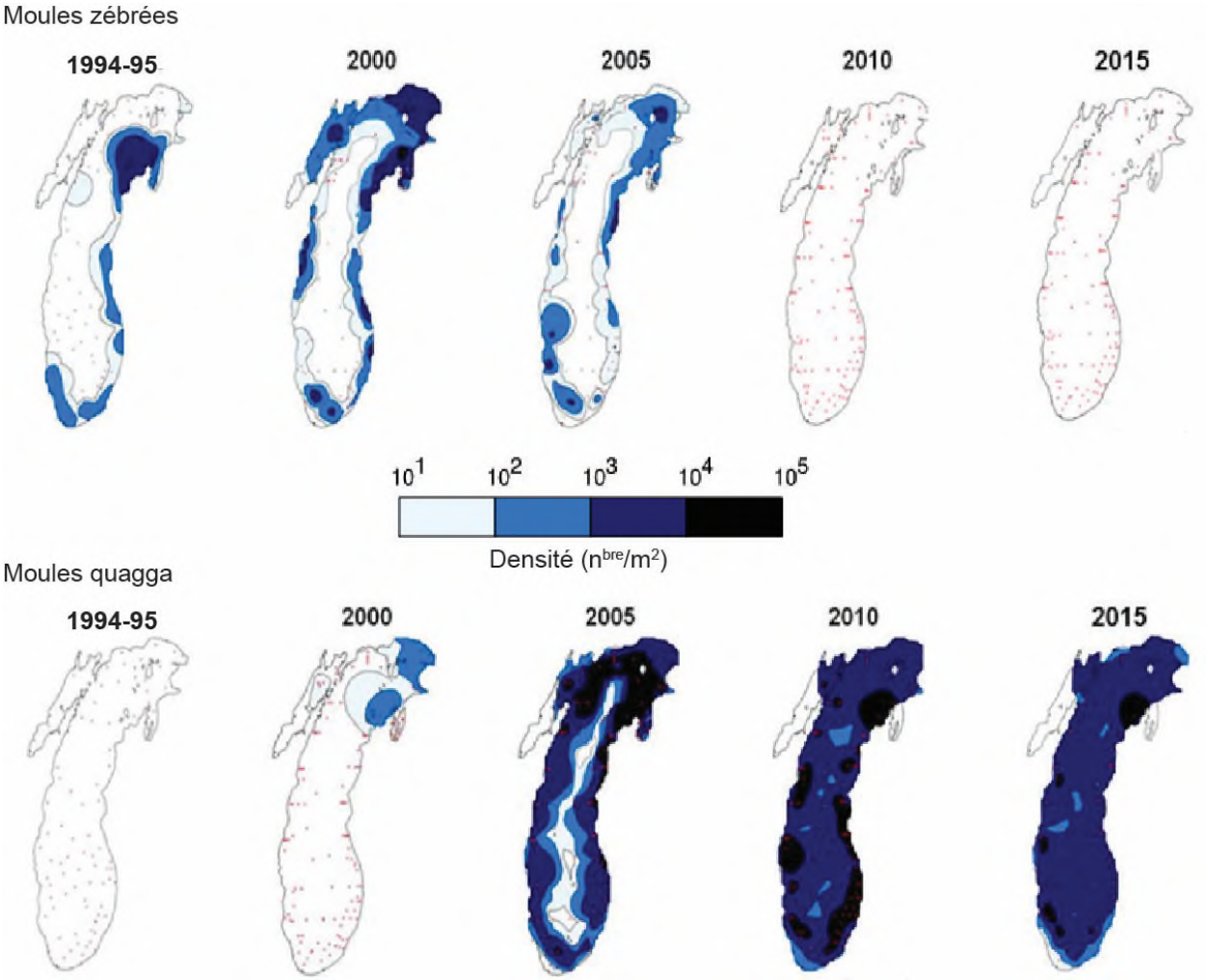


Figure 3. Densités (nombre au mètre carré) de moules zébrées (panneau supérieur) et quaggas (panneau inférieur) dans le lac Michigan de 1994-1995 à 2015.
Sources de données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2014; idem, 2017

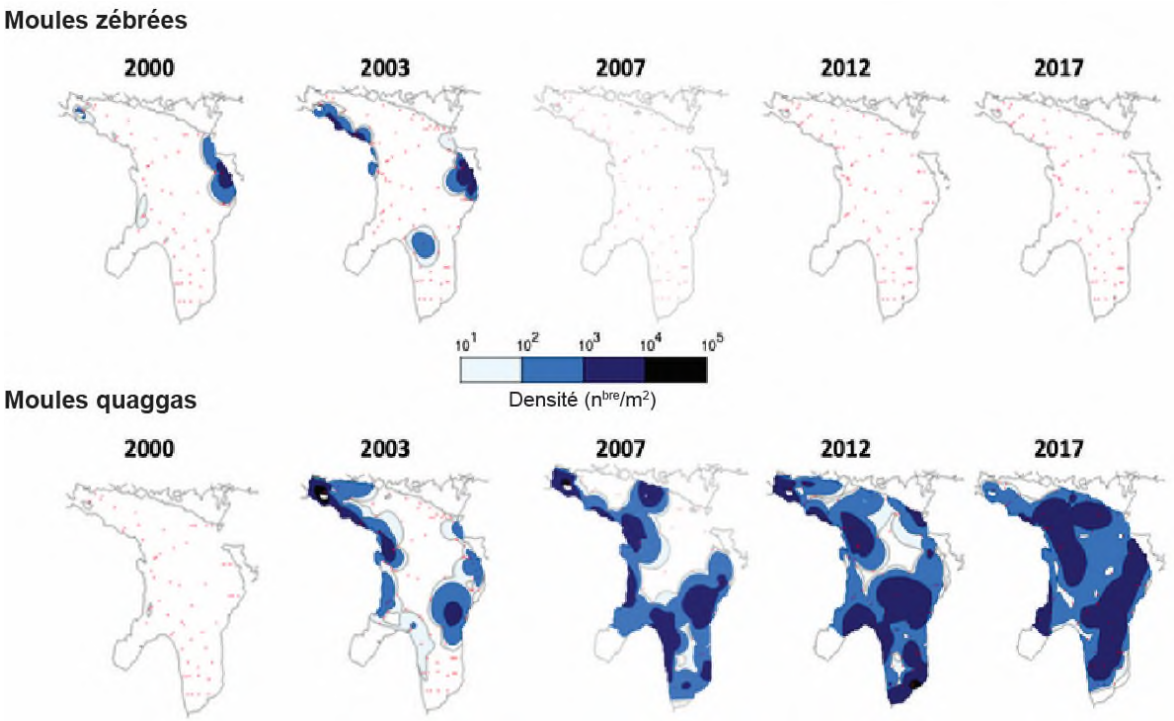


Figure 4. Densités (nombre au mètre carré) de moules zébrées (panneau supérieur) et quaggas (panneau inférieur) dans le lac Huron de 2000 à 2017.
Source des données : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA; Nalepa et coll., 2018; Karatayev et coll., à l'examen

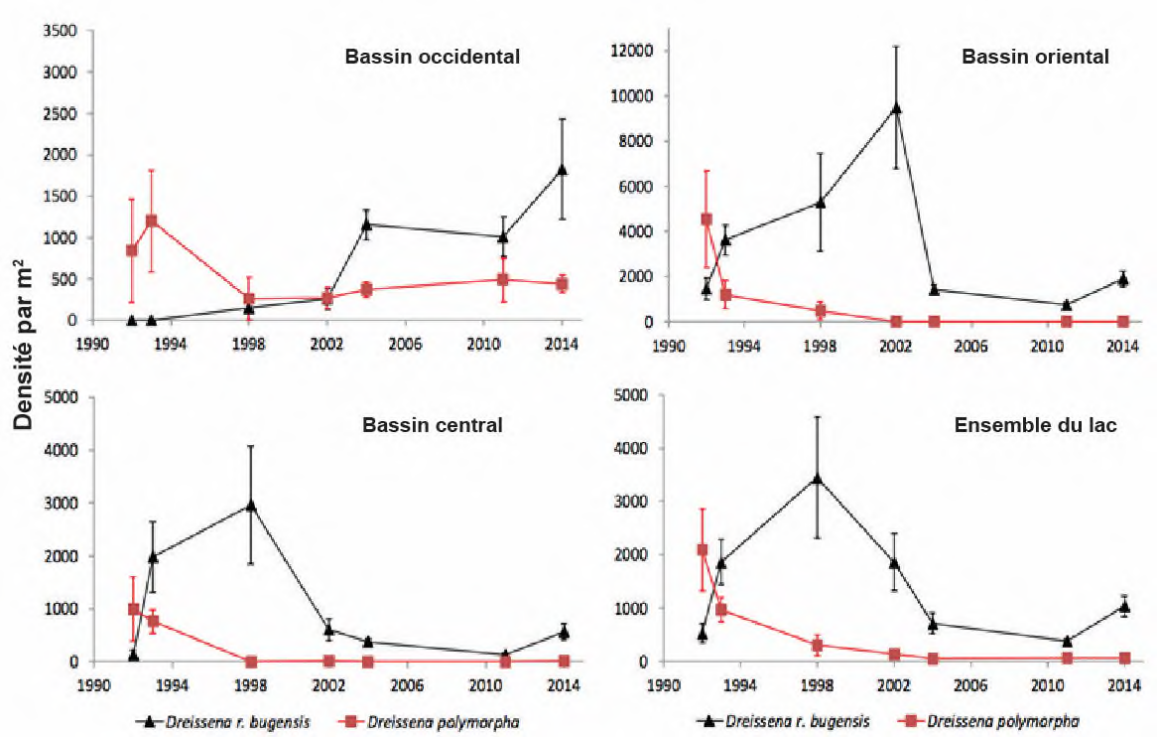


Figure 5. Dynamique à long terme de la densité (nombre au mètre carré) des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*; lignes rouges) et des moules quaggas (*D. r. bugensis*; lignes noires) dans le lac Érié (moyenne ± SE). Les données représentent une variété de stations d'échantillonnage non choisies au hasard et des méthodes d'échantillonnage différentes au fil des ans. Notez la différence d'échelle entre les panneaux.
Sources de données : Great Lakes Center, SUNY Buffalo; Burlakova et coll., 2017 (et références)

Sous-indicateur : Espèces terrestres envahissantes

Évaluation générale
État : Médiocre
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Se détériore
Tendance à long terme : Se détériore
Justification : Selon ce qu'indiquent les cinq espèces d'intérêt (le longicorne asiatique, l'agrile du frêne, l'alliaire officinale, les Phragmites et la salicaire commune), les espèces terrestres envahissantes ont des effets négatifs considérables et continuent de se répandre dans tout l'écosystème du bassin des Grands Lacs.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Passable
Tendance : Se détériore
Justification : Les cinq espèces d'intérêt ont des incidences moins grandes dans le bassin du lac Supérieur que dans les autres bassins des Grands Lacs. Le peu d'incidences et le petit nombre d'introductions des cinq espèces viennent peut-être du fait que le bassin compte peu de grands centres de population, ce qui réduit la possibilité de déplacements d'origine humaine des espèces terrestres envahissantes. Néanmoins, la menace que représentent les cinq espèces terrestres envahissantes demeure élevée, et la hausse des températures causée par le changement climatique pourrait étendre leur aire de répartition. L'alliaire officinale et la salicaire commune menacent d'étendre davantage leur aire de répartition dans le bassin. L'infestation par l'agrile du frêne est de plus confirmée en quelques endroits au sud du lac Supérieur et la réglementation doit être rigoureuse pour limiter sa propagation. De plus, les données du système de détection précoce et de cartographie de la distribution (EDDMapS) semblent indiquer qu'il s'est produit depuis 2003 une augmentation des observations de *Phragmites* dans le bassin du lac. Aucune infestation de longicornes asiatiques n'a été signalée dans le bassin du lac Supérieur.

Lac Michigan

État : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : Les cinq espèces d'intérêt ont toujours des incidences négatives considérables sur l'écosystème du bassin du lac Michigan. Il semble que l'agrile du frêne, l'alliaire officinale et les *Phragmites* continuent de se répandre dans le bassin de ce lac. Dans le bassin du lac Michigan, plus de 6 000 hectares de peuplements monotypiques de *Phragmites* ont été détectés par imagerie satellitaire, en 2010. L'étendue de l'aire de répartition des *Phragmites* a vraisemblablement une incidence sur la qualité des milieux humides et de l'habitat riverain. Cependant, le longicorne asiatique a été déclaré éradiqué de la région de Chicago (en Illinois) après 10 ans d'efforts qui ont commencé en 1998. De plus, les programmes de lutte biologique sont parvenus à limiter les infestations de salicaire commune, mais non à l'éradiquer complètement.

Lac Huron

État : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : L'agrile du frêne, l'alliaire officinale et les *Phragmites* ont des effets négatifs importants sur le bassin du lac Huron. L'agrile du frêne est présent en de nombreux endroits le long de la rive sud du lac Huron, près de Sarnia, en Ontario. Selon l'information géographique volontaire (IGV) du système EDDMapS, l'alliaire officinale et la salicaire commune se répandent dans le bassin. Bien qu'il soit difficile d'évaluer l'ampleur des infestations en se basant sur l'IGV (une observation pourrait représenter une seule plante ou des centaines d'individus), celle-ci donne une idée de la répartition éventuelle et de l'étendue de ces deux espèces de plantes envahissantes. Dans le bassin du lac Huron, aux États-Unis, plus de 10 000 hectares de peuplements denses de *Phragmites* ont été détectés par imagerie radar en 2010. La très grande étendue des *Phragmites* a vraisemblablement des incidences sur les populations d'espèces sauvages et leur habitat. Aucune infestation de longicornes asiatiques n'a été signalée dans le bassin du lac Huron.

Lac Érié

État : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : L'alliaire officinale a toujours des effets négatifs considérables sur l'écosystème du bassin du lac Érié. De plus, l'agrile du frêne a eu des effets particulièrement dévastateurs sur les forêts du sud-ouest de l'Ontario. De 2004 à 2012, plus de 66 000 hectares de forêts dans les districts d'Aylmer et de Guelph du ministère des Richesses naturelles ont connu une défoliation et un déclin modérés ou graves. Il y a des zones de quarantaine partout dans le bassin du lac Érié et les campagnes de sensibilisation et d'éradication ont été cruciales pour ralentir la propagation de cet insecte. Les *Phragmites* ont aussi des incidences négatives considérables sur le bassin du lac Érié, aux États-Unis. Plus de 8 200 hectares de peuplements denses de *Phragmites* ont été détectés par imagerie satellitaire en 2010. Au Canada, dans le corridor Huron-Érié, les mêmes effets négatifs se font vraisemblablement sentir et les *Phragmites* se répandent probablement au même à la même vitesse (comme le décrit l'évaluation du lac Huron ci-dessus). Par ailleurs, l'étendue et la gravité des infestations de salicaires communes sont maîtrisées par des coléoptères défoliateurs, le *Galerucella calmariensis* et le *Galerucella pusilla*, qui ne se nourrissent que de cette vivace des milieux humides. Aucune infestation de longicornes asiatiques n'a été signalée dans le bassin du lac Érié.

Lac Ontario

État : Médiocre
Tendance : Se détériore
Justification : L'alliaire officinale et les *Phragmites*, qui se sont répandus partout dans le bassin du lac Ontario, ont continué d'avoir une incidence négative sur l'écosystème de ce bassin. Par comparaison, la salicaire commune a été efficacement réprimée par les deux coléoptères défoliateurs (dont il est question ci-dessus) dans le bassin du lac Ontario. Cette plante vivace peut continuer de se répandre dans le bassin, mais les coléoptères réduisent la gravité des infestations. Dans le bassin du lac Ontario, la présence de l'agrile du frêne a été détectée dans la région de Niagara en 2012. Bien que ses conséquences ne soient pas aussi graves que dans le bassin du lac Érié, dans de grandes zones de la région, le déclin et la mortalité des frênes vont de modérés à graves. L'agrile du frêne peut se répandre rapidement et avoir des effets négatifs sur les écosystèmes forestiers. En ce qui concerne le longicorne asiatique, deux zones du bassin sont infestées. L'infestation de la région Toronto-Vaughan a été déclarée éradiquée. L'autre zone d'infestation, à Toronto-Mississauga, est en quarantaine, et le ravageur sera déclaré éradiqué s'il n'est pas détecté après cinq années de relevés.

Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur vise à évaluer la présence, le nombre et la répartition de cinq espèces terrestres envahissantes (ETE) présentes dans le bassin des Grands Lacs laurentiens et à comprendre par quels moyens elles sont introduites et se maintiennent.
- Il vise aussi à contribuer à l'évaluation de la situation des communautés biotiques, puisque les espèces envahissantes compromettent l'intégrité biologique des lacs en modifiant à la fois la structure et le fonctionnement des écosystèmes.
- Ce sous-indicateur donne un aperçu des relations complexes entre la terre et l'eau qui ont une incidence sur la qualité de l'eau des Grands Lacs.

Objectif écosystémique

L'objectif consiste à réduire la propagation de cinq espèces terrestres envahissantes et à empêcher qu'elles ne se répandent davantage dans le bassin des Grands Lacs parce qu'elles ont une incidence négative sur la biodiversité, l'habitat, les charges chimiques, le cycle des substances nutritives et l'hydrogéologie des écosystèmes terrestres et autres du bassin des Grands Lacs. Les espèces choisies sont le longicorne asiatique, l'agrile du frêne, l'alliaire officinale, les *Phragmites* et la salicaire commune.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 7 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et d'espèces terrestres envahissantes qui nuisent à sa qualité ».

Conditions écologiques

La prolifération des espèces terrestres envahissantes dans le bassin des Grands Lacs est la conséquence involontaire du commerce mondial et des déplacements des gens. La circulation des biens et des personnes continuant

d'augmenter, un plus grand nombre d'espèces sont transportées depuis leur aire de répartition indigène vers des aires où elles s'introduisent. Bien que toutes les espèces étrangères ne menacent pas l'aire dans laquelle elles sont introduites, un petit nombre sont envahissantes et peuvent perturber considérablement les écosystèmes (Agence canadienne d'inspection des aliments, 2005; Great Lakes Regional Collaboration Strategy, 2005). Depuis les années 1800, il s'est produit une augmentation spectaculaire du nombre d'espèces étrangères envahissantes introduites au Canada (Agence canadienne d'inspection des aliments, 2005; figure 1). Cette tendance est corroborée par les données de la base sur les espèces envahissantes du Fonds mondial pour la nature qui ont été analysées, selon lesquelles il s'est produit de 1900 à 2000 une augmentation de 55 % du nombre d'introductions d'espèces terrestres envahissantes dans le bassin des Grands Lacs (Fonds mondial pour la nature, 2003).

Les incidences et la distribution du longicorne asiatique, de l'agrile du frêne, de l'alliaire officinale, des *Phragmites* et de la salicaire commune serviront à évaluer la situation des espèces terrestres envahissantes ainsi que les tendances connexes. Ces espèces ont été choisies en raison de leurs effets importants et largement répandus sur le bassin des Grands Lacs. Il faut remarquer que, bien que les espèces choisies donnent surtout lieu à des évaluations « Mauvaise » et « Se détériore », il est possible d'améliorer la situation en limitant leur prolifération et leurs incidences.

Longicorne asiatique

Le longicorne asiatique est originaire de Chine et de Corée, et a été découvert en Ontario et en Illinois. Son hôte de prédilection est l'érable, mais il infeste et tue d'autres feuillus, comme les peupliers, les saules, les bouleaux, les marronniers d'Inde et les ormes. Parce qu'il n'a pas de prédateurs naturels en Amérique du Nord, il représente une menace grave pour des millions d'arbres. Selon le Département de l'agriculture des États-Unis (United States Department of Agriculture, 2006), le longicorne asiatique pourrait avoir des incidences économiques sur les marchés de plus de 41 milliards de dollars aux États-Unis. On estime toutefois que les pertes économiques et matérielles associées au longicorne asiatique, comme les pertes esthétiques et les services écosystémiques, seront plus importantes que les pertes économiques sur les marchés (Animal and Plant Health Inspection Service [APHIS], 2015). Des mesures d'éradication à grande échelle sont appliquées en Amérique du Nord afin de limiter le nombre de longicornes asiatiques et leur propagation. Les méthodes de traitement incluent la réglementation rigoureuse d'aires de quarantaine et de l'enlèvement des arbres. En Ontario, les arbres infestés et susceptibles d'être infestés qui se trouvaient dans les deux sites repérés ont été enlevés; une des infestations a été déclarée éradiquée et aucun longicorne asiatique ni arbre infesté n'y a été découvert après cinq ans de relevés. L'autre lieu infesté est surveillé, ce qui permettra de mettre d'autres mesures d'éradication en œuvre s'il le faut. Depuis 2008, le longicorne asiatique a disparu de l'Illinois. En dehors du bassin des Grands Lacs, les activités se poursuivent dans les régions avoisinantes du sud des États d'Ohio et de New York pour limiter sa propagation.

Agrile du frêne

L'agrile du frêne a été observé pour la première fois en Amérique du Nord dans la région Detroit-Windsor au début des années 2000. Ce ravageur scolyte est vraisemblablement arrivé de l'est de l'Asie dans des conteneurs d'expédition de bois. Il se nourrit de frêne vert, rouge, blanc, noir et bleu, et il a causé la destruction de millions de frênes en Ontario et dans les huit États des Grands Lacs. En Ontario, les scientifiques du Service canadien des forêts estiment que 2 milliards de dollars seront nécessaires sur 30 ans pour enlever et remplacer les arbres (Ressources naturelles Canada [RNCAN], 2015). De plus, des taux de mortalité élevés sont courants lorsqu'une infestation se produit; six ans après le début d'une infestation, 99 % en gros des arbres d'un boisé ont été tués (RNCAN, 2015). En 2001, il y avait quelque 860 000 frênes partout dans la ville, à Toronto. En 2016, il reste 9 500 arbres viables environ. L'agrile du frêne a des effets de grande portée sur l'écosystème des Grands Lacs, en particulier dans les zones dominées par les frênes. Les régions urbaines seront probablement touchées aussi puisque les frênes, qui poussent rapidement, y sont souvent plantés. La perte des frênes accroîtra le ruissellement des eaux pluviales et aggravera l'effet d'îlot de chaleur urbain (Wisconsin Department of Natural Resources, 2015). Les forêts jouent un rôle important pour ce qui est de stabiliser le sol et de limiter la quantité de polluants liés aux sédiments dans les eaux réceptrices (Turner et Rabalais, 2003). Ces forêts protègent la qualité de l'eau ainsi que l'habitat de plusieurs espèces indigènes (Conservation de la nature Canada). L'agrile du frêne a des répercussions importantes sur l'écosystème du lac Érié (figure 2); le nombre d'acres où les frênes ont subi une mortalité et un déclin allant de modérés à graves partout dans le sud de l'Ontario est estimé à plus de 65 000 (figure 3). L'agrile du frêne a aussi des conséquences graves dans le bassin du lac Huron, dans la région entourant Sarnia (figure 2). Les zones à l'ouest de London (Ontario) ont été particulièrement touchées et on craint que l'agrile du frêne ne continue de se répandre vers l'est, dans le bassin du lac Ontario, et vers le nord, dans le bassin du lac Supérieur. Le Conseil canadien des ministres des forêts [CCMF] (2015) prévoit que l'agrile du frêne s'étendra jusqu'à Thunder Bay et dans d'autres parties du nord de l'Ontario en raison de l'absence de réglementation et d'outils biologiques de prévention. Le

rythme sera toutefois plus lent dans le nord de l'Ontario que dans le sud, en raison du climat plus froid (CCMF, 2015). Des zones de quarantaine, une réglementation rigoureuse, des programmes d'éducation et l'enlèvement des frênes dans les zones infestées sont quelques-unes des mesures qu'il est important de prendre pour limiter la propagation de l'agrile du frêne dans le bassin des Grands Lacs et au-delà.

Alliaire officinale

L'alliaire officinale a vraisemblablement été introduite en Amérique du Nord depuis l'Europe à la fin du XIXe siècle à des fins culinaires et médicinales. Elle est considérée comme une des espèces exotiques les plus envahissantes d'Amérique du Nord parce qu'elle supplante les végétaux indigènes et perturbe la croissance du sous-étage naturel (Yates et Murphy, 2008). En raison de ce caractère envahissant, l'alliaire officinale modifie la composition des forêts puisqu'elle peut limiter l'accès aux éléments nutritifs du sol, de sorte que les semences des arbres ont de la difficulté à germer (Rodgers, Stinson et Finzi, 2008). De plus, deux espèces indigènes – le stylophore à deux feuilles et l'aster des tourbières – ont respectivement été désignées « en voie de disparition » et « menacée » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, en partie en raison de la propagation de l'alliaire officinale. Celle-ci est toxique également pour les larves de certains papillons, d'où une réduction de la pollinisation des plantes (Lake Huron Centre for Coastal Conservation, s.d.). Suivre la distribution de l'alliaire officinale est une étape importante des activités d'éradication, puisqu'elle permet de connaître les zones devant faire l'objet de mesures de lutte. Le système de détection précoce et de cartographie de la distribution (EDDMapS) est une plateforme importante qui recueille de l'information géographique fournie par les gens qui observent l'alliaire officinale au Canada et aux États-Unis. Les données tirées du EDDMapS indiquent que l'alliaire officinale s'est répandue dans le bassin des Grands Lacs et qu'elle est maintenant présente partout en Ontario et dans les huit États des Grands Lacs (figures 5 et 6). Il semble y avoir beaucoup d'observations de l'alliaire officinale dans la région du Grand Toronto et le sud et l'ouest du Michigan. Avec le temps, elle s'est répandue en Ontario jusque sur la rive nord du lac Supérieur. On prévoit que l'alliaire officinale continuera de se répandre partout en Amérique du Nord parce qu'elle possède une combinaison précise de caractères qui en font un compétiteur redoutable dans plusieurs écosystèmes différents (Rodgers *et al*., 2008). Parce que l'alliaire officinale pousse dans de nombreux écosystèmes divers, des mesures de gestion uniques sont nécessaires pour chacun des sites (The Nature Conservancy of Canada, 2007).

Phragmites

Il existe deux variétés de *Phragmites* dans le bassin des Grands Lacs : la sous-espèce indigène (*americanus*) et la sous-espèce envahissante (*australis*). La sous-espèce *Phragmites australis australis* forme des peuplements denses dans les fossés le long des routes, à la bordure de l'eau et dans les terres humides, et diminue la biodiversité en étouffant les espèces végétales indigènes. En 2005, Agriculture et Agroalimentaire Canada a déclaré que *Phragmites australis australis* (dans le présent rapport, *Phragmites*) était la pire espèce végétale envahissante au Canada, une espèce responsable de changements dans le cycle hydrologique, de modifications du cycle des éléments nutritifs et de pertes de la biodiversité et de l'habitat (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario [MRNO], 2011). Les *Phragmites* se répandent rapidement, car ils peuvent pousser à la verticale de 4 cm par jour et établir des systèmes racinaires qui mesurent plusieurs mètres [MRNO, 2011]. Les rhizomes de leurs racines libèrent des toxines qui inhibent la croissance des espèces indigènes et entraînent la formation d'une monoculture dense. Les graines de *Phragmites* envahissants sont facilement transportées par le vent, l'eau ou les oiseaux et peuvent rapidement coloniser les milieux perturbés. Lorsqu'il est établi dans une région, il faut en général utiliser plusieurs méthodes de lutte pour l'éradiquer en raison de son important système racinaire (MRNO, 2011). Selon les données du EDDMapS qui ont été analysées, le plus grand nombre d'observations de *Phragmites* dans le bassin des Grands Lacs ont été faites pour le lac Ontario et le lac Érié. En Ontario, cette graminée vivace a commencé à migrer vers le nord jusqu'à la baie Georgienne et au lac Supérieur. Il semble qu'au cours des 67 années écoulées depuis 1948, la distribution des observations s'est étendue à de nombreux endroits en Ontario et dans cinq des huit États des Grands Lacs (figures 7 et 8). La présence de *Phragmites* dans tout le bassin des Grands Lacs est confirmée par des recherches effectuées par une équipe du Michigan Tech Research Institute dirigée par Laura Bourgeau-Chavez. Les emplacements des peuplements matures de *Phragmites* envahissants du côté américain du bassin des Grands Lacs ont été cartographiés à l'aide de l'imagerie satellitaire (figure 4). Les données recueillies en 2008-2010 ont servi à détecter les *Phragmites* envahissants qui dominaient 90 % des unités cartographiées de 0,2 hectare. Des peuplements importants ont été cartographiés dans le bassin du lac Huron (10 395 ha), du lac Érié (8 233 ha) et du lac Michigan (6 002 ha), alors qu'un petit nombre l'a été dans les bassins du lac Ontario et du lac Supérieur, à supposer qu'il y en ait eu. Il faut remarquer que l'imagerie radar ne peut détecter que les gros peuplements denses de *Phragmites*. Il peut aussi être difficile pour les chercheurs de déterminer si les images obtenues sont celles de *Phragmites* ou d'autres plantes aquatiques monotypiques. La précision générale de la carte pour l'ensemble du bassin était de 87 %, ce qui montre que l'imagerie radar constitue un bon moyen de détection de la présence de gros peuplements monotypiques de *Phragmites* envahissants dans le bassin des Grands Lacs.

Wilcox *et al*. (2010) ont étudié le changement subi par les communautés végétales sur la rive nord du lac Érié, à Long Point (Ontario) et ont conclu que, dans les zones où il y avait surtout des quenouilles et des marais, ceux-ci étaient remplacés par des *Phragmites*. Long Point est reconnue comme une halte migratoire importante pour la sauvagine, à qui les monocultures denses de *Phragmites* pourraient nuire (Wilcox *et al*. 2010).

Salicaire commune

La salicaire commune est une plante vivace originaire d'Asie et d'Europe qui a été introduite en Amérique du Nord comme plante ornementale. Ses petites graines facilement transportées lui ont permis de se répandre largement dans les terres humides et les milieux perturbés. La salicaire commune forme des tapis compacts de racines qui couvrent de vastes superficies et nuisent à la qualité de l'habitat pour les oiseaux, les insectes et les autres plantes (gouvernement de l'Ontario, 2012). La salicaire commune menace de plus les écosystèmes des terres humides en modifiant les niveaux de l'eau et en réduisant les sources d'aliments pour les espèces indigènes terrestres et aquatiques (Thompson, Stuckey et Thompson, 1987). Selon les données recueillies par le système EDDMapS, la salicaire commune est présente partout en Ontario et dans les huit États des Grands Lacs. Il semble qu'à partir de 1900, la salicaire commune a étendu son aire de répartition sur une période de 115 ans et qu'il s'agit maintenant d'une espèce ubiquiste le long des rives des cinq Grands Lacs (figures 9-10). Il existe toutefois une mesure de lutte efficace contre la propagation de la salicaire commune, soit l'utilisation de ses prédateurs naturels, les coléoptères *Galerucella calmariensis* et *G. pusilla*. De nombreuses études visant à vérifier que l'utilisation de *Galerucella calmariensis* et de *G. pusilla* n'aurait pas de conséquences négatives sur les espèces indigènes ont été effectuées (programme Michigan Sea Grant). Il a été établi que ces variétés particulières de coléoptères ne ciblent que la salicaire commune, une caractéristique qui fait de celles-ci une méthode de lutte biologique viable. Ces coléoptères ont été utilisés en de nombreux endroits du bassin des Grands Lacs et peuvent réduire considérablement les populations de salicaires communes (gouvernement de l'Ontario, 2012). En 2006, la Ontario Federation of Anglers and Hunters a signalé que *Galerucella calmariensis* et *G. pusilla* étaient parvenus à réprimer cette plante vivace envahissante dans plus de 80 % des 300 sites témoins situés en Ontario. Il faut remarquer que les coléoptères ne peuvent que ramener les populations de salicaires communes à un niveau gérable et ne peuvent l'éradiquer complètement.

Liens

Les températures devenant plus chaudes et les saisons de végétation s'allongeant, les changements climatiques pourraient agrandir l'aire d'habitat actuel des espèces terrestres envahissantes (Clements et DiTommaso, 2012). Selon les données spatiales du système EDDMapS, il semble que les *Phragmites* envahissants ont commencé à se déplacer vers le nord, dans le bassin du lac Supérieur, peut-être en conséquence du réchauffement des températures. Smith *et al*. (2012) ont décrit la nécessité de mieux étudier les incidences des changements climatiques sur les espèces terrestres envahissantes et ont souligné qu'il est important de combler l'écart entre les politiques et la science.

Le longicorne asiatique et l'agrile du frêne peuvent avoir des incidences négatives sur le couvert forestier, ce qui accroît la quantité d'eaux de ruissellement et de polluants liés aux sédiments dans les Grands Lacs et leurs affluents (Turner et Rabalais 2003). Ils jouent aussi un rôle important dans la séquestration du carbone en absorbant et en enlevant les émissions de gaz à effet de serre (Ressources naturelles Canada, 2015).

L'invasion de la salicaire commune et des *Phragmites* dans les Grands Lacs peut modifier la structure et la fonction des écosystèmes des terres humides côtières (Keil et Hickman, 2015). Les terres humides fournissent des services écosystémiques qui sont importants pour le bassin des Grands Lacs, entre autres la filtration des éléments nutritifs qui stimulent la croissance des algues et la réduction de l'eutrophisation dans les lacs et les affluents (Zedler et Kercher, 2005). De plus, les terres humides, qui sont des habitats uniques pour les plantes et les animaux, stockent de grandes quantités de carbone dans leur sol (Zedler et Kercher, 2005).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.			X	

Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.			X	
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.			X	
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X		
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.			X	

Commentaires des auteurs

Comme le système EDDMapS est un dépôt d'information géographique produite volontairement, il ne fournit peut-être pas une image parfaite de l'étendue des espèces terrestres envahissantes dans la région des Grands Lacs. Les évaluations s'efforcent toutefois de dépeindre la situation et les tendances relatives aux espèces terrestres envahissantes dans chacun des bassins de la façon la plus exacte possible en fonction des données disponibles. Le présent rapport a été établi à l'aide de données du EDDMapS et de renseignements qualitatifs tirés de rapports gouvernementaux, d'organismes non gouvernementaux et d'articles de revues savantes.

Le système EDDMapS est une plateforme importante qui recueille de l'information géographique que les gens transmettent de leur propre chef sur les espèces envahissantes terrestres et aquatiques aux États-Unis et au Canada. Il est à l'heure actuelle soutenu par un certain nombre d'organismes, dont le National Park Service, le U.S. Forest Service, le U.S. Fish & Wildlife Service, Nature Conservancy, le United States Department of Agriculture et la Ontario Federation of Anglers and Hunters. Une organisation partenaire valide les données afin d'assurer leur exactitude. Il faut souligner que ces données présentent certaines limites puisqu'il s'agit d'information géographique volontaire. Les cartes ne donnent peut-être pas une image complète de la répartition spatiale des espèces terrestres envahissantes dans le bassin des Grands Lacs puisque les efforts de surveillance ne sont pas uniformes. De plus, l'emplacement des observations dépend des utilisateurs qui présentent les données et de la quantité de ressources qui sont consacrées à la surveillance dans une région (plus il y a de ressources, plus nombreuses seront les observations). Les données ne reflètent que les observations et ne tiennent pas compte des méthodes de traitement qui ont été appliquées. Par exemple, un peuplement de *Phragmites* peut avoir été éradiqué après que l'observation ait été transmise au système. Une observation peut également représenter une plante ou des centaines de plantes. EDDMapS fournit toutefois certaines données spatiales qui aident les gestionnaires des écosystèmes à suivre la propagation des espèces terrestres envahissantes et à déterminer quelles régions nécessitent plus d'interventions.

Il est important de plus de souligner que les organismes ont intensifié leurs activités de sensibilisation et d'éducation du public pour la période visée par les chiffres relatifs à chacune des espèces et que, donc, le public est bien mieux renseigné qu'il ne l'était sur les espèces envahissantes. Grâce à la mise au point d'outils tels que EDDMapS et les applications connexes, il est maintenant beaucoup plus facile pour le public de signaler les observations d'espèces envahissantes. Bien qu'il semble que l'alliaire officinale et d'autres espèces envahissantes soient plus présentes qu'auparavant dans le paysage, la fréquence et la distribution des observations ont peut-être été beaucoup plus rapides que la propagation réelle des espèces. EDDMapS fournit probablement la meilleure information qui soit, et c'est un outil fantastique, mais ses limites doivent être soigneusement prises en compte et expliquées afin que l'information ne soit pas présentée sous un faux jour, en particulier pour le suivi de la propagation et des tendances.

Il est difficile de bien évaluer la situation et la propagation des espèces terrestres envahissantes dans la région des Grands Lacs en raison de l'étendue de cette région, du nombre d'espèces terrestres envahissantes et des différences entre les activités de surveillance dans le temps et dans l'espace. Il est essentiel de lutter contre les espèces envahissantes parce qu'elles représentent l'une des plus grandes menaces contre la biodiversité dans la région des Grands Lacs. Plus de recherches sont par conséquent nécessaires, non seulement pour comprendre où se trouvent les espèces terrestres envahissantes, mais également pour comprendre leurs incidences sur les différents habitats et la qualité de l'eau.

Remerciements

Auteur : Lindsay Wong, Environnement et Changement climatique Canada
Collaboratrice : Stacey Cherwaty-Pergentile, Environnement et Changement climatique Canada
Jenique Kennedy, Environnement et Changement climatique Canada

Julia Koh Hatcher Ayyoub, Environment and Climate Change Canada

Sources d'information

Agence canadienne d'inspection des aliments. 2008. Plantes exotiques envahissantes du Canada – Rapport technique. http://epe.lac-bac.gc.ca/100/206/301/cfia-acia/2011-09-21/www.inspection.gc.ca/francais/plaveg/invenv/techrpt/techresf.shtml. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Anderson, Hayley. 2012. Invasive Garlic Mustard (Alliaria petiolata) Best Management Practices in Ontario. Ontario Invasive Plant Council. Peterborough (Ontario).

Animal and Plant Health Inspection Service. 2015. Asian longhorned beetle eradication program. <https://www.aphis.usda.gov/plant_health/ea/downloads/2015/Draft-Programmatic-ALB-Eradication-Program-EIS.pdf>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Bourgeau-Chavez, L.L., K.P. Kowalski, M.L.C. Mazur, K.A. Scarbrough, R.B. Powell, C.N. Brooks, ... et K. Riordan. 2013. Mapping invasive Phragmites australis in the coastal Great Lakes with ALOS PALSAR satellite imagery for decision support. Journal of Great Lakes Research, 39, 65-77.

Canadian Council of Forest Ministers. 2015. Emerald ash borer pest risk analysis for Northern Ontario and Manitoba. <http://scf.rncan.gc.ca/publications?id=35964&lang=fr_CA>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Canadian Food Inspection Agency. 2008. Invasive Alien Plants in Canada – Technical Report. <http://epe.lac-bac.gc.ca/100/206/301/cfia-acia/2011-09-21/www.inspection.gc.ca/english/plaveg/invenv/techrpt/techrese.shtml>. Last accessed 1 September 2015.

City of Toronto, Forest's Health Care Unit, http://toronto.ctvnews.ca/hot-dry-weather-accelerated-toronto-s-emerald-ash-borer-tree-crisis-1.3044828.

Clements, D. R. et A. DiTommaso. 2012. Predicting weed invasion in Canada under climate change: Evaluating evolutionary potential. Canadian Journal of Plant Science, 92(6), 1013-1020.

Conservation de la nature Canada. La forêt mixte des Grands Lacs. <http://www.natureconservancy.ca/fr/nos-actions/la-conservation-des-forets/foret-mixte-grands-lacs.html >. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Emerald ash borer. S.d. Maps and State EAB Information. <www.emeraldashborer.info/map.cfm >. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Environment Canada – Canadian Wildlife Service. 2014. Extent of Non-Native *Phragmites australis* in Coastal Wetlands in the Canadian Huron-Erie Corridor. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Finneran, R. 2011. Garlic mustard may be Michigan's worst woodland weed. <http://msue.anr.msu.edu/news/garlic_mustard_may_be_michigans_worst_woodland_weed>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Fonds mondial pour la nature. 2003. Base de données des espèces envahissantes. <http://www.wwf.ca/newsroom/reports/> (Accès à la base en anglais). Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Gouvernement du Canada. 2015. Longicorne asiatique. <https://www.ontario.ca/fr/page/longicorne-asiatique>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Gouvernement du Canada. 2014. Salicaire pourpre. <https://www.ontario.ca/fr/document/salicaire-pourpre>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Gouvernement du Canada. 2004. Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes. <http://publications.gc.ca/site/fra/9.642987/publication.html>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.
Great Lakes Regional Collaboration. 2005. Great Lakes Regional Collaboration Strategy. <http://www.glrc.us/strategy.html>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Herms, D.A. et D.G. McCullough. 2014. Emerald ash borer invasion of North America: history, biology, ecology, impacts, and management. Annual Review of Entomology, 59, 13-30.

Keil, K.E. et K.R. Hickman. Multiflora Rose (Rosa multiflora), and Japanese Honeysuckle (Lonicera japonica). Oklahoma Native Plant Record, 14(1).

Lake Huron Centre for Coastal Conservation. S.d. Garlic Mustard: Threatening the Huron Fringe Forest. < >. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Mika, A.M. et J.A. Newman. 2010. Climate change scenarios and models yield conflicting predictions about the future risk of an invasive species in North America. Agricultural and Forest Entomology, 12(3), 213-221.

Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 2012. Rapport sur l'état des ressources – Le Phragmite commun en Ontario. <https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/3181/stdprod-087383.pdf >. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Phragmite envahissant − Pratiques de gestion exemplaires, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario), version de 2011, 16 p.

National Invasive Species Council. 2008. 2008-2012 National Invasive Species Management Plan. <http://www.invasivespeciesinfo.gov/council/mp2008.pdf>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Ontario Federation of Anglers and Hunters. 2006. Purple loosestrife control saves Ontario wetlands. <https://www.ofah.org/2006/08/purple-loosestrife-control-saves-ontario-wetlands/>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Ontario Ministry of Natural Resources. 2012. Ontario Invasive Species Strategic Plan. Toronto: Queen's Printer for Ontario. 58 p.

Ressources naturelles Canada. 2015. Longicorne asiatique. <http://www.rncan.gc.ca/forets/feux-insectes-perturbations/principaux-insectes/13370>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Ressources naturelles Canada. 2015. Agrile du frêne. <http://www.rncan.gc.ca/forets/feux-insectes-perturbations/principaux-insectes/13378>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Ressources naturelles Canada. 2015. Carbone forestier. <http://www.rncan.gc.ca/forets/changements-climatiques/carbone-forestier/13086 >. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Rodgers, V.L., K.A. Stinson et A.C. Finzi. 2008. Ready or not, garlic mustard is moving in: Alliaria petiolata as a member of eastern North American forests. Bioscience, 58(5), 426-436.

The Nature Conservancy of Canada – Southwestern Ontario. 2007. Control Methods for the Invasive Plant Garlic Mustard (*Alliaria petiolata*) within Ontario Natural Areas. Document V1.0.

Thompson, D.Q., R.L. Stuckey et E.B. Thompson. 1987. Spread, impact, and control of purple loosestrife (Lythrum salicaria) in North American wetlands.

Turner, R.E. et N.H. Rabalais. 2003. Linking landscape and water quality in the Mississippi River basin for 200 years. BioScience, 53(6), 563-572.

United States Department of Agriculture. 2015. Asian Longhorned Beetle Eradication Program. <https://www.aphis.usda.gov/plant_health/ea/downloads/2015/Draft-Programmatic-ALB-Eradication-Program-EIS.pdf >. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

United States Forest Service. 2013. Forest Service National Strategic Framework for Invasive Species Management. <http://www.fs.fed.us/foresthealth/publications/Framework_for_Invasive_Species_FS-1017.pdf>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Wilcox, K.L., S.A. Petrie, L.A. Maynard et S.W. Meyer. 2003. Historical distribution and abundance of Phragmites australis at Long Point, Lake Erie, Ontario. Journal of Great Lakes Research, 29(4), 664-680.

Wisconsin Department of Natural Resources. 2015. Reducing the Impact of Emerald Ash Borer Guidelines for Managing Ash in Wisconsin's Urban Forests. <http://dnr.wi.gov/topic/urbanforests/documents/eabtoolbox/eab-managingurbanash.pdf>. Consulté pour la dernière fois le 1er septembre 2015.

Yates, C.N. et S.D. Murphy. 2008. Observations of herbivore attack on garlic mustard (Alliaria petiolata) in Southwestern Ontario, Canada. Biological Invasions, 10(5), 757-760.

Liste des figures

Figure 1. Estimation du nombre cumulatif d'espèces végétales exotiques envahissantes introduites au Canada de 1600 à 2005
Source : Agence canadienne d'inspection des aliments
Figure 2. Zones dans lesquelles l'agrile du frêne a causé une mortalité et un déclin modérés ou graves des espèces de frêne
Source : ministère des Richesses naturelles de l'Ontario
Figure 3. Superficie totale dans laquelle l'agrile du frêne a causé une mortalité et un déclin modérés ou graves des espèces de frêne
Source : ministère des Richesses naturelles de l'Ontario
Figure 4. Répartition possible des *Phragmites* envahissants dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs
Source : Bourgeau-Chavez *et al.*
Figure 5. Observations de l'alliaire officinale dans le bassin des Grands Lacs (2002-2005)
Source : EDDMapS
Figure 6. Observations de l'alliaire officinale dans le bassin des Grands Lacs (2002-2015)
Source : EDDMapS
Figure 7. Observations de *Phragmites* dans le bassin des Grands Lacs (1948-1961)
Source : EDDMapS
Figure 8. Observations de *Phragmites* dans le bassin des Grands Lacs (1948-2015)
Source : EDDMapS
Figure 9. Observations de la salicaire commune dans le bassin des Grands Lacs (1900-1979)
Source : EDDMapS
Figure 10. Observations de la salicaire commune dans le bassin des Grands Lacs (1900-2015)
Source : EDDMapS

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs de 2019, Rapport technique
(pas de nouvelles données pour CÉÉGL 2019)

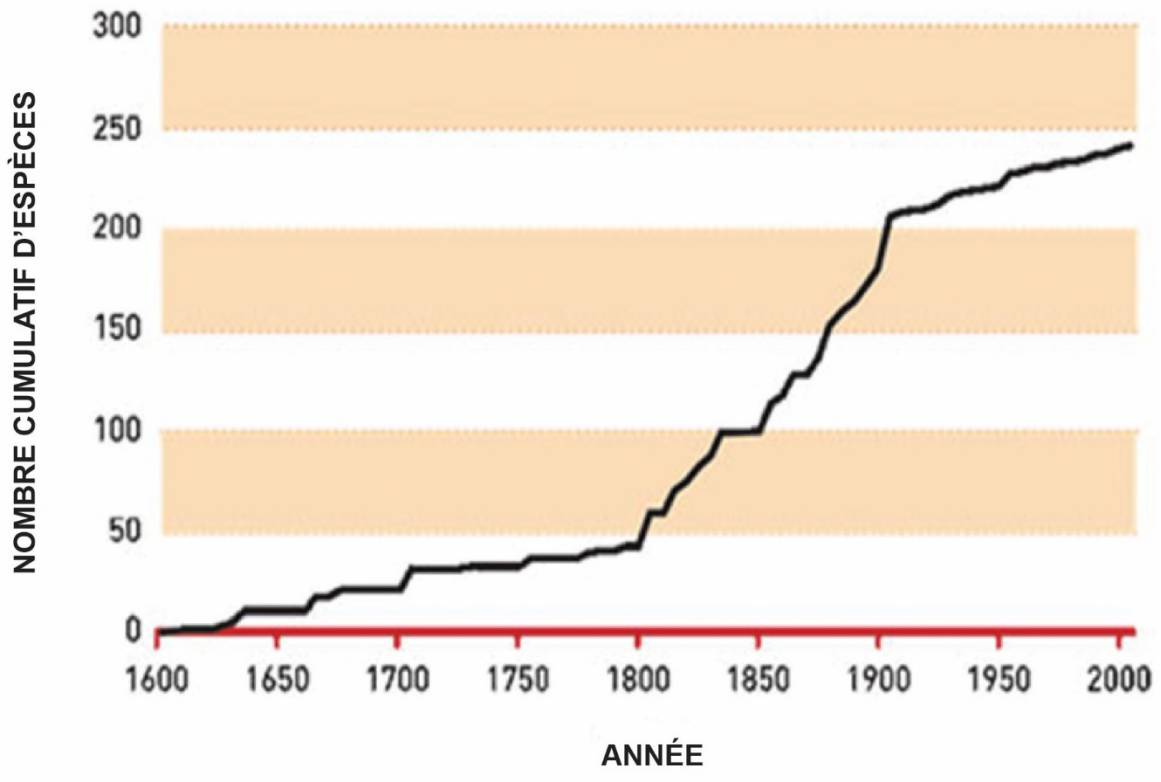


Figure 1. Estimation du nombre cumulatif d'espèces végétales exotiques envahissantes introduites au Canada de 1600 à 2005
Source : Agence canadienne d'inspection des aliments

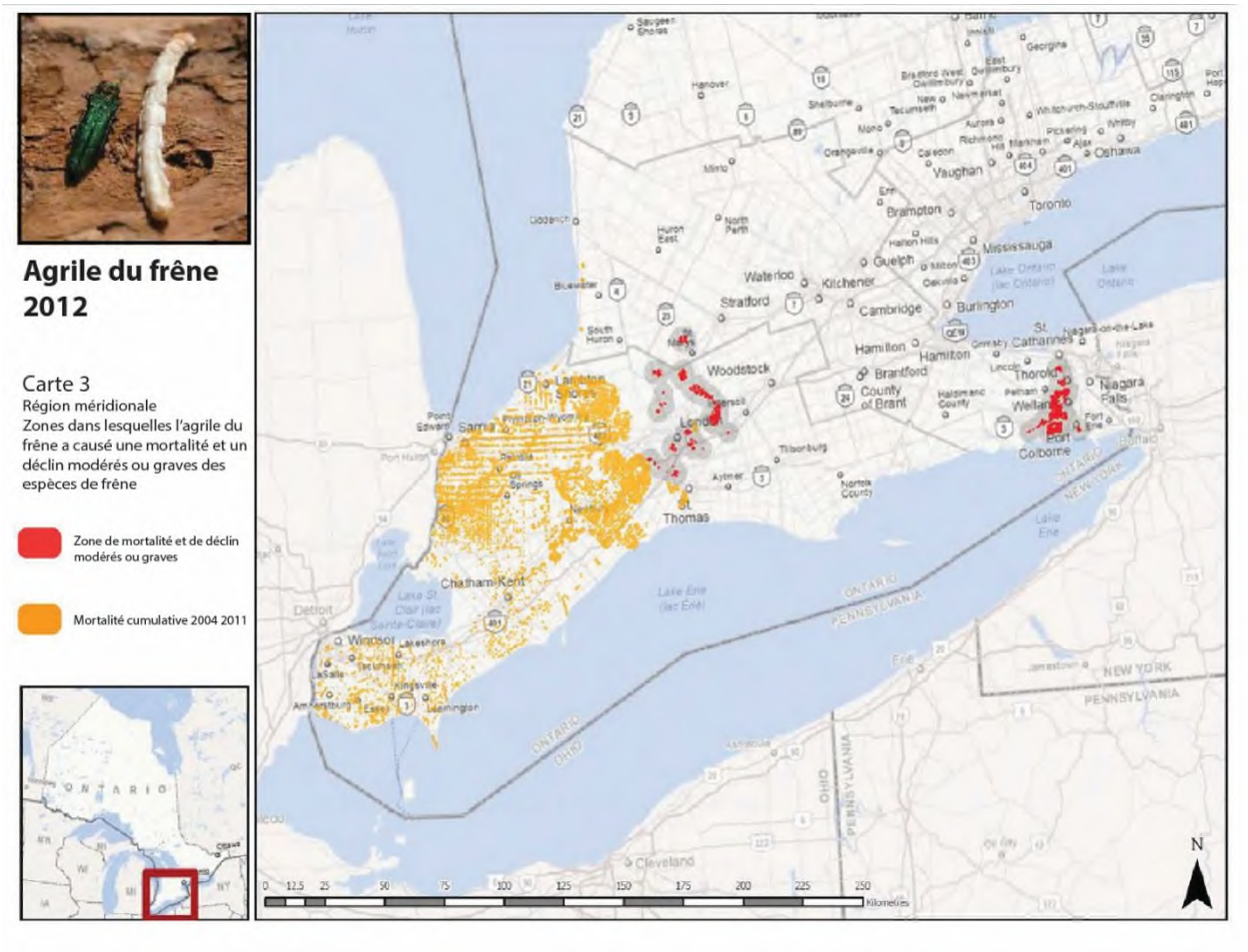


Figure 2. Zones dans lesquelles l'agrile du frêne a causé une mortalité et un déclin modérés ou graves des espèces de frêne
Source : ministère des Richesses naturelles de l'Ontario

Résumé de la superficie

Superficie totale dans laquelle l'agrile du frêne a causé une défoliation et un déclin modérés ou graves de 2004 à 2012 par district du MRNO (superficie en hectares)

District	2004-2007	2009	2010	2011	2012	Total
Sud						
Aylmer	7,122	11,734	19,436	24,324	1,410	64,026
Guelph	0	0	0	177	2,812	2,989
Kemptville	0	0	0	628	328	956
Total provincial	7,122	11,734	19,436	25,129	4,550	67,971

** Les calculs de la superficie pour 2009 incluent des dommages qui se sont produits en 2008.*

Superficie cumulative dans laquelle l'agrile du frêne a causé une mortalité et un déclin modérés ou graves de 2004 à 2012 (superficie en hectares)



Figure 3. Superficie totale dans laquelle l'agrile du frêne a causé une mortalité et un déclin modérés ou graves des espèces de frêne

Source : ministère des Richesses naturelles de l'Ontario



Figure 4. Répartition possible des *Phragmites* envahissants dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs
Source : Bourgeau-Chavez *et al.*

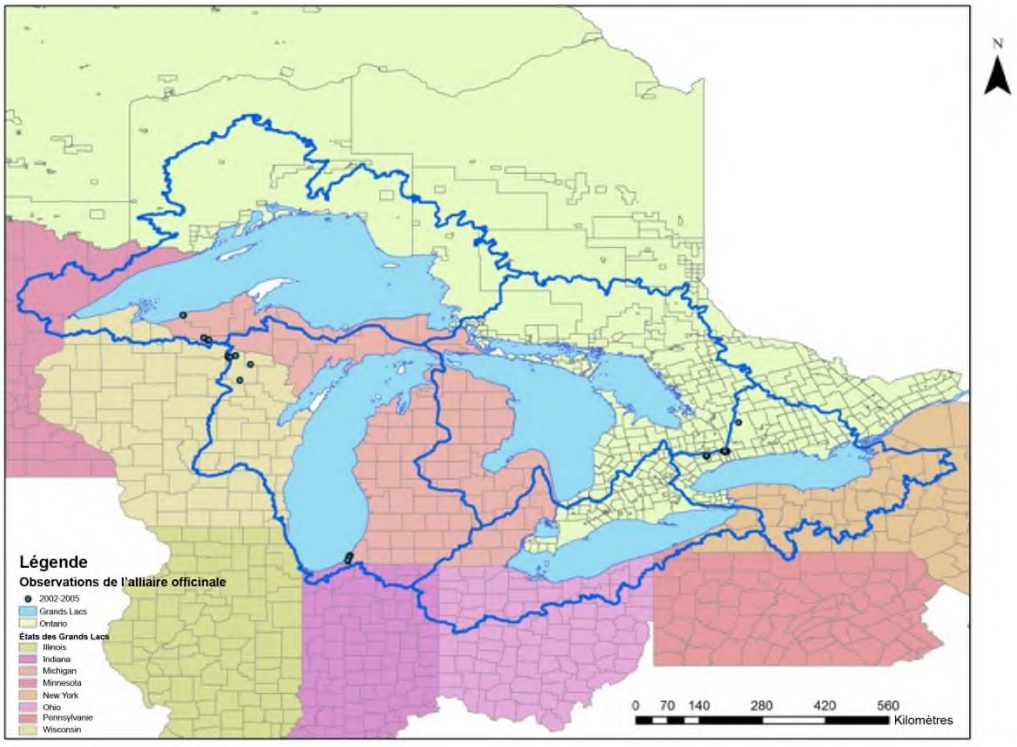


Figure 5. Observations de l'alliaire officinale dans le bassin des Grands Lacs (2002-2005)
Source : EDDMapS

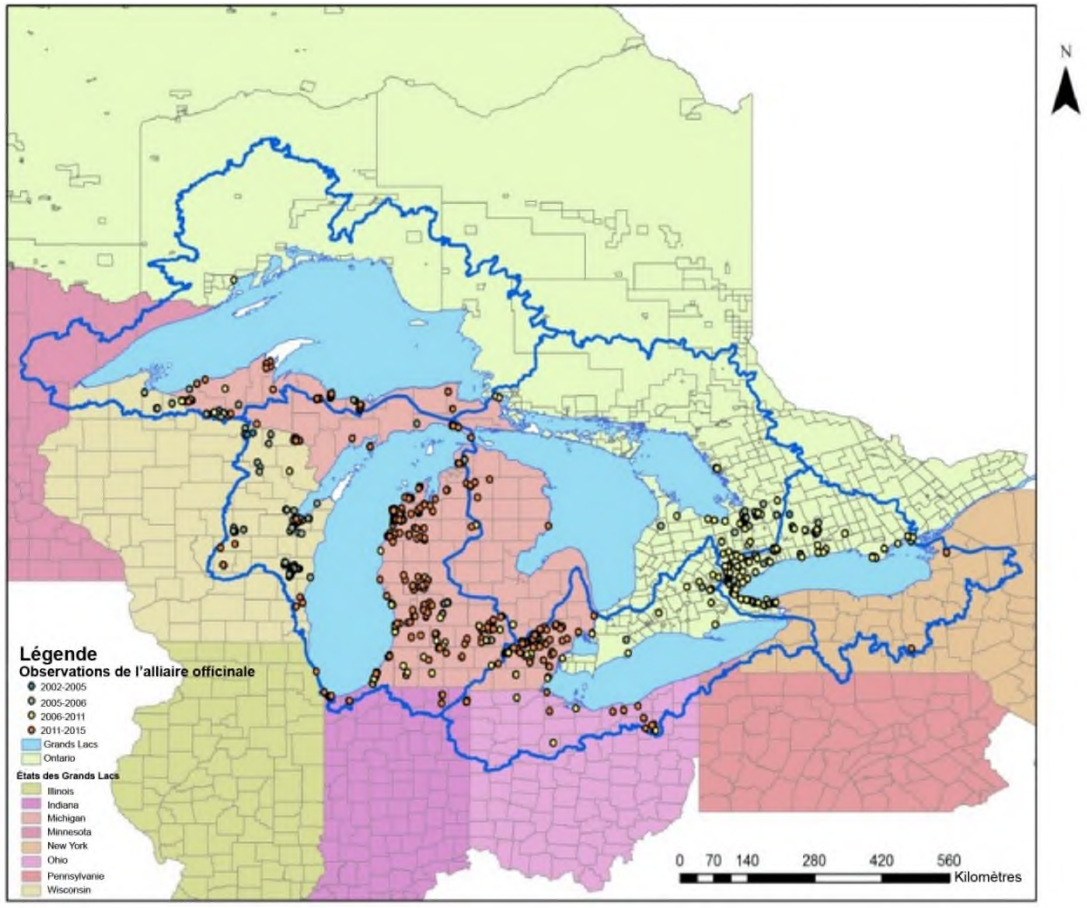


Figure 6. Observations de l'alliaire officinale dans le bassin des Grands Lacs (2002-2015)
Source : EDDMapS

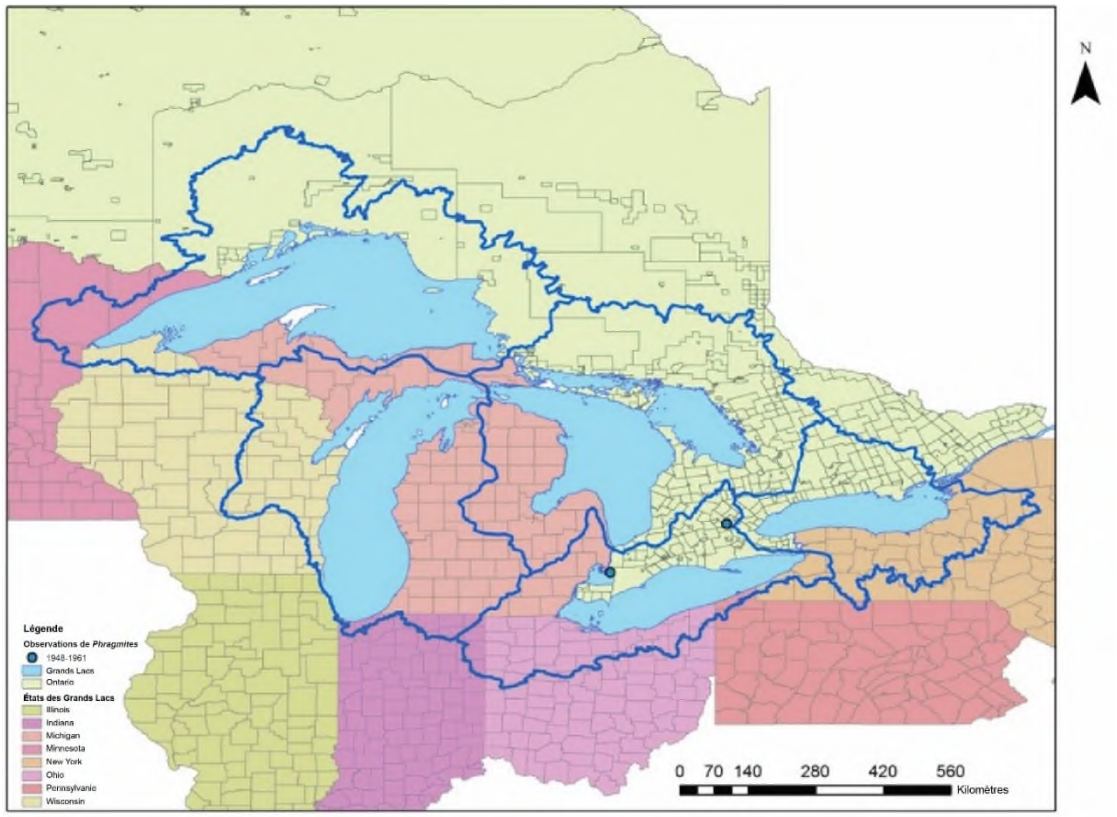


Figure 7. Observations de *Phragmites* dans le bassin des Grands Lacs (1948-1961)
Source : EDDMapS

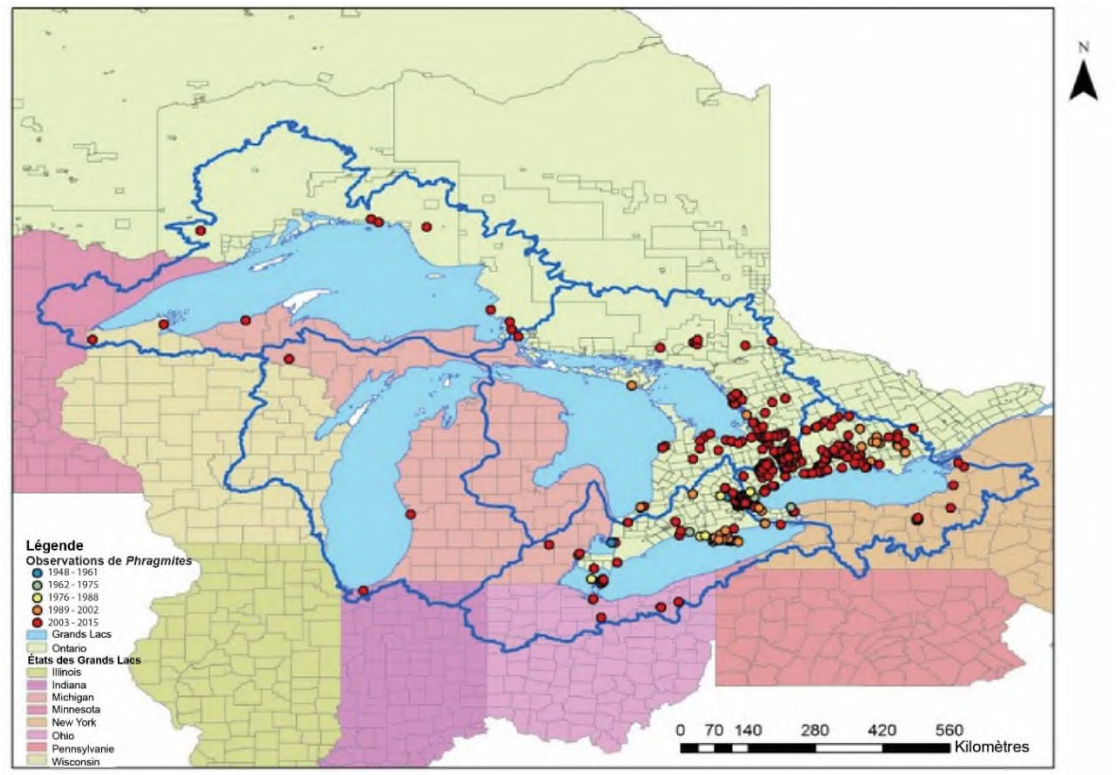


Figure 8. Observations de *Phragmites* dans le bassin des Grands Lacs (1948-2015)
Source : EDDMapS

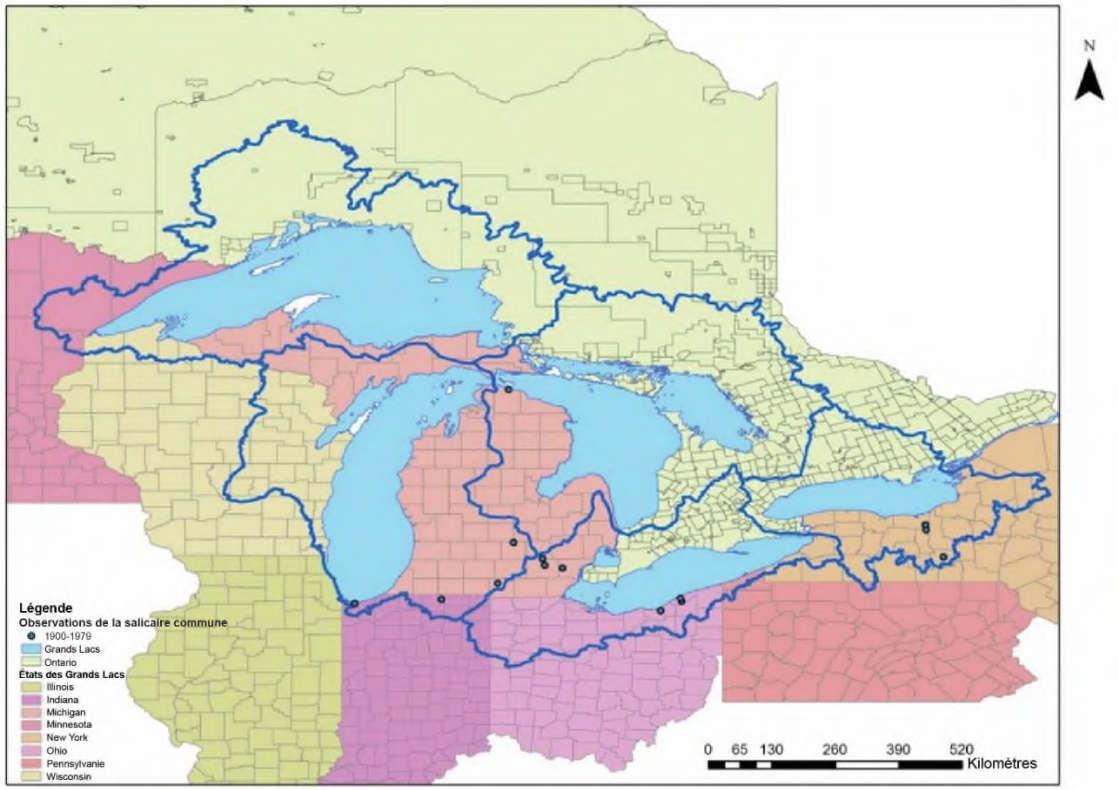


Figure 9. Observations de la salicaire commune dans le bassin des Grands Lacs (1900-1979)
Source : EDDMapS

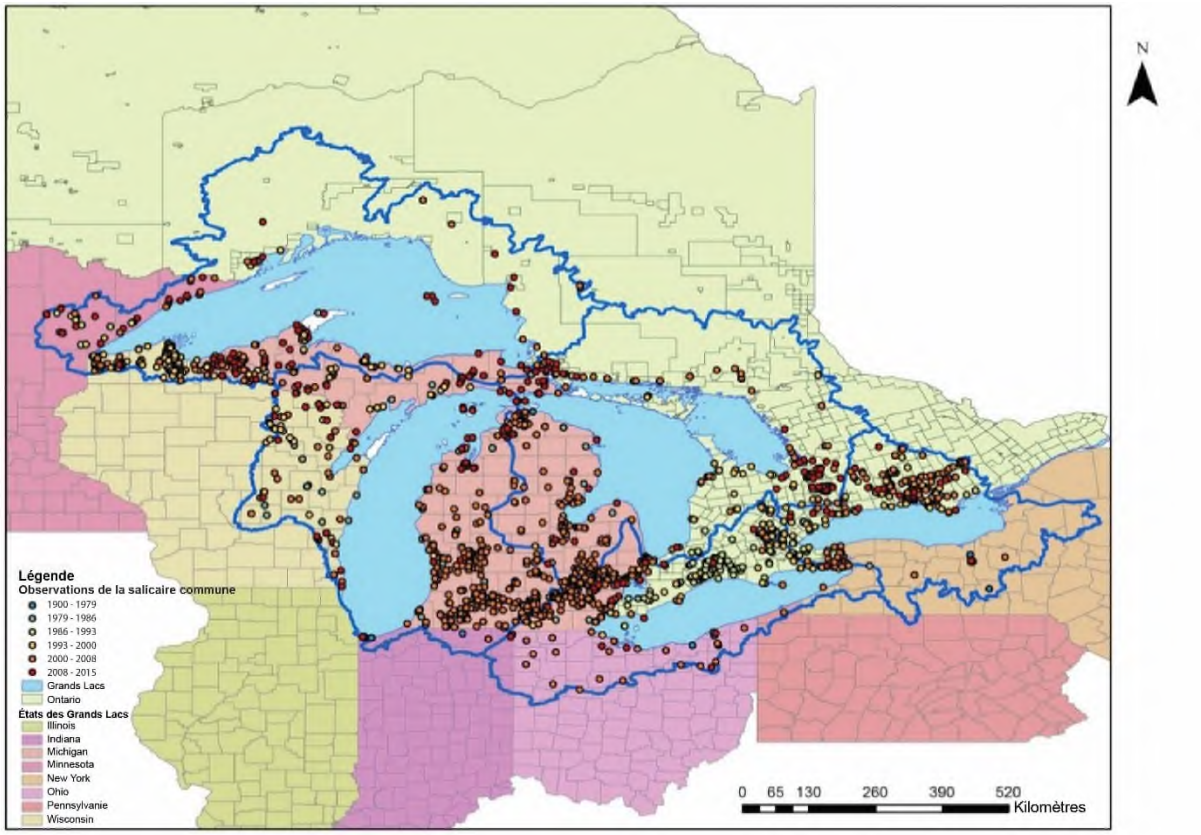


Figure 10. Observations de la salicaire commune dans le bassin des Grands Lacs (1900-2015)
Source : EDDMapS

Sous-indicateur : Qualité des eaux souterraines

Évolution à l'échelle régionale

Évaluation globale
État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Nous jugeons que, dans l'ensemble et d'après nos connaissances et nos données actuelles, la situation est passable dans le bassin des Grands Lacs pour ce qui est de la qualité des eaux souterraines. Sur les 670 puits de surveillance employés dans ce bassin, la qualité a été jugée médiocre dans 203 (30 %), passable dans 173 (26 %) et bonne dans 294 (44 %). Comme aucune de ces catégories ne rendait compte de plus de la moitié des puits, l'évaluation globale est « passable » (selon les critères expliqués à la page 3). On doit user de prudence quand on interprète et applique ce jugement global à cause des grandes lacunes spatiales de nos données, en particulier dans les parties septentrionale et centrale du bassin (voir la figure 1) où des centaines de kilomètres / milles existent entre les puits du lac Bassin supérieur, par exemple. Dans de grands pans du bassin pour lesquels des données manquent sur la qualité des eaux souterraines (figure 1), cette qualité devrait être considérée comme indéterminée. La tendance globale est aussi indéterminée pour deux raisons : (1) absence d'éléments d'analyse de données d'échantillonnage à long terme pour un grand nombre de sites de surveillance; (2) caractère encore incomplet d'une analyse statistique des données disponibles. Signalons que, comme l'indique notre rapport, des tendances à la hausse des concentrations de chlorures et de nitrates dans les eaux souterraines ont déjà été déclarées pour divers sous-bassins des Grands Lacs.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

État : Indéterminé
Tendance : Indéterminée
Justification : Les données (de 22 puits) sont insuffisantes pour une évaluation de la qualité générale des eaux souterraines dans le bassin du lac Supérieur (figure 2).

Lac Michigan

État : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : Le constat d'une situation passable vaut seulement pour la **partie ouest** du bassin du lac Michigan, puisque c'est là qu'ont été recueillies presque toutes les données disponibles (figure 3). Sur les 136 puits soumis à l'évaluation, la qualité des eaux souterraines était médiocre dans 64 (47 %), passable dans 29 (21 %) et bonne dans 43 (32 %). La situation devrait être considérée comme indéterminée du côté est du lac Michigan (figure 3). Il manque une analyse des tendances dans cette évaluation initiale (2016-2017), mais on en prévoit une pour les évaluations futures.

Lac Huron

État: Bon
Tendance : Indéterminée
Justification : Le constat d'une bonne situation ne vaut que pour la **partie sud-est** du bassin du lac Huron (en Ontario) pour laquelle des données sont disponibles (figure 4). Sur les 77 puits soumis à l'évaluation, la qualité des eaux souterraines était médiocre dans 14 (18 %), passable dans 16 (21 %) et bonne dans 47 (61 %). La situation devrait être considérée comme indéterminée là où nos données sont lacunaires (figure 4). Il manque une analyse des tendances dans cette évaluation initiale (2016-2017), mais on en prévoit une pour les évaluations futures.

Lac Érié
État : Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : Le constat d'une situation passable ne vaut que pour les parties du bassin pour lesquelles des données sont disponibles (figure 5). Sur les 177 puits soumis à l'évaluation, la qualité des eaux souterraines était médiocre dans 50 (28 %), passable dans 49 (28 %) et bonne dans 78 (44 %). La situation devrait être considérée comme indéterminée là où nos données sont lacunaires (figure 5). Il manque une analyse des tendances dans cette évaluation initiale (2016-2017), mais on en prévoit une pour les évaluations futures.

Lac Ontario
État: Passable
Tendance : Indéterminée
Justification : Sur les 258 puits soumis à l'évaluation, la qualité des eaux souterraines était médiocre dans 74 (29 %), passable dans 78 (30 %) et bonne dans 106 (41 %) (figure 6). Il manque une analyse des tendances dans cette évaluation initiale (2016-2017), mais on en prévoit une pour les évaluations futures.

Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur permet d'évaluer la qualité générale des eaux souterraines peu profondes qui, dans le bassin des Grands Lacs (BGL), sont en interaction avec les autres éléments du cycle de l'eau et peuvent agir sur la qualité des eaux lacustres. On peut se reporter à certains constituants chimiques de la nappe phréatique pour livrer de l'information sur la santé de l'écosystème et les risques possibles pour les eaux du bassin des Grands Lacs.

Objectif écosystémique
Ce sous-indicateur appuie les travaux de réalisation de l'objectif général n° 8 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012 qui est de faire en sorte que les eaux des Grands Lacs soient « épargnées par les effets nuisibles des eaux souterraines contaminées ».

Conditions écologiques
Les eaux souterraines peuvent être contaminées par une diversité de substances : éléments nutritifs, sels, métaux, pesticides, produits pharmaceutiques, autres contaminants. La nappe phréatique joue un grand rôle comme réservoir, mais si elle est contaminée, elle risque de devenir une source permanente de pollution des Grands Lacs. Des paramètres chimiques relatifs aux nitrates et aux chlorures, par exemple, peuvent servir à évaluer la qualité des eaux souterraines et nous renseigner sur la santé de l'écosystème et les risques pour la qualité des eaux lacustres. Les nitrates viennent principalement des pratiques agricoles et les chlorures sont surtout un contaminant urbain provenant des sels de déglaçage de la chaussée.

On a démontré que de fortes concentrations de nitrates dans l'eau ont des effets préjudiciables sur les organismes et les écosystèmes aquatiques (toxicité directe, accroissement des risques d'efflorescence algale et d'eutrophisation, etc.; CCME, 2012) et sur la santé humaine (Santé Canada, 2013). De même, des concentrations élevées de chlorures dans l'eau s'attaquent aux organismes et aux écosystèmes aquatiques (toxicité, par exemple; CCME, 2012).

On considère que les nitrates et les chlorures sont des indicateurs clés de contamination de la nappe phréatique pour les raisons suivantes :

- Ce sont deux des sources les plus fréquentes et répandues de contamination des eaux souterraines qui aient été mesurées et déclarées dans le bassin des Grands Lacs (et ailleurs);
- Les nitrates et les chlorures sont liés à de multiples sources de contamination dans les régions rurales (agricoles) et urbaines;
- Comme anions, ils sont extrêmement mobiles (solubles) dans l'eau, notamment en milieu de subsurface;
- Ils sont des contaminants stables qui n'entrent guère en interaction physicochimique avec le milieu matériel qu'ils traversent;
- Les chlorures en particulier sont persistants, c'est-à-dire qu'ils ne subissent aucune atténuation en subsurface par des processus comme ceux de la biodégradation, de la sorption et de la précipitation et peuvent donc compromettre la qualité de l'eau des ruisseaux, des rivières et des lacs dans le BGL;

- Les nitrates peuvent être réduits ou éliminés par dénitrification dans certains milieux de subsurface, mais ils peuvent aussi nuire à la qualité des eaux de surface dans le BGL;
- Malgré la présence dans l'environnement de sources naturelles de ces substances (en milieu géologique, par exemple), les nitrates et les chlorures sont considérés comme des indicateurs généraux de l'incidence humaine sur les systèmes aquatiques.

Dans un rapport récent intitulé « Groundwater science relevant to the Great Lakes Water Quality Agreement » (2016), Grannemann et Van Stempvoort s'expriment ainsi :
« L'écoulement naturel des eaux souterraines vers les Grands Lacs et leurs affluents peut améliorer l'eau en qualité et en quantité et procurer des habitats essentiels aux écosystèmes des Grands Lacs. La nappe phréatique peut aussi être le véhicule (le vecteur) de contaminants et de surcharges nutritives en direction des Grands Lacs à partir de sources tant diffuses que ponctuelles. Il n'y a pas que l'écoulement souterrain qui transporte directement les contaminants et les éléments nutritifs vers les Grands Lacs, puisque l'écoulement vers les cours d'eau qui se déversent dans les Grands Lacs doit aussi être pris en considération en raison de l'interconnexion de l'écologie et de l'habitat des cours d'eau, d'une part, et de l'écologie des Grands Lacs (dans le cas du frai et de la migration des poissons, par exemple). » [Traduction]

L'évaluation du présent sous-indicateur à l'échelle régionale a reposé sur une mesure (période 2000-2015) des concentrations dissoutes de deux facteurs de qualité de l'eau dans la nappe phréatique du BGL, à savoir les nitrates et les chlorures, dans le cadre d'une surveillance permanente de cette qualité. Pour cette évaluation initiale, les données émanent des réseaux d'observation des eaux souterraines exploités par (1) le U.S. Geological Survey (USGS) et ses partenaires et (2) le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario (MEACC) et ses partenaires.

Pour chaque lieu ou puits du réseau de surveillance, la qualité des eaux souterraines a été évaluée par les concentrations chlorurées (Cl^-) en milligrammes/litre (mg/l) et nitratées (NO_3^-) en milligrammes d'azote/litre (mg/l azote). Les cotes de qualité étaient les suivantes :

> Bonne : concentration inférieure ou égale à 0,8 mg/l azote pour NO_3^-; inférieure ou égale à 30 mg/l pour Cl^-;
> Passable : concentration supérieure à 0,8, MAIS inférieure à 3 mg/l azote pour NO_3^-; supérieure à 30, MAIS inférieure à 120 mg/l pour Cl^-;
> Médiocre : concentration supérieure ou égale à 3 mg/l azote pour NO_3^-; supérieure ou égale à 120 mg/l pour Cl^-.

Dans cette mesure, la distinction entre la cote passable et la cote médiocre est fonction des recommandations de qualité de l'eau du CCME (2012) pour la protection de la vie aquatique (120 mg/l pour les chlorures; 3 mg/l azote pour les nitrates). La distinction entre la cote bonne et la cote passable fait intervenir des concentrations correspondant au quart de ces valeurs recommandées (30 mg/l pour les chlorures; 0,75 arrondi à 0,8 mg/l azote pour les nitrates). Pour plus de détails, voir la description du sous-indicateur. Ce critère de 25 % de la valeur recommandée est un moyen provisoire d'évaluer le sous-indicateur à des fins de protection; l'évaluation est fondée sur le jugement plutôt que de faire intervenir directement des critères préétablis. Cette mesure pourrait être modifiée à l'avenir si les données disponibles militent suffisamment en faveur de l'adoption d'autres critères.

Pour chaque lac ou tout le bassin des Grands Lacs, la qualité globale des eaux souterraines est ainsi évaluée :

- BON : Si le pourcentage de puits jugés BONS est de plus de 50, le bassin est lui-même jugé BON.
- MÉDIOCRE : Si le pourcentage de puits jugés MÉDIOCRES est de plus de 50, le bassin est lui-même jugé MÉDIOCRE.
- PASSABLE : Si le pourcentage de puits jugés PASSABLES est de plus de 50, le bassin est lui-même jugé PASSABLE.
- Si le bassin n'est jugé ni bon, ni passable, ni médiocre selon ces définitions, il reçoit par défaut la mention PASSABLE.
- INDÉTERMINÉ : Des données manquent ou les données sont insuffisantes pour l'évaluation de l'état de l'écosystème.

Comme l'illustre la figure 7, la définition de PASSABLE inclut plus de choses que la définition de MÉDIOCRE ou de BONNE, parce qu'elle comprend tous les cas où il n'y a pas de majorité de puits évalués comme médiocres, passables ou bons (c'est la partie centrale du diagramme en orangé où le pourcentage est de moins de 50 % pour les trois catégories).

Nous n'avons tenu compte dans cette évaluation que des échantillons d'eaux souterraines « peu profondes » (échantillonnage à une profondeur de moins de 40 mètres), car la nappe phréatique peu profonde est celle qui est le plus en interaction avec le reste du réseau hydrologique, ce qui comprend les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs (Conant *et al.*, 2016). Le gros de l'eau souterraine peu profonde du bassin s'écoule en direction des Grands Lacs et finit par s'y déverser. Cette connectivité a de nombreuses conséquences sur la qualité de l'eau. L'eau souterraine peu profonde est généralement plus « jeune » ou, en d'autres termes, elle est une eau de recharge récente et, de ce fait, traduit mieux l'incidence des activités récentes dans la zone de recharge (pratiques d'occupation du sol, par exemple) sur la qualité de la nappe phréatique. Cela dit, on doit comprendre qu'il faut parfois compter des années, voire des décennies pour que les progrès des pratiques d'aménagement du sol aient un effet mesurable sur la nappe phréatique peu profonde (voir, par exemple, Zebarth *et al.*, 2015).

Dans notre évaluation, la répartition spatiale des données a été inégale (figures 1 à 6). Comme il y a très peu de points de données dans le bassin du lac Supérieur, nous avons jugé « indéterminée » la qualité des eaux souterraines de ce bassin. Nous avons évalué le bassin du lac Michigan à l'aide de données venant seulement de sa partie ouest, les données manquant sur la partie est. De même, nous avons évalué le bassin du lac Huron par des données relatives à sa partie sud-est, car il n'y avait que deux points de données dispersés dans l'ensemble pour les parties nord et ouest. Pour le bassin du lac Érié, les données étaient concentrées dans le nord et, par conséquent, de grands pans du bassin (plus particulièrement la partie sud-ouest) n'étaient que peu décrits par les données. Enfin, les données étaient suffisantes et réparties dans le cas du bassin du lac Ontario et aucune réserve n'était donc à faire sur l'évaluation de ce lac à l'échelle du bassin.

La qualité de la nappe phréatique tendait plus largement à varier de médiocre à passable dans les parties du bassin des Grands Lacs où l'aménagement était plus intense, notamment par urbanisation (dans des secteurs, par exemple, des lacs Michigan, Érié et Ontario). Elle tendait à varier de passable à bonne dans les secteurs moins aménagés (lacs Huron et Supérieur, par exemple) (figure 1). Ainsi, nous disposions uniquement de 22 points de données (puits) pour le bassin du lac Supérieur, mais 90,9 % d'entre eux (20) indiquaient que les eaux souterraines étaient d'une bonne qualité.

Pour les puits canadiens de surveillance dans cette étude, les tests statistiques n'indiquaient aucune différence significative (valeur de probabilité de moins de 0,05) entre la profondeur des puits et les concentrations de nitrates et de chlorures (figure 8). Le manque de corrélation pourrait tenir à des différences de conditions ambiantes des puits (différences d'occupation du sol et de concentrations nitratées de la surface et différences de conditions de subsurface comme la perméabilité des formations géologiques et l'intensité de l'activité microbienne).

Il convient de noter que, si l'évaluation avait porté sur une des deux sources seulement, à savoir les chlorures ou les nitrates, les résultats auraient été fort différents. Dans la partie ouest du bassin du lac Michigan par exemple, beaucoup de puits ont des concentrations nitratées excessives, d'où une cote globale de qualité médiocre de l'eau. Si nous n'avions tenu compte que des concentrations chlorurées, beaucoup des puits en question auraient présenté une cote de qualité passable ou bonne (données non présentées). Cet exemple illustre que les problèmes de contaminants varient selon les secteurs d'un bassin dans une évaluation globale multicontaminants. Il reste que, pour les raisons que nous mentionnons à la page 2 de notre rapport, il est instructif d'analyser ensemble les deux catégories de contaminants qui, dans une combinaison de sources, livrent une évaluation plutôt représentative de la qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs. C'est pourquoi toute intégration d'autres produits chimiques ou constituants de la nappe phréatique influera probablement sur l'évaluation. On devra peut-être expliquer les différences dans toute comparaison des résultats nouveaux (compte tenu d'autres constituants) et des résultats des rapports antérieurs sur ce sous-indicateur.

Tendances déclarées des concentrations de chlorures et de nitrates dans les eaux souterraines du bassin des Grands Lacs

Depuis plusieurs décennies, un éventail d'études et de rapports d'étape nous renseigne sur les tendances des concentrations chlorurées et nitratées dans les eaux superficielles et souterraines du bassin des Grands Lacs. Ainsi, dans une étude nationale récente qui, aux États-Unis, englobait le bassin des Grands Lacs, DeSimone *et al.* (2014)

ont indiqué que les « concentrations chlorurées et/ou nitratées dans les eaux souterraines s'étaient accrues dans les deux tiers des réseaux de puits artésiens échantillonnés à intervalles décennaux entre le début des années 1990 et 2010 » [Traduction] (figure 9). De même, pour le côté canadien de ce bassin, Sawyer (2009) a parlé d'une hausse évidente des concentrations de nitrates et de chlorures dans les eaux souterraines de tout le bassin de la rivière Grand. La surveillance permanente de la qualité de l'eau en Ontario nous montre que les concentrations chlorurées se sont élevées dans les lacs et les cours d'eau ces quelques dernières décennies (ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, 2016).

Chlorures

Une des premières études consacrées aux tendances des chlorures dans le bassin des Grands Lacs vient de Bubeck et collaborateurs (1971), qui déclarent que « le sel de déglaçage des rues près de Rochester (New York) a fait au moins quintupler la concentration de chlorures dans la baie Irondequoit depuis 20 ans » [Traduction].

Thomas (2000a) a enquêté sur la qualité des eaux souterraines dans la région métropolitaine de Detroit pour constater que les eaux jeunes et peu profondes présentent des concentrations médianes significativement supérieures de chlorures par opposition aux autres eaux. Par une analyse des rapports chlorures-bromures, il a conclu qu'une forte salinité était due à l'activité humaine plutôt qu'à des facteurs naturels comme la migration ascendante de la saumure.

Kelly et Wilson (2008) ont indiqué que, dans la majorité des puits peu profonds d'usage public dans certains comtés du nord-est de l'Illinois, les concentrations chlorurées ont augmenté depuis les années 1960, phénomène avant tout imputable au ruissellement des sels de voirie. DeSimone *et al.* (2014) ont déclaré que, dans le réseau aquifère glaciaire qui s'étend sur le nord des États-Unis et qui comprend le bassin des Grands Lacs, « les concentrations chlorurées ont été les plus élevées dans les eaux souterraines peu profondes sous les centres urbains à cause de l'utilisation de sels de déglaçage et de nombreuses autres sources humaines de chlorures dans les régions urbaines et suburbaines » [Traduction]. De même, Mullaney *et al.* (2009) ont présenté des données sur l'élévation des concentrations chlorurées dans les cours d'eau des régions urbanisées ou en urbanisation des États-Unis, y compris du bassin des Grands Lacs.

Du côté canadien de ce bassin, Howard et Beck (1993) ont signalé que les concentrations ambiantes de chlorures dans la nappe phréatique des formations glaciaires du sud de l'Ontario étaient de 15 à 20 mg/l, mais qu'elles pouvaient atteindre 700 mg/l dans les puits domestiques, 2 840 mg/l dans les sources urbaines et jusqu'à 13 700 mg/l dans les eaux interstitielles émanant des couches peu profondes sous les centres urbains. Les sources possibles de chlorures étaient notamment les sels de voirie, les lixiviats des décharges, les engrais agricoles et les eaux salées du socle rocheux. Il y avait une vaste relation entre les fortes concentrations de chlorures et l'urbanisation dans la région métropolitaine de Toronto (Howard et Beck, 1993). Bowen et Hinton (1998) ont indiqué que « la surveillance à long terme des eaux de surface dans la région du Grand Toronto faisait voir une montée progressive des concentrations chlorurées » et précisé que « les relevés chimiques détaillés des débits de base confirmaient que les concentrations de chlorures étaient généralement plus basses dans la partie rurale des bassins » [Traduction].

Dans une étude plus détaillée d'un bassin dans la région métropolitaine de Toronto, Howard et Haynes (1993) ont estimé que 55 % des sels de déglaçage appliqués chaque hiver sur les chaussées et les terrains de stationnement « étaient temporairement stockés dans les eaux peu profondes de subsurface » [Traduction]. Ils ont prédit que, si on devait continuer à appliquer ces sels au même rythme, les concentrations chlorurées moyennes en état d'équilibre dans l'eau souterraine de décharge par les sources dans ce bassin dépasseraient les 400 mg/l, peut-être d'ici 20 ans. Dans une étude de suivi du même bassin 20 ans après, Perera *et al.* (2013) ont déclaré que les concentrations chlorurées variaient amplement dans les débits de base et culminaient vers la fin du printemps à 500–600 mg/l pour ensuite tomber à 250–300 mg/l environ. Cela indiquait que « une composante de la nappe phréatique de salinité élevée par les sels de voirie appliqués la saison précédente migrait rapidement dans le cours d'eau par des zones relativement peu profondes d'écoulement préférentiel à l'intérieur de l'aquifère » [Traduction]. Ces auteurs ont précisé que « si on continuait à appliquer les sels de voirie au même rythme que maintenant, les concentrations estivales de chlorures dans les débits de base atteindraient 505 mg/l environ, soit presque le double des concentrations actuelles » [Traduction] et que ces concentrations excéderaient les valeurs recommandées pour l'eau potable et les valeurs du CCME (2012) pour la toxicité chronique en milieu aquatique. De même, Eyles et Meriano (2010) ont signalé que, dans un bassin urbanisé à Pickering (Ontario) (bassin du lac Ontario), 52 % des sels de déglaçage appliqués « s'accumulent dans la nappe phréatique et continuent à se déverser en débit de base d'eau saumurée dans les ruisseaux l'été » [Traduction].

En 1998, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a déclaré qu'un fort pourcentage de stations de surveillance de la qualité de l'eau le long du lac Érié présentaient des concentrations chlorurées en progression qui témoignaient de l'importance des activités d'urbanisation et d'aménagement qui s'exerçaient dans les bassins du sud de l'Ontario depuis le début de la décennie 1980 » [Traduction]. Dans le rapport « État des Grands Lacs » de 2009, Sawyer *et al.* (2009) ont dit que « les concentrations de chlorures dans des eaux souterraines peuvent être liées à la croissance urbaine et à l'usage du territoire qui y est associé ». Ils ont précisé que des concentrations chlorurées grandissantes avaient été relevées dans la plupart des puits municipaux du bassin de la rivière Grand et que cette montée était imputable au salage hivernal des chaussées avec du chlorure de sodium. De même, dans un des puits municipaux à Barrie (Ontario), on avait vu la hausse des concentrations chlorurées poser un problème d'approvisionnement en eau potable (Comité de protection des sources du sud de la baie Georgienne et du lac Simcoe, 2015). Dernier exemple : à Orangeville (Ontario), on a constaté une montée des concentrations de chlorures dans 5 des 12 puits municipaux de 1982 à 2012 (Office de protection de Credit Valley, 2015).

Nitrates

L'azote est un élément nutritif essentiel de la vie végétale et animale. Il favorise une croissance rapide, accroît la production de semences et de fruits et améliore la qualité des cultures à feuilles et des cultures fourragères. Il se présente en milieu naturel sous de nombreuses formes dans le cycle de l'azote, les formes nitratée (NO_3^-) et ammoniée (NH_4^+) étant des espèces inorganiques importantes en milieu aquatique.

Les nitrates sont très solubles dans l'eau et peu absorbés par les particules du sol, d'où la facilité de leur infiltration dans les horizons du sol et la nappe phréatique. La facilité de transport des nitrates dans la terre peut dépendre de l'activité biologique et de la nature des sols et de la concentration de nitrates dans les eaux d'infiltration (Mikolajkow, 2003).

Agriculture Canada a entrepris en 1991 une étude de la qualité des eaux souterraines dans les régions agricoles de l'Ontario. Ce ministère a échantillonné quelque 1 300 puits domestiques de ferme en 1991 et 1992 et les a analysés pour déterminer la teneur de l'eau souterraine en nitrates, en coliformes totaux et fécaux et en plusieurs pesticides (Rudolph et Goss, 1993). Les concentrations nitratées dépassaient la valeur recommandée de 10 mg/l azote pour l'eau potable dans les échantillons de 15 % des puits en question. On a constaté que la présence et la concentration de nitrates étaient liées aux facteurs suivants :

- La plupart des puits contaminés aux nitrates étaient des puits creusés ou forés peu en profondeur;
- Les concentrations nitratées étaient généralement plus élevées là où les sols étaient d'une grande perméabilité;
- Elles étaient homogènes en un même lieu et n'accusaient pas de variations saisonnières;
- Elles diminuaient en rapport linéaire avec la profondeur.

De même, un relevé effectué en Ontario vers la fin des années 1990 a indiqué que, dans 14 % des puits d'eau potable des exploitations agricoles, les concentrations de nitrates excédaient la valeur limite recommandée pour l'eau potable (Goss *et al.*, 1998). Les concentrations nitratées sont souvent élevées dans les eaux souterraines des régions urbaines et agricoles (Dubrovsky *et al.*, 2010; CMI, 2010).

Sawyer *et al.* (2009) ont évoqué « le lien entre une activité agricole accrue et la contamination de l'eau souterraine, et l'impact de ce lien sur la qualité des eaux de surface ». Certaines concentrations nitratées élevées ont à voir avec les pratiques agricoles, mais d'autres peuvent être « reliées aux communautés rurales qui ont une plus grande densité d'installations septiques qui lessivent les nutriants dans le sol ».

Dans une étude des concentrations de nitrates dans la nappe phréatique d'une région agricole dans le bassin de l'ouest du lac Érié, Thomas (2000b) a constaté que 37 % des échantillons présentaient de fortes concentrations nitratées révélatrices d'une incidence humaine (par les engrais, le fumier, les fosses septiques, etc.) et que, dans 7 % des cas, ces concentrations dépassaient le « niveau maximal de contaminant » de 10 mg/l azote de l'EPA (U.S. Environmental Protection Agency, 2015).

Comme pour les chlorures, on a observé de 1982 à 2012 une montée des concentrations de nitrates dans certains des puits d'Orangeville (Office de protection de Credit Valley, 2015).

Liens

Voici les liens avec d'autres sous-indicateurs :

- Traitement des eaux usées
- Qualité de l'eau dans les affluents – ce sous-indicateur est fondé sur l'Indice de la qualité des eaux, qui est la somme de huit paramètres comprenant les concentrations de chlorures et de nitrates.
- Terres humides côtières : échelle et composition
- Connectivité de l'habitat aquatique
- Éléments nutritifs dans les lacs (eaux du large)
- Indice des stresseurs du bassin versant – dans une certaine mesure, les tendances de la qualité des eaux souterraines paraissent liées aux tendances de l'occupation du sol et de l'aménagement; la qualité de la nappe phréatique est généralement moindre dans les régions où l'occupation du sol est plus intense, notamment dans les régions urbaines et agricoles; il faudra pousser l'analyse statistique pour confirmer les liens dans de futurs rapports.
- Population humaine – de même, la qualité des eaux souterraines est généralement moindre dans les régions plus populeuses; il faudra pousser là encore l'analyse statistique pour confirmer les liens dans de futurs rapports.

L'approfondissement de cette étude peut servir à une démonstration des liens entre les tendances régionales de la qualité des eaux souterraines, d'une part, et la qualité des eaux de surface, l'habitat et divers facteurs de stress, d'autre part.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.			X	
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Commentaires des auteurs

Le nouvel « USGS Online Mapper » (https://www.usgs.gov/news/usgs-online-mapper-provides-decadal-look-groundwater-quality; date de diffusion : 2 juin 2016) est un outil interactif de cartographie en ligne qui est le premier du genre et qui résume les variations décennales de la qualité des eaux souterraines à l'échelle des États-Unis, y compris donc dans le bassin des Grands Lacs (mais du côté américain seulement).

Limitations

Ce sous-indicateur vise seulement deux contaminants (nitrates et chlorures) et n'est donc pas conçu pour appréhender tous les problèmes possibles de contamination de la nappe phréatique en un certain lieu. Les eaux souterraines peuvent être contaminées par d'autres sources, dont les substances chimiques naturelles (hydrocarbures pétroliers, arsenic, etc.), les produits chimiques de synthèse (pesticides organiques, produits pharmaceutiques, etc.) et autres comme les microorganismes pathogènes. Il faut aussi dire que les deux catégories que nous avons choisies ne rendent pas bien compte des répercussions de l'activité de certains autres secteurs (secteur minier, par exemple) sur la qualité de la nappe phréatique.

À l'occasion de futures évaluations et à condition de disposer de données suffisantes, nous devrions choisir comme unité spatiale (géographique) de base les sous-bassins des Grands Lacs pour l'observation de ce sous-indicateur. Notons cependant que, à cause des grandes lacunes entachant la répartition spatiale des données actuellement disponibles (2016) sur la qualité des eaux souterraines (réseaux de surveillance de l'USGS et du MEACC), il n'y a pas de sous-bassins qui aient été inclus dans ce rapport d'étape initial.

Signalons enfin qu'il nous faudra mieux comprendre en quoi la nappe phréatique a des liens d'incidence et d'interaction avec les eaux des Grands Lacs, plus particulièrement en zone littorale.

Remerciements

Auteurs : Dale Van Stempvoort, Environnement et Changement climatique Canada; George Zhang, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario; Chris Hoard, U.S. Geological Survey; John Spoelstra, Environnement et Changement climatique Canada; Norman Grannemann, U.S. Geological Survey; Scott MacRitchie, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario.

Collaborateurs :
Stacey Cherwaty-Pergentile, Environnement et Changement climatique Canada

Sources d'information

Bowen, G.S., et M.J. Hinton, 1998. The temporal and spatial impacts of road salt on streams draining the Greater Toronto area. Actes du symposium « Groundwater in a Watershed Context », A.R. Piggott (dir.), p. 303-310.

Bubeck, R.C., W.H. Diment, B.L. Deck, A.L. Baldwin et S.D. Lipton, 1971. Runoff of deicing salt: Effect on Irondequoit Bay, Rochester, New York. Science, 172(3988):1128–1132.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), 2012. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement.

Conant, B., S. Danielescu, H. Reeves et P. Coulibaly, 2016. Groundwater/surface water interaction. Chapitre 2 dans Grannemann, G., et D. Van Stempvoort (dir.), Groundwater science relevant to the Great Lakes Water Quality Agreement: A status report. Document produit par le Sous-comité de l'annexe 8 du Comité exécutif des Grands Lacs, version définitive, mai 2016. Publication (en ligne) d'Environnement et Changement climatique Canada et de l'USEPA.

Office de protection de Credit Valley, 2015. Approved updated assessment report: Credit Valley Source Protection Area, volume 1 sur 2, rapport du 27 juillet 2015.

DeSimone, L.A., P.B. McMahon et M.R. Rosen, 2014. The quality of our Nation's waters—Water quality in Principal Aquifers of the United States, 1991–2010: U.S. Geological Survey Circular 1360, 151 p., http://dx.doi.org/10.3133/cir1360.

Dubrovsky, N., K. Burrow, G. Clark, J. Gronberg, P. Hamilton, K. Hitt *et al.*, 2010. The quality of our Nation's waters—Nutrients in the Nation's streams and groundwater, 1992–2004. Reston (VA): US Geological Survey Circular 1350, 174 p., http://pubs.usgs.gov/circ/1350/.

Environnement Canada, 2004. Code de pratique pour la gestion environnementale des sels de voirie. SPE 1/CC/5, avril 2004.

Eyles, N., et M. Meriano, 2010. Road-impacted sediment and water in a Lake Ontario watershed and lagoon, City of Pickering, Ontario, Canada: An example of urban basin analysis. Sedimentary Geology 224(1–4):15–28.

Goss, M.J., D.A.J. Barry et D.L. Rudolph, 1998. Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1. Results from drinking water wells. Journal of Contaminant Hydrology 32 (3–4): 267–293.

Grannemann, N., et D. Van Stempvoort (dir.), 2016. Summary, Groundwater science relevant to the Great Lakes Water Quality Agreement: A status report. Document produit par le Sous-comité de l'annexe 8 du Comité exécutif des Grands Lacs, version définitive, mai 2016. Publication (en ligne) d'Environnement et Changement climatique Canada et de l'USEPA, https://binational.net/2016/06/13/eaux souterraines-science-f/.

Santé Canada, 2013. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Nitrate and Nitrite.

Howard, K.W.F., et P.J. Beck, 1993. Hydrogeochemical implications of groundwater contamination by road de-icing chemicals. Journal of Contaminant Hydrology 12:245–268.

Howard, K.W.F., et J. Haynes, 1993. Urban geology 3. Groundwater contamination due to road de-icing chemicals - Salt balance implications. Geoscience Canada 20(1):1–8.

Commission mixte internationale (CMI), 2010. Groundwater in the Great Lakes Basin: a report of the Great Lakes Science Advisory Board to the International Joint Commission. Windsor (Ontario), 162 p.

Kelly, W.R., et S.D. Wilson, 2008. An evaluation of temporal changes in shallow groundwater quality in northeastern Illinois using historical data. Illinois State Water Survey, Center for Groundwater Science, Champaign (Illinois), février 2008.

Mullaney, J.R., D.L. Lorenz et A.D. Arntson, 2009. Chloride in groundwater and surface water in areas underlain by the glacial aquifer system, northern United States. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009–5086, 41 p.

Mikolajkow, J., 2003. Laboratory methods of estimating the retardation factor of migrating mineral nitrogen compounds in shallow groundwater. Geological Quarterly 47:1–96.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1998. Surface Water Monitoring and Assessment, 1998 Lake Erie Report. Direction de la surveillance environnementale.

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, 2016. Rapport sur la qualité de l'eau en Ontario, 2014. Document publié en mars 2016. http://www.ontario.ca/fr/page/rapport-sur-la-qualite-de-leau-en-ontario-2014.

Ministère ontarien de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales (MAAARO), 2005. Répercussions environnementales de l'utilisation d'azote en agriculture. Fiche technique 720/500.

Perera, N., K.W.F. Howard et B. Gharabaghi, 2013. Groundwater chloride response in the Highland Creek watershed due to road salt application: a re-assessment after 20 years. Journal of Hydrology 479(4):159–168.

Rudolph, D., 2015. Towards sustainable groundwater management in the agricultural landscape. Réseau canadien de l'eau. Rapport de l'Université de Waterloo publié en avril 2015.

Rudolph, D., et M. Goss (dir.), 1993. Ontario farm groundwater quality survey, summer 1992. Document produit par le Waterloo Centre for Groundwater Research, Université de Waterloo, le Centre for Land and Water Stewardship, Université de Guelph, le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario, l'Ontario Soil and Crop Improvement Association, le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario et le ministère provincial de la Santé. Document produit pour Agriculture Canada dans le cadre du Programme Canada-Ontario d'aide au réaménagement des terres, 1992. Document disponible en ligne à l'adresse http://agrienvarchive.ca/gp/download/ofgqs_93.pdf.

Sawyer, A., S. Cooke, J. Pitcher et P. Lapcevic, 2009. Qualité naturelle des eaux souterraines et changements causés par les êtres humains, indicateur nº 7100. Dans « État des Grands Lacs 2009 », Environnement Canada et USEPA, p. 351-358.

Comité de protection des sources du sud de la baie Georgienne et du lac Simcoe, 2015. Chapitre 8, City of Barrie. Approved Assessment Report: Lakes Simcoe and Couchiching-Black River Source Protection Area Part 1.

Stone, M., M.B. Emelko, J. Marsalek, J.S. Price, D.L. Rudolph, H. Saini et S.L. Tighe, 2010. Assessing the efficacy of current road salt management programs. Rapport de l'Université de Waterloo et de l'Institut national de recherche sur les eaux.

Thomas, M.A., 2000a. The effect of residential development on ground-water quality near Detroit, Michigan. J Environmental Quality 36:1023–1038.

Thomas, M.A., 2000b. Ground-water quality and vulnerability to contamination in selected agricultural areas of southeastern Michigan, northwestern Ohio, and northeastern Indiana. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 00-4146, 22 p.

U.S. Environmental Protection Agency, 2015. National Primary Drinking Water Regulations. Document accessible à l'adresse http://water.epa.gov/drink/contaminants/index.cfm#List (consultation le 19 novembre 2015).

Zebarth, B.J., M.C. Ryan, G. Graham, T.A. Forge et D. Neilsen. Groundwater monitoring to support development of BMPs for groundwater protection: The Abbotsford-Sumas aquifer case study. Groundwater Monitoring & Remediation 35(1):82-96. doi:10.1111/gwmr.12092.

Liste des tableaux

Tableau 1. Exemples de normes et d'objectifs de qualité de l'eau pour certaines juridictions chargées de protéger la santé humaine et la qualité de l'eau dans le bassin des Grands Lacs.
Tableau 2. Tableau sommaire des évaluations de données sur les puits pour chaque Grand Lac.
Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

Liste des figures

Figure 1. Qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs selon les concentrations de nitrates et de chlorures dans les eaux souterraines peu profondes (puits d'au plus 40 m sous la surface). Au total, 670 puits de surveillance de ce bassin ont été soumis à une analyse de qualité – bonne (294) (√), passable (173) (+) ou médiocre (203) (x) – de la nappe phréatique. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits et les zones ombrées, les résultats de chaque bassin lacustre.

Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

Figure 2. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Supérieur. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance. Les données américaines représentées sont très homogènes à proximité de la frontière internationale et semblent relever d'un même symbole (en chevauchement).

Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

Figure 3. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Michigan. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance.

Source : U.S. Geological Survey.

Figure 4. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Huron. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance.

Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

Figure 5. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Érié. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance.

Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

Figure 6. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Ontario. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance.

Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

Figure 7. Diagramme ternaire présentant les évaluations lac par lac de la qualité des eaux souterraines. Pour le lac Supérieur, la cote est « indéterminée » et, par conséquent, ce lac ne figure pas dans le diagramme.

Source des données : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

Figure 8. Courbes des concentrations de nitrates et de chlorures par rapport à la profondeur des puits canadiens de surveillance de l'étude (coefficient de corrélation de Pearson : nitrates et profondeur : -0,092, p = 0,146; chlorures et profondeur : 0,038, p = 0,543, valeur non significative au niveau de 0,05).

Source des données : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario.

Figure 9. Cartes illustrant les variations décennales (du début des années 1990 à 2010) des concentrations chlorurées et nitratées dans les eaux souterraines aux États-Unis, et notamment les concentrations croissantes de chlorures et de nitrates à proximité des Grands Lacs.

Source : DeSimone *et al.* (2014).

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

(pas de nouvelles données pour CÉÉGL 2019)

Juridiction	Ligne directrice pour chlorure (mg/L)	Ligne directrice pour nitrate (mg/L)
U.S. Environmental Protection Agency	230 (critère chronique pour la vie aquatique = critère concentration continue)	10 (objectif de niveau maximal de contaminants pour l'eau potable)
Conseil canadien des ministres de l'environnement	120 (recommandation de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique, concentration en eau douce, long terme)	3 (recommandation de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique, concentration en eau douce, long terme)
Santé Canada	≤ 250 (objectif esthétique)	10 (concentration maximale acceptable fondée sur la santé)
Ministère de l'Environnement, de la Conservation et des Parcs de l'Ontario	250 (objectif esthétique)	10 (concentration maximale acceptable fondée sur la santé)

Tableau 1. Exemples de normes et d'objectifs de qualité de l'eau pour certaines juridictions chargées de protéger la santé humaine et la qualité de l'eau dans le bassin des Grands Lacs.

		Qualité médiocre des eaux souterraines		Qualité passable des eaux souterraines		Bonne qualité des eaux souterraines	
Données canadiennes	**N^bre^ total de puits**	**N^bre^ de puits**	**%**	**N^bre^ de puits**	**%**	**N^bre^ de puits**	**%**
Supérieur	9	1	11 %	1	11 %	7	78 %
Huron	75	12	16 %	16	21 %	47	63 %
Érié	54	15	28 %	8	15 %	31	57 %
Ontario	114	35	31 %	34	30 %	45	39 %
Ensemble des bassins	252	63	25 %	59	23 %	130	52 %

		Qualité médiocre des eaux souterraines		Qualité passable des eaux souterraines		Bonne qualité des eaux souterraines	
Données américaines	**N^bre^ total de puits**	**N^bre^ de puits**	**%**	**N^bre^ de puits**	**%**	**N^bre^ de puits**	**%**
Supérieur	13	0	0 %		0 %	13	100 %
Michigan	136	64	47 %	29	21 %	43	32 %
Huron	2	2	100 %	0	0 %	0	0 %
Érié	123	35	28 %	41	33 %	47	38 %
Ontario	144	39	27 %	44	31 %	61	42 %
Ensemble des bassins	418	140	33 %	114	27 %	164	39 %

		Qualité médiocre des eaux souterraines		Qualité passable des eaux souterraines		Bonne qualité des eaux souterraines	
Données binationales	**N^bre^ total de puits**	**N^bre^ de puits**	**%**	**N^bre^ de puits**	**%**	**N^bre^ de puits**	**%**
Supérieur	22	1	5 %	1	5 %	20	91 %

Michigan	136	64	47 %	29	21 %	43	32 %
Huron	77	14	18 %	16	21 %	47	61 %
Érié	177	50	28 %	49	28 %	78	44 %
Ontario	258	74	29 %	78	30 %	106	41 %
Ensemble des bassins des Grands Lacs	670	203	30 %	173	26 %	294	44 %

Tableau 2. Tableau sommaire des évaluations de données sur les puits pour chaque Grand Lac.
Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

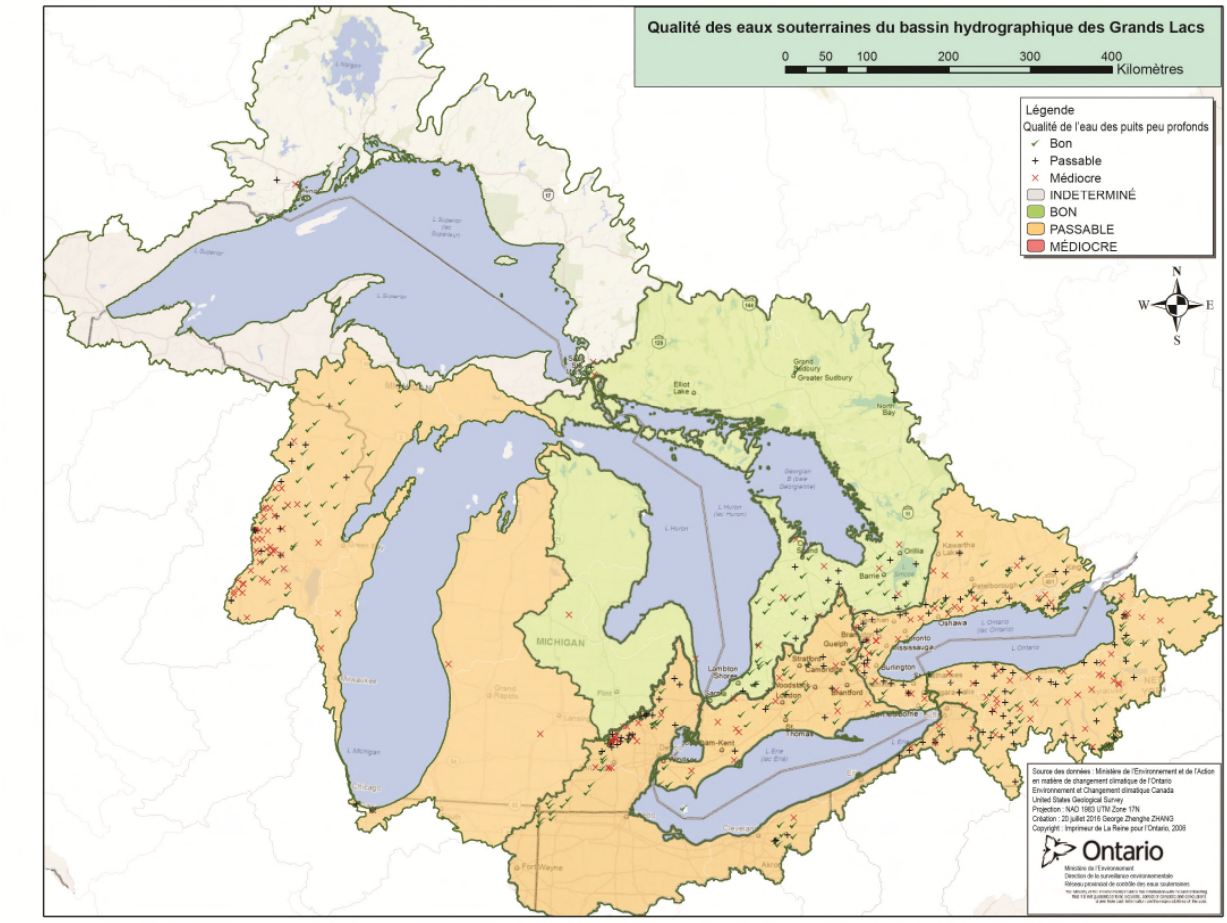


Figure 1. Qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs selon les concentrations de nitrates et de chlorures dans les eaux souterraines peu profondes (puits d'au plus 40 m sous la surface). Au total, 670 puits de surveillance de ce bassin ont été soumis à une analyse de qualité – bonne (294) (√), passable (173) (+) ou médiocre (203) (x) – de la nappe phréatique. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits et les zones ombrées, les résultats de chaque bassin lacustre.
Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

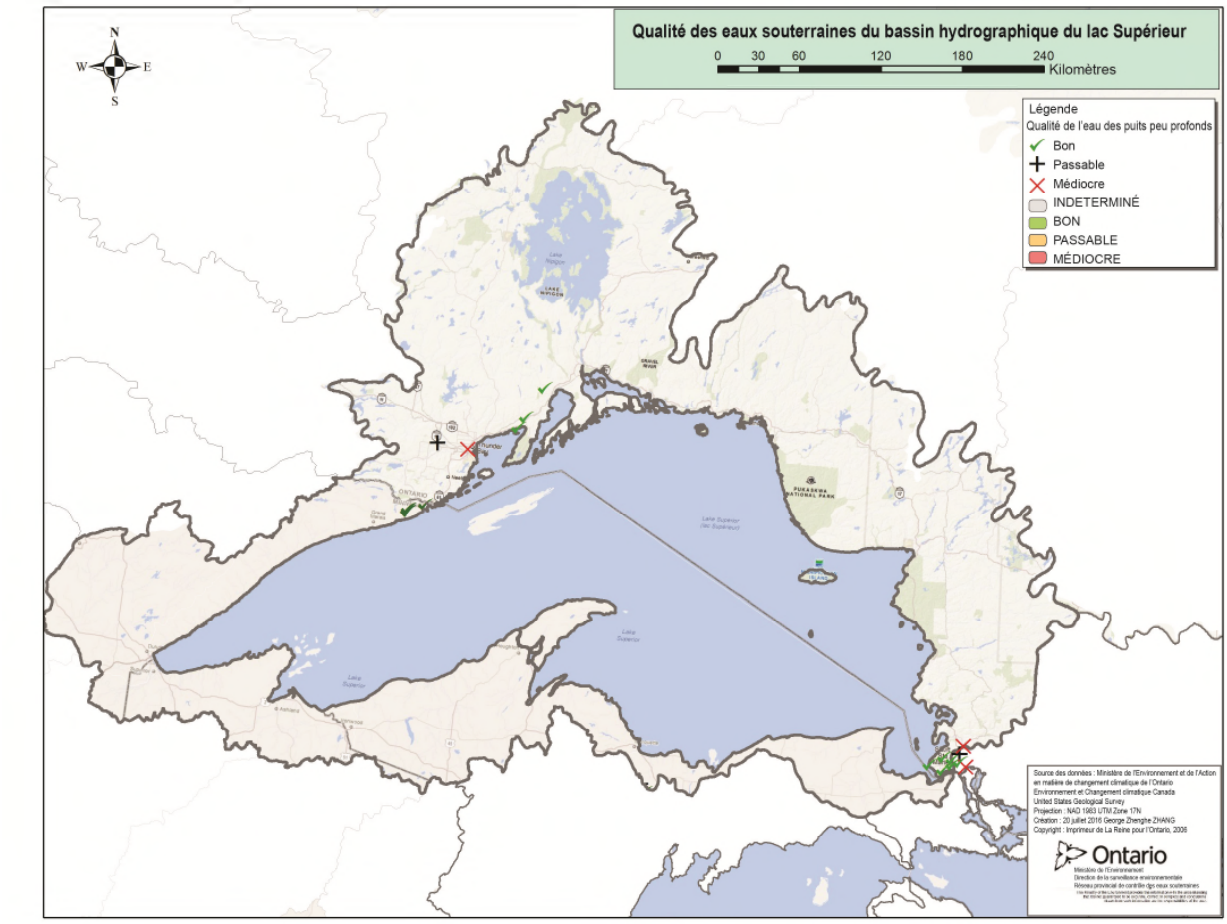


Figure 2. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Supérieur. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance. Les données américaines représentées sont très homogènes à proximité de la frontière internationale et semblent relever d'un même symbole (en chevauchement).
½ource : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

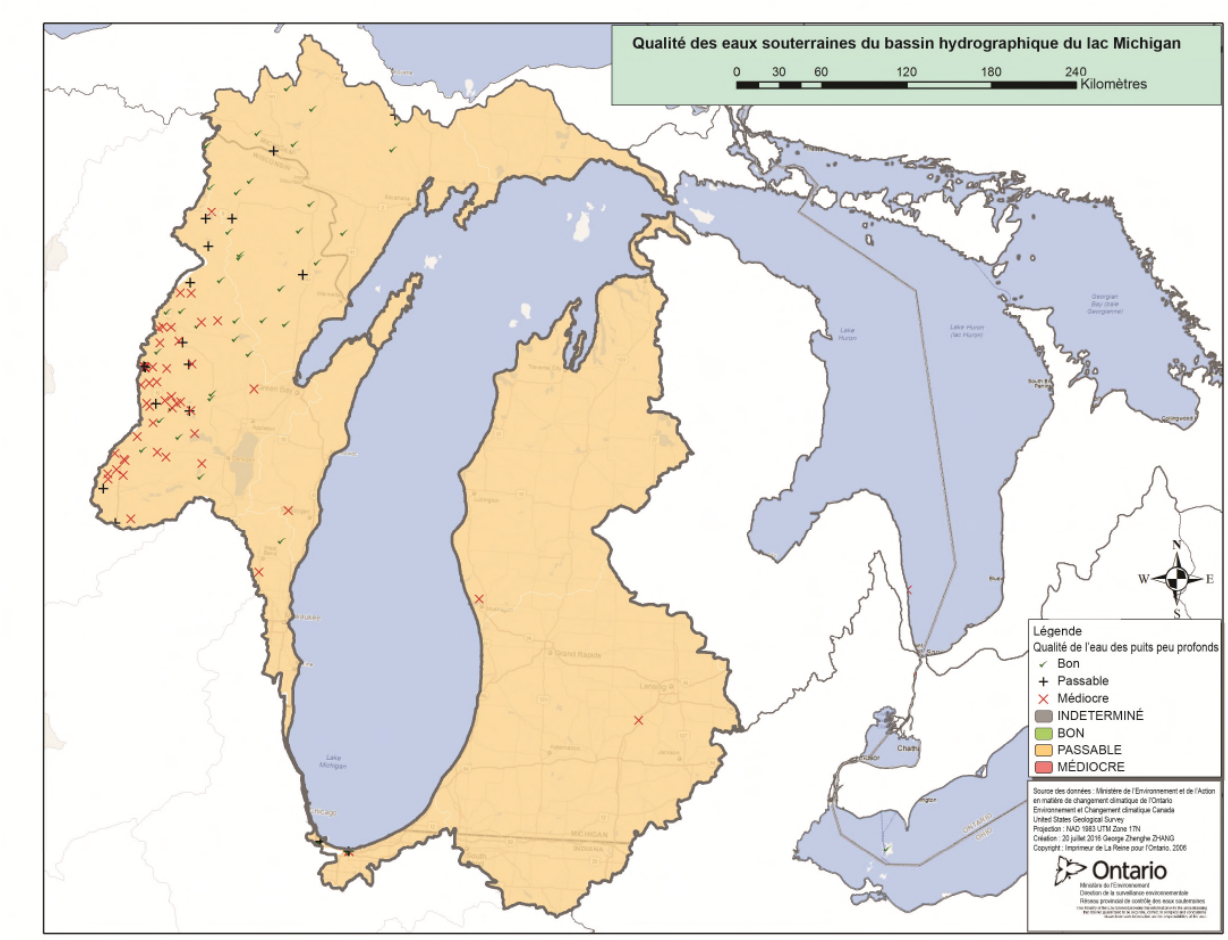


Figure 3. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Michigan. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance.
Source : U.S. Geological Survey.

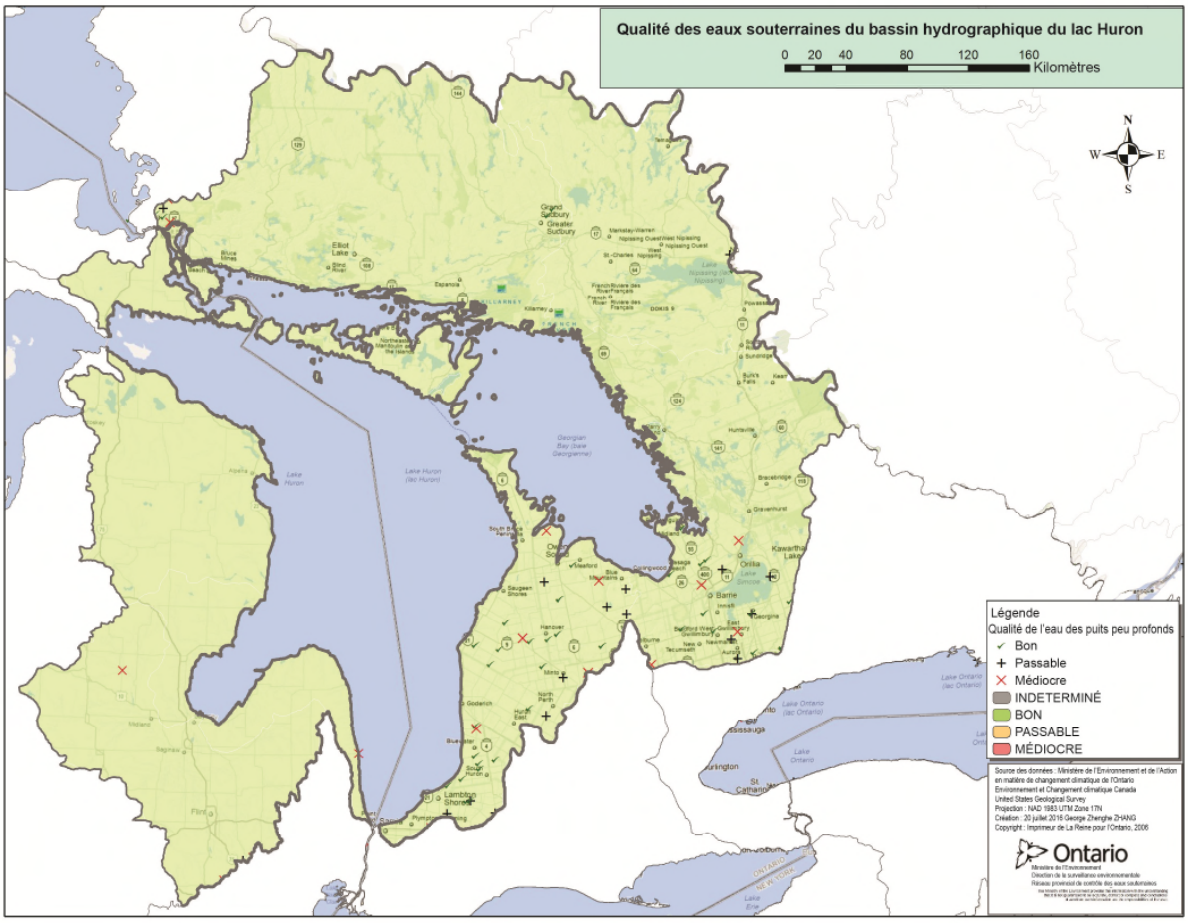


Figure 4. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Huron. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance.
Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

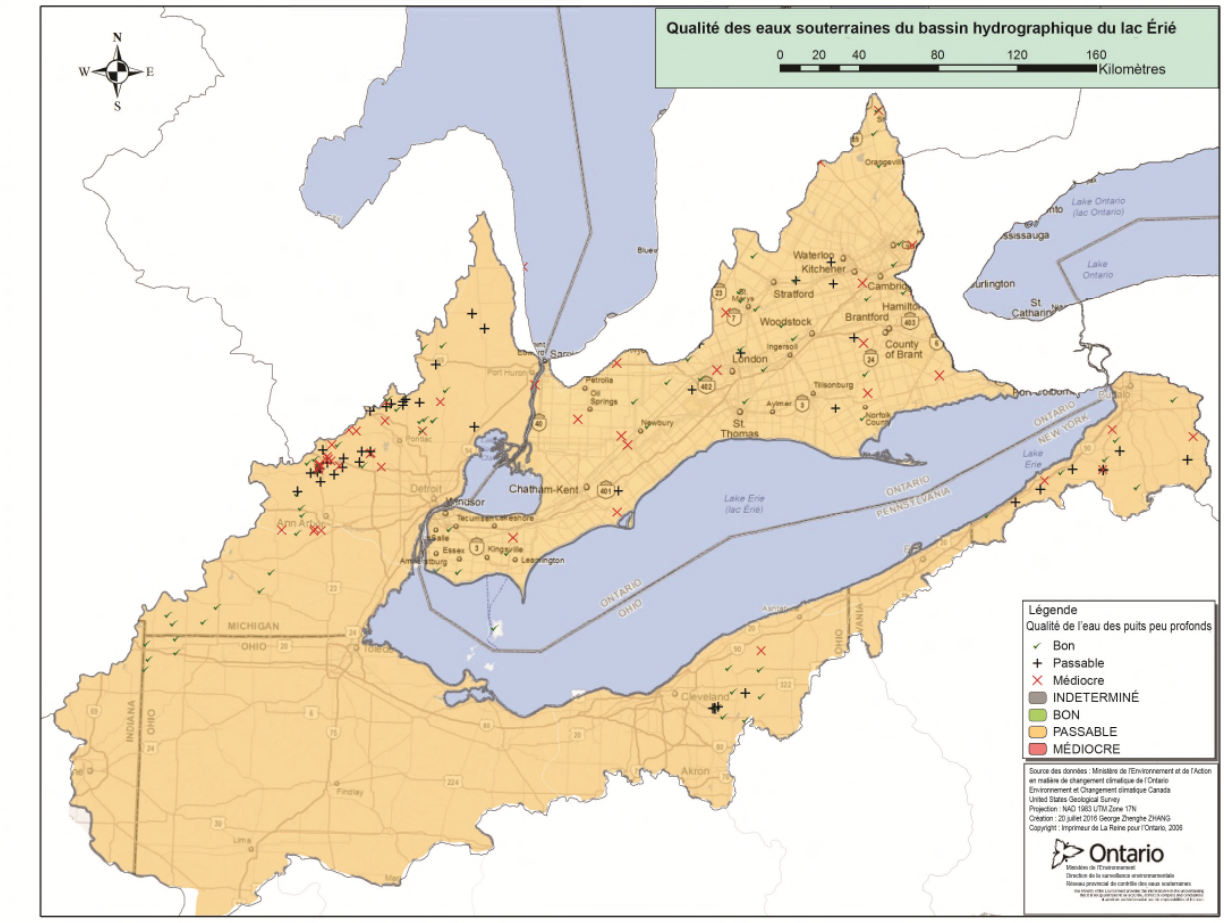


Figure 5. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Érié. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance.
Source des données : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

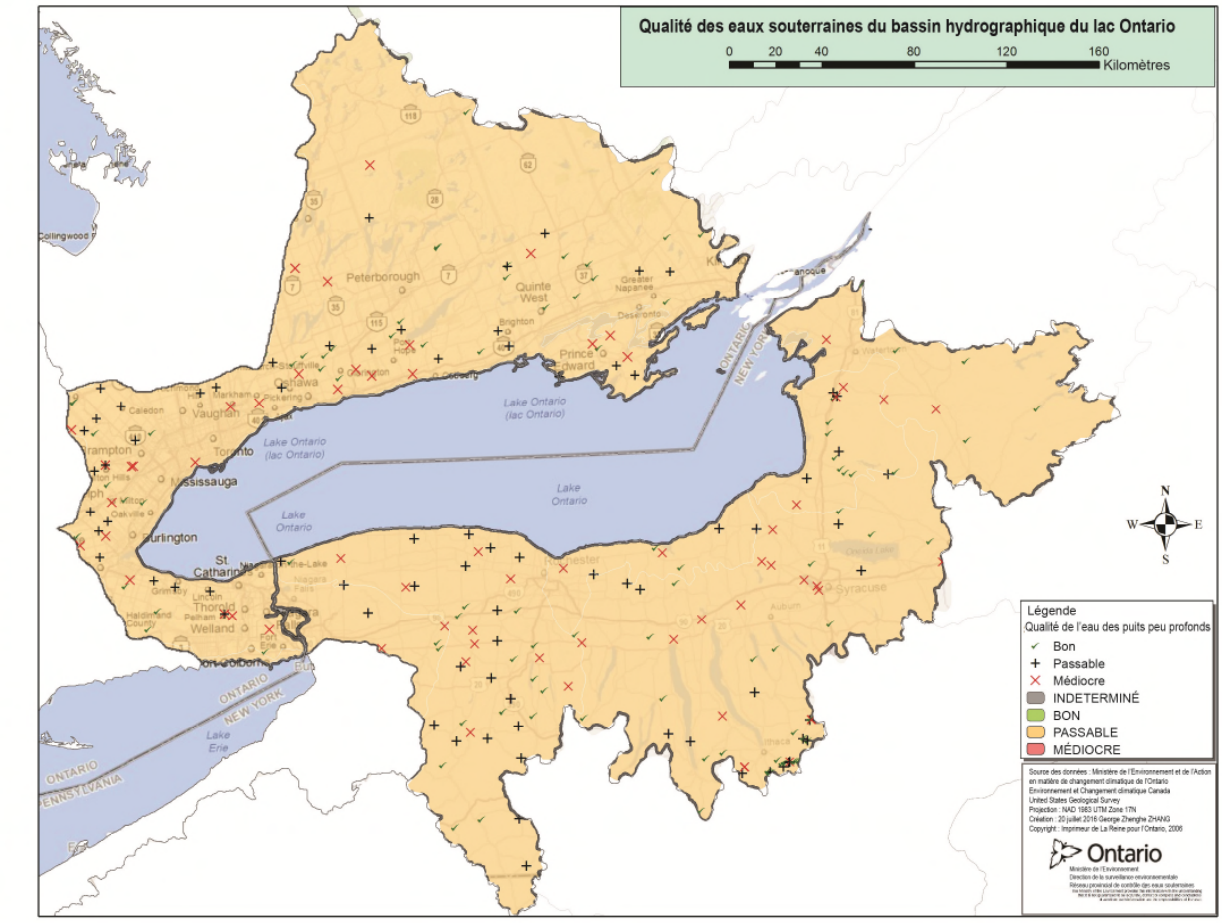


Figure 6. Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Ontario. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance.
Source des données : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

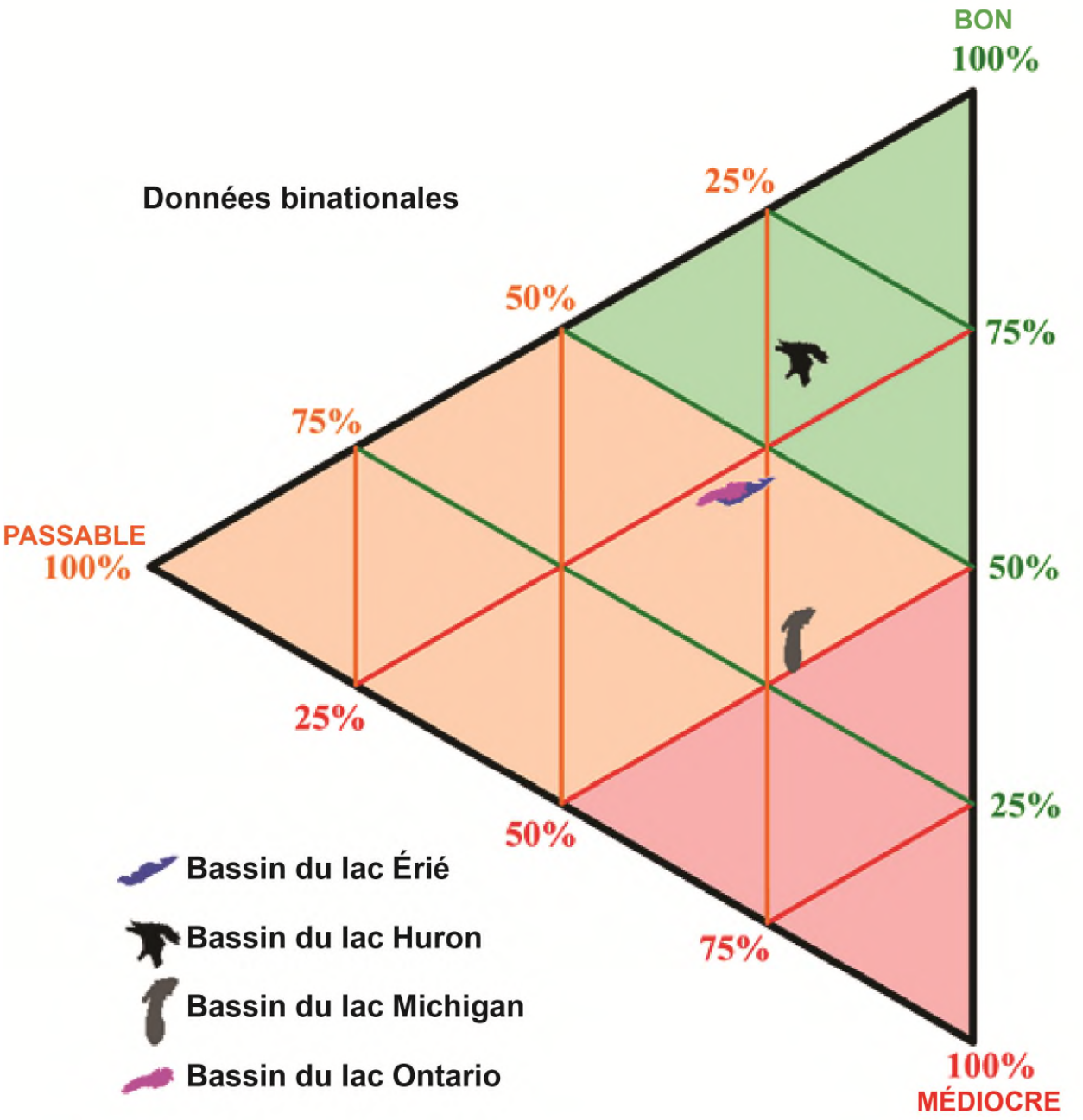


Figure 7. Diagramme ternaire présentant les évaluations lac par lac de la qualité des eaux souterraines. Pour le lac Supérieur, la cote est « indéterminée » et, par conséquent, ce lac ne figure pas dans le diagramme.
Source des données : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

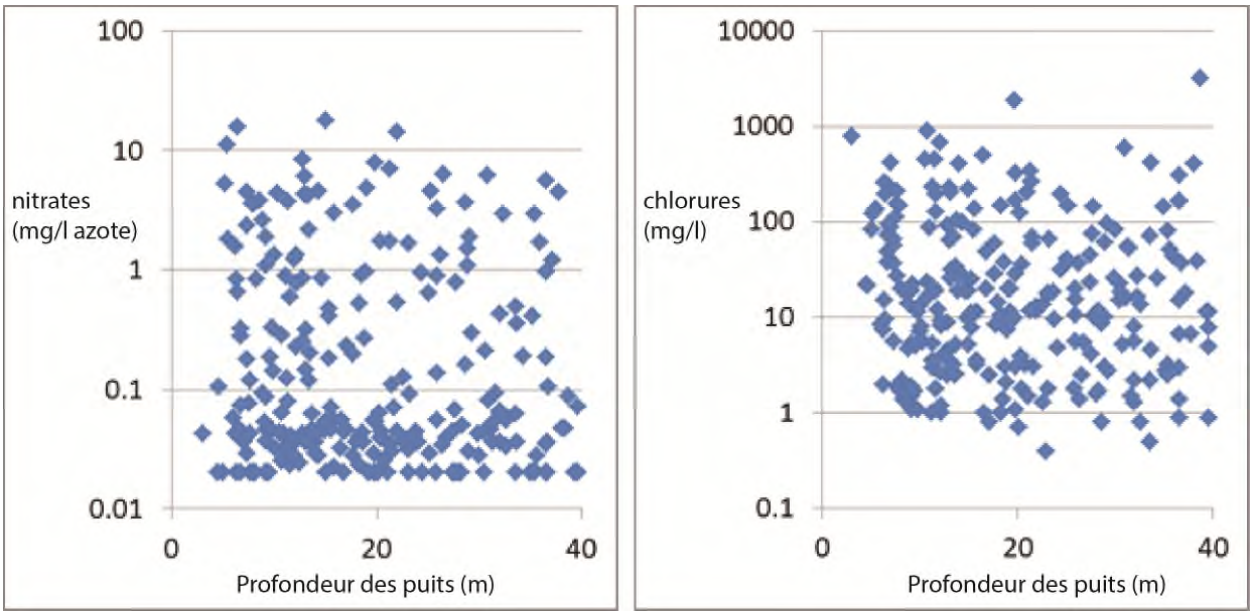


Figure 8. Courbes des concentrations de nitrates et de chlorures par rapport à la profondeur des puits canadiens de surveillance de l'étude (coefficient de corrélation de Pearson : nitrates et profondeur : -0,092, p = 0,146; chlorures et profondeur : 0,038, p = 0,543, valeur non significative au niveau de 0,05).
Source des données : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario.

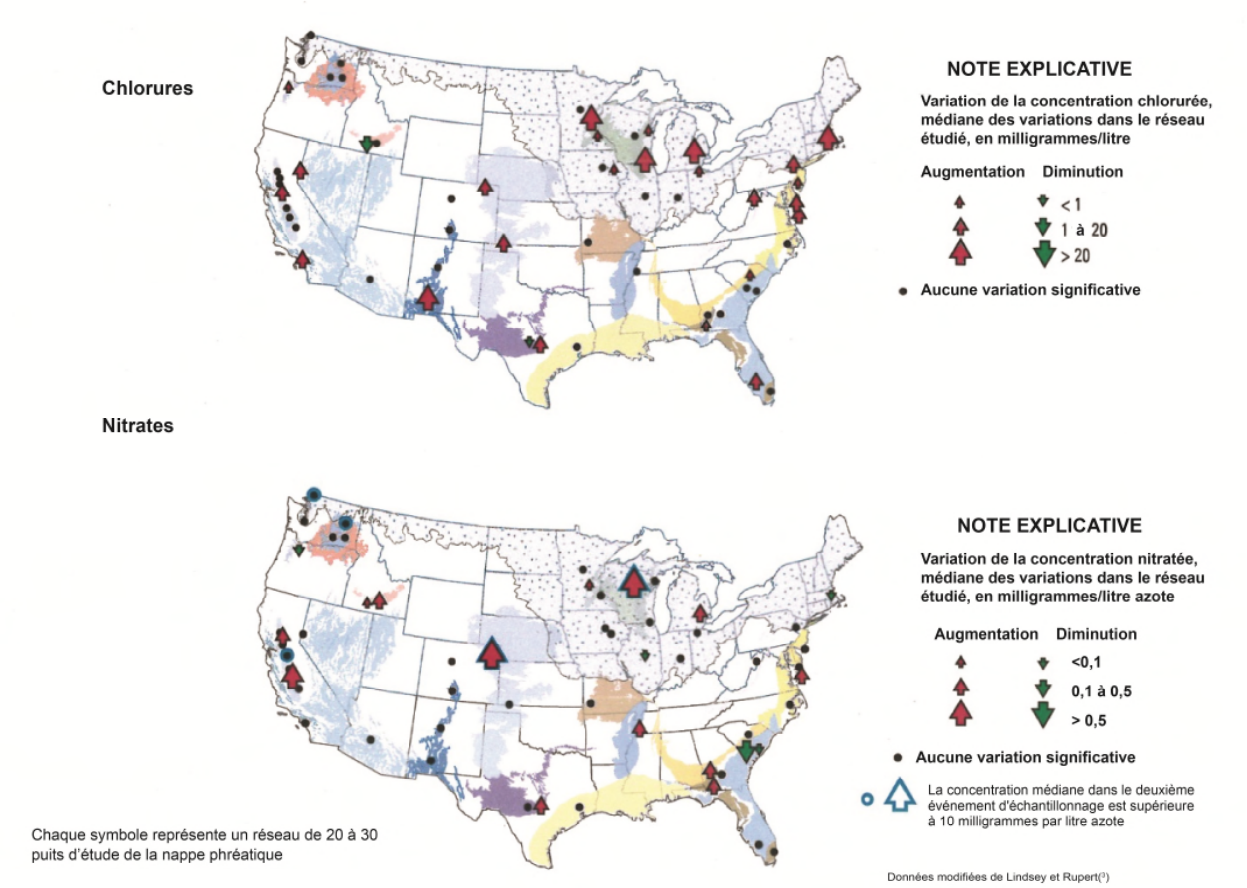


Figure 9. Cartes illustrant les variations décennales (du début des années 1990 à 2010) des concentrations chlorurées et nitratées dans les eaux souterraines aux États-Unis, et notamment les concentrations croissantes de chlorures et de nitrates à proximité des Grands Lacs.
Source : DeSimone *et al.* (2014)

Sous-indicateur : Couvert forestier

Couvert forestier dans les zones riveraines

Évaluation globale

État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans (2006-2011 pour É.U. et 2002-2011 pour Canada) : Inchangée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : D'après l'imagerie satellitaire, le couvert forestier occupe un fort pourcentage de la zone riveraine des plans d'eau dans le bassin du lac Supérieur (96 %), un pourcentage moyen dans le bassin des lacs Michigan, Huron et Ontario (61 % à 73 %) et un faible pourcentage (31 %) dans celui du lac Érié. Le couvert forestier (2006 à 2011 aux É.-U. et 2002 à 2011 au Canada) semble ne pas avoir changé dans les zones riveraines des bassins des lacs Supérieur, Michigan et Huron, avoir un peu diminué dans le bassin du lac Ontario (-1,7 %) et avoir augmenté dans celui du lac Érié (+4,5 %). Le pourcentage de zones riveraines boisées est bien plus élevé dans les bassins versants septentrionaux que dans ceux du sud, où il y a davantage de milieux bâtis et de terres agricoles.

De même, d'après l'imagerie satellitaire, le couvert forestier occupe un fort pourcentage de la superficie des terres dans le bassin du lac Supérieur (93 %), un pourcentage moyen dans le bassin des lacs Michigan, Huron et Ontario (48 % à 65 %) et un faible pourcentage dans celui du lac Érié (19 %). Les tendances relatives au couvert forestier dans les bassins des lacs sont très semblables à l'évaluation des zones riveraines, et montrent que la situation n'a pas changé dans les bassins des lacs Supérieur et Huron. Le couvert forestier a toutefois reculé dans le bassin des lacs Michigan (-1,2 %) et Érié (-1,2 %), les plus grosses pertes s'étant produites dans le bassin du lac Ontario (-3,9 %).

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
Situation : Bon
Tendance : Inchangée
Justification : Vu l'importance du couvert forestier dans les zones riveraines des plans d'eau du bassin du lac Supérieur, les eaux sont vraisemblablement bien protégées. Le couvert forestier est important aussi dans l'ensemble du bassin du lac Supérieur. Ces données semblent indiquer qu'une dégradation à long terme de la qualité de l'eau causée par le changement du couvert forestier est peu probable.

Lac Michigan
Situation : Passable
Tendance : Inchangée
Justification : Le couvert forestier est important dans les zones riveraines des bassins versants septentrionaux du bassin du lac Michigan, et il est réduit dans ses bassins versants méridionaux, ce qui peut diminuer la qualité de l'eau et l'intégrité de l'écosystème. Il existe une tendance semblable pour le couvert forestier de l'ensemble du bassin, qui est important dans les bassins versants septentrionaux, et peu important dans les bassins versants méridionaux. Ces données semblent indiquer que le changement du couvert forestier pourrait entraîner la dégradation de la qualité de l'eau et de l'intégrité de l'écosystème dans les bassins méridionaux.

Lac Huron
Situation : Passable
Tendance : Inchangée
Justification : Le couvert forestier est important dans les zones riveraines des bassins versants septentrionaux du bassin du lac Huron, et il est réduit dans ses bassins versants méridionaux, ce qui peut diminuer la qualité de l'eau et l'intégrité de l'écosystème. Il existe une tendance semblable pour le couvert forestier de l'ensemble du bassin, qui

est important dans les bassins versants septentrionaux, et peu important dans les bassins versants méridionaux. Ces données semblent indiquer que le changement du couvert forestier pourrait entraîner la dégradation de la qualité de l'eau et de l'intégrité de l'écosystème dans les bassins méridionaux.

Lac Érié
Situation : Médiocre
Tendance : S'améliore
Justification : La faible proportion de zones riveraines boisées semble indiquer que la qualité de l'eau et l'intégrité de l'écosystème courent un plus grand risque. La tendance (entre 2002 et 2011) s'améliore toutefois du côté canadien du bassin. La superficie boisée est petite dans l'ensemble de ce bassin; elle a diminué de 2002 à 2011 du côté canadien du bassin, malgré l'augmentation du couvert forestier riverain. Ces données semblent indiquer qu'il est tout à fait possible que le changement du couvert forestier soit problématique pour la qualité de l'eau, et lui fasse courir des risques.

Lac Ontario
Situation : Passable
Tendance : Se détériore
Justification : Le couvert forestier est moyennement important dans les zones riveraines de ce bassin, ce qui donne à penser que le risque pour la qualité de l'eau et l'intégrité de l'écosystème est moyen. De même, le couvert forestier, qui a diminué au cours de la période 2002-2011 du côté canadien du bassin, est moyen dans la plupart des bassins versants du lac Ontario. Ces données semblent indiquer qu'il est possible que le couvert forestier rende la qualité de l'eau problématique et mette l'intégrité écologique en péril, en particulier au Canada, où les pertes ont été plus grosses qu'aux É.-U., où la tendance n'a pas changé.

Raison d'être du sous-indicateur
Ce sous-indicateur vise à quantifier le couvert forestier des zones riveraines étant donné le rôle qu'il joue dans l'exécution des fonctions hydrologiques, la fourniture de processus essentiels (p. ex., l'évapotranspiration et le transport des éléments nutritifs) et la protection de l'intégrité physique des bassins versants (p. ex., lutte contre l'érosion), qui tous sont nécessaires pour que l'approvisionnement en eau soit de grande qualité.

Objectif pour l'écosystème
Que la composition et la structure des forêts reflètent la diversité écologique naturelle (c.-à-d. dans les conditions climatiques actuelles) de la région.

État de l'écosystème
Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 9 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

Le pourcentage de terrains boisés dans les zones riveraines, par bassin versant, au fil du temps, est la principale composante évaluée par ce sous-indicateur. Le pourcentage de terrains boisés dans le bassin versant de chacun des lacs, au fil du temps, est inclus aussi afin d'étayer les évaluations globales et lac par lac, et de donner leur contexte.

Des décennies de recherches et de surveillance ont montré que l'eau s'écoulant des bassins versants boisés est de haute qualité, comme l'indiquent les apports en sédiments, les charges en éléments nutritifs, les concentrations de contaminants et les températures. Le couvert forestier contribue de plus à de nombreux autres services écosystémiques, comme la lutte contre l'érosion du sol, l'augmentation de l'infiltration de l'eau souterraine, la stabilisation des rives et l'atténuation du ruissellement des eaux d'averse. La couche de feuilles mortes et les débris ligneux fournissent la nourriture et l'habitat essentiels aux poissons et aux autres espèces sauvages aquatiques. Bien que la végétation non forestière joue différents rôles pour le maintien de la qualité de l'eau et de la quantité d'eau, le couvert forestier des zones riveraines illustre bien la protection de l'eau.

En règle générale, l'augmentation du couvert forestier améliore la qualité de l'eau. Dans le cadre d'une brève étude sur les réseaux d'approvisionnement en eau des municipalités, Ernst (2004) a montré que le coût du traitement de l'eau pouvait être directement lié au pourcentage du couvert forestier dans le bassin versant d'origine. La fonction

qu'elle a développée donne à penser que le coût du traitement diminue lorsque le pourcentage du couvert forestier dépasse 60 % environ. D'autres études ont eu plus de difficulté à mettre en évidence des relations empiriques entre le couvert forestier et l'aspect économique de l'approvisionnement en eau des municipalités.

Là où l'utilisation des terres des bassins versants a beaucoup changé par suite des activités agricoles ou du développement urbain et suburbain, l'augmentation du couvert forestier dans une zone riveraine peut atténuer bon nombre des incidences sur les plans d'eau qui pourraient être nuisibles. Les zones riveraines boisées peuvent réduire la quantité d'eau de ruissellement de surface qui s'écoule vers les plans d'eau (ainsi que l'érosion), atténuer les charges en éléments nutritifs dues à l'application de fertilisants et d'autres polluants de sources non ponctuelles, et accroître la capacité de stockage de l'eau de l'écosystème. Les zones riveraines sont aussi des sources importantes d'énergie et de matières pour les réseaux aquatiques et elles contribuent à la régulation des températures de l'eau. Le pourcentage du couvert forestier dans les zones riveraines (zone tampon de 30 m autour de tous les plans d'eau, c'est-à-dire les polygones d'eau, les rivières, les ruisseaux et les ruisseaux intermittents, le cas échéant) du bassin de chacun des lacs sert donc à évaluer l'état dans ce sous-indicateur. Les critères suivants ont été utilisés pour l'évaluation des situations : bonne = le couvert forestier s'étend sur >80 % des zones riveraines, passable = le couvert forestier s'étend sur 50 % à 80 % des zones riveraines, et mauvaise = le couvert forestier s'étend sur <50 % des zones riveraines. Pour ce qui est des tendances, une tendance est considérée comme inchangée si le changement est $\leq \pm 1$ % et en voie de changer s'il est $> \pm 1$ %. Le couvert forestier de l'ensemble d'un bassin lacustre est utilisé comme renseignement supplémentaire qui fournit un contexte plus vaste.

La création d'une zone tampon de 30 m autour de tous les plans d'eau et son utilisation comme cache sur les couches de données du couvert forestier ont permis d'évaluer la zone riveraine. À l'échelle des bassins lacustres (figure 1), 96 % des zones riveraines du bassin du lac Supérieur sont boisées, alors que les zones riveraines des lacs Michigan (63 %), Huron (73 %) et Ontario (61 %) sont moyennement boisées. Seulement 31 % des zones riveraines du lac Érié sont boisées (tableau 1). La variation est substantielle aussi à l'échelle des bassins tertiaires pour chacun des bassins lacustres (figure 2). Le pourcentage des zones riveraines boisées est beaucoup plus élevé dans les bassins versants du nord que dans ceux du sud, où l'agriculture et les milieux bâtis sont bien plus importants.

Évaluer les tendances relatives au couvert forestier dans les zones riveraines s'avère difficile. Bien qu'il soit facile d'évaluer la situation du couvert forestier en analysant des données satellitaires référencées et soigneusement vérifiées, ces données ne sont habituellement disponibles que pour certains points dans le temps. Pour les besoins du présent rapport, les données de l'imagerie satellitaire ont été utilisées pour les portions étatsuniennes des bassins des lacs de 2006 à 2011 et pour les portions canadiennes de 2002 et 2011. L'analyse des tendances a montré que les forêts riveraines n'ont pas changé dans les bassins septentrionaux, qu'une petite augmentation s'est produite dans le bassin du lac Érié (4,5 %) et une petite diminution dans celui du lac Ontario (-1,7 %). Les changements ont été petits aux É.-U. (<1,1 %), et plus gros en Ontario (allant de -3,3 % à +16,3 %) (tableau 2). Il faut interpréter ces tendances avec une certaine prudence, compte tenu de la courte période sur laquelle elles ont été calculées (cinq ans pour les É.-U. et neuf ans pour le Canada). La période doit être plus longue (>20 ans) pour qu'il soit possible de déterminer les tendances avec un certain degré de certitude.

Les tendances relatives au couvert forestier dans les bassins versants sont similaires à celles qui ont trait au couvert forestier dans les zones riveraines. La figure 3 montre les bassins tertiaires qui se jettent dans les Grands Lacs et le pourcentage de leur couvert forestier. Ce pourcentage présente un fort gradient nord-sud, comme il fallait s'y attendre étant donné le gradient nord-sud semblable qui existe pour la population et l'activité agricole. Dans le bassin du lac Supérieur, 93 % de la superficie est boisée (tableau 2). Dans tous les autres bassins, les forêts ont été remplacées par des milieux bâtis et des terres agricoles, ne laissant à la forêt que 49 % (Michigan), 65 % (Huron), 19 % (Érié) et 48 % (Ontario) des bassins (tableau 2). Il faut toutefois souligner qu'il existe, dans chaque bassin, des bassins versants dont le couvert forestier va de passable à bon (figure 4). Le tableau 2 montre que, dans la portion étatsunienne de tous les bassins lacustres, la tendance est à l'absence de changement (Érié, Ontario) ou à une petite diminution (Supérieur, Huron, Michigan), alors que dans les bassins canadiens soit la tendance est inchangée (Supérieur, Huron), soit la diminution du couvert forestier (Érié, Ontario) est plus importante (tableau 2).

Liens

La capacité bien connue des terres boisées de produire de l'eau de grande qualité et, en particulier, la capacité des zones riveraines boisées de protéger les ressources hydriques sont liées à bon nombre d'autres sous-indicateurs. Plus particulièrement, le couvert forestier des zones riveraines contribue directement à la réduction des éléments nutritifs

et des autres polluants de sources non ponctuelles, à la diminution des charges dans les affluents et les lacs, et à l'atténuation des effets négatifs des dépôts atmosphériques. Indirectement, l'eau de grande qualité qui provient des zones boisées répond aux besoins de diverses communautés aquatiques. En raison de leurs effets sur la composition et la fonction des forêts, ainsi que sur les processus hydrologiques locaux, les changements climatiques réduisent probablement la capacité des forêts de produire de l'eau de grande qualité; l'ampleur et l'orientation de ces effets sont toutefois mal connues. Ainsi, la réduction du ruissellement annuel total dans plusieurs bassins des Grands Lacs peut mener à l'augmentation des concentrations d'éléments nutritifs et de contaminants dans les affluents. De plus, la modification de la composition des forêts, causée par des activités humaines (p. ex., l'aménagement forestier) ou des agents naturels (p. ex., l'agrile du frêne), peut nuire à la qualité de l'eau ou à la quantité d'eau.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X		
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X		
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Commentaires des auteurs

Estimer le couvert forestier au moyen de la télédétection est une méthode largement utilisée et généralement fiable. Cependant, bon nombre des ensembles de données disponibles ne renferment pas les longues séries chronologiques nécessaires pour l'évaluation adéquate des tendances. Il faut réunir à intervalles réguliers les ensembles de données transfrontières pour mesurer les changements du couvert forestier et comprendre les facteurs de changement. Les données des inventaires forestiers (p. ex., la base de données de l'inventaire et de l'analyse des forêts [Forest Inventory and Analysis Database – FIADB] du US Forest Service) sont utiles également, mais il n'existe pas de système équivalent pour le Canada. L'intégration des systèmes d'inventaire forestier et des données de la télédétection des diverses compétences reste difficile en raison de la diversité des objectifs visés et des méthodes employées.

Il est reconnu que le type de forêt et la structure par âge et la composition des forêts comme fonction des types et de l'intensité des perturbations influencent la qualité de l'eau et la quantité d'eau. Bien qu'il puisse être souhaitable d'élargir l'analyse à ces facteurs, concevoir une façon de compiler et de calculer les indicateurs représentera un défi, compte tenu des diverses sources de données. Il est reconnu aussi que les zones tampons standard de 30 m ne sont peut-être pas suffisantes pour protéger les plans d'eau et qu'il pourrait être plus avantageux d'évaluer des zones tampons de tailles différentes ou variables.

Remerciements

Auteurs : Kara Webster, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs, 1219, rue Queen Est, Sault Ste. Marie (Ontario) P6A 2E5; courriel : kara.webster@canada.ca; téléphone : 705-541-5520

Collaborateurs : Charles Perry et Dale Gormanson, USDA Forest Service, 1992 Folwell Avenue, St. Paul, MN 55108; Larry Watkins, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario (MRNF), 70, prom. Foster, bureau 400, Sault Ste. Marie (Ontario), P6A 6V5

Sources d'information

Fry, J., G. Xian, S. Jin, J. Dewitz, C. Homer, L. Yang, C. Barnes, N. Herold et J. Wickham. 2011. Completion of the 2006 National Land Cover Database for the Conterminous United States, PE&RS, vol. 77(9):858-864.
Lien : http://www.mrlc.gov/nlcd2006.php (consulté le 10 octobre 2011).
Homer, C.G., J.A. Dewitz, L. Yang, S. Jin, P. Danielson, G. Xian, J. Coulston, N.D. Herold, J.D. Wickham et K. Megown. 2015. Completion of the 2011 National Land Cover Database for the conterminous United States-Representing a decade of land cover change information. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, v. 81, nº 5, p. 345-354. Lien: http://www.mrlc.gov/nlcd11_data.php (consulté le 27 octobre 2015).

Liste des tableaux

Tableau 1. Pourcentage du couvert forestier dans les zones riveraines et pourcentage de changement par bassin pour les É.-U. (2006 et 2011) et le Canada (2002 et 2011) et l'ensemble du bassin des Grands Lacs aux É.-U. et au Canada. Les données sont fondées sur la somme des types de couverts forestiers dans une zone tampon de 30 m autour des plans d'eau. Le couvert forestier a été établi au moyen de l'imagerie satellitaire Landsat pour les États-Unis et le Canada (Ontario)
Sources : Base de données nationale de la couverture terrestre des États-Unis (U.S. National Land Cover Database) de 2006 (Fry et coll., 2006) et de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2002 et SITSO 2002 (MRNF 2006, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites) et couverture terrestre de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites)
Tableau 2. Pourcentage du couvert forestier et pourcentage de changement par bassin lacustre pour les États-Unis (2006 et 2011) et le Canada (2002 et 2011) et l'ensemble du bassin des Grands Lacs aux É.-U. et au Canada. Le couvert forestier a été établi au moyen de l'imagerie satellitaire Landsat pour les États-Unis et le Canada (Ontario)
Sources : Base de données nationale de la couverture terrestre des États-Unis (U.S. National Land Cover Database) de 2006 (Fry et coll., 2006) et de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2002 et SITSO 2002 (MRNF 2006, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites) et couverture terrestre de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites).

Liste des figures

Figure 1. Pourcentage du couvert forestier dans les zones riveraines (zone tampon de 30 m autour des plans d'eau) pour les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire; il inclut divers types de forêts (c.-à-d. à feuilles caduques, de conifères, mixtes) et de milieux humides arborés
Source : Base de données nationale de la couverture terrestre des É.-U. (National Land Cover Database) de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites)
Figure 2. Couvert forestier dans les zones riveraines (zone tampon de 30 m autour des plans d'eau) pour les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire; il inclut divers types de forêts (c.-à-d. à feuilles caduques, de conifères, mixtes) et de milieux humides arborés
Source : Base de données nationale de la couverture terrestre des É.-U. (National Land Cover Database) de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites)
Figure 3. Pourcentage du couvert forestier dans les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire; il inclut divers types de forêts (c.-à-d. à feuilles caduques, de conifères, mixtes) et de milieux humides arborés
Source : Base de données nationale de la couverture terrestre des É.-U. (National Land Cover Database) de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites)
Figure 4. Situation du couvert forestier dans les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario)

Source : Base de données nationale de la couverture terrestre des É.-U. (National Land Cover Database) de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites)

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2019, Rapport technique
(pas de nouvelles données pour CÉÉGL 2019)

Bassin étatsunien	Forêts riveraines 2006 (ha)	Forêts riveraines 2011 (ha)	Changement des forêts riveraines, en %	Quantité de forêts riveraines 2011	Catégorie
Supérieur	172 927	171 014	-1,1 %	85,9 %	Bonne
Michigan	270 484	268 988	-0,6 %	62,5 %	Passable
Huron	93 021	92 367	-0,7 %	56,4 %	Passable
Érié	95 593	95 421	-0,2 %	35,1 %	Médiocre
Ontario	95 857	96 807	1,0 %	58,0%	Passable
Total:	727 882	724 597	-0,5 %	58,8%	Passable

Bassin canadien	Forêts riveraines 2002 (ha)	Forêts riveraines 2011 (ha)	Changement des forêts riveraines, en %	Quantité de forêts 2011	Catégorie
Supérieur	619 980	626 200	1,0 %	98,8 %	Bonne
Michigan					
Huron	607 694	611 857	0,7 %	75,8 %	Passable
Érié	37 571	43 689	16,3 %	23,8 %	Médiocre
Ontario	163 564	158 216	-3,3 %	62,1 %	Passable
Total:	1 428 808	1 439 963	0,8 %	73,0 %	Passable

Bassin des Grands Lacs	Forêts riveraines 2006/2002 (ha)	Forêts riveraines 2011/11 (ha)	Changement des forêts riveraines, en %	Quantité de forêts riveraines 2011	Catégorie
Supérieur	792 907	797 214	0,5 %	95,7 %	Bonne
Michigan	270 484	268 988	-0,6 %	62,5 %	Passable
Huron	700 715	704 224	0,5 %	72,5 %	Passable
Érié	133 164	139 110	4,5 %	30,5 %	Médiocre
Ontario	259 421	255 023	-1,7 %	60,5 %	Passable
Total:	2 156 690	2 164 560	0,4 %	69,6 %	Passable

Tableau 1. Pourcentage du couvert forestier dans les zones riveraines et pourcentage de changement par bassin pour les É.-U. (2006 et 2011) et le Canada (2002 et 2011) et l'ensemble du bassin des Grands Lacs aux É.-U. et au Canada. Les données sont fondées sur la somme des types de couverts forestiers dans une zone tampon de 30 m autour des plans d'eau. Le couvert forestier a été établi au moyen de l'imagerie satellitaire Landsat pour les États-Unis et le Canada (Ontario)
Sources : Base de données nationale de la couverture terrestre des États-Unis (U.S. National Land Cover Database) de 2006 (Fry et coll., 2006) et de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2002 et SITSO 2002 (MRNF 2006, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites) et couverture terrestre de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites)

Bassin étatsunien	Toutes les forêts 2006 (ha)	Toutes les forêts 2011 (ha)	Changement des forêts, en %	Quantité de forêts 2011	Catégorie
Supérieur	3 539 252	3 483 919	-1,6 %	83,5%	Bonne
Michigan	5 577 078	5 507 977	-1,2 %	48,9%	Passable
Huron	2 048 628	2 006 615	-2,1 %	49,8%	Passable
Érié	1 107 969	1 100 254	-0,7 %	20,7%	Médiocre
Ontario	1 533 078	1 537 099	0,3 %	46,1%	Passable
Total:	13 805 995	13 635 864	-1,2 %	48,5%	Passable

Bassin canadien	Toutes les forêts 2002 (ha)	Toutes les forêts 2011 (ha)	Changement des forêts, en %	Quantité de forêts 2011	Catégorie
Supérieur	7 038 011	7 037 552	0,0%	98,9%	Bonne
Michigan					
Huron	6 278 194	6 289 194	0,2%	72,3%	Bonne
Érié	296 517	287 027	-3,2%	14,2%	Médiocre
Ontario	1 330 982	1 215 674	-8,7%	49,3%	Passable
Total:	14 944 151	14 829 448	-0,8%	73,0%	Bonne

Bassin des Grands Lacs	Toutes les forêts 2006/2002 (ha)	Toutes les forêts 2011/11 (ha)	Changement des forêts, en %	Quantité de forêts 2011	Catégorie
Supérieur	10,577,263	10 521 471	-0,5%	93,2%	Bonne
Michigan	5,577,078	5 507 977	-1,2%	48,9%	Passable
Huron	8,327,270	8 295 809	-0,4%	65,2%	Bonne
Érié	1,404,476	1 387 281	-1,2%	18,9%	Médiocre
Ontario	2,864,060	2 752 773	-3,9%	47,5%	Passable
Total:	28,750,146	28 465 312	-1,0%	58,8%	Passable

Tableau 2. Pourcentage du couvert forestier et pourcentage de changement par bassin lacustre pour les États-Unis (2006 et 2011) et le Canada (2002 et 2011) et l'ensemble du bassin des Grands Lacs aux É.-U. et au Canada. Le couvert forestier a été établi au moyen de l'imagerie satellitaire Landsat pour les États-Unis et le Canada (Ontario)
Sources : Base de données nationale de la couverture terrestre des États-Unis (U.S. National Land Cover Database) de 2006 (Fry et coll., 2006) et de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2002 et SITSO 2002 (MRNF 2006, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites) et couverture terrestre de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites)

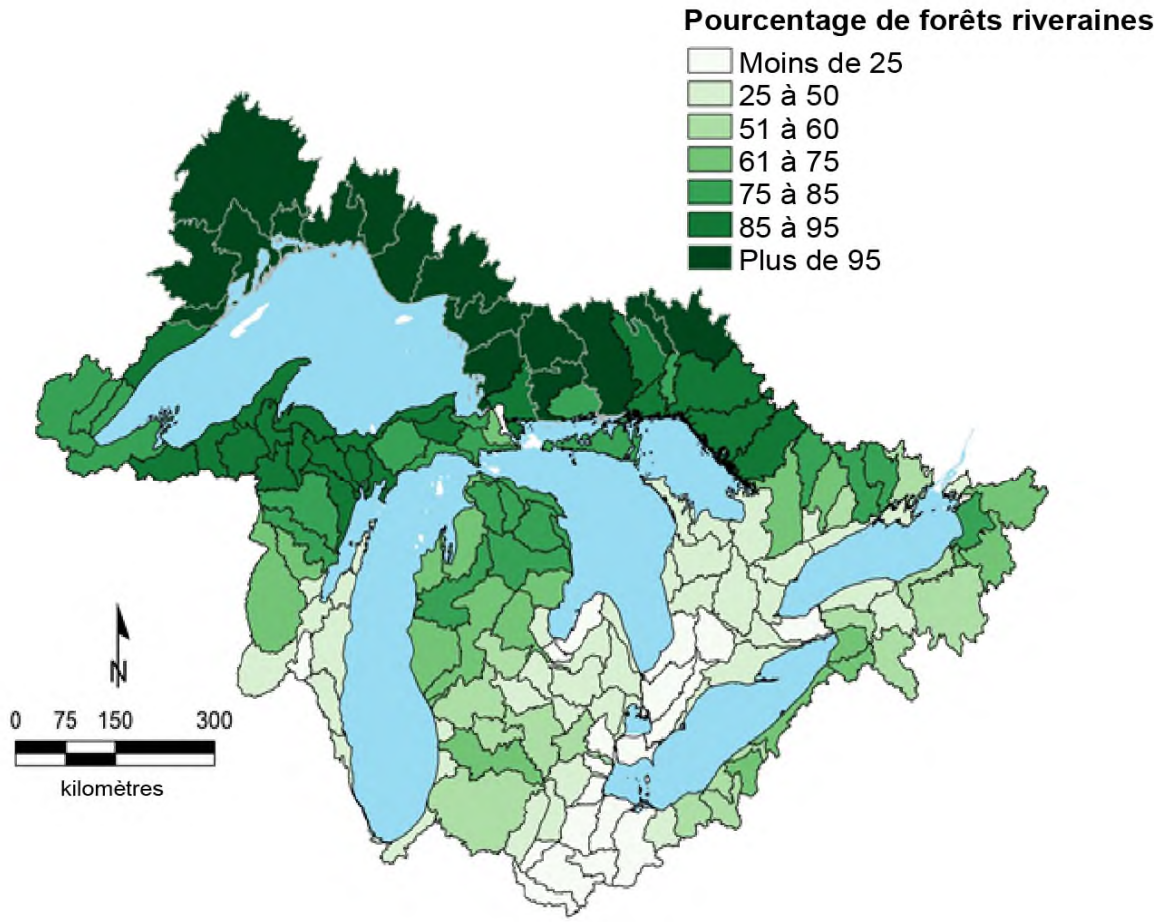


Figure 1. Pourcentage du couvert forestier dans les zones riveraines (zone tampon de 30 m autour des plans d'eau) pour les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire; il inclut divers types de forêts (c.-à-d. à feuilles caduques, de conifères, mixtes) et de milieux humides arborés
Source : Base de données nationale de la couverture terrestre des É.-U. (National Land Cover Database) de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites)

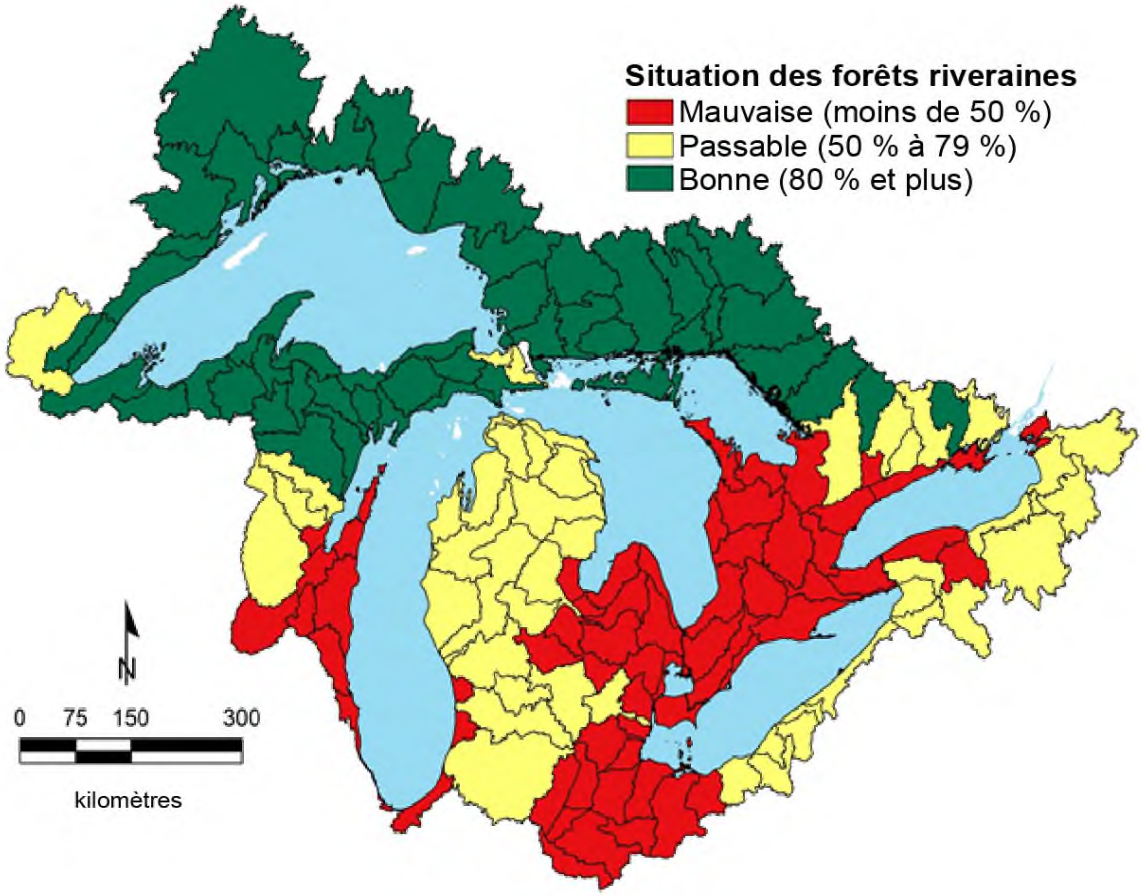


Figure 2. Couvert forestier dans les zones riveraines (zone tampon de 30 m autour des plans d'eau) pour les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire; il inclut divers types de forêts (c.-à-d. à feuilles caduques, de conifères, mixtes) et de milieux humides arborés
Source : Base de données nationale de la couverture terrestre des É.-U. (National Land Cover Database) de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites)

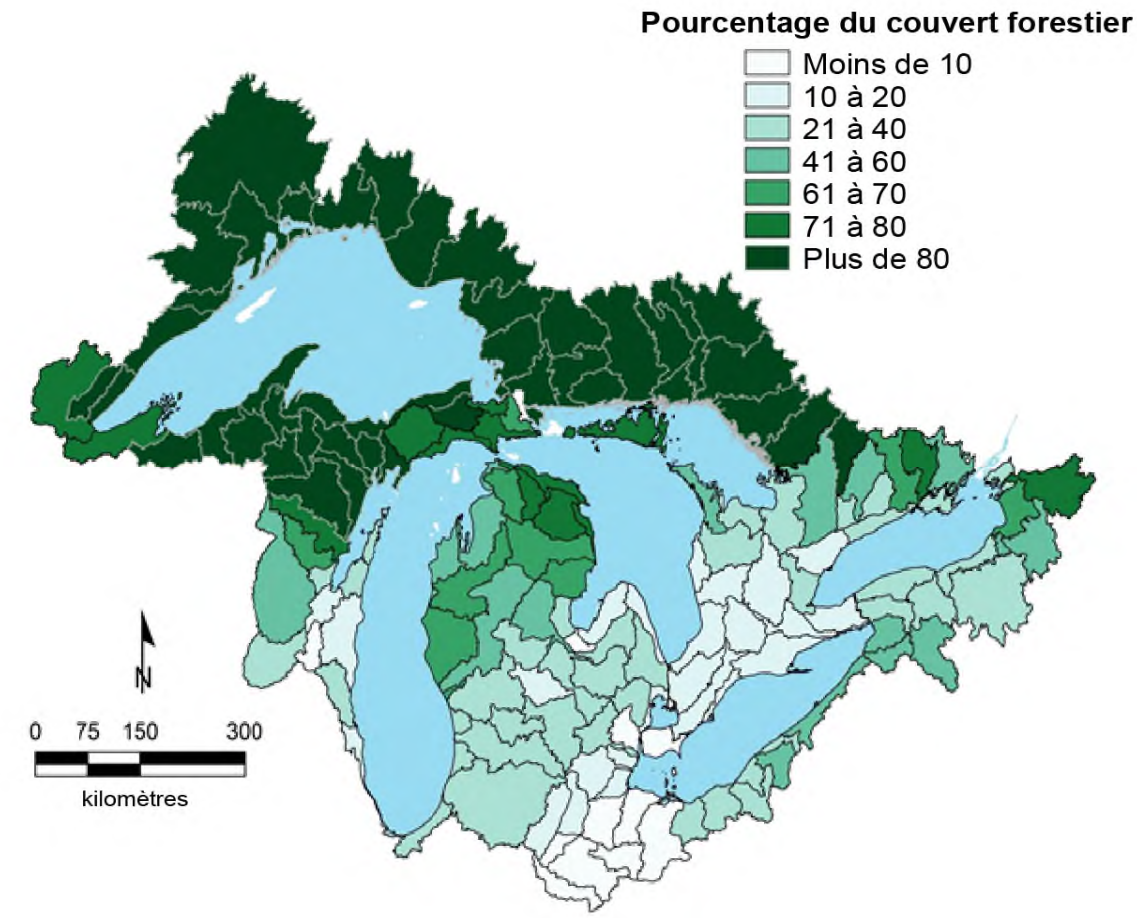


Figure 3. Pourcentage du couvert forestier dans les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie satellitaire; il inclut divers types de forêts (c.-à-d. à feuilles caduques, de conifères, mixtes) et de milieux humides arborés
Source : Base de données nationale de la couverture terrestre des É.-U. (National Land Cover Database) de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites)

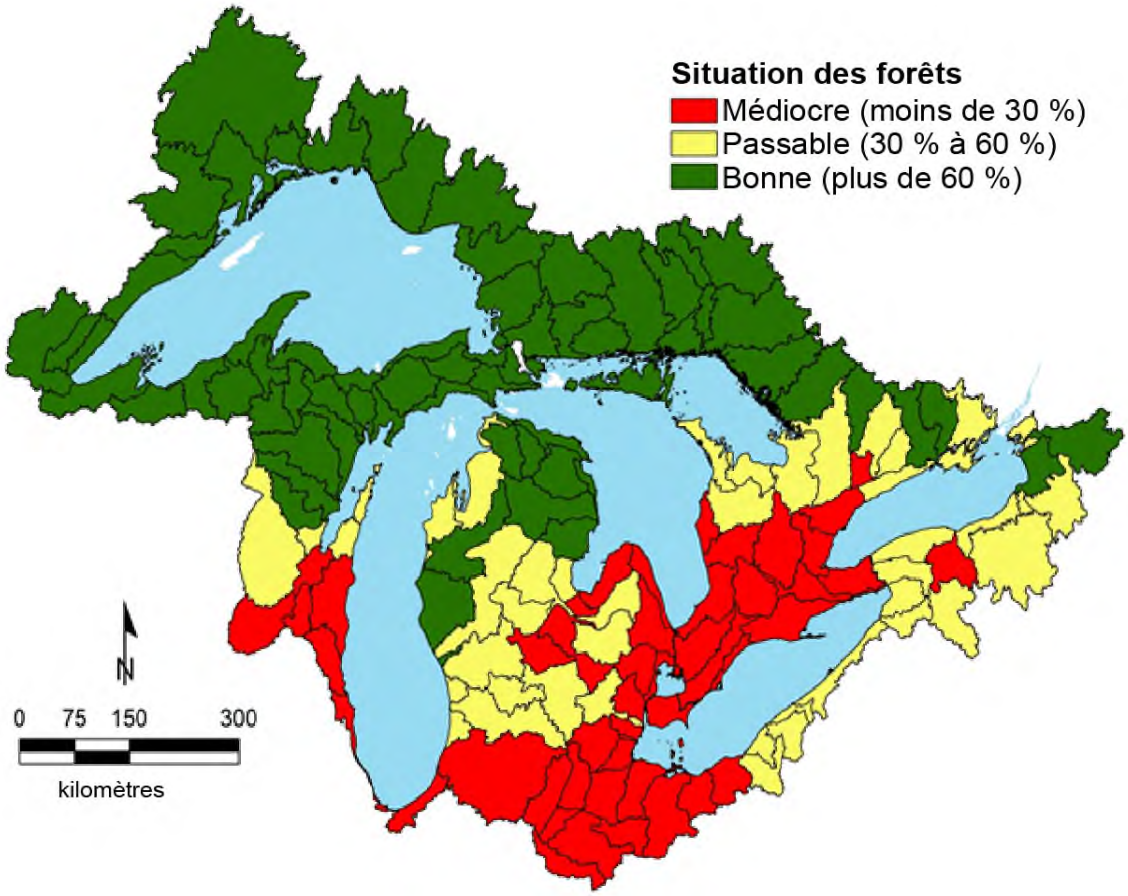


Figure 4. Situation du couvert forestier dans les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario)
Source : Base de données nationale de la couverture terrestre des É.-U. (National Land Cover Database) de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2008 et SITSO 2011 (MRNF 2015, Section de l'évaluation et des normes relatives aux forêts, données inédites)

Sous-indicateur : Couverture terrestre

Évaluation globale

État : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Inchangéé
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Dans tout le bassin des Grands Lacs, on a observé de 2001 à 2011 une conversion nette entre les terres à l'état naturel et les terres aménagées de l'ordre de 393 km^2. Cette diminution de la couverture terrestre naturelle a représenté 0,05 % de la superficie évaluée (voir l'explication de l'étendue géographique analysée sous « Conditions écologiques »), d'où le jugement « N'évolue pas ». Comme la moitié du bassin est aménagée ou à vocation agricole, la situation est jugée « médiocre », mais ce pourcentage chevauche le seuil entre la catégorie « Passable » et la catégorie « Médiocre ». Compte tenu des évaluations lac par lac qui suivent, la cote globale attribuée à ce sous-indicateur restera « Passable » pour le présent cycle de déclaration.

Évaluation lac par lac

Lac Supérieur
État : Bon
Tendance : Inchangéé
Justification : Nous avons évalué la variation de la couverture terrestre seulement du côté américain du bassin, car il n'y avait pas de données disponibles sur l'occupation du territoire en 2012 pour le Canada dans le bassin du lac Supérieur. Les terres forestières dans la partie américaine du lac Supérieur ont diminué d'environ 400 km^2 ou de 0,93 %, mais la conversion s'est opérée surtout en faveur des prairies et des arbustaies dont la superficie s'est accrue de 384 km^2 ou 0,089 %. Comme le taux de couverture terrestre naturelle est de 93 %, la situation est « bonne » et la tendance est « N'évolue pas ».

Lac Michigan
État : Passable
Tendance : Inchangéé
Justification : Les terres forestières ont diminué de 600 km^2 et les terres aménagées ont augmenté de 450 km^2. Toutefois, le mouvement qui a prédominé pour les terres forestières a été en direction des prairies et des arbustaies et pour les terres aménagées, en provenance des terres agricoles. C'est pourquoi la tendance est « N'évolue pas ». Comme le bassin est à 42 % à vocation agricole et à 11 % en aménagement, la situation est « passable ».

Lac Huron
État : Passable
Tendance : Inchangéé
Justification : Nous ne disposions pas de données sur la couverture terrestre pour la partie canadienne du bassin des Grands Lacs en dehors des données du Système d'information sur les terres du Sud de l'Ontario (SITSO). Les terres forestières ont diminué de 450 km^2, dans une large mesure en faveur des prairies et des arbustaies. Les terres aménagées ont progressé de 117 km^2, mais les terres agricoles ont régressé de 90 km^2. Comme il n'y a pour ainsi dire aucune variation nette entre les terres aménagées et les terres à l'état naturel, la tendance est « N'évolue pas ». Avec 42 % du bassin à vocation agricole et 8 % en aménagement, la situation est « passable ».

Lac Érié
État : Médiocre
Tendance : Inchangéé
Justification : Nous ne disposions pas de données sur la couverture terrestre pour la partie canadienne du bassin en dehors des données du SITSO. La variation la plus importante au lac Érié a été une extension de 458 km^2 des terres aménagées, en grande partie par conversion du territoire agricole, lequel a diminué d'environ 300 km^2. Les terres forestières ont rétréci de 225 km^2, surtout par conversion à l'agriculture ou mise en aménagement. Avec 62 % du bassin à vocation agricole et 17 % en aménagement, la situation est « médiocre » et la tendance est « N'évolue pas ».

Lac Ontario
État : Passable
Tendance : Inchangéé
Justification : Nous ne disposions pas de données sur la couverture terrestre pour la partie canadienne du bassin en dehors des données du SITSO. La variation la plus importante de l'occupation du sol a été une augmentation de 300 km^2 des terres aménagées par conversion du territoire agricole et, dans une moindre mesure, du territoire forestier. Les terres forestières ont rétréci dans l'ensemble de 100 km^2. Avec 42 % du bassin à vocation agricole et 11 % en aménagement, la situation est « passable » et la tendance est « N'évolue pas ».

Autres échelles spatiales
Ce sous-indicateur vise principalement les risques de dégradation des marges riveraines et des eaux littorales. L'importance des conditions d'occupation du sol (plus particulièrement comme source d'éléments nutritifs et de contaminants) diminue à mesure qu'augmente l'éloignement de la marge côtière, puisque les substances sont normalement transportées par l'eau des affluents.

Raison d'être du sous-indicateur
- Il permet d'évaluer l'état de la couverture terrestre naturelle dans le bassin des Grands Lacs;
- Il éclaire les inférences au sujet des grandes causes proches des variations et des tendances des autres communautés biologiques, de l'habitat physique et des indicateurs de qualité de l'eau qui témoignent plus directement de la santé de l'écosystème des Grands Lacs.

Objectif pour l'écosystème
Le développement durable est un objectif généralement reconnu en matière d'occupation du sol dans le bassin des Grands Lacs. Ce sous-indicateur appuie le mieux les efforts de réalisation de l'objectif général n° 9 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 qui est de veiller à ce que ces eaux soient « dépourvues d'autres substances, matières ou situations susceptibles de se répercuter négativement sur l'intégrité chimique, physique ou biologique des eaux des Grands Lacs ».

État de l'écosystème
Pour l'analyse qui précède, nous avons établi une classification commune de l'occupation du sol en vue d'une comparaison intégrée de l'utilisation des terres au Canada et aux États-Unis. Pour cela, il a fallu intégrer les classifications détaillées, mais distinctes, du système américain (24 classes d'utilisation des terres délimitées par Wolter *et al.*, 2006) et du système canadien (27 (en 1990) ou 28 (en 2000) classes de la « Couverture terrestre de la province » du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario). Cette évaluation unifiée porte sur six classes : terres aménagées, terres agricoles, prairies/arbustaies, terres forestières, terres humides et eaux (Ciborowski *et al.*, 2011). Au moyen de cette classification commune de l'occupation du sol pour l'an 2000, nous avons calculé en valeur absolue et en pourcentage la répartition de la superficie entre les classes pour le bassin et les sous-bassins des Grands Lacs.

Dans la présente évaluation, des blocs de données temporellement comparables (période 2000-2002) tirés du National Land Cover Dataset (NLCD) des États-Unis et de la Préparation cartographique de couverture terrestre v.2.0 de l'Ontario ont été fusionnés en un produit binational de la couverture terrestre par l'équipe du projet Great Lakes Aquatic Habitat Framework (GLAHF; *http://ifr.snre.umich.edu*) (Wang *et al.*, 2015). On a ensuite actualisé le produit en utilisant le NLCD de 2011 (Homer *et al.*, 2015) et le SITSO v2.0 de 2012. Le SITSO ne rend cependant pas compte entièrement de la partie canadienne du bassin des Grands Lacs. Il exclut en effet environ 175 000 km^2 des régions septentrionales largement forestières du lac Supérieur et du lac Huron. C'est là 34 % de la superficie terrestre du bassin des Grands Lacs. On peut penser que, en dehors des activités de récolte forestière, l'ensemble de la région a connu relativement peu de variations d'occupation du sol. L'évaluation des variations que nous présentons ci-après porte seulement sur la partie du bassin pour laquelle les données de 2001 et de 2011 sont directement comparables.

À l'échelle de notre zone d'étude, il y a eu une conversion nette de 393 km^2 entre le territoire à l'état naturel et le territoire modifié par l'homme. Cette évolution s'est faite largement au détriment des terres forestières qui ont diminué de 1 780 km^2. La superficie consacrée à l'agriculture a également rétréci de 948 km^2. On a relevé des hausses pour les terres aménagées (1 341 km^2) et les prairies et les arbustaies (1 257 km^2). Les taux de variation de l'occupation du sol sont un important indicateur intégré de l'ampleur et de la répartition des pertes et des gains de territoire naturel et représentent des hausses et des baisses des risques de dégradation. Les dernières analyses font

voir une tendance qui s'accentue à l'augmentation des terres aménagées au détriment des terres tant agricoles que forestières.

Comme on pouvait s'y attendre, les amples variations de couverture terrestre entre les Grands Lacs selon les données de notre rapport précédent ont été stables : le bassin du lac Supérieur demeure à prédominance forestière (figure 1) et le bassin du lac Érié, à prédominance agricole (figure 4). Les terres forestières et agricoles sont d'une répartition plus égale aux lacs Michigan et Ontario (figures 2 et 5). Cette grande variabilité de l'occupation du sol entre les lacs traduit les gradients climatologique et pédologique sous-jacents qui, à l'échelle du bassin des Grands Lacs, ont conditionné l'affectation à l'agriculture des terres portant la végétation indigène (forêts ou prairies).

Les figures 1 à 5 décrivent la répartition de l'occupation du sol entre les classes dans chaque Grand Lac. Là où la couverture terrestre a été le plus modifiée par l'homme tant en valeur absolue qu'en pourcentage, c'est dans le bassin du lac Érié où la variation nette a été de 165 km^2. Celle-ci tient entièrement à l'évolution du territoire aménagé en hausse de 458 km^2, en grande partie par conversion du territoire agricole (-292 km^2) et du territoire forestier (-225 km^2). Des changements analogues ont eu lieu dans le bassin du lac Ontario où les terres aménagées ont augmenté de 298 km^2, là encore par conversion du territoire agricole (-226 km^2) et du territoire forestier (-106 km^2). En réalité, abstraction faite du lac Supérieur, tous les lacs ont connu un recul du territoire agricole et une avancée du territoire aménagé (tableau 1). Les totaux des lignes du tableau 1 décrivent la superficie totale par classe d'occupation du sol en 2001 et les totaux des colonnes, la superficie totale par classe en 2010. La classe des terres arides était trop mince pour figurer dans les chiffres, mais elle est incluse au tableau 1 par souci d'exhaustivité.

Liens

L'importance des conditions en matière d'occupation du sol (surtout comme source d'éléments nutritifs et de contaminants) est la plus grande aux rives et dans les marges riveraines, et elle diminue à mesure qu'on s'éloigne du littoral, puisque les substances sont habituellement transportées par l'eau des affluents. La présence d'un couvert naturel est révélatrice de bonnes conditions, car le territoire à l'état naturel intègre les éléments nutritifs à la biomasse et ralentit le ruissellement vers les lacs et le transport des matières (sédiments et polluants) par l'eau. Ce sous-indicateur est lié au sous-indicateur du couvert forestier et indirectement à celui de la mesure de brillance des affluents, lequel subit l'influence de la conversion du territoire naturel en terres aménagées.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.			X	
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Commentaires des auteurs

Les questions de critères d'enregistrement et de classification de données entre 1992 et 2000 ont empêché toute analyse significative des variations de la couverture terrestre dans le rapport de 2011, comme l'indique Ciborowski (2011).

Remerciements

Auteurs : George E. Host, Terry N. Brown, Paul Meysembourg et Lucinda B. Johnson, Natural Resources Research Institute, Université du Minnesota à Duluth, 5013, autoroute Miller Trunk, Duluth (Minnesota), 55811.

Jan J.H. Ciborowski, Département des sciences biologiques, Université de Windsor, 401, avenue Sunset, Windsor (Ontario), Canada, N9B 3P4.

Catherine Riseng, G170, immeuble Dana, School of Natural Resources and Environment, Université du Michigan, 440, rue Church, Ann Arbor (Michigan), 48109.

Collaborateurs : Membres de l'équipe du projet Great Lakes Environmental Indicators – Gerald L. Niemi (chercheur principal; National Resources Research Institute (NRRI), 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 (Minnesota), 55804) ont collaboré à la mise sur pied du groupe de recherche qui a constaté le besoin de créer cette base de données. Les coordonnateurs des Conférences sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CÉÉGL) Rob Hyde, Nancy Stadler-Salt, Stacey Cherwaty-Pergentile (Environnement et Changement climatique Canada, Burlington (Ontario)), Paul Horvatin et Karen Rodriguez (USEPA-GLNPO, Chicago (Illinois)) ont donné l'impulsion à l'élaboration du document de réflexion sur l'occupation du sol qui nous a permis d'évaluer l'état de la couverture terrestre dans le bassin des Grands Lacs et de dégager l'effet possible (risque de dégradation) de cette couverture et de ses variations sur la santé de cet écosystème.

Le projet sur lequel ces données sont fondées avait été financé à l'origine par le programme de recherche Estuarine and Great Lakes (EaGLe) dans le cadre de Science to Achieve Results (STAR) de l'USEPA dans le cadre du financement des projets Great Lakes Environmental Indicators (GLEI) et Reference Conditions (ententes respectives EPA/R-8286750 et EPA/R-82877701). Les travaux plus récents ont été soutenus par le projet de deuxième étape GLEI-II d'essai et d'affinement des indicateurs, lequel a été financé par une subvention à Lucinda B. Johnson (GL-00E00623-0) dans le cadre de la Great Lakes Restoration Initiative du Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'EPA. Bien que les recherches ici décrites aient été financées en partie par l'EPA, elles n'ont pas été soumises à ce qu'impose cet organisme comme examens par les pairs et contrôles de politique et, par conséquent, elles ne rendent pas nécessairement compte des vues propres de l'EPA. Ainsi, cet organisme ne saurait entériner officiellement les opinions qui y sont exprimées. Le projet GLAHF a été financé par le Great Lakes Fisheries Trust.

Sources d'information

Références

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 par Environnement Canada dans le cadre de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CÉÉGL) de 2011, Erie (Pennsylvanie). 47 p. + annexes.

Homer, C.G., J.A. Dewitz, L. Yang, S. Jin, P. Danielson, G. Xian, J. Coulston, N. D. Herold, J.D. Wickham et K. Megown, 2015. Completion of the 2011 National Land Cover Database for the conterminous United States-Representing a decade of land cover change information. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, v. 81, no. 5, p. 345-354.

Wang, L., C.M. Riseng, L.A. Mason, K.E. Wehrly, E.S. Rutherford, J.E. McKenna, Jr, C. Castiglione6, L.B Johnson, D.M. Infante, S. Sowa, M. Robertson, J. Schaeffer, M. Khoury, J. Gaiot, T. Hollenhorst, C. Brooks et M. Coscarelli, 2015. A Hierarchical Spatial Classification and Database for Management, Research, and Policy Making: the Great Lakes Aquatic Habitat Framework. Journal of Great Lakes Research 41:584-596.

Wolter, P.T., C.A. Johnston et G.J. Niemi, 2006. Land Use Land Cover Change in the U.S. Great Lakes Basin 1992 to 2001. Journal of Great Lakes Research 32(3): 607-628.

Collaborateurs

Les données intégrées et reclassifiées du NLCD 2011 et du SITSO 2012 sur l'occupation du sol et la couverture terrestre viennent du Great Lakes Aquatic Habitat Framework (GLAHF); *http://ifr.snre.umich.edu*.

Les crédits suivants en ce qui concerne la couverture terrestre vers 2000 et 2010 sont mentionnés à la page des métadonnées du GLAHF :

- National Land Cover Dataset, 2001 *v11 http://www.mrlc.gov/nlcd01_data.php*;

- Couverture terrestre de la province, Ontario, 2000, *https://www.ontario.ca/fr/donnees/couverture-terrestre-de-la-province;*
- Système d'information sur les terres du Sud de l'Ontario (SITSO) v 1.2, *https://www.ontario.ca/fr/donnees/systeme-dinformation-sur-les-terres-du-sud-de-lontario-sitso-20;*
- Anderson, J.R., E.E. Hardy, J.T. Roach et R.E. Witmer, 1976. A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data. Département de l'intérieur des États-Unis. Geological Survey Professional Paper 964. A revision of the land use classification system as presented in U.S. Geological Survey Circular 671. Conversion to Digital 2001. United States Government Printing Office, Washington. 1976;
- Hollenhorst, T.P., L.B. Johnson et J. Ciborowski, 2011. Monitoring land cover change in the Lake Superior Basin. Aquatic Ecosystem Health and Management, 14(4):433-442;
- Wolter, P.T., C.A. Johnston et G.J. Niemi, 2006. Land Use Land Cover Change in the U.S. Great Lakes Basin 1992 to 2001. Journal of Great Lakes Research. 32:607-628.

Liste des tableaux

Tableau 1. Transitions entre les classes d'occupation du sol/couverture terrestre entre 2001 (lignes) et 2011 (colonnes); ce sont des valeurs de superficie en kilomètres carrés.
Source des données : NLCD 2011 et SITSO 2012; classification intégrée de Wang *et al.*, 2015; pour les régions au nord de la ligne de démarcation du SITSO, les données sont de la période 2001.

Liste des figures

Figure 1. Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Supérieur.
Source : GLAHF 2001 est issu de l'intégration du National Land Cover Data Set (NLCD) et de la Préparation cartographique de couverture terrestre v 2.0 de l'Ontario de 2001; GLAHF 2011 réunit les données NLCD de 2011 et SITSO de 2012 (Wang *et al.*, 2015); GLAHF 2011 ne rend pas compte de la région au nord de la ligne de démarcation
Figure 2. Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Michigan en 2011.
Source : NLCD 2011 et SITSO 2012; classification intégrée de Wang *et al.*, 2015; pour la région au nord de la ligne de démarcation de SITSO, les données sont celles de la période 2001
Figure 3. Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Huron.
Source : GLAHF 2001 est issu de l'intégration du National Land Cover Data Set (NLCD) et de la Préparation cartographique de couverture terrestre v 2.0 de l'Ontario de 2001; GLAHF 2011 réunit les données NLCD de 2011 et SITSO de 2012 (Wang *et al.*, 2015); GLAHF 2011 ne rend pas compte de la région au nord de la ligne de démarcation
Figure 4. Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Érié en 2011.
Source : NLCD 2011 et SITSO 2012; classification intégrée de Wang *et al.*, 2015; pour la région au nord de la ligne de démarcation de SITSO, les données sont celles de la période 2001
Figure 5. Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Ontario.
Source : GLAHF 2001 est issu de l'intégration du National Land Cover Data Set (NLCD) et de la Préparation cartographique de couverture terrestre v 2.0 de l'Ontario de 2001; GLAHF 2011 réunit les données NLCD de 2011 et SITSO de 2012 (Wang *et al.*, 2015); GLAHF 2011 ne rend pas compte de la région au nord de la ligne de démarcation

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique
(pas de nouvelles données pour CÉÉGL 2019)

Lac Érié	Terres agricoles	Terres arides	Terres aménagées	Terres forestières	Prairies et arbustaies	Terres humides	Eaux	Total
Terres agricoles	46314	38	487	192	8	95	18	**47151**
Terres arides	23	172	8	1	3	2	4	**213**
Terres aménagées	214	1	12234	23	0	13	3	**12488**
Terres forestières	200	7	149	10320	55	123	7	**10860**
Prairies et arbustaies	4	2	27	5	886	2	1	**927**
Terres humides	99	2	38	92	2	3939	6	**4178**
Eaux	4	1	3	2	0	16	615	**641**
Totals	**46858**	**222**	**12945**	**10635**	**955**	**4190**	**653**	**76457**

Lac Huron	Terres agricoles	Terres arides	Terres aménagées	Terres forestières	Prairies et arbustaies	Terres humides	Eaux	Total
Terres agricoles	26284	34	270	276	25	122	13	**27024**
Terres arides	31	175	4	1	5	4	5	**227**
Terres aménagées	190	1	4727	48	0	21	3	**4990**
Terres forestières	287	10	71	16682	474	172	9	**17706**
Prairies et arbustaies	11	3	4	95	2538	1	1	**2652**
Terres humides	124	5	29	147	5	10690	10	**11010**
Eaux	7	3	2	5	0	18	852	**888**
Totals	**26934**	**231**	**5107**	**17255**	**3048**	**11029**	**893**	**64497**

Lac Michigan	Terres agricoles	Terres arides	Terres aménagées	Terres forestières	Prairies et arbustaies	Terres humides	Eaux	Total
Terres agricoles	37112	38	308	11	34	15	14	**37532**
Terres arides	15	379	7	0	3	1	10	**415**
Terres aménagées	0	0	11486	0	0	0	0	**11486**
Terres forestières	33	17	61	34731	768	7	4	**35621**
Prairies et arbustaies	25	9	46	281	4581	5	2	**4949**
Terres humides	3	5	24	1	8	23086	10	**23138**
Eaux	1	6	2	1	1	12	3448	**3470**
Totals	**37189**	**453**	**11934**	**35024**	**5395**	**23127**	**3488**	**116611**

Lac Ontario	Terres agricoles	Terres arides	Terres aménagées	Terres forestières	Prairies et arbustaies	Terres humides	Eaux	Total
Terres agricoles	22617	23	497	429	10	193	15	**23783**
Terres arides	32	110	5	1	1	1	1	**151**
Terres aménagées	263	2	5393	79	0	35	5	**5777**
Terres forestières	442	7	120	16077	43	305	16	**17010**
Prairies et arbustaies	6	3	8	28	2102	6	3	**2156**
Terres humides	186	3	49	275	3	6217	12	**6745**
Eaux	9	2	4	15	0	27	1216	**1272**
Totals	**23556**	**149**	**6075**	**16904**	**2159**	**6783**	**1267**	**56893**

Lac Supérieur	Terres agricoles	Terres arides	Terres aménagées	Terres forestières	Prairies et arbustaies	Terres humides	Eaux	Total
Terres agricoles	1411	1	2	2	5	1	0	**1420**
Terres arides	0	153	1	0	6	1	5	**167**
Terres aménagées	0	0	1535	0	0	0	0	**1535**
Terres forestières	10	13	12	25303	895	7	1	**26241**
Prairies et arbustaies	2	6	3	529	472	2	0	**1015**
Terres humides	1	3	3	4	20	11346	1	**11378**
Eaux	0	10	0	0	3	5	1379	**1397**
Totals	**1423**	**188**	**1556**	**25839**	**1400**	**11361**	**1387**	**43153**

Tableau 1. Variations de superficie des classes d'occupation du sol/couverture terrestre entre 2001 et 2011. Les totaux des lignes décrivent la superficie totale par classe d'occupation du sol en 2001 et les totaux des colonnes, la superficie totale par classe en 2010. Les valeurs de superficie sont en kilomètres carrés.
Source de données : NLCD 2011 et SITSO 2012; classification intégrée de Wang *et al.*, 2015; pour la région au nord de la ligne de démarcation de SITSO, les données sont celles de la période 2001.

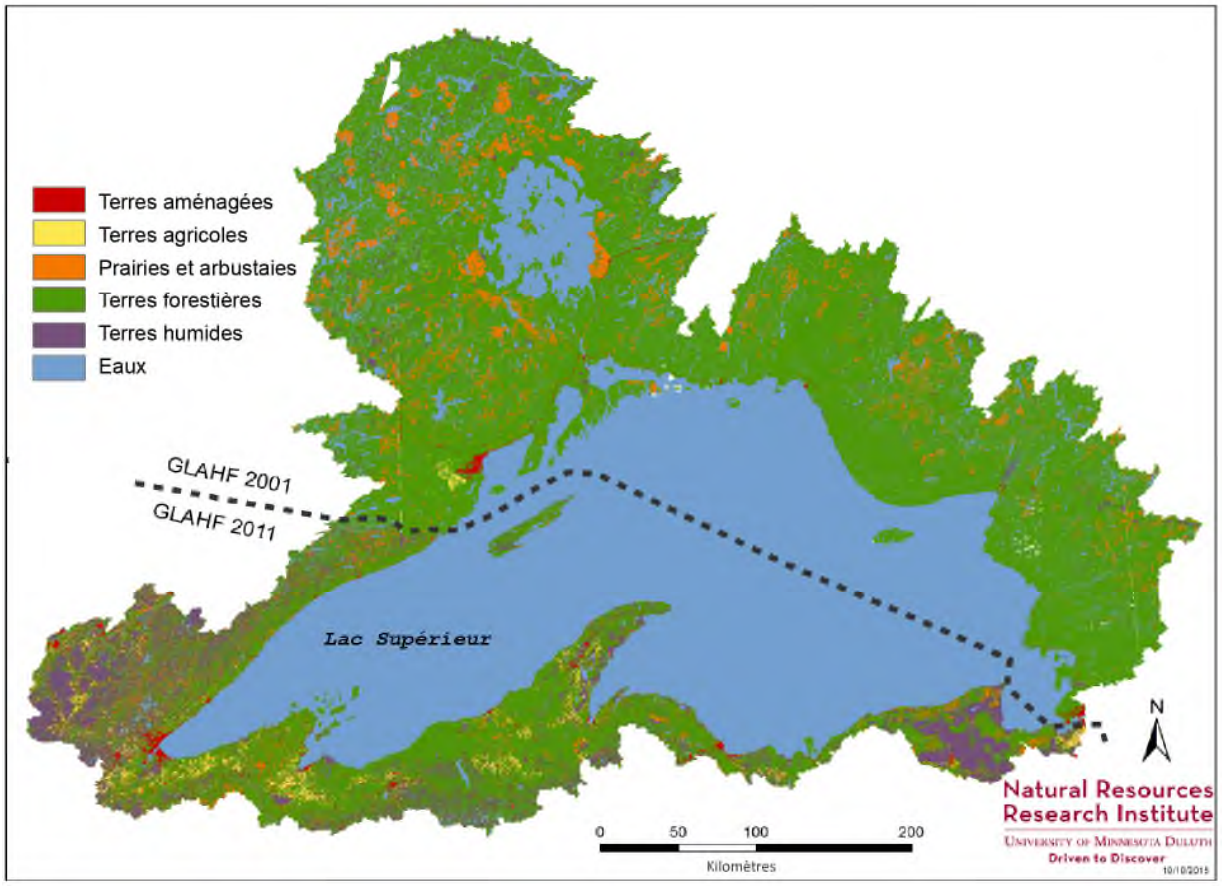


Figure 1. Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Supérieur.
Source : GLAHF 2001 est issu de l'intégration du National Land Cover Data Set (NLCD) et de la Préparation cartographique de couverture terrestre v 2.0 de l'Ontario de 2001; GLAHF 2011 réunit les données NLCD de 2011 et SITSO de 2012 (Wang *et al.*, 2015); GLAHF 2011 ne rend pas compte de la région au nord de la ligne de démarcation

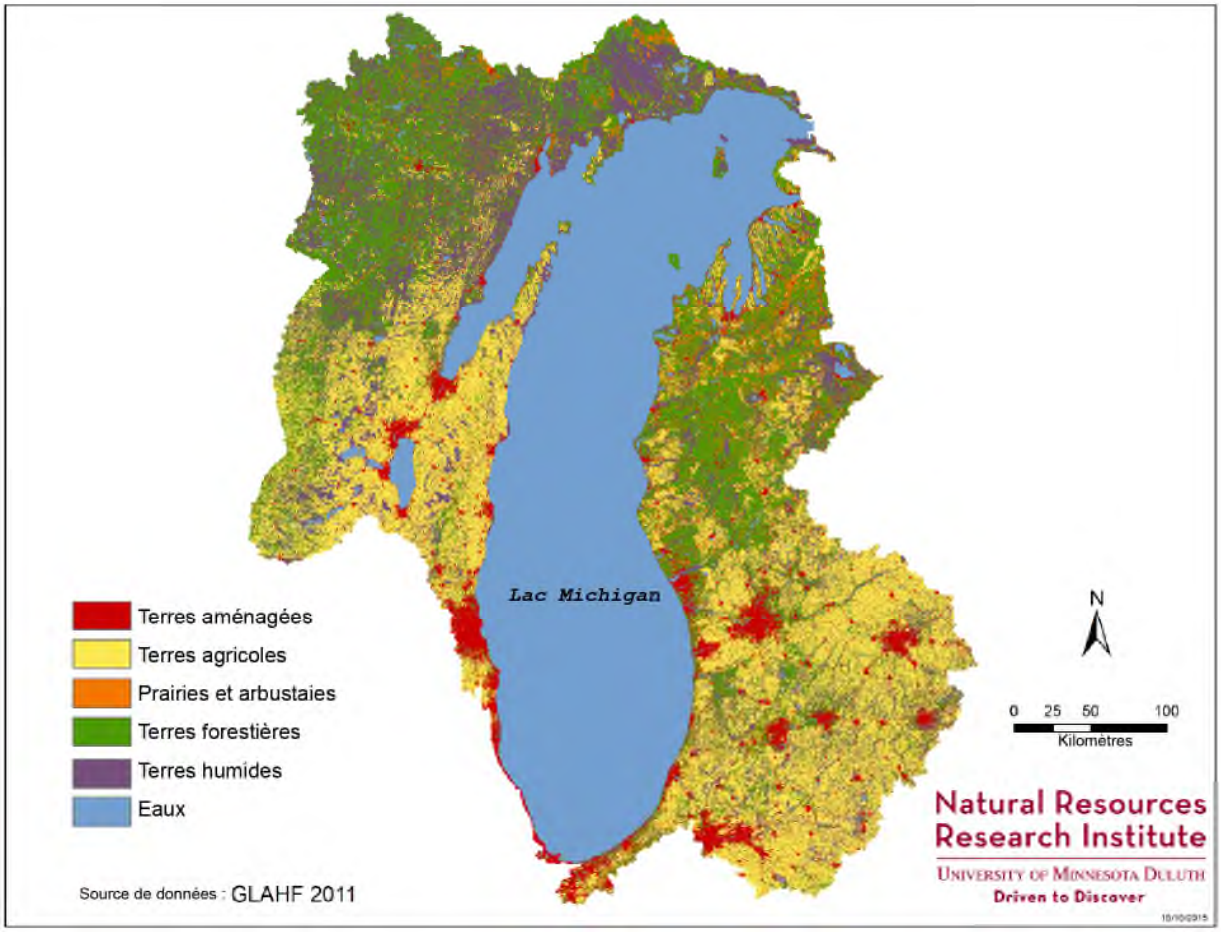


Figure 2. Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Michigan en 2011. Source : NLCD 2011 et SITSO 2012; classification intégrée de Wang *et al.*, 2015; pour la région au nord de la ligne de démarcation de SITSO, les données sont celles de la période 2001.

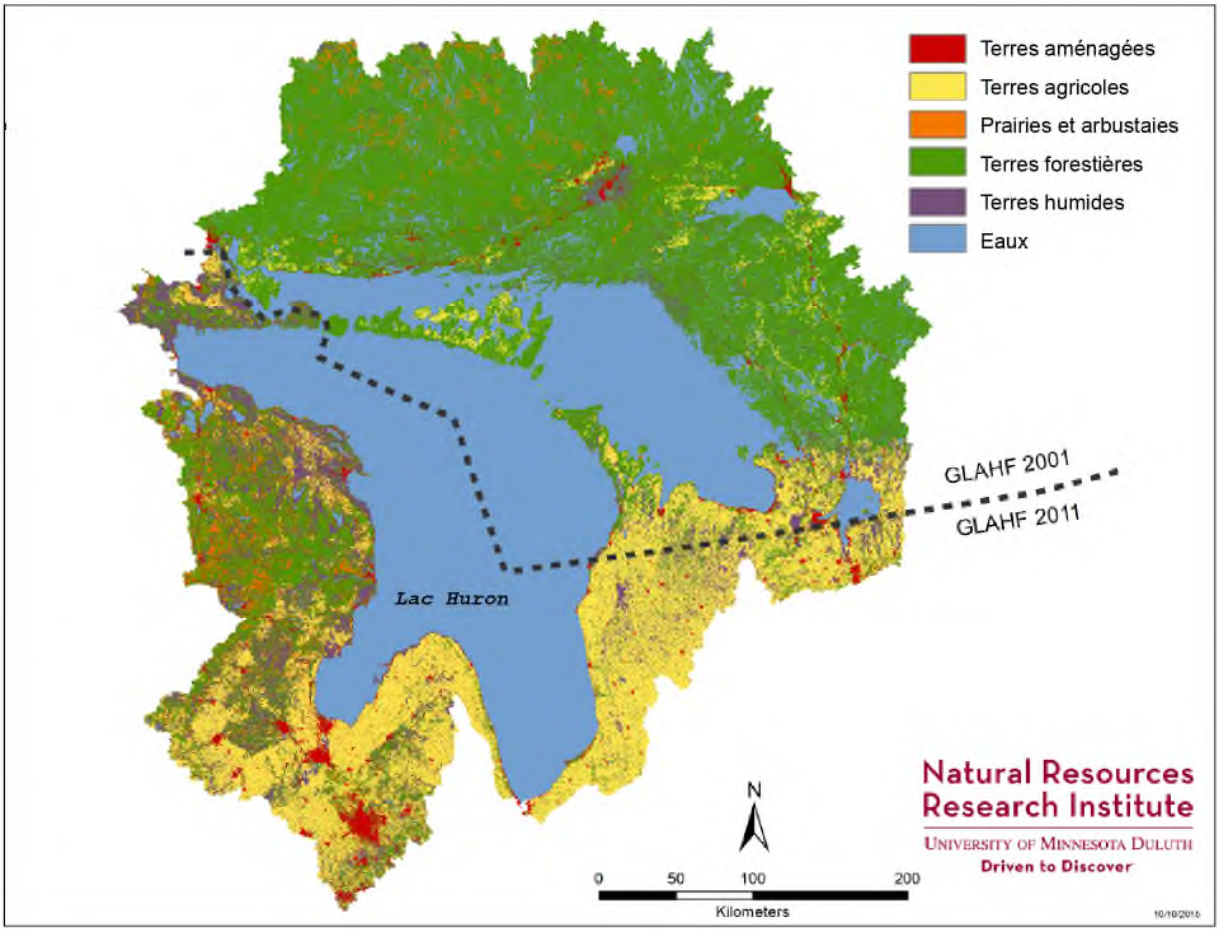


Figure 3. Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Huron.
Source : GLAHF 2001 est issu de l'intégration du National Land Cover Data Set (NLCD) et de la Préparation cartographique de couverture terrestre v 2.0 de l'Ontario de 2001; GLAHF 2011 réunit les données NLCD de 2011 et SITSO de 2012 (Wang *et al.*, 2015); GLAHF 2011 ne rend pas compte de la région au nord de la ligne de démarcation.
.

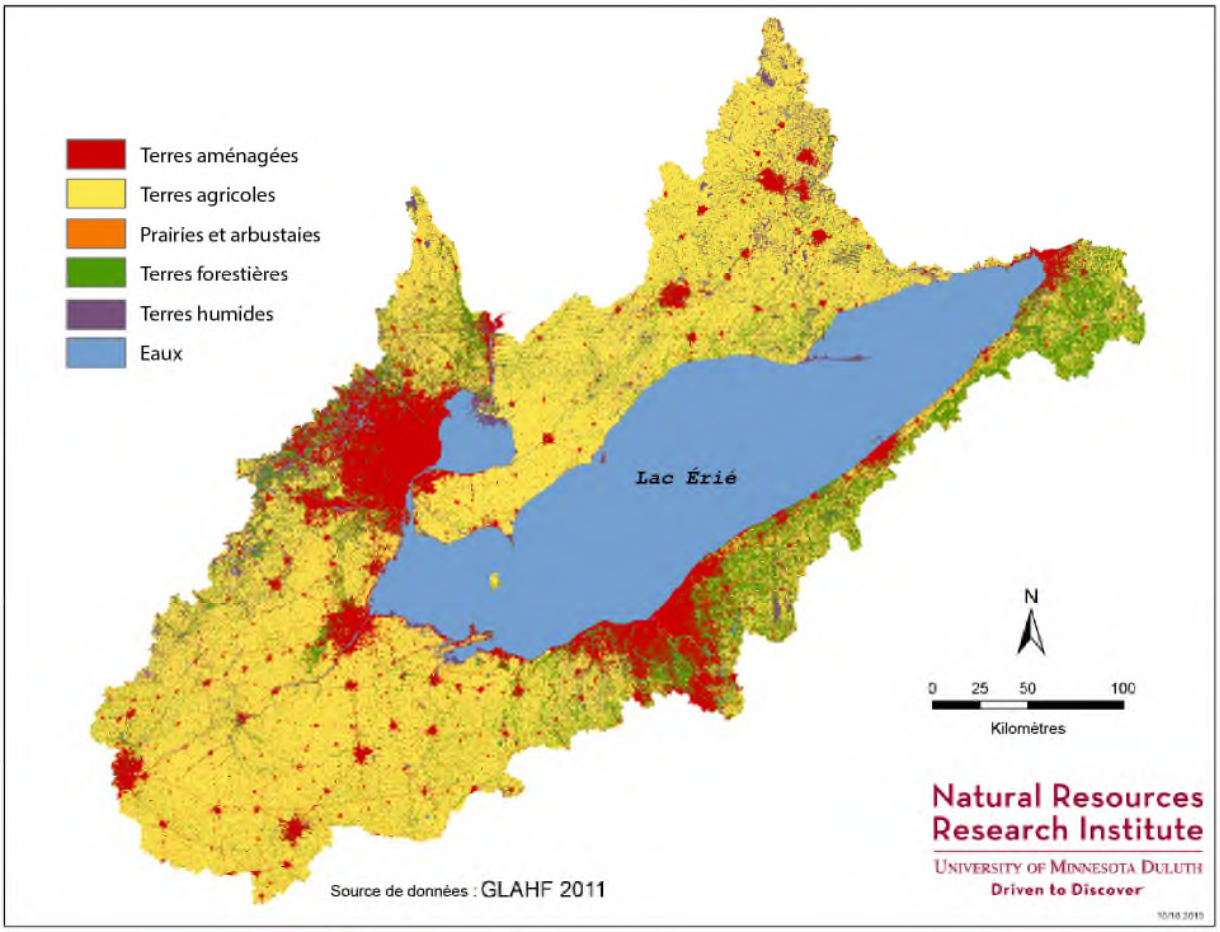


Figure 4. Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Érié en 2011.
Source : NLCD 2011 et SITSO 2012; classification intégrée de Wang *et al.*, 2015; pour la région au nord de la ligne de démarcation de SITSO, les données sont celles de la période 2001.

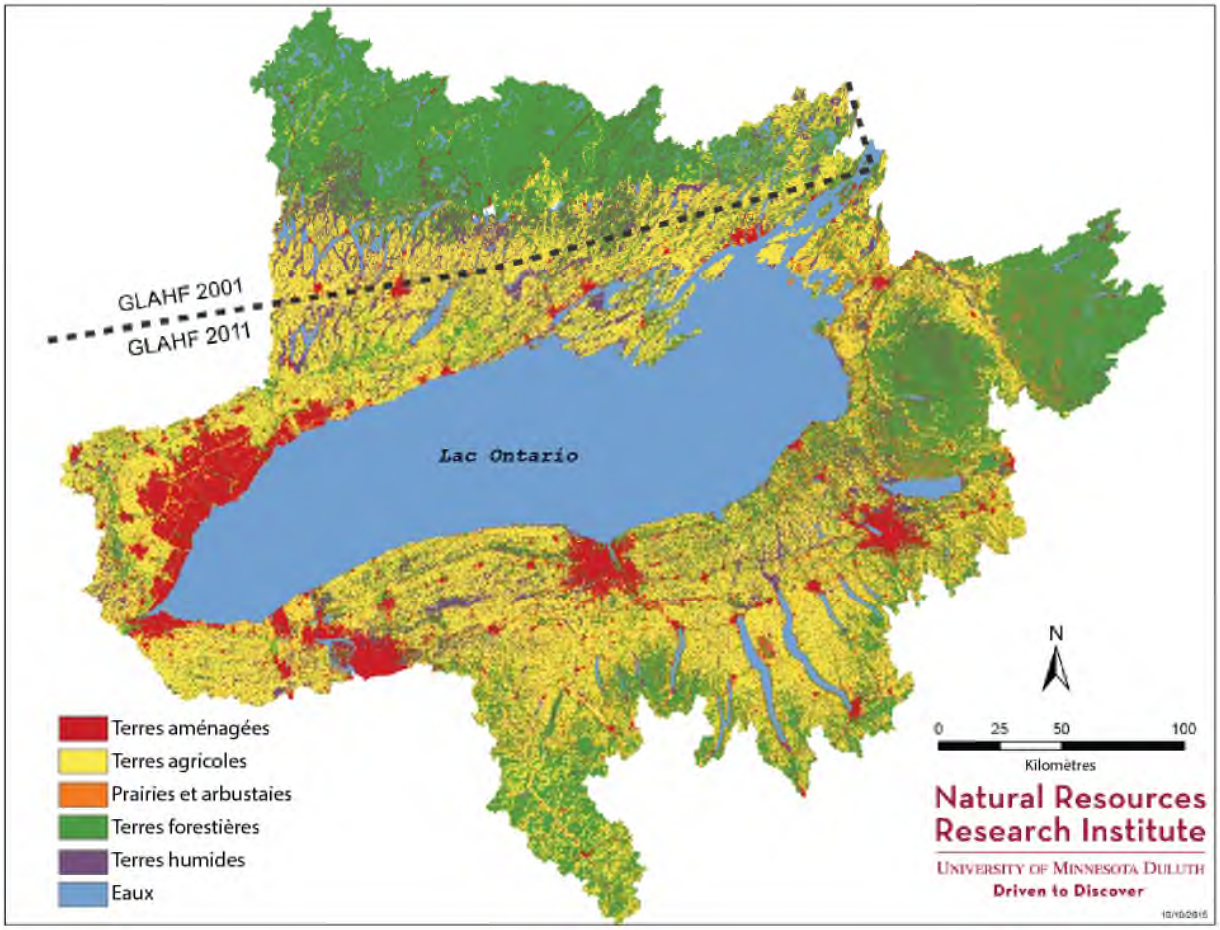


Figure 5. Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Ontario.
Source : GLAHF 2001 est issu de l'intégration du National Land Cover Data Set (NLCD) et de la Préparation cartographique de couverture terrestre v 2.0 de l'Ontario de 2001; GLAHF 2011 réunit les données NLCD de 2011 et SITSO de 2012 (Wang *et al.*, 2015); GLAHF 2011 ne rend pas compte de la région au nord de la ligne de démarcation.

Sous-indicateur : Durcissement des rives

Évaluation globale
État : Indéterminée
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Il est impossible de procéder à une évaluation globale, parce que l'information permettant une comparaison directe avec un indicateur antérieur du durcissement des rives n'existe que pour le lac Ontario.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
État : Indéterminé
Tendance: Indéterminée
Justification: L'information dont nous disposons ne permet pas la comparaison directe avec un indicateur antérieur du durcissement des rives.

Lac Michigan
État : Indéterminée
Tendance : Indéterminée
Justification: L'information dont nous disposons ne permet pas la comparaison directe avec un indicateur antérieur du durcissement des rives.

Lac Huron
État : Indéterminée
Tendance : Indéterminée
Justification : L'information dont nous disposons ne permet pas la comparaison directe avec un indicateur antérieur du durcissement des rives.

Lac Érié
État : Indéterminée
Tendance : Indéterminée
Justification : L'information dont nous disposons ne permet pas la comparaison directe avec un indicateur antérieur du durcissement des rives.

Lac Ontario
État : Médiocre
Tendance sur 10 ans (2001/2002 and 2015) : Se détériore
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Les ensembles de données mises à jour (en 2015) de la classification des rives du lac Ontario, à l'exclusion des voies interlacustres, indiquent que 68,5 % à peu près des segments de rives entrent dans la catégorie « protection mineure » ou « pas de protection », un pourcentage sous le seuil de la situation « mauvaise » (70 %). Autrement dit, 30 % environ des rives du lac Ontario sont fortement ou moyennement durcies. La tendance à long terme semble se détériorer, mais, bien que la tendance à court terme semble se détériorer aussi, les données comportent certaines incertitudes, de sorte que cette tendance n'a probablement pas changé. Le pourcentage des rives dans la catégorie « pas de protection » est comparable à ce qu'il était dans la mise à jour précédente du rapport sur l'État des Grands Lacs (2001-2002), mais les réductions dans la catégorie des rives « pas de classement » ont été compensées par des hausses dans les catégories « protection mineure », « protection modérée » et « protection majeure », ce qui donne à penser que la tendance globale pourrait être au durcissement accru des rives dans certaines zones. Cependant, la redistribution des proportions des types de rives classées vient peut-être de ce que les photographies aériennes à haute résolution sont plus facilement disponibles qu'elles ne l'étaient lors du dernier

examen de cet indicateur. Ces photographies permettent de délimiter les rives de façon plus détaillée. Les résultats de l'analyse des tendances sont douteux en raison des variations dans les ensembles de données, dont il sera question ci-après.

Raison d'être du sous-indicateur

- Évaluer la longueur des rives dégradées par la construction d'ouvrages de protection, comme des rideaux de palplanches, des enrochements et d'autres ouvrages de protection des rives contre l'érosion.
- Déduire 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.

Objectif pour l'écosystème
Les rives doivent être saines pour répondre aux besoins des espèces de faune et de flore aquatiques et terrestres, y compris ceux des espèces les plus rares.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général nº 9 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

État de l'écosystème
Mesure
La longueur (en kilomètres) des rives qui ont été durcies (ou « protégées ») par la construction de rideaux de palplanches, d'enrochements ou d'autres ouvrages de protection contre l'érosion. Les segments de rives sont classés, d'après les descriptions de l'ensemble de données de référence de 1997, dans les catégories « protection majeure » (durcissement ≥70 % à 100 %), « protection modérée » (durcissement >40 % à <70 %), « protection mineure » (durcissement ≥15 % à ≤40 %), « pas de protection » (durcissement <15 %), « protection non structurelle » et « pas de classement ».

Remarque : La mesure ne porte pas sur les ouvrages côtiers artificiels qui s'avancent dans l'eau, comme les jetées, les épis littoraux, les digues, les brise-lames, etc.

Évaluation de la situation
Les valeurs de référence pour l'ensemble du bassin et pour chacun des lacs sont les suivantes :
Bon – 80 % ou plus des segments de rive n'ont pas de protection ou sont peu protégés
Passable – Entre 70 % et moins de 80 % des segments de rive n'ont pas de protection ou sont peu protégés
Médiocre– Moins de 70 % des segments de rive n'ont pas de protection ou sont peu protégés

Évaluation de la tendance
S'améliore : Diminution nette ou absence d'augmentation nette du pourcentage des rives durcies dans les catégories « protection majeure » ou « protection modérée »
Inchangée : Pas de changement du pourcentage des rives durcies dans les catégories « protection majeure » ou « protection modérée »
Se détériore : Augmentation nette du pourcentage des rives durcies dans les catégories « protection majeure » ou « protection modérée »

La détermination des tendances reposera sur l'absence d'augmentation nette du pourcentage de rives dans les catégories « protection majeure » et « protection modérée ». Les paramètres définis visent à permettre l'évaluation du changement relatif au fil du temps et représentent une première suggestion pour l'établissement des conditions à préférer. Il faudra toutefois mieux analyser et préciser les catégories pour qu'elles tiennent compte de l'amélioration de notre compréhension du durcissement des rives et de ses incidences sur l'écosystème. La section Justification de la situation, ci-après, décrit certaines difficultés qu'il faut surmonter pour définir les conditions de référence en matière de durcissement des rives.

Justification de la situation
Il existe peu de documentation sur les objectifs précis en ce qui concerne le durcissement des rives, particulièrement

à l'échelle de l'ensemble du bassin et de chacun des lacs. Les valeurs extrêmes proposées pour l'évaluation du durcissement des rives fournissent un point de référence descriptif qui s'appuie sur les estimations de référence du rapport sur l'État des Grands Lacs (aussi appelé rapport de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs – CÉÉGL) de l'étendue et de l'intensité du durcissement des rives. Le durcissement des rives peut nuire à divers services environnementaux, par exemple en modifiant ou en réduisant l'habitat aquatique, ou en modifiant le transport des sédiments ou les interactions entre les eaux souterraines du littoral et celles du lac près des rives (voir Province of Ontario, 2001). La définition de valeurs cibles appropriées présente diverses difficultés. En particulier, une évaluation fine devrait refléter les différences entre la qualité des services écosystémiques et la quantité de services écosystémiques rendus (ou non) par les différents endroits du littoral (p. ex., filtration de polluants, habitat du poisson, etc.), et estimer à quel point et en quelle quantité ces services sont nécessaires pour atteindre les objectifs établis pour l'écosystème en fonction de l'étendue et de l'incidence des diverses activités de durcissement des rives. Il est toutefois difficile de mesurer les services écosystémiques rendus par les rives naturelles et les incidences du durcissement des rives, parce qu'ils concernent souvent de nombreux processus écologiques complexes, interdépendants et à long terme (comme la filtration des substances polluantes et le transport des sédiments), outre les effets plus immédiats et plus observables, comme l'habitat et la perte d'habitats. De plus, la mesure dans laquelle certains types d'activités de durcissement des rives ont des incidences sur les différents services écologiques varie en fonction de l'âge, de la qualité et de la conception des ouvrages. Les catégories d'évaluation actuelles ne fournissent qu'une estimation générale de l'étendue et de l'intensité du durcissement des rives, sans tenir compte de la sensibilité relative de chacun des lacs au durcissement de ses rives. Les intervalles des catégories choisies tiennent compte de ce qu'un certain durcissement s'est déjà produit dans les Grands Lacs et de ce qu'il se maintiendra vraisemblablement à l'avenir. Évaluer la tendance consiste à mesurer le changement relatif du pourcentage des rives durcies à plus de 40 %.

Pour les besoins du présent rapport, une valeur de référence globale indéterminée a été choisie pour l'évaluation de la totalité du bassin en raison de l'absence pour plusieurs lacs d'un ensemble de données standard qui permettrait une comparaison directe avec les conditions de référence établies pour le sous-indicateur de durcissement des rives de l'État des Grands Lacs (aussi appelé rapport de la CÉÉGL). Lorsqu'il existe des ensembles de données à jour, ils ont en général une porte géographique restreinte (c.-à-d. qu'ils ne couvrent pas tout le bassin d'un lac) ou présentent des problèmes de correspondance avec les catégories actuelles d'évaluation du durcissement des rives. Les conditions de référence, telles qu'elles sont présentées dans les rapports de 2009 et de 2011 sur l'État des Grands Lacs/de la CÉÉGL, sont fournies au tableau 1, à titre de référence.

Pour le lac Ontario, il existe un ensemble complet de données qui ont été comparées aux conditions de référence établies d'après les données de 1997 de la NOAA et présentées dans les rapports antérieurs sur l'État des Grands Lacs. Cet ensemble de données a été produit en 2001 et en 2002 pour l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la Commission mixte internationale (CMI). Une méthode semblable a été utilisée pour classer l'ensemble des rives canadiennes et étatsuniennes du lac Ontario en fonction du type et de l'étendue du durcissement des rives (voir Stewart, 2002); 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 incidences des niveaux de l'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, le pourcentage d'ouvrages de protection de très faible qualité n'est pas connu parce que ces ouvrages n'ont pas été inclus dans la modélisation des incidences des niveaux de l'eau. Pour les comparaisons avec les données de l'État des Grands Lacs, ces zones ont été placées dans la catégorie « pas de classement », même s'il s'y trouve sans doute des ouvrages durcissant les rives. Il faut aussi remarquer qu'une plus grande résolution a été utilisée pour la délimitation des rives dans l'ensemble des données de classification des rives du lac Ontario mises à jour que dans les conditions de référence utilisées dans les rapports antérieurs sur l'État des Grands Lacs. Il s'ensuit que les données mises à jour portent sur une plus grande étendue de rivage. Enfin, les données mises à jour estiment le pourcentage des rives durcies sur des segments standard de 1 km le long de toute la rive, alors que les données de référence portent sur des segments de longueurs variables (et habituellement plus grandes).

Pour évaluer les changements éventuels des rives du lac Ontario depuis l'État des Grands Lacs de 2011, le U.S. Army Corps of Engineers (USACE) a examiné toutes les données géospatiales existant pour les rives du lac Ontario et a déterminé que, bien que les rives du lac Ontario se trouvant dans l'État de New York aient été délimitées en 2012, elles ne l'ont pas été récemment au Canada depuis les analyses de 2001 et de 2005. L'USACE a par conséquent produit un ensemble de données mises à jour pour la totalité des rives du lac Ontario à l'aide de deux

sources. AECOM, associé à l'Office of General Services de l'État de New York (NYSOGS) et au Département de la conservation de l'environnement de l'État de New York (NYSDEC), a délimité et classé les rives étasuniennes en août 2012, pour l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la CMI. Chaque attribut de la couche de données produite par AECOM représente un segment de rive dont la classification diffère. Les segments n'ont pas été définis selon une unité de mesure fixe. On a modifié la polyligne des rives du NYSOGS/NYSDEC de manière qu'elle représente plus exactement la limite réelle du rivage selon les images aériennes des cartes Bing de 2010-2012. Les rives ont ensuite été réparties en catégories selon leur type d'après un examen des vues obliques de 2012 produites par l'USACE. Les rives canadiennes ont été numérisées et classées en 2015 par le district de Buffalo de l'USACE, qui s'est servi de la méthode de classification d'AECOM. Plus précisément, chacun des attributs de la couche de données a été créé pour représenter un segment de rive d'après les catégories prédéfinies des types de rive. Comme c'est le cas pour le format de données d'AECOM, les segments de rives définis par l'USACE ne l'ont en général pas été selon la norme de 1 km utilisée dans l'ensemble de données de 2002/2005. Suivant la méthodologie d'AECOM, l'USACE a délimité les rives canadiennes du lac Ontario pour qu'elles correspondent plus étroitement au rivage selon un examen de l'imagerie de 2010-2012 représentée sur les cartes Bing et les cartes aériennes de base mondiales d'ESRI. Les cartes Bing et les images d'ESRI utilisent toutes deux des photographies de diverses sources, dont des entités fédérales, des États et locales utilisant des photographies aériennes et des images satellitaires. Les catégories ont été affectées par type de rive après un examen supplémentaire des images consultées par le truchement de Google Earth Pro et des vues obliques des cartes Bing (pictométrie). Les images de Google Earth Pro étaient des photos aériennes à haute résolution provenant de multiples sources prises entre mai 2015 et septembre 2015; les vues obliques des cartes Bing ont été prises entre 2007 et 2015. Pour créer l'ensemble de données finales de la totalité des rives de 2015, les rives de l'État de New York délimitées par AECOM ont été fusionnées avec l'ensemble de données créé par l'USACE. L'ensemble de données fusionnées a ensuite été copié et divisé en segments de 1 km. Pour déterminer le pourcentage de chacun des types de rives se trouvant dans les segments de 1 km, une analyse statistique (tabulation des intersections) a été effectuée à l'aide d'ArcGIS. Cette analyse a permis de comparer les segments prédéfinis de 1 km aux catégories qui ont été définies à partir de la délimitation des rives effectuée par AECOM et l'USACE. Les résultats de ce travail ont été la classification des rives, ainsi que la longueur et le pourcentage de chaque type de rives dans chacun des 1 988 segments qui ont été inclus dans l'ensemble de données des segments de 1 km.

Le tableau 2 présente la longueur des rives dans les ensembles de données de référence, et ceux de 2001-2002 et de 2015, ainsi que le pourcentage des rives du lac Ontario dans chacune des catégories de durcissement. Le pourcentage des rives dans les catégories « modérée » (durcissement de 40 % à 70 %) et « majeure » (durcissement de plus de 70 %) a augmenté respectivement de 0,9 % et de 1,0 %, alors que le pourcentage des rives dans la catégorie « mineure » (durcissement de 15 % à 40 %) s'est accru de 6,8 % et que la catégorie « pas de protection » (durcissement de moins de 15 %) a diminué de 1,3 %. La longueur des rives dans les catégories de protection mineure et faible est encore inférieure au seuil établi pour que la situation soit considérée comme mauvaise; c'est la raison pour laquelle la situation a été jugée « mauvaise ». Les résultats semblent indiquer que la longueur des rives durcies a légèrement augmenté depuis la création de l'ensemble de données de 2001-2002 et que, donc, la tendance est à la détérioration. Cependant, comme la longueur totale des rives ayant effectivement été classée a diminué parce que la délimitation est plus fine, on ignore si le changement observé traduit une augmentation réelle ou une différence dans les méthodes utilisées pour obtenir les données. La figure 1 présente des cartes des catégories de référence relatives au durcissement des rives du lac Ontario, ainsi que les données de 2001-2002 pour le lac Ontario; la figure 2 présente les données mises à jour de 2015 pour le lac Ontario.

Nous n'avons pas inclus les données relatives aux voies interlacustres dans cette évaluation, par suite du manque de données avec lesquelles les comparer à court terme. Les rivières ou les voies interlacustres ont été incluses comme entités séparées, pour comparaison, dans l'ensemble de données de référence. Dans la classification de 2011, elles n'ont été ni classées ni comparées. Lorsque nous avons classé les rives du lac Ontario, nous avons, pour dire les choses simplement, commencé là où l'ensemble de données de 2012 d'AECOM, qui n'incluait ni la rivière Niagara ni le fleuve Saint-Laurent, s'était arrêté dans l'État de New York.

Liens

Le durcissement des rives peut entraîner la perte d'habitats, aggraver l'érosion des propriétés non protégées adjacentes à l'ouvrage, dégrader la qualité de l'eau et interrompre les processus naturels des rives, par exemple réduire le transport des sédiments. Il peut être lié directement à d'autres sous-indicateurs utilisés à l'heure actuelle pour évaluer le bassin des Grands Lacs, comme les sous-indicateurs et indicateurs suivants :

Sous-indicateurs des milieux humides côtiers – L'habitat d'alimentation et de frai du poisson qui est associé aux milieux humides côtiers peut augmenter ou diminuer selon les modifications physiques des rives et les effets que ces modifications peuvent avoir sur les processus côtiers et littoraux, ainsi que sur la structure de l'habitat le long des rives des Grands Lacs. Ces données aideront à déterminer en quels endroits les incidences bénéfiques et négatives se produisent.

Répercussions sur les bassins versants – Ces répercussions sont directement liées aux changements de la dynamique climatique de la couverture terrestre dans les zones où la modification accrue des rives d'origine anthropique diminue la dérive littorale et a des conséquences sur la gestion régionale des sédiments.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.				X
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.				X
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.				X
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.				X
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.				X

Limites des données

1. Il existe de la documentation préparée dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la CMI (voir Stewart, 2002). La classification elle-même a été réalisée par des entrepreneurs du secteur privé qui possédaient une vaste expérience des procédures de classification des rives. Il n'y a toutefois pas de méthode de validation officielle pour ce type de classification. La documentation des données de 2015 a été préparée par l'USACE et inclut de la documentation fournie par AECOM.
2. Il est possible de remonter des données jusqu'à leur source.
3. La classification elle-même a été réalisée par des entrepreneurs du secteur privé et des employés de l'USACE qui possèdent une vaste expérience des procédures de classification des rives et d'interprétation des photographies aériennes.
4. Les données mises à jour ne portent que sur le lac Ontario et ne peuvent être utilisées pour les évaluations de l'ensemble du bassin des Grands Lacs.
5. La procédure de repérage des rives durcies a été appliquée de façon uniforme aux rives canadiennes et étatsuniennes du lac Ontario. Le repérage et l'interprétation des rives ont toutefois été influencés par les images disponibles et leur résolution, qui variaient beaucoup le long de certaines zones au Canada. L'âge exact et la qualité des images utilisées pour les divers segments de rive ne sont pas précisés.
6. Les différences de longueur de segments et de détail de leur délimitation entre l'ensemble de données de référence, les données de 2001-2002 pour le lac Ontario et les données de 2015 pour le lac Ontario ne permettent pas d'être certains des résultats de l'analyse des tendances et de la situation globale en ce qui concerne le durcissement des rives.

Commentaires des auteurs

Comparer directement les différents ensembles de données pour le lac Ontario mène à des résultats incertains. Les catégories de segments de rives sont définies différemment dans les trois ensembles. La meilleure comparaison est toutefois celle qui peut être faite entre les données de 2001-2002 et les données de 2015, puisqu'elles ont utilisé des segments d'une longueur fixe de 1 km. La forte augmentation dans la catégorie « protection mineure » et la diminution dans la catégorie « pas de classement » pourraient être le résultat de l'existence d'images aériennes à

plus haute résolution. Il est possible de plus que les différences de la longueur des rives soient dues à la variation du niveau de l'eau du lac pendant les périodes où les images aériennes ont été prises et à l'existence de photographies aériennes à plus haute résolution que celles qui ont été utilisées dans les données de 2001-2002. L'ensemble de données le plus récent pour le lac Ontario a utilisé la délimitation des rives de 2001-2002 comme balise, mais a suivi les rives présentées dans l'imagerie aérienne pour obtenir une description exacte du rivage pouvant servir pour la comparaison. Ce sous-indicateur reposant sur la différence relative entre le pourcentage de rives dans les diverses catégories, il est tout de même possible de faire certaines comparaisons. Il faut cependant reconnaître que les comparaisons directes entre les ensembles de données sont très incertaines si la longueur des segments n'est pas comparable et si la délimitation des rives de référence n'est pas la même. Enfin, comme le précise l'État des Grands Lacs de 2011, dans l'ensemble de données de référence, la transition entre les catégories de pourcentage de protection n'est pas claire. Par exemple, un segment durci à 70 % pourrait se classer dans la catégorie de 40 % à 70 % ou dans la catégorie de 70 % à 100 %. Les transitions entre les catégories ont été mieux définies pour les ensembles de données mises à jour.

Des mises à jour de l'indicateur de durcissement des rives seront possibles à l'avenir, car il existe de nouvelles photos aériennes à haute résolution pour une bonne partie du rivage des Grands Lacs, et des vues obliques ont été obtenues en 2012 pour les rives étatsuniennes des Grands Lacs. Grâce à cette information, l'initiative du lac Ontario pourra être reproduite dans les autres Grands Lacs, ce qui permettra de créer de nouveaux ensembles de données et de mettre à jour les délimitations actuelles des segments, le classement des rives et le pourcentage de rives durcies. Tout travail de création de nouveaux ensembles de données ou de mise à jour des ensembles actuels doit utiliser une méthode de classification semblable à celles qui ont été utilisées antérieurement (p. ex., pour la mise à jour de la classification des rives du lac Ontario) et une délimitation standard des segments de rives. Il faudrait envisager d'inclure dans un ensemble de données mises à jour pour tout le bassin les éléments anthropiques qui ne font pas à l'heure actuelle partie de l'ensemble de données. Si un ensemble de données est réalisé pour tout le bassin des Grands Lacs suivant les procédures de base qui ont servi pour l'ensemble de données de 2015 du lac Ontario, ce nouvel ensemble devrait à l'avenir servir d'ensemble de référence. Cela permettrait d'utiliser une mesure qui comparerait le rapport entre les rives ayant subi des modifications d'origine anthropique et la longueur totale des rives du bassin, et donc de procéder à des comparaisons lac par lac; cela fournirait de plus une vue d'ensemble facile à comprendre de tout le bassin.

Remerciements
Auteurs : Anthony Friona, U.S. Army Corps of Engineers, ERDC (2015)
E. Pirschel et T. Crockett, U.S. Army Corps of Engineers, district de Buffalo (2015)

Sources d'information

AECOM. 2012. *Shoreline Structural Classification of the New York State Portion of Lake Ontario* (ensemble de données SIG). Préparé en collaboration avec l'Office of General Services de l'État de New York (NYSOGS) et le Department of Environmental Conservation de l'État de New York (NYSDEC) pour l'étude sur le niveau de l'eau du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent de la Commission mixte internationale (CMI).

Baird. 2005. *Final Flood and Erosion Prediction System Database (MS Access Database).* Préparé pour le groupe de travail technique de la zone côtière de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la Commission mixte internationale.

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 1997. *Great Lakes and St. Lawrence River Medium Resolution Vector Shoreline Data* (ensemble de données SIG).

Province of Ontario. 2001. *Understanding Natural Hazards.* Ministère des Richesses naturelles. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario.

Shantz, M. 2011. *State of the Great Lakes 2011: Hardened Shorelines*. Environment Canada, Burlington (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*. Préparé pour le groupe de travail technique de la zone côtière de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la Commission mixte internationale.

Liste des Tableaux

Tableau 1. Classification de référence du durcissement des rives des Grands Lacs utilisée dans les évaluations de l'indicateur de durcissement des rives des rapports sur l'État des Grands Lacs de 2009 et de 2011. Les données originales proviennent de la NOAA, 1997
Source : National Oceanic and Atmospheric Administration (1997)

Tableau 2. Comparaison entre la classification de référence du durcissement des rives des Grands Lacs (utilisant les données de 1997), la classification de 2011 (utilisant les données de 2002-2005) et la classification mise à jour pour le lac Ontario utilisant les données de 2015
Source : Données de référence de la National Oceanic and Atmospheric Administration (1997), données de 2001-2002 pour le lac Ontario de Stewart (2002) et de Baird (2005), et données mises à jour de 2015 d'AECOM (2012) et du district de Buffalo du United States Army Corps of Engineers (2015)

Liste des figures

Figure 1. Cartes de la classification de référence du durcissement des rives établie dans l'État des Grands Lacs/CÉÉGL (image du haut) et des données de la classification du durcissement des rives mises à jour (2001-2002) pour le lac Ontario (image du bas)
Source : Données de référence de l'État des Grands Lacs/CÉÉGL provenant de la National Oceanic and Atmospheric Administration (1997) et données sur le lac Ontario mises à jour de Stewart (2002) et de Baird (2005)

Figure 2. Carte de la mise à jour de 2015 de la classification du durcissement des rives du lac Ontario
Source : Données relatives aux rives de l'État de New York tirées d'AECOM (2012) et données sur les rives canadiennes du district de Buffalo du United States Army Corps of Engineers (2015)

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique
(pas de nouvelles données pour CÉÉGL 2019)

Classification de référence du durcissement des rives des Grands Lacs

Lac/voies interlacustres	Protection majeure (en %) (>70 %)	Protection modérée (en %) (40 % à 70 %)	Protection mineure (en %) (15 % à 40 %)	Pas de protection (en %) (<15 %)	Protection non structurelle (en %)	Pas de classement (en %)	Longueur totale des rives (km)
Lac Supérieur	3,1	1,1	3	89,4	0,03	3,4	5 080
Rivière Ste-Marie	2,9	1,6	7,5	81,3	1,6	5,1	707
Lac Michigan	8,6	2,9	30,3	57,5	0,1	0,5	2 713
Lac Huron	1,5	1,0	4,5	91,6	1,1	0,3	6 366
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	1 608
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	1 772
Saint-Laurent	12,6	9,3	17,2	54,7	0,0	6,2	2 571

Tableau 1. Classification de référence du durcissement des rives des Grands Lacs utilisée dans les évaluations de l'indicateur de durcissement des rives des rapports sur l'État des Grands Lacs de 2009 et de 2011. Les données originales proviennent de la NOAA, 1997
Source : National Oceanic and Atmospheric Administration (1997)

Comparaison de la classification de référence et de la classification mise à jour du durcissement des rives des Grands Lacs

	Classification de référence	Classification du lac Ontario de 2011	Classification du lac Ontario de 2015
Longueur des rives entrant dans les catégories (km)	1 772,0	2 444,3	1 988,0
1. Protection majeure (en %) (>70 %)	10,2	20,0	21,0
2. Protection modérée (en %) (40 % à 70 %)	6,3	8,0	8,9
3. Protection mineure (en %) (15 % à 40 %)	18,6	5,7	12,5
4. Pas de protection (en %) (<15 %)	57,2	57,3	56,0
5. Protection non structurelle (en %)	0,0	0,1	0,0
6. Pas de classement (en %)	6,2	8,8	1,6

Tableau 2. Comparaison entre la classification de référence du durcissement des rives des Grands Lacs (utilisant les données de 1997), la classification de 2011 (utilisant les données de 2002-2005) et la classification mise à jour pour le lac Ontario utilisant les données de 2015
Source : Données de référence de la National Oceanic and Atmospheric Administration (1997), données de 2001-2002 pour le lac Ontario de Stewart (2002) et de Baird (2005), et données mises à jour de 2015 d'AECOM (2012) et du district de Buffalo du United States Army Corps of Engineers (2015)

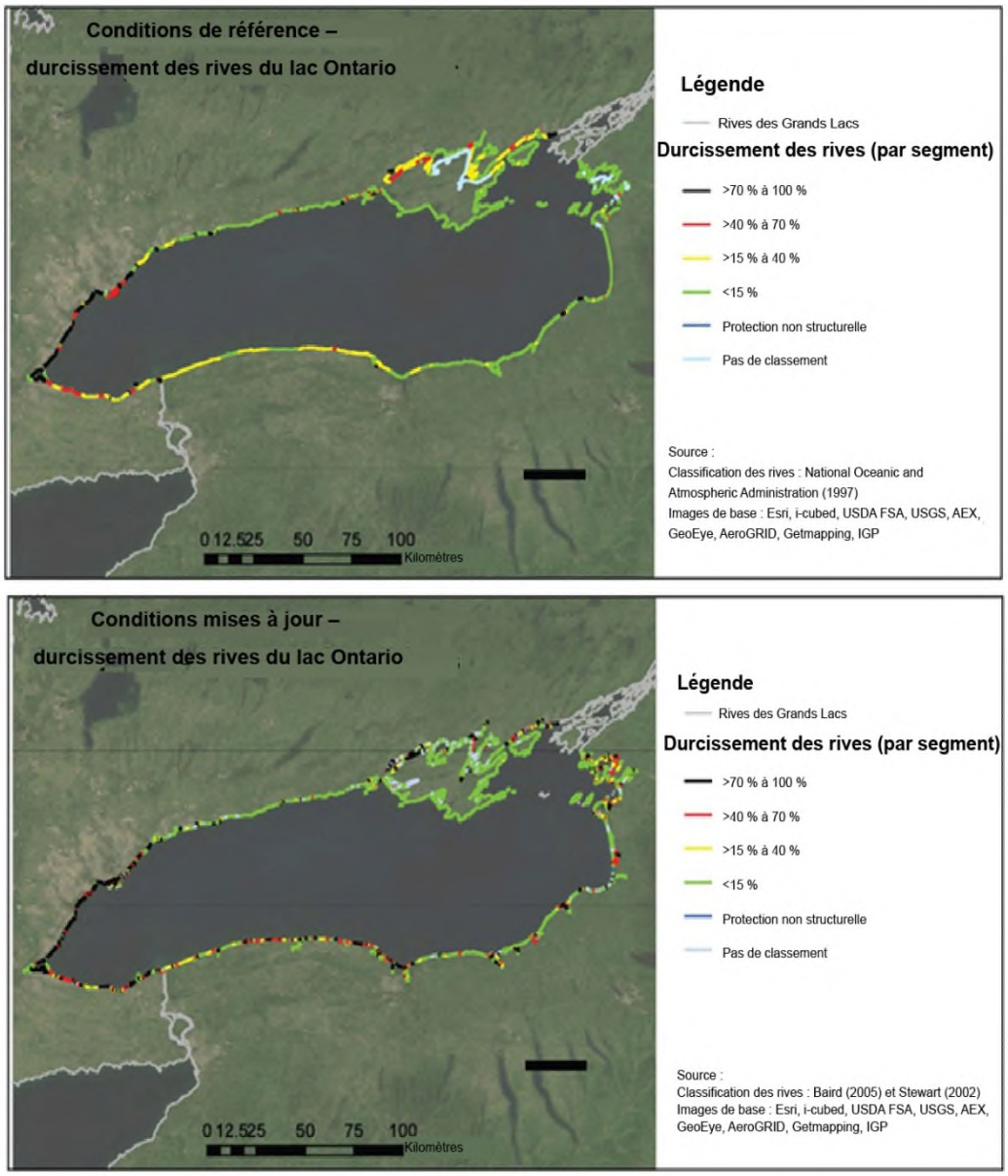


Figure 3. Cartes de la classification de référence du durcissement des rives établie dans l'État des Grands Lacs/CÉÉGL (image du haut) et des données de la classification du durcissement des rives mises à jour (2001-2002) pour le lac Ontario (image du bas)
Source : Données de référence de l'État des Grands Lacs/CÉÉGL provenant de la National Oceanic and Atmospheric Administration (1997) et données sur le lac Ontario mises à jour de Stewart (2002) et de Baird (2005)

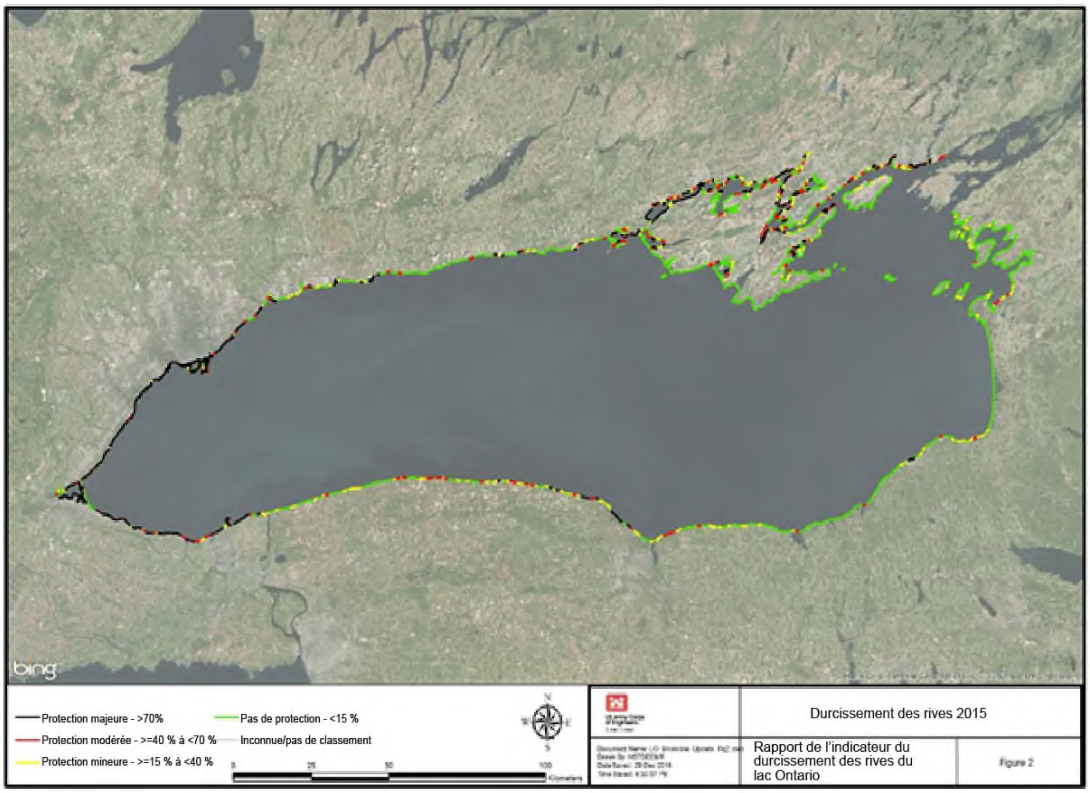


Figure 4. Carte de la mise à jour de 2015 de la classification du durcissement des rives du lac Ontario
Source : Données relatives aux rives de l'État de New York tirées d'AECOM (2012) et données sur les rives canadiennes du district de Buffalo du United States Army Corps of Engineers (2015)

Sous-indicateur : Facteurs de stress associés aux bassins versants

Évaluation globale
Situation : Passable
Tendances :
Tendance sur 10 ans (2000-2010) : Inchangéé
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : La situation peut aussi être qualifiée de Mixte, puisqu'elle est Bon dans 19,4 % des bassins versants du bassin des Grands Lacs, Passable dans 60,1 % d'entre eux et Médiocre dans 20,5 % (voir les tableaux 1 et 2). Ce sous-indicateur fait état des tendances à long terme, à des intervalles de cinq et dix ans, lorsque des données deviennent disponibles. Le présent rapport concerne la période 2000-2010.

Le bassin des Grands Lacs est une entité unique à l'échelle mondiale, dans laquelle une quantité modérée ou une grande quantité d'activités d'aménagement ont lieu. L'organisation spatiale des facteurs de stress associés à un bassin versant reflète la géomorphologie du bassin en question. Une bonne partie de la zone méridionale du bassin des Grands Lacs, dont les sols sont riches et où pousse naturellement une forêt à feuilles caduques, a été transformée en terres agricoles ou en milieux bâtis, alors que la région septentrionale (Bouclier canadien) reste en bonne partie non aménagée. Lorsque les stress combinés de la densité de la population, de la densité des routes, de l'aménagement urbain et du développement agricole sont pris en compte, la situation de deux des cinq Grands Lacs (Érié et Ontario) est considérée comme « Médiocre », celle du lac Michigan comme « passable » et celle des lacs Huron et Supérieur comme « bonne » (tableau 1a, figure 1). Dans l'ensemble, la situation du bassin des Grands Lacs est par conséquent définie sur le plan opérationnel comme « passable » (tableau 1a, figure 1), puisque l'état de la majorité des bassins versants est passable. Lorsque la définition de la situation sur le plan opérationnel est basée sur la superficie en pourcentage (tableau 1b), l'état de la plus grande partie de la superficie du bassin est « passable ».

Il y a des routes partout, dans tout le bassin des Grands Lacs, et elles constituent la plus grande source de risque éventuel de dégradation dans les zones en bonne partie non aménagées (figure 7). À l'échelle du bassin, les changements de catégorie ont été relativement rares, 81 seulement des 5 583 bassins versants changeant de catégorie de 2000 à 2010. Les passages de la catégorie Passable (de façon générale) à Médiocre ont été les plus fréquents (38 bassins versants), suivis par les passages de Médiocre à Passable (26) et de Bon à Passable (12). Compte tenu du petit nombre de changements de catégorie, qui ensemble ne représentent que 1,4 % de tous les bassins versants, et 0,13 % de la superficie du bassin, la tendance est considérée comme Inchangée. Voir les notes de l'auteur pour d'autres explications sur les questions d'interprétation des données.

Évaluation lac par lac

Remarque : Les incidences des bassins versants qui se déversent dans les voies interlacustres sont affectées au lac se trouvant en aval.

Lac Supérieur
Situation : Bon
Tendance : Inchangée
Justification : La situation de 595 des 1 534 bassins versants du bassin du lac Supérieur a été considérée comme Bon (38,8 %), celle de 917 d'entre eux comme Passable (59,8 %) et celle de 22 seulement comme Médiocre (1,4 %) (tableau 2, figure 9). Entre 2000 et 2010, il s'est produit un très léger changement de l'état des bassins versants du lac Supérieur, 0,6 % (soit 10 sur 1 534) passant de la catégorie Bon à Passable. Cinq sont passés de la catégorie Passable à Bon. Aucun n'est passé de Passable à Médiocre. Ce qui semble indiquer que l'état n'a essentiellement pas changé (tableau 2, figure 8). Il n'y avait pas de données sur l'utilisation des terres pour la période 2010 dans une partie du bassin du lac Supérieur au Canada; pour estimer le changement, nous avons supposé que ni le pourcentage des terres agricoles ni celui des milieux bâtis n'avaient changé. La tendance pour l'ensemble du bassin doit par conséquent être considérée comme une estimation prudente. Le lac Supérieur a le plus faible pourcentage de terres agricoles du bassin des Grands Lacs, la plus faible densité de routes et la plus faible densité de population. Pour ce qui

est du nombre de bassins versants dans le quintile inférieur en ce qui concerne le pourcentage que représentent les milieux bâtis, le bassin du lac Supérieur est arrivé second, derrière celui du lac Huron (tableau 3, figures 2-7).

Lac Michigan

Situation : Passable
Tendance : Inchangée
Justification : Les 629 bassins versants du lac Michigan ont surtout été classés dans la catégorie Passable (83,5 %); 16,1 % l'ont été dans la catégorie Médiocre et moins de 1 % dans la catégorie Bon (tableau 2, figure 10). Le lac Michigan n'avait rien de particulier en ce qui concerne la distribution de chacun des facteurs de stress, à une exception près. Peu de passages d'une catégorie à une autre ont été observés pour le lac Michigan. Les tendances relatives au lac Michigan sont basées sur des ensembles de données complets pour le bassin et constituent donc de bonnes estimations. Il faut remarquer que le bassin du lac Michigan avait le plus petit nombre de bassins versants dans le quintile inférieur pour ce qui est de la densité des routes, ce qui semble indiquer qu'il reste peu d'endroits dans ce bassin où il n'y a pas de routes (tableau 3, figures 2-7).

Lac Huron

Situation : Passable
Tendance : Inchangée
Justification : Le meilleur qualificatif à utiliser pour décrire la situation du lac Huron est Passable, plutôt que Bon, puisqu'outre qu'il satisfait aux critères de la Bon situation, il satisfait presque aussi aux critères de la Médiocre situation (19,2 % des bassins versants) et que plus de 50 % de ses bassins versants entrent dans la catégorie Passable (tableau 2, figure 11). Dans six des neuf changements de situation, il y a eu passage de la catégorie Passable à Médiocre, alors que trois bassins versants ont fait l'inverse. La proportion de changements d'une catégorie à une autre a été minuscule comparativement au nombre total de bassins versants du bassin du lac Huron (1 646); la tendance est par conséquent Inchangée (figure 8). Il n'y avait pas de données sur l'utilisation des terres pour la période 2010 dans une partie du bassin du lac Huron au Canada; nous avons par conséquent supposé que ni le pourcentage des terres agricoles ni celui des milieux bâtis n'avaient changé. Ces tendances doivent donc être considérées comme des estimations prudentes du changement. Le bassin du lac Huron a le plus grand nombre de bassins versants dans le quintile inférieur pour ce qui est du pourcentage que représentent les milieux bâtis, et arrive en second lieu en ce qui concerne le pourcentage des terres agricoles, la densité des routes et la densité de population (tableau 3, figures 2-7).

Lac Érié

Situation : Médiocre
Tendance : Inchangée
Justification : La situation du lac Érié est considérée comme MAUVAISE parce que la situation de près de 50 % de ses bassins versants (410 sur 854) a été considérée comme MAUVAISE, celle de 47,5 % comme PASSABLE et celle de 4,4 % seulement comme BONNE (tableau 2, figure 12). Bien que 13 bassins versants soient passés à la catégorie MAUVAISE, cela ne représente qu'une petite proportion (moins de 2 %) des bassins versants du bassin du lac Érié (figure 8). Les tendances pour le lac Érié reposent sur des ensembles de données complets pour la totalité du bassin et constituent donc de bonnes estimations. Le lac Érié comptait le plus grand nombre de bassins versants dans le quintile supérieur de la distribution pour les quatre facteurs de stress (tableau 3, figures 2-7).

Lac Ontario

Situation : Médiocre
Tendance : Inchangée
Justification : La plus grande partie (66,2 %) des bassins versants du lac Ontario entrent dans la catégorie Passable, mais 32 % environ entrent dans la catégorie Médiocre. La définition opérationnelle basée sur le critère du 20e percentile place le bassin du lac Ontario dans la catégorie Médiocre mais, comme le lac Huron, il pourrait aussi bien être qualifié de Mixte (figure 13). Les changements de catégorie dans le lac Ontario sont le passage de 13 bassins versants à la catégorie Médiocre (1,5 % des bassins versants) et le passage de 15 bassins versants de la catégorie Médiocre à la catégorie Passable (figure 8). Les tendances pour le lac Ontario reposent sur des ensembles de données complets pour le bassin et constituent donc les meilleures estimations possible. Ces dernières représentent le plus grand nombre de passages positifs d'une catégorie à une autre dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs. Le bassin du lac Ontario arrive en deuxième lieu, derrière celui du lac Érié, en ce qui concerne le nombre élevé de bassins versants dans le quintile supérieur de la distribution pour les quatre facteurs de stress (tableau 3, figures 2-7).

Autres échelles spatiales
Les données présentées sont étalonnées d'après les scores AgDev de la période 2000 qui ont été dérivés des 20e et 80e percentiles de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs (tableau 1). Nous avons procédé de la même manière pour chacun des lacs afin de déterminer l'état relatif des bassins versants de chacun. Le tableau 3 présente les distributions des périodes 2000 et 2010, et les passages d'une catégorie à une autre pour chacun des lacs.

Les composantes de l'indice de stress hydrique (AgDev) ont été calculées et leur score a été établi pour les terres en bordure de chacun des lacs plutôt que pour les lacs eux-mêmes. Toutefois, des éléments convaincants montrent que les effets des stress terrestres se manifestent dans les habitats très étroitement associés à chacun des bassins versants. Niemi et coll. (2007), Peterson et coll. (2007) et Yurista et Kelly (2009) ont conclu que la corrélation entre le stress d'origine terrestre et les éléments nutritifs d'origine hydrique était très forte pour les affluents et les milieux humides côtiers. Bien que la corrélation diminue à mesure que la distance par rapport à la rive augmente, elle reste statistiquement significative à une profondeur de 10 m ou plus. Plus grand est le stress, plus grand est le risque de dégradation des caractères biologiques dans les lacs eux-mêmes. Ces relations ont récemment été évaluées qualitativement et présentées dans des cartes de l'ensemble de chacun des lacs et de l'ensemble du bassin comme des « menaces » (ou risque de dégradation) par Allan et coll. (2012).

Raison d'être du sous-indicateur

- Évaluer le degré relatif de stress associé aux bassins versants qui s'exerce sur la qualité de l'environnement des Grands Lacs.
- Déduire quel est le risque que les activités humaines effectuées dans les bassins versants nuisent à la qualité de l'eau, à l'habitat, au biote et aux processus naturels.

Objectif pour l'écosystème
Les effets combinés des facteurs de stress associés aux bassins versants ne devraient pas porter atteinte à l'intégrité physique, biologique ou chimique des Grands Lacs, comme le stipulent les annexes 2 (amélioration de la qualité), 4 (gestion des éléments nutritifs) et 7 (protection des espèces et de leurs habitats) de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012.

État de l'écosystème
Le degré relatif de stress imposé par quatre mesures de l'activité humaine dans les 529 679 km^2 de terres que représente le bassin des Grands Lacs a été évalué pour chacun des 5 593 bassins versants entourant les Grands Lacs (produits par une analyse SIG ArcHydro) (Forsyth et coll., en voie de révision). Ce sous-indicateur utilisera un indice du stress combiné de l'agriculture et du développement (AgDev) pour calculer les scores de chacun des bassins versants des Grands Lacs selon une même échelle de résolution pour les périodes visées par les rapports. Ce score du stress est adapté d'une méthodologie ayant fait l'objet d'un examen par les pairs qui a déjà été appliquée au bassin des Grands Lacs (Host et coll., 2011) et révisée par Johnson et coll. (2015). L'indice est basé sur des scores normalisés de données qui représentent des manifestations importantes de l'activité humaine dans les bassins versants qui pourraient constituer un risque éventuel pour la santé de l'écosystème des Grands Lacs. Les facteurs de stress constituant cet indice sont la **densité des routes,** la **densité de la population,** la **superficie des terres agricoles et** la **superficie des milieux bâtis** (Host et coll., 2011). Ensemble, ces facteurs de stress représentent la plus grande partie de la variation décrite par cinq facteurs d'origine anthropique (charges en substances chimiques et agricoles, utilisation des terres, dépôt atmosphérique, développement et population humaine, modification des rives) quantifiés par Danz et coll. (2005).

Cet indice révisé diffère de la version de 2011 de l'État des Grands Lacs (aussi appelé rapport de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs − CÉÉGL) parce qu'il supprime les données de sources ponctuelles (dont il s'est avéré qu'elles présentaient de nombreux problèmes de qualité) et révise le calcul des mesures (Johnson et coll., 2015). De plus, pour 2016, le stress d'origine anthropique a été résumé pour les bassins versants du cadre de l'habitat aquatique des Grands Lacs (Great Lakes Aquatic Habitat Framework – GLAHF; Wang et coll., 2015) du côté canadien et du côté étatsunien du bassin des Grands Lacs (une initiative binationale visant à élaborer un ensemble cohérent d'unités de drainage pour le bassin; Forsyth et coll., en voie de révision). L'indice du stress agricole (Ag) est basé sur la superficie en pourcentage des terres agricoles estimée à partir d'une version mise en concordance de l'ensemble de données de la couverture terrestre nationale de 2011 (National Land Cover Dataset – NLCD) et de la version 2.0 de la Préparation cartographique de couverture terrestre de l'Ontario (voir le sous-indicateur Couverture

terrestre). Le développement a été caractérisé d'après le pourcentage de la superficie occupée par les zones urbaines, la densité de la population humaine (U.S. Census Bureau et Statistique Canada; voir le sous-indicateur Population humaine) et la densité des routes (É.-U. : base de données TIGER 2000 et 2010, Canada : 2e et 7e éditions du produit Réseau routier national). Chacune de ces variables a été mise à l'échelle de manière que sa valeur se situe entre 0,0 et 1,0 selon l'éventail des données dans tout le bassin des Grands Lacs (bassins versants du fleuve Saint-Laurent exclus). Suivant la méthode MaxRel utilisée par Host et coll. (2005), le maximum de ces trois valeurs normalisées (échelle 0-1) pour chacun des bassins versants a été utilisé comme indice du développement (MaxRel Dev). Pour combiner les valeurs de l'agriculture et du développement pour un bassin versant, nous avons calculé la distance euclidienne depuis l'origine (0,0) du graphique jusqu'aux coordonnées des scores des indices Ag et MaxRel Dev sur x et y (AgDev, figure 1). La mesure qui en résulte est appelée AgDev et remplace l'ancien indice combiné des stress associés aux bassins versants (État des Grands Lacs – CÉÉGL 2011). Par souci de continuité, nous fournissons le calcul de l'indice AgDev basé sur les données de 2000 environ, outre celles de 2010 (tableaux 2, 3).

En l'absence de données biologiques qui permettraient de valider les scores des facteurs de stress, nous avons décidé que le critère pour classer un bassin versant dans la catégorie « bonne » plutôt que « passable » serait le 20e percentile de la distribution des scores pour chacune des variables et l'indice AgDev. Nous avons aussi décidé que le 80e percentile de la distribution serait la limite entre les catégories « passable » et « mauvaise ». Le risque de dégradation de la communauté biologique dans les habitats aquatiques récepteurs des Grands Lacs est faible dans les bassins versants dont la situation est « bonne ». Les bassins versants dont la situation est « mauvaise » risquent plus que les autres d'abriter des communautés dégradées. Les valeurs seuils correspondant au 20e et au 80e percentiles pour les composantes et les scores AgDev des Grands Lacs sont mentionnées dans la légende du tableau 1. Les évaluations de la situation pour les données de la période 2010 sont effectuées par rapport à ces valeurs pour les données de la période 2000.

Liens

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

- Connectivité de l'habitat aquatique – Le nombre de barrages et d'obstacles est un facteur important pour l'évaluation du stress associé aux bassins versants
- Milieux humides côtiers : étendue et composition
- Qualité de l'eau des affluents
- Population humaine

Ce sous-indicateur est aussi lié directement à d'autres indicateurs de la catégorie Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques, en particulier la couverture terrestre.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.			X	
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Commentaires des auteurs

Le score AgDev total et celui des composantes ont été déterminés pour chacun des bassins versants des Grands Lacs à partir des données de 2000-2010. Il est possible de déterminer les endroits où le risque de perte biologique importante est le plus grand (ceux dont les scores s'approchent des limites) et ceux dont le potentiel de remise en état est le plus grand (les endroits dont les scores ne sont que légèrement supérieurs aux limites) à l'aide des seuils basés sur la biologie et de la méthode des quantiles présentée ici. Ce sont les endroits où les investissements en protection ou en restauration ont le plus de chances d'être un succès. Johnson et coll. (2015) présentent une carte du risque basée sur des seuils biologiques dérivés de Kovalenko et coll. (2014).

La présente version révisée du sous-indicateur des facteurs de stress associés aux bassins versants améliore la version de 2011 de deux manières : les données sur l'utilisation des terres sont dérivées exclusivement de sources gouvernementales (p. ex., l'utilisation des terres du NLCD et du Système d'information sur les terres du Sud de l'Ontario – SITSO) et le cadre des bassins versants (GLAHF) repose sur une initiative binationale. La version de 2011 utilisait quant à elle des données sur l'utilisation des terres provenant de diverses sources, dont certaines présentaient des défauts de classification bien connus. Le nouveau sous-indicateur (AgDev) devrait par conséquent être une mesure reproductible qu'il sera possible d'utiliser à l'avenir pour suivre les tendances. Il faut faire remarquer ce qui suit à propos des changements inférés : de nombreux passages d'une catégorie à une autre se sont produits dans de très petits bassins versants côtiers. Ceux-ci sont particulièrement sensibles aux changements de superficie résultant de la modification du niveau de l'eau, de sorte que l'interprétation du passage d'une catégorie à une autre doit être faite avec prudence. En raison de changements apportés aux données sur le réseau routier (p. ex., TIGER aux É.-U.), 34 petits bassins versants de l'Isle-Royale, dans le lac Supérieur, semblent ainsi être passés d'une BONNE situation à une situation PASSABLE (ces bassins versants ont été omis des calculs des passages). De plus, les données sur l'utilisation des terres dérivées de la télédétection (p. ex., NLCD, SITSO) ne sont pas exactes à 100 % et il est facile de confondre les classifications du sol nu (c.-à-d. substratum exposé, carrières, hauts-fonds de sable, etc.) avec la signature spectrale de surfaces imperméables. Les zones le long de la côte peuvent par conséquent être mal classées. Les valeurs seuils entre les catégories bonne et passable, et passable et mauvaise, ont été déterminées en fonction du nombre de bassins versants dans tout le bassin, plutôt que de la superficie. En raison de la très grande variation de la dimension des bassins versants, la distribution cumulative de la superficie a empêché d'établir des seuils raisonnables par suite des larges écarts dans lesquels chacune des cibles (c.-à-d. le 20e et le 80e percentiles) allait vraisemblablement se situer.

Remerciements

Auteurs :

Terry N. Brown, Lucinda B. Johnson et George E. Host, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN, 55 811

Jan J.H. Ciborowski, Département des sciences biologiques, Université de Windsor, 401, avenue Sunset, Windsor (Ontario) Canada, N9B 3P4

Collaborateurs : Les membres du projet des indicateurs environnementaux pour les Grands Lacs (GLEI) : Gerald L. Niemi (chercheur principal; NRRI, University of Minnesota Duluth), Nicholas P. Danz (University of Wisconsin – Superior) et Thomas Hollenhorst (U.S. EPA, Mid-Continent Ecology Division National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Duluth, MN 55804) ont contribué à la formation du groupe de recherche qui a déterminé que cette base de données était nécessaire.

Le projet sur lequel ces données reposent a été à l'origine financé par le programme Science to Achieve Results (STAR) Estuarine and Great Lakes (EaGLe) par le truchement de subventions accordées aux projets Great Lakes Environmental Indicators (GLEI) et Reference Condition (ententes de l'U.S. EPA respectivement EPA/R-8286750 et EPA/R-82877701). Des travaux plus récents ont été soutenus par la deuxième étape du projet visant à mettre à l'essai et à peaufiner les indicateurs GLEI-II qui a été financée par une subvention accordée par l'initiative de restauration des Grands Lacs (Great Lakes Restoration Initiative – GLRI) du Great Lakes National Program Office de l'U.S. Environmental Protection Agency à L.B. Johnson et coll. (GL-00E00623-0). Bien que la recherche dont il est fait état dans ces travaux ait été en partie financée par l'U.S. EPA, elle n'a pas été assujettie au processus d'examen stratégique et par les pairs exigé par l'Agence; il ne faut donc pas conclure qu'elle est approuvée

officiellement. Le projet de cadre de l'habitat aquatique des Grands Lacs (Great Lakes Aquatic Habitat Framework) a été financé par la Great Lakes Fisheries Trust.

Sources d'information

Allan, J.D., P.B. McIntyre, S.D.P. Smith, B.S. Halpern, G.L. Boyerd, A. Buchsbaum, G.A. Burton, Jr. L. M. Campbell, W. L. Chadderton, Jan 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 2012. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. PNAS 1213841110.

Ciborowski, J.J.H., G.E. Host, T.N. 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 d'information préparé pour la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs de 2011.

Danz N.P., R.R. Regal, G.J. Niemi, V.J. Brady, T. Hollenhorst, L.B. Johnson, G.E. Host, J.M. Hanowski, C.A. Johnston, T. Brown, J. Kingston et J.R. Kelly. 2005. Environmentally stratified sampling design for the development of Great Lakes environmental indicators. Environ. Monit. Assess. 102:41–65.

Forsyth, D K., C.M. Riseng, K.E. Wehrly, L.A. Mason, J. Gaiot, T. Hollenhorst, C.M. Johnston, C. Wyrzykowski, G. Annis, C. Castiglione, K. Todd, M. Robertson, D. M Infante, L. Wang, J.E. McKenna et G. Whelan. 2015. A consistent binational watershed delineation and hydrography dataset of the Great Lakes Basin: the Great Lakes Hydro graphy Dataset. J. Am. Water Res., en voie de révision.

Hollenhorst, T.P., T.N. Brown, L.B. Johnson, J.J.H. Ciborowski et G. E. Host. 2007. Methods for generating multi-scale watershed delineations for indicator development in Great Lake Coastal ecosystems. Journal of Great Lakes Research 33 (numéro spécial 3) 13-26.

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 14:376-385.

Host, G.E., J.A. Schuldt, J.J.H.Ciborowski, L.B. Johnson, T.P. Hollenhorst et C. Richards. 2005. Use of GIS and remotely sensed data for a priori identification of reference areas for Great Lakes coastal ecosystems. International Journal of Remote Sensing. 26 : 5325-5342.

Johnson, L.B., K.E. Kovalenko, G.E. Host, V.J. Brady, J.J.H. Ciborowski, N.P. Danz, R.W. Howe, E.D. Reavie et G.J. Niemi. 2015. Great Lakes Environmental Indicators Testing and Refinement : Final Report. N° d'identification du projet du GLNPO de l'U.S. EPA : EPAGLNPO-2010-NS-5-1071-795. Natural Resources Research Institute, rapport technique n° NRRI/TR-2015/56.

Kovalenko, K.E., V.J. Brady, T.N. Brown, J.J.H. Ciborowski, N.P. Danz, J.P. Gathman, G.E. Host, R.W. Howe, L.B. Johnson, G.J. Niemi et E.D. Reavie. 2014. Congruence of community thresholds in response to anthropogenic stress in Great Lakes coastal wetlands. Freshwater Science 33:958-971.

Niemi, G. J., 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 33 (Supplement 3):1-12.

Peterson G.S., M.E. Sierszen, P.M. Yurista et J.R. Kelly. 2007. Stable nitrogen isotopes of plankton and benthos relect a landscape-level influence on Great Lakes coastal ecosystems. J. Great Lakes Res. 33(Spec Issue 3):27–41.

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. Dans Munawar M. et I.F. Munawar,

éditeurs. State of Lake Superior, Ecovision World Monograph Series. Burlington (Ontario): Aquatic Ecosystem Health and Management Society. p. 439-471.

Liste des tableaux

Tableau 1a. Résumé de la situation de chacun des lacs vers 2010, basé sur le score AgDev normalisé pour l'ensemble du bassin, qui est appliqué à chacun des lacs. Le nombre et le pourcentage de bassins versants dans le quintile inférieur (situation bonne) et supérieur (situation mauvaise) sont présentés. Les données sont résumées pour les 5 584 bassins versants délimités dans le projet du cadre de l'habitat aquatique des Grands Lacs (GLAHF) (Wang et coll., 2015). Les valeurs seuils de l'indice de stress des bassins versants du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673.
Source : T. Brown, NRRI

Tableau 1b. Résumé de la situation basé sur la superficie en pourcentage dans chacune des catégories pour les scores AgDev vers 2000 et vers 2010.
Source : T. Brown, NRRI
Tableau 2. Nombre et pourcentage de bassins versants dans chacun des bassins des Grands Lacs, et situations affectées selon les critères établis dans la description du sous-indicateur. Le passage d'une catégorie à une autre représente le nombre de bassins versants perdus ou gagnés entre la période 2000 et la période 2010. Veuillez remarquer que, parce que le SITSO n'a pas de données sur l'utilisation des terres pour une partie de l'ouest de l'Ontario, les données sur les passages sont considérées comme des estimations prudentes.
Source : T. Brown, NRRI (voir le texte d'accompagnement et le sous-indicateur Couverture terrestre pour plus de renseignements)
Tableau 3. Résumé des composantes des scores AgDev pour les périodes 2000 et 2010 : densité des routes, densité de la population, pourcentage de développement, développement MaxRel (= maximum relatif de la densité des routes, du pourcentage de développement et de la densité de la population) et pourcentage des terres agricoles. Les valeurs seuils des catégories de situations sont dérivées de la distribution de chacun des facteurs de stress dans tout le bassin des Grands Lacs. Le nombre et le pourcentage de bassins versants dans les catégories bonne, passable et mauvaise pour chacune des périodes (00 = 2000; 10 = 2010) sont présentés ci-après. Les seuils ont été dérivés de chacune des variables.
Source : T. Brown, NRRI

Liste des figures

Figure 1. Situations dans le bassin des Grands Lacs vers 2010. Les catégories reposent sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs. Les composantes du score AgDev sont le pourcentage de terres agricoles, le pourcentage des milieux bâtis, la densité de la population et la densité des routes. Les données sont résumées pour 5 593 bassins versants dans tout le bassin de drainage des Grands Lacs (voir Forsyth et coll., en voie de révision). Les bassins versants de la voie maritime du Saint-Laurent ne sont pas inclus dans les calculs du score AgDev, parce qu'il s'agit de cas aberrants extrêmes. Des catégories de situations basées sur l'échelle normalisée pour le reste du bassin leur ont toutefois été affectées. Le texte présente une explication du calcul de l'indice.
Source : T. Brown. NRRI
Figure 2. Score de stress combiné AgDev pour le bassin des Grands Lacs vers 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots.
Source : T. Brown, NRRI
Figure 3. Pourcentage des terres agricoles dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots. La zone en gris représente une lacune dans les données sur l'utilisation des terres au Canada pour cette période.
Source : T. Brown, NRRI. Inédit
Figure 4. Développement MaxRel pour le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots. La zone en gris représente une lacune dans les données sur l'utilisation des terres au Canada pour cette période.
Source : T. Brown, NRRI.
Figure 5. Pourcentage de milieux bâtis dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots. La zone en gris représente une lacune dans l'ensemble de données sur l'utilisation des terres au Canada pour cette période.
Source : T. Brown, NRRI

Figure 6. Densité de la population dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots.
Source : T. Brown, NRRI

Figure 7. Densité des routes dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots.
Source : T. Brown, NRRI

Figure 8. Changement de situation, de 2000 environ à 2010 environ. Veuillez remarquer qu'il y a une lacune dans les données relatives à la couverture terrestre en Ontario pour la période 2010. Les changements de situation reposent sur l'hypothèse selon laquelle les terres agricoles et les milieux bâtis de ces bassins versants n'ont pas changé (gris); les changements indiqués viennent de modifications de la densité des routes et de la densité de la population. De plus, les changements qui se sont produits dans 34 bassins versants de l'Isle-Royale ne sont pas illustrés, puisqu'ils représentent des routes non existantes présentes dans l'ensemble de données TIGER de 2010, mais absentes dans la version de 2000.
Source : T. Brown, NRRI

Figure 9. Situations des bassins versants du lac Supérieur, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées aux bassins versants du lac Supérieur. La valeur seuil du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et celle de la limite entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673.
Source : T. Brown, NRRI

Figure 10. Situations des bassins versants du lac Michigan, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées aux bassins versants du lac Michigan. La valeur seuil du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et celle de la limite entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673.
Source : T. Brown, NRRI

Figure 11. Situations des bassins versants du lac Huron, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées aux bassins versants du lac Huron. La valeur seuil du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et celle de la limite entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673.
Source : T. Brown, NRRI

Figure 12. Situations des bassins versants du lac Érié, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées au bassin versant du lac Érié. La valeur seuil du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et celle de la limite entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673.
Source : T. Brown, NRRI

Figure 13. Situations des bassins versants du lac Ontario, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées au bassin versant du lac Ontario. La valeur seuil du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et celle de la limite entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673.
Source : T. Brown, NRRI

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2019, Rapport technique
(pas de nouvelles données pour CÉÉGL 2019)

Lac	Nombre de bassins versants	Nombre de bassins versants, situation BONNE	% de bassins versants, situation BONNE	Nombre de bassins versants, situation PASSABLE	% de bassins versants, situation PASSABLE	Nombre de bassins versants, situation MAUVAISE	% de bassins versants, situation MAUVAISE	Situation 2010
Supérieur	1 534	595	38,8	917*	59,8	22	1,4	Bonne
Michigan	629	3	0,5	525	83,5	101	16,1	Passable
Huron	1 646	431	26,2	899	54,6	316	19,2	Passable**
Érié	854	38	4,4	406	47,5	410	48,0	Mauvaise
Ontario	930	18	1,9	616	66,2	296	31,8	Mauvaise

* Trente-quatre bassins versants de l'Isle-Royale ne sont pas inclus.

** Voir la justification de cette désignation à la section Évaluation lac par lac ci-dessus.

Tableau 1a. Résumé de la situation de chacun des lacs vers 2010, basé sur le score AgDev normalisé pour l'ensemble du bassin, qui est appliqué à chacun des lacs. Le nombre et le pourcentage de bassins versants dans le quintile inférieur (situation bonne) et supérieur (situation mauvaise) sont présentés. Les données sont résumées pour les 5 584 bassins versants délimités dans le projet du cadre de l'habitat aquatique des Grands Lacs (GLAHF) (Wang et coll., 2015). Les valeurs seuils de l'indice de stress des bassins versants du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673.

Source : T. Brown, NRRI

Lac	Nombre de bassins versants	Superficie totale (km^2)	Nombre de bassins versants, situation BONNE	% de bassins versants, situation BONNE	Nombre de bassins versants, situation PASSABLE	% de bassins versants, situation PASSABLE	Nombre de bassins versants, situation MAUVAISE	% de bassins versants, situation MAUVAISE	Situation 2010
Supérieur	1 534	141 151	85 745	60,7	55 304	39,2	102	0,1	Bonne
Michigan	629	116 610	2	0,0	112 065	96,1	4 543	3,9	Passable
Huron	1 646	133 294	17 109	12,8	105 800	79,4	10 384	7,8	Passable
Érié	854	76 607	60	0,1	22 585	29,5	53 962	70,4	Mauvaise
Ontario	930	80 268	2	0,0	75 765	94,4	4 501	5,6	passable

Tableau 1b. Résumé de la situation basé sur la superficie en pourcentage dans chacune des catégories pour les scores AgDev vers 2000 et vers 2010. Ces données ne sont présentées qu'à titre de comparaison, puisque les valeurs seuils dérivées de la superficie des bassins versants produisent des résultats faussés, compte tenu d'écarts importants dans la distribution de fréquences cumulées de la superficie des bassins versants. Voir les notes de l'auteur pour plus de renseignements.

Lac	Situation	Nombre de bassins versants 2000	% de bassins versants 2000	Nombre de bassins versants 2010	% de bassins versants 2010	Perte 2000-2010	Gain 2000-2010
Tous les lacs	Bonne	1092	19,5	1085	19,5	12	5
	Passable	3368	60,2	3363	60,1	43	38
	Mauvaise	1133	20,3	1145	20,5	26	38
Lac Supérieur	Bonne	602	39,2	595	38,8	10	3
	Passable	910	59,3	917	59,8	3	10
	Mauvaise	22	1,4	22	1,4	0	0
Lac Michigan	Bonne	3	0,5	3	0,5	0	0
	Passable	528	83,9	525	83,5	6	3
	Mauvaise	98	15,6	101	16,1	3	6
Lac Huron	Bonne	431	26,2	431	26,2	0	0
	Passable	902	54,8	899	54,6	6	3
	Mauvaise	313	19	316	19,2	3	6
Lac Érié	Bonne	40	4,7	38	4,4	2	0
	Passable	412	48,2	406	47,5	13	7
	Mauvaise	402	47,1	410	48,0	5	13
Lac Ontario	Bonne	16	1,7	18	1,9	0	2
	Passable	616	66,2	616	66,2	15	15
	Mauvaise	298	32	296	31,8	15	13

Tableau 2. Nombre et pourcentage de bassins versants dans chacun des bassins des Grands Lacs, et situations affectées selon les critères établis dans la description du sous-indicateur. Le passage d'une catégorie à une autre représente le nombre de bassins versants perdus ou gagnés entre la période 2000 et la période 2010. Veuillez remarquer que, parce que le SITSO n'a pas de données sur l'utilisation des terres pour une partie de l'ouest de l'Ontario, les données sur les passages sont considérées comme des estimations prudentes.
Source : T. Brown, NRRI (voir le texte d'accompagnement et le sous-indicateur Couverture terrestre pour plus de renseignements)

Lac	N^{bre} bassins versants Bonne 2000	N^{bre} bassins versants Passable 2000	N^{bre} bassins versants Mauvaise 2000	N^{bre} bassins versants Bonne 2010	N^{bre} bassins versants Passable 2010	N^{bre} bassins versants Mauvaise 2010	% bassins versants Bonne 2000	% bassins versants Passable 2000	% bassins versants Mauvaise 2000	% bassins versants Bonne 2010	% bassins versants Passable 2010	% bassins versants Mauvaise 2010
Pourcentage de terres agricoles (valeur seuil : bonne à passable = 0 %, passable à mauvaise = 53,942 %)												
Tous	2054	2414	1125	2067	2422	1104	36,7	43,2	20,1	37	43,3	19,7
Supérieur	1126	407	1	1135	398	1	73,4	26,5	0,1	74	25,9	0,1
Michigan	137	387	105	140	389	100	21,8	61,5	16,7	22,3	61,8	15,9
Huron	595	682	369	597	682	367	36,1	41,4	22,4	36,3	41,4	22,3
Érié	140	376	338	141	380	333	16,4	44	39,6	16,5	44,5	39
Ontario	56	562	312	54	573	303	6	60,4	33,5	5,8	61,6	32,6
Densité des routes (valeur seuil : bonne à passable = 0,104 km/km^2, passable à mauvaise = 7,778 km/km^2)												
Tous	1102	3351	1140	1045	3256	1292	19,7	59,9	20,4	18,7	58,2	23,1
Supérieur	512	887	135	471	907	156	33,4	57,8	8,8	30,7	59,1	10,2
Michigan	6	431	192	5	400	224	1	68,5	30,5	0,8	63,6	35,6
Huron	441	984	221	437	962	247	26,8	59,8	13,4	26,5	58,4	15
Érié	84	487	283	74	447	333	9,8	57	33,1	8,7	52,3	39
Ontario	59	562	309	58	540	332	6,3	60,4	33,2	6,2	58,1	35,7
Densité de population (valeur seuil : bonne à passable = 1,557 personne/km^2, passable à mauvaise = 62,104 personnes/km^2)												
Tous	1083	3399	1111	1252	3235	1106	19,4	60,8	19,9	22,4	57,8	19,8
Supérieur	747	705	82	810	640	84	48,7	46	5,3	52,8	41,7	5,5
Michigan	13	456	160	23	442	164	2,1	72,5	25,4	3,7	70,3	26,1
Huron	311	1221	114	356	1184	106	18,9	74,2	6,9	21,6	71,9	6,4
Érié	4	460	390	53	411	390	0,5	53,9	45,7	6,2	48,1	45,7
Ontario	8	557	365	10	558	362	0,9	59,9	39,2	1,1	60	38,9
Pourcentage des milieux bâtis (valeur seuil : bonne à passable = 0 %, passable à mauvaise = 17,284 %)												
Tous	1395	3065	1133	1391	3045	1157	24,9	54,8	20,3	24,9	54,4	20,7
Supérieur	564	841	129	564	841	129	36,8	54,8	8,4	36,8	54,8	8,4
Michigan	5	479	145	5	474	150	0,8	76,2	23,1	0,8	75,4	23,8
Huron	698	750	198	697	750	199	42,4	45,6	12	42,3	45,6	12,1
Érié	74	411	369	70	410	374	8,7	48,1	43,2	8,2	48	43,8

Lac	N^bre bassins versants Bonne 2000	N^bre bassins versants Passable 2000	N^bre bassins versants Mauvaise 2000	N^bre bassins versants Bonne 2010	N^bre bassins versants Passable 2010	N^bre bassins versants Mauvaise 2010	% bassins versants Bonne 2000	% bassins versants Passable 2000	% bassins versants Mauvaise 2000	% bassins versants Bonne 2010	% bassins versants Passable 2010	% bassins versants Mauvaise 2010
Ontario	54	584	292	55	570	305	5,8	62,8	31,4	5,9	61,3	32,8
MaxRel (routes, population, % des milieux bâtis) (valeur seuil : bonne à passable = 0,006, passable à mauvaise = 0,212)												
Tous	1095	3359	1139	1046	3337	1210	19,6	60,1	20,4	18,7	59,7	21,6
Supérieur	555	846	133	511	886	137	36,2	55,1	8,7	33,3	57,8	8,9
Michigan	4	470	155	4	454	171	0,6	74,7	24,6	0,6	72,2	27,2
Huron	447	990	209	448	976	222	27,2	60,1	12,7	27,2	59,3	13,5
Érié	53	467	334	46	461	347	6,2	54,7	39,1	5,4	54	40,6
Ontario	36	586	308	37	560	333	3,9	63	33,1	4	60,2	35,8
AgDev (valeur seuil : bonne à passable = 0,012, passable à mauvaise = 0,673)												
Tous	1091	3367	1135	1050	3398	1145	19,5	60,2	20,3	18,8	60,8	20,5
Supérieur	601	911	22	560	952	22	39,2	59,4	1,4	36,5	62,1	1,4
Michigan	3	526	100	3	525	101	0,5	83,6	15,9	0,5	83,5	16,1
Huron	431	902	313	431	899	316	26,2	54,8	19	26,2	54,6	19,2
Érié	40	412	402	38	406	410	4,7	48,2	47,1	4,4	47,5	48
Ontario	16	616	298	18	616	296	1,7	66,2	32	1,9	66,2	31,8

Tableau 3. Résumé des composantes des scores AgDev pour les périodes 2000 et 2010 : densité des routes, densité de la population, pourcentage de développement, développement MaxRel (= maximum relatif de la densité des routes, du pourcentage de développement et de la densité de la population) et pourcentage des terres agricoles. Les valeurs seuils des catégories de situations sont dérivées de la distribution de chacun des facteurs de stress dans tout le bassin des Grands Lacs. Le nombre et le pourcentage de bassins versants dans les catégories bonne, passable et mauvaise pour chacune des périodes (00 = 2000; 10 = 2010) sont présentés ci-après. Les seuils ont été dérivés de chacune des variables. **Remarque** : Les valeurs du passage de la catégorie « bonne à passable » qui sont très faibles ou égales à zéro correspondent aux forts pourcentages (quelquefois supérieurs à 20 %) des bassins versants du bassin ou il y a très peu de terres agricoles ou de milieux bâtis, sinon aucun.

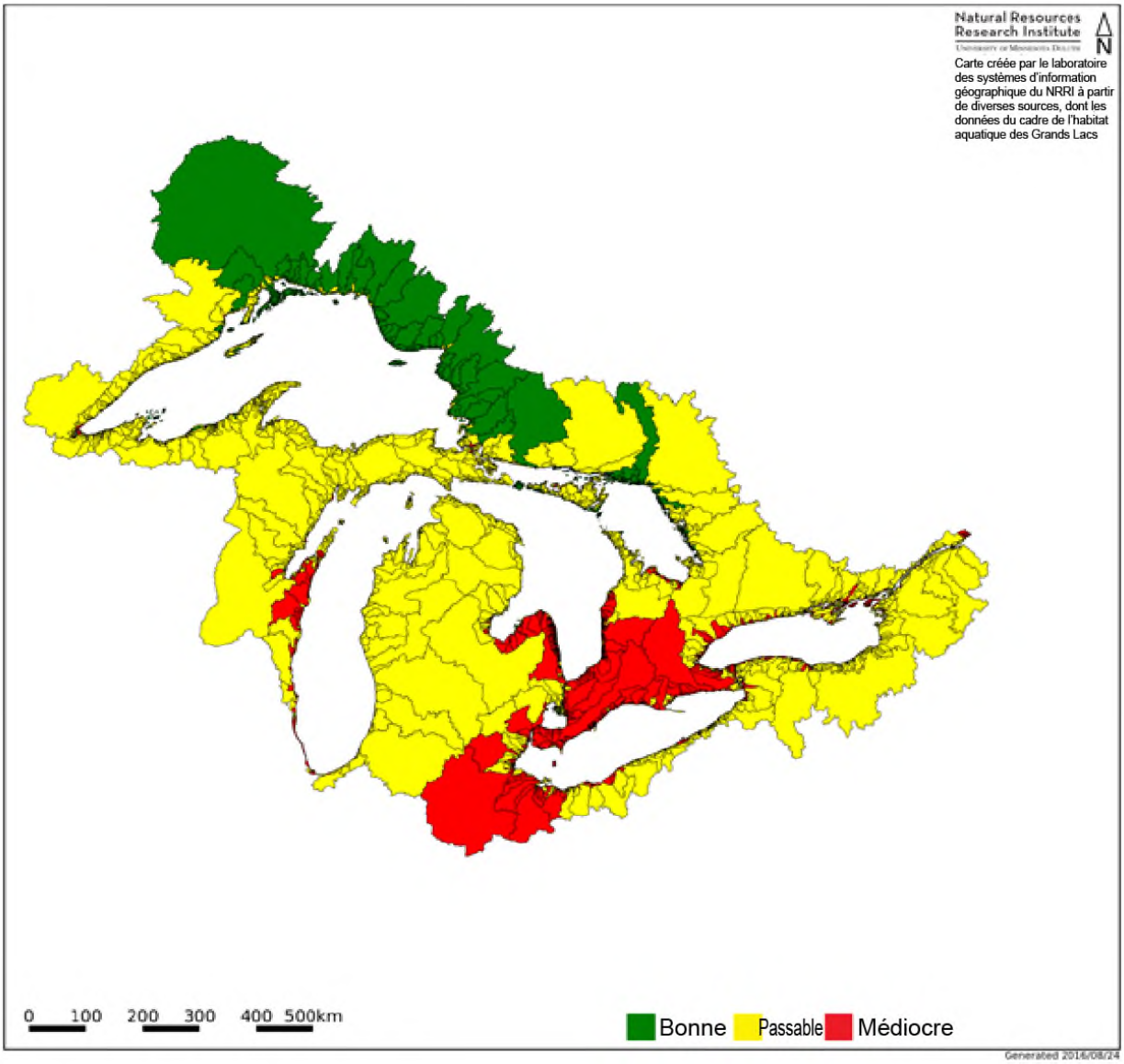


Figure 1. Situations dans le bassin des Grands Lacs vers 2010. Les catégories reposent sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs. Les composantes du score AgDev sont le pourcentage de terres agricoles, le pourcentage des milieux bâtis, la densité de la population et la densité des routes. Les données sont résumées pour 5 593 bassins versants dans tout le bassin de drainage des Grands Lacs (voir Forsyth et coll., en voie de révision). Les bassins versants de la voie maritime du Saint-Laurent ne sont pas inclus dans les calculs du score AgDev, parce qu'il s'agit de cas aberrants extrêmes. Des catégories de situations basées sur l'échelle normalisée pour le reste du bassin leur ont toutefois été affectées. Le texte présente une explication du calcul de l'indice.
Source : T. Brown. NRRI

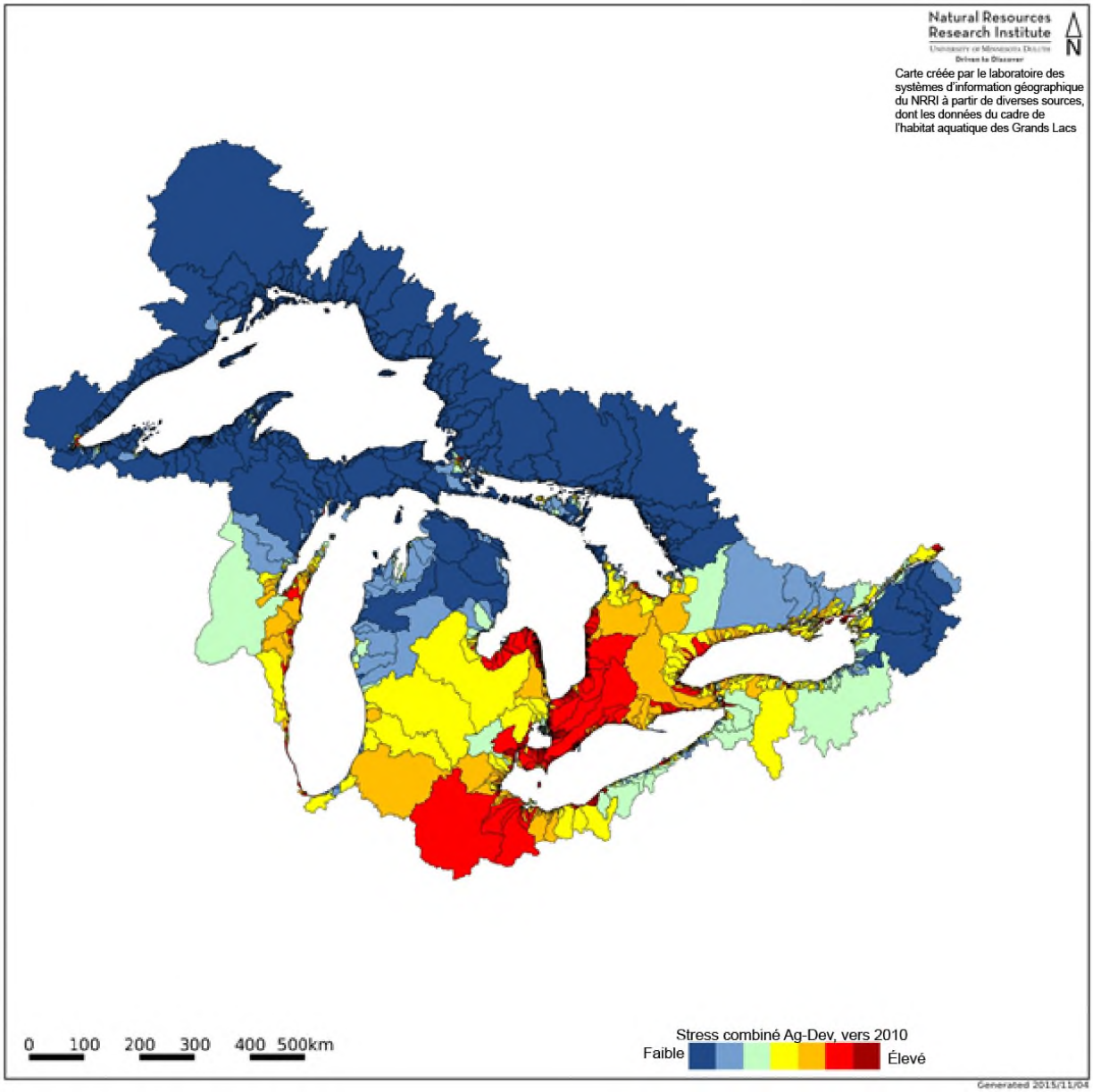


Figure 2. Score de stress combiné AgDev pour le bassin des Grands Lacs vers 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots.
Source : T. Brown, NRRI

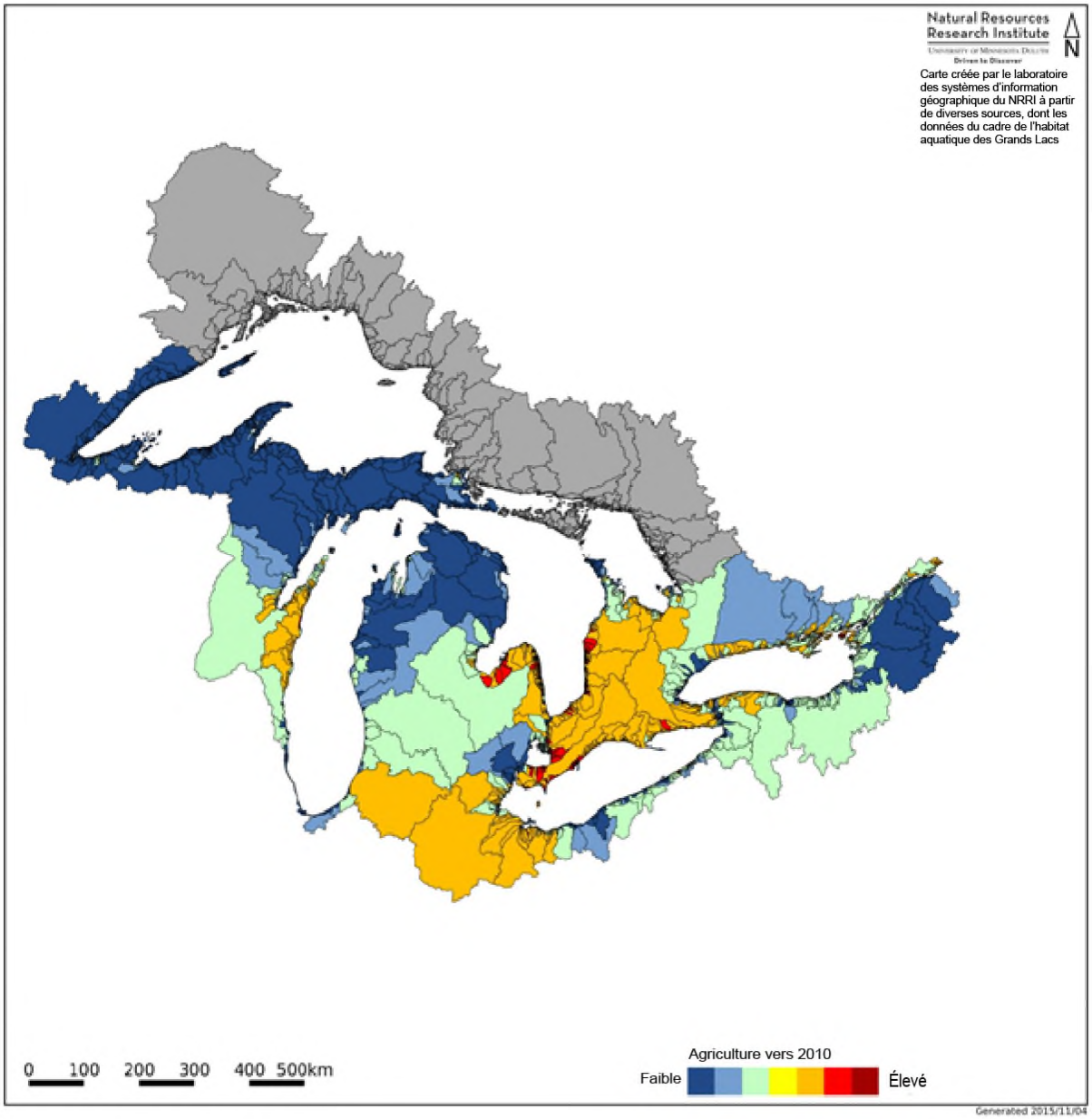


Figure 3. Pourcentage de terres agricoles dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots. La zone en gris représente une lacune dans l'ensemble de données sur l'utilisation des terres au Canada pour cette période.
Source : T. Brown, NRRI. Inédit

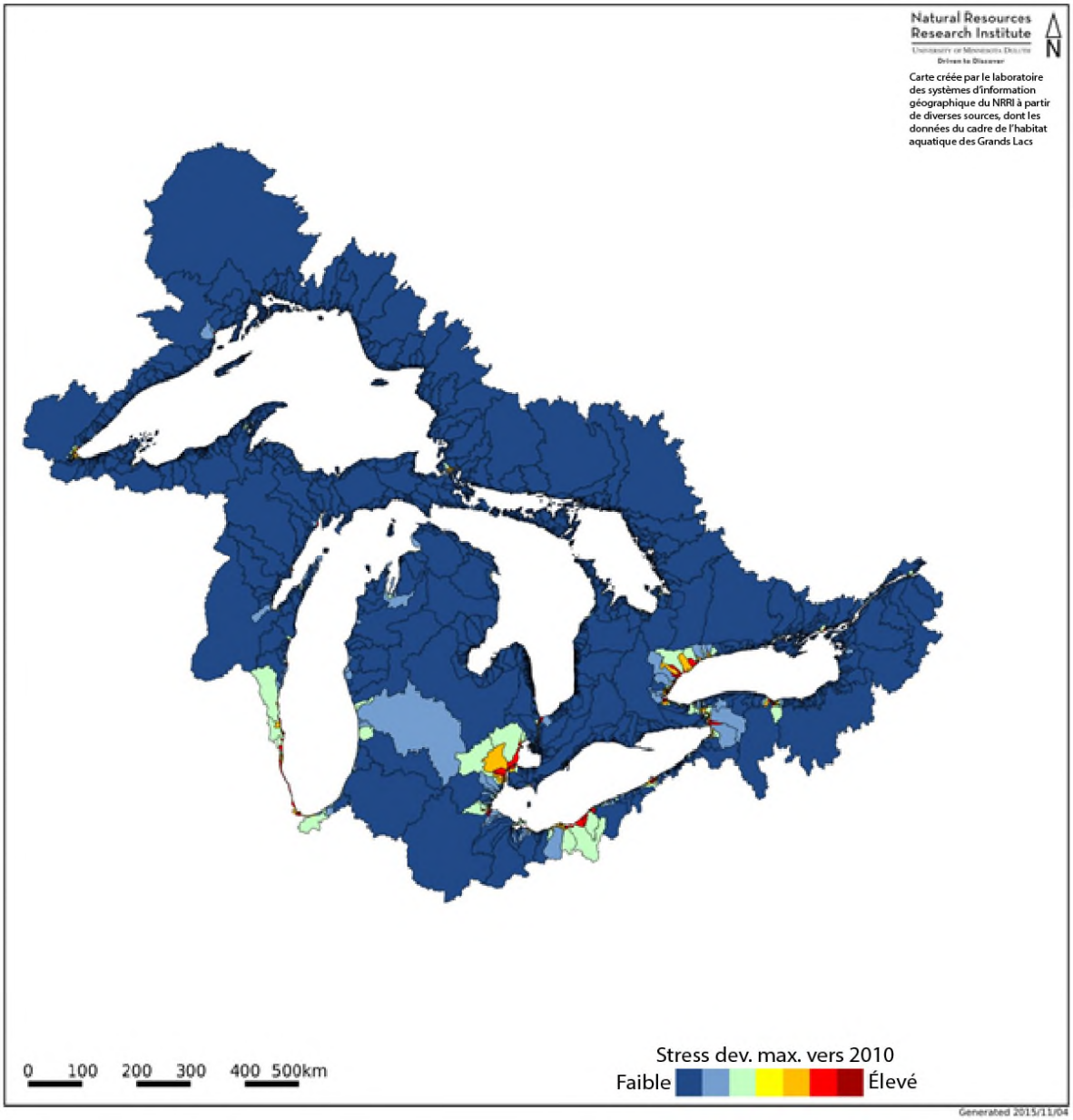


Figure 4. Développement MaxRel pour le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots. La zone en gris représente une lacune dans les données sur l'utilisation des terres au Canada pour cette période.
Source : T. Brown, NRRI

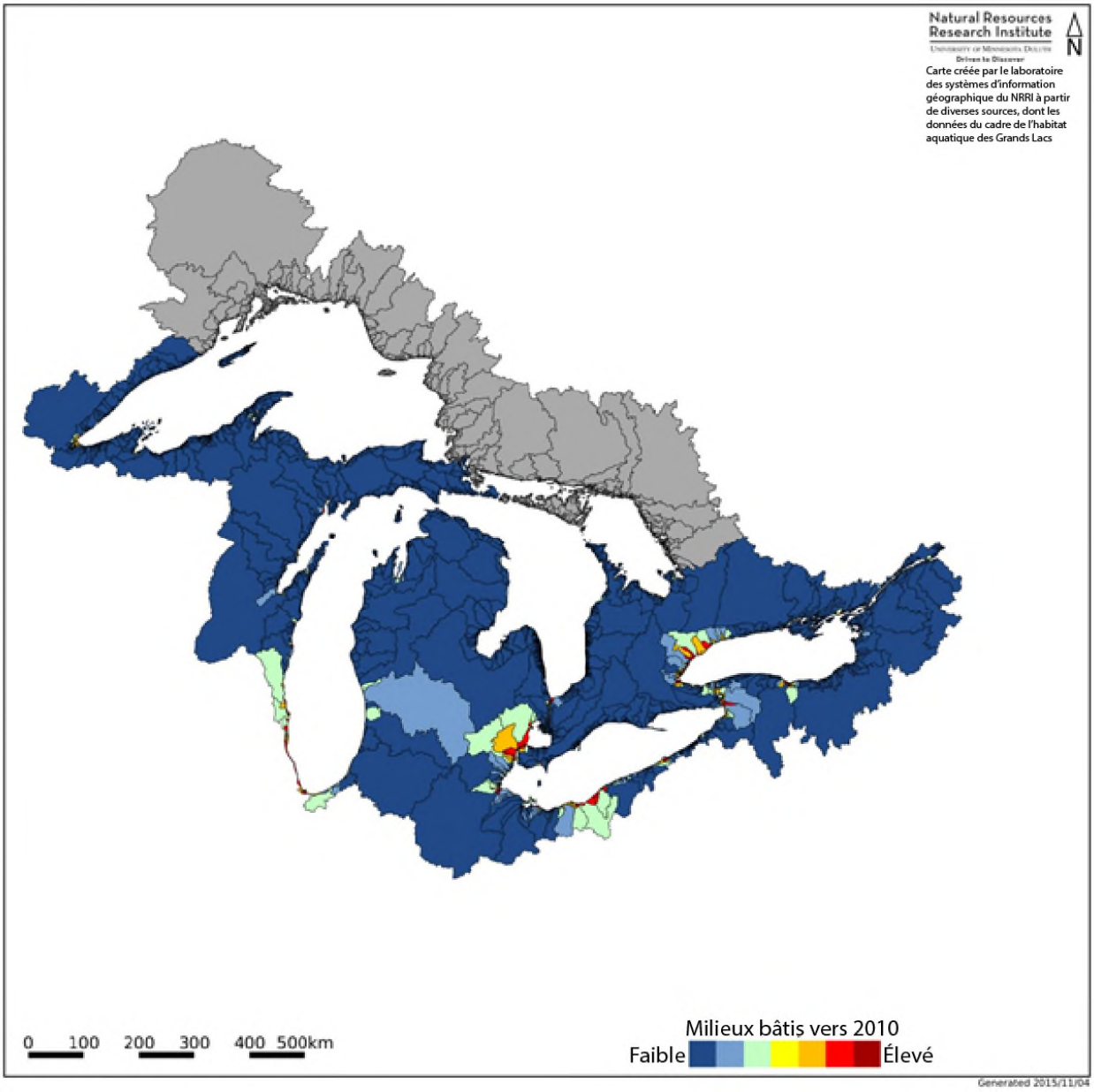


Figure 5. Pourcentage de milieux bâtis dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots. La zone en gris représente une lacune dans l'ensemble de données sur l'utilisation des terres au Canada pour cette période.
Source : T. Brown, NRRI

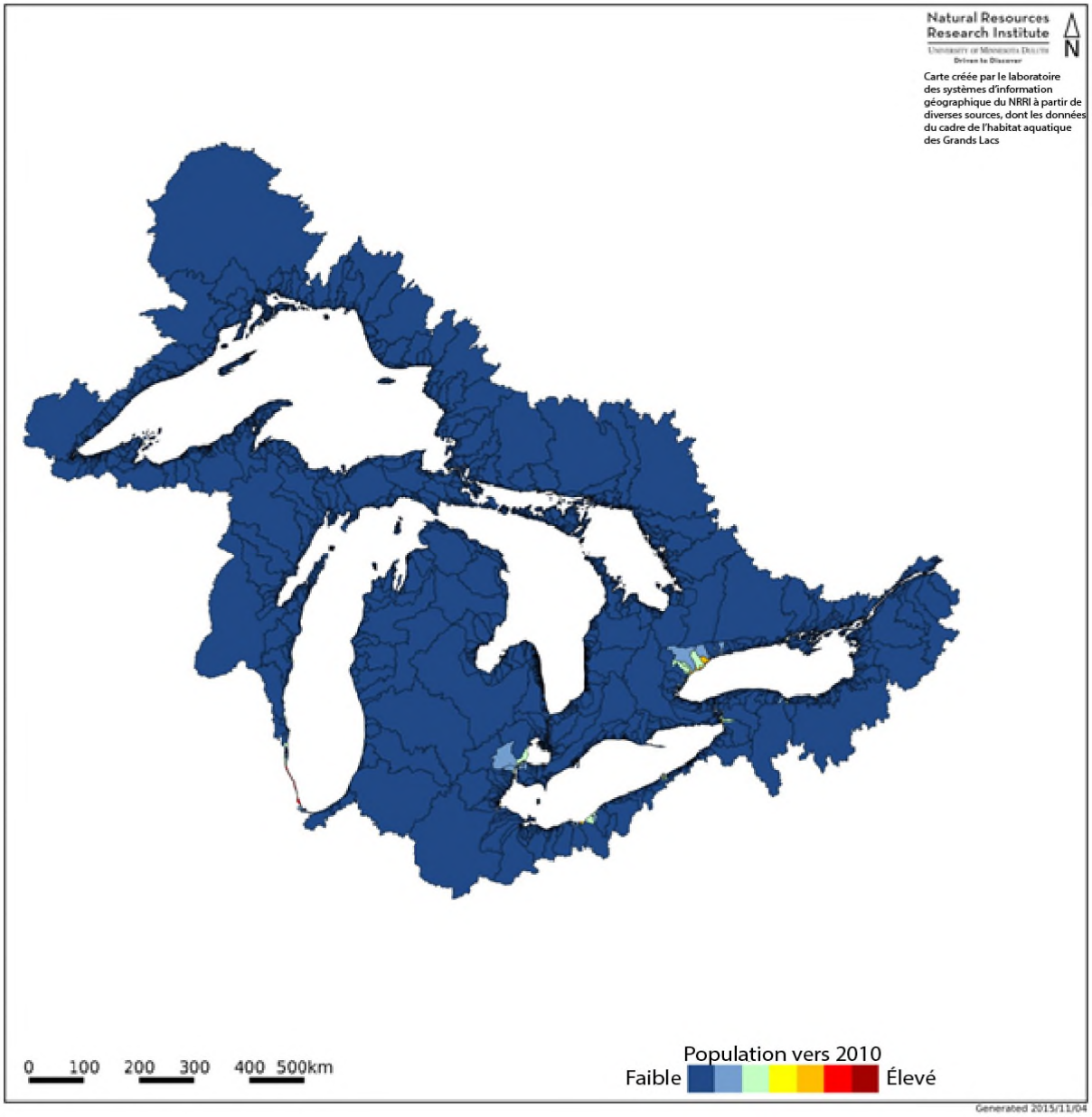


Figure 6. Densité de la population dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots.
Source : T. Brown, NRRI

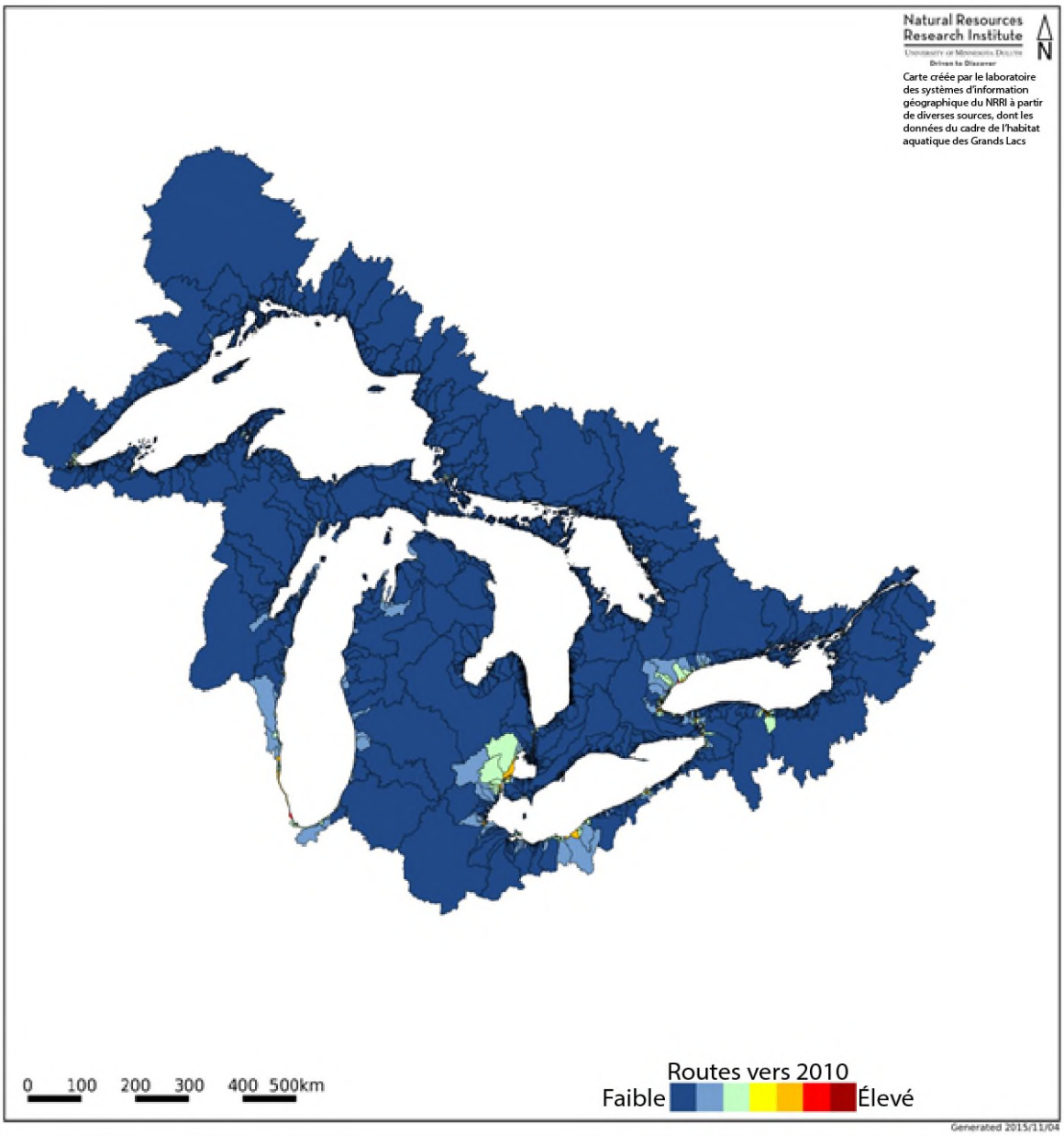


Figure 7. Densité des routes dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots.
Source : T. Brown, NRRI

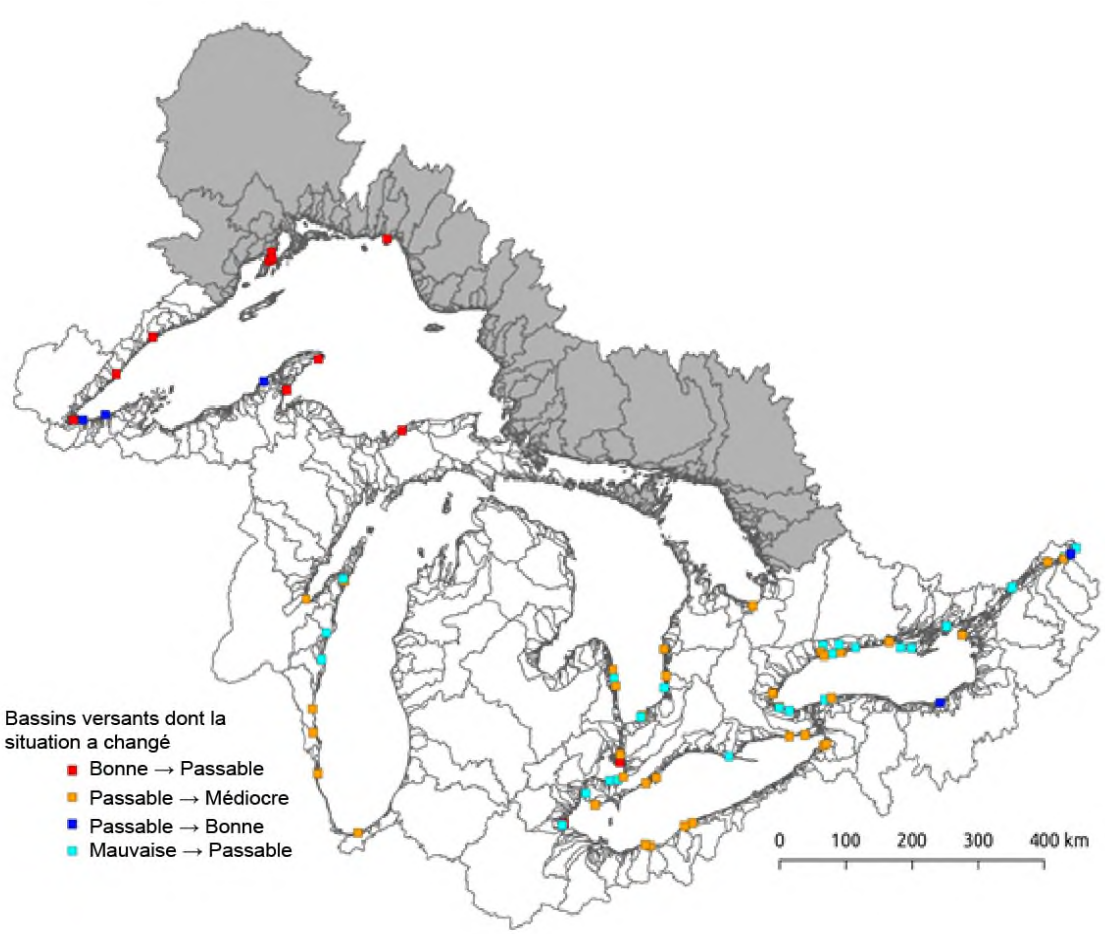


Figure 8. Changement de situation, de 2000 environ à 2010 environ. Veuillez remarquer qu'il y a une lacune dans les données relatives à la couverture terrestre en Ontario pour la période 2010. Les changements de situation reposent sur l'hypothèse selon laquelle les terres agricoles et les milieux bâtis de ces bassins versants n'ont pas changé (gris); les changements indiqués viennent de modifications de la densité des routes et de la densité de la population. De plus, les changements qui se sont produits dans 34 bassins versants de l'Isle-Royale ne sont pas illustrés, puisqu'ils représentent des routes non existantes présentes dans l'ensemble de données TIGER de 2010, mais absentes dans la version de 2000.
Source : T. Brown, NRRI

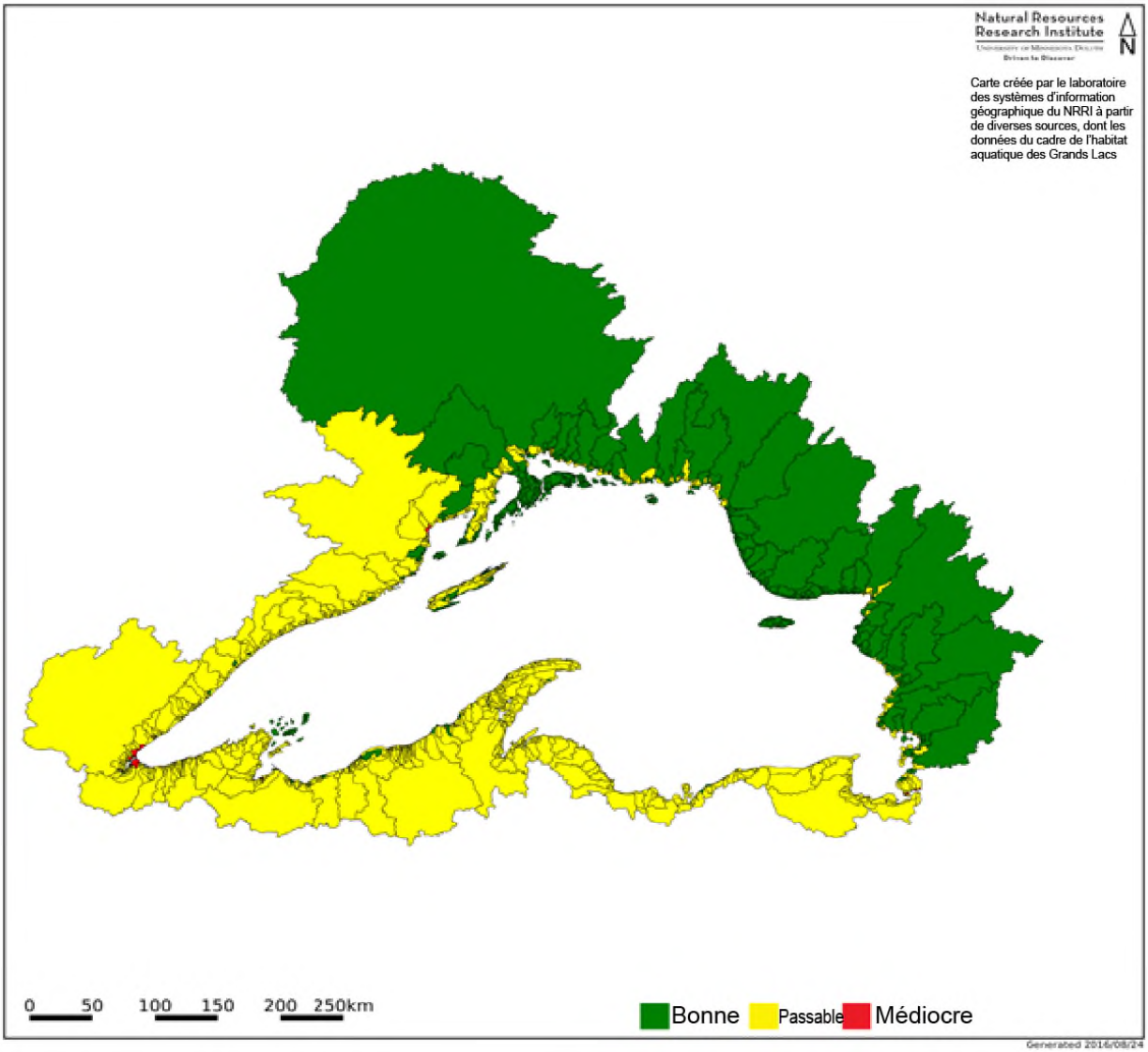


Figure 9. Situations des bassins versants du lac Supérieur, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées aux bassins versants du lac Supérieur. La valeur seuil du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et celle de la limite entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673. Source : T. Brown, NRRI

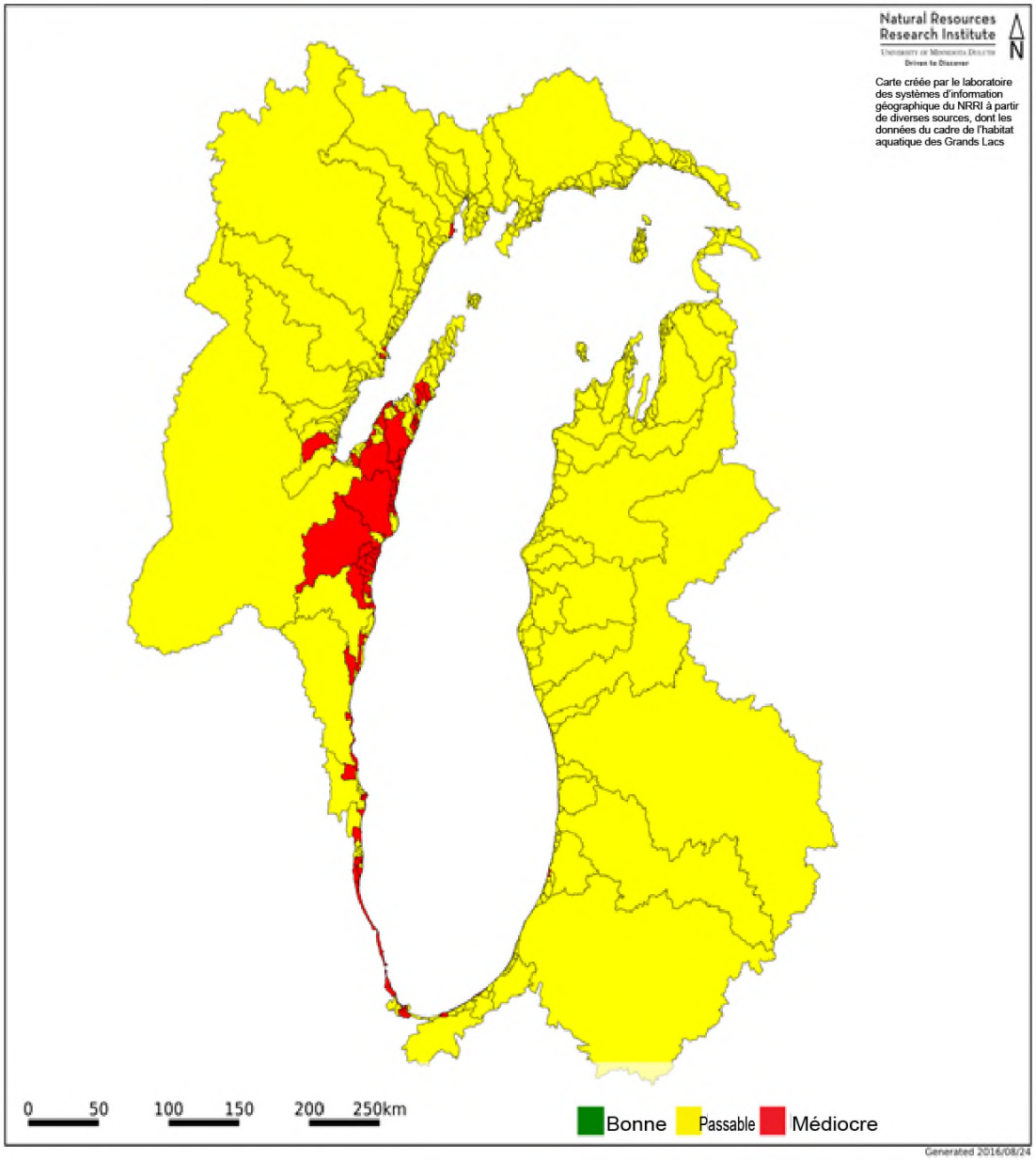


Figure 10. Situations des bassins versants du lac Michigan, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées aux bassins versants du lac Michigan. La valeur seuil du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et celle de la limite entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673. Source : T. Brown, NRRI

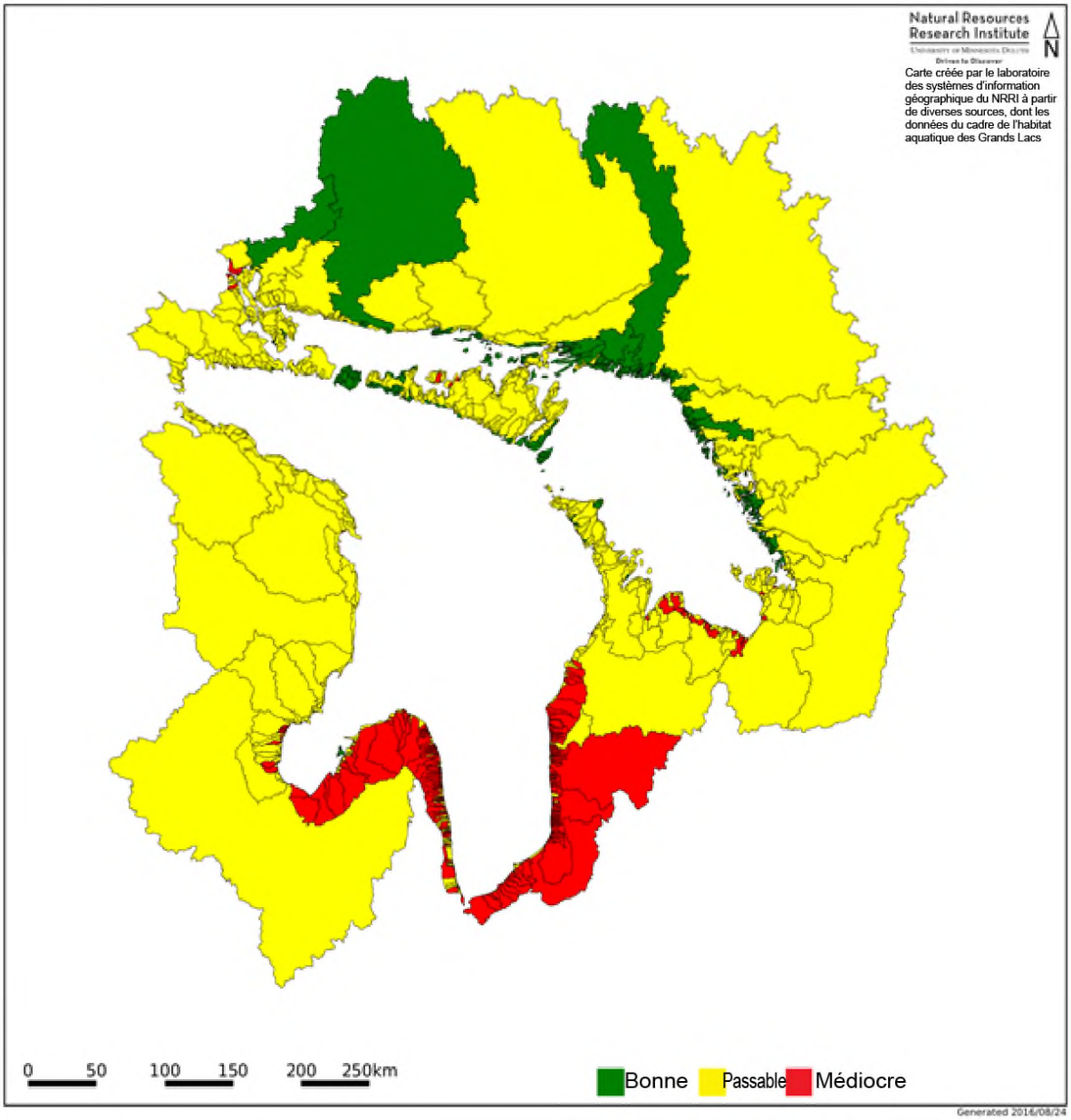


Figure 11. Situations des bassins versants du lac Huron, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées aux bassins versants du lac Huron. La valeur seuil du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et celle de la limite entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673.
Source : T. Brown, NRRI

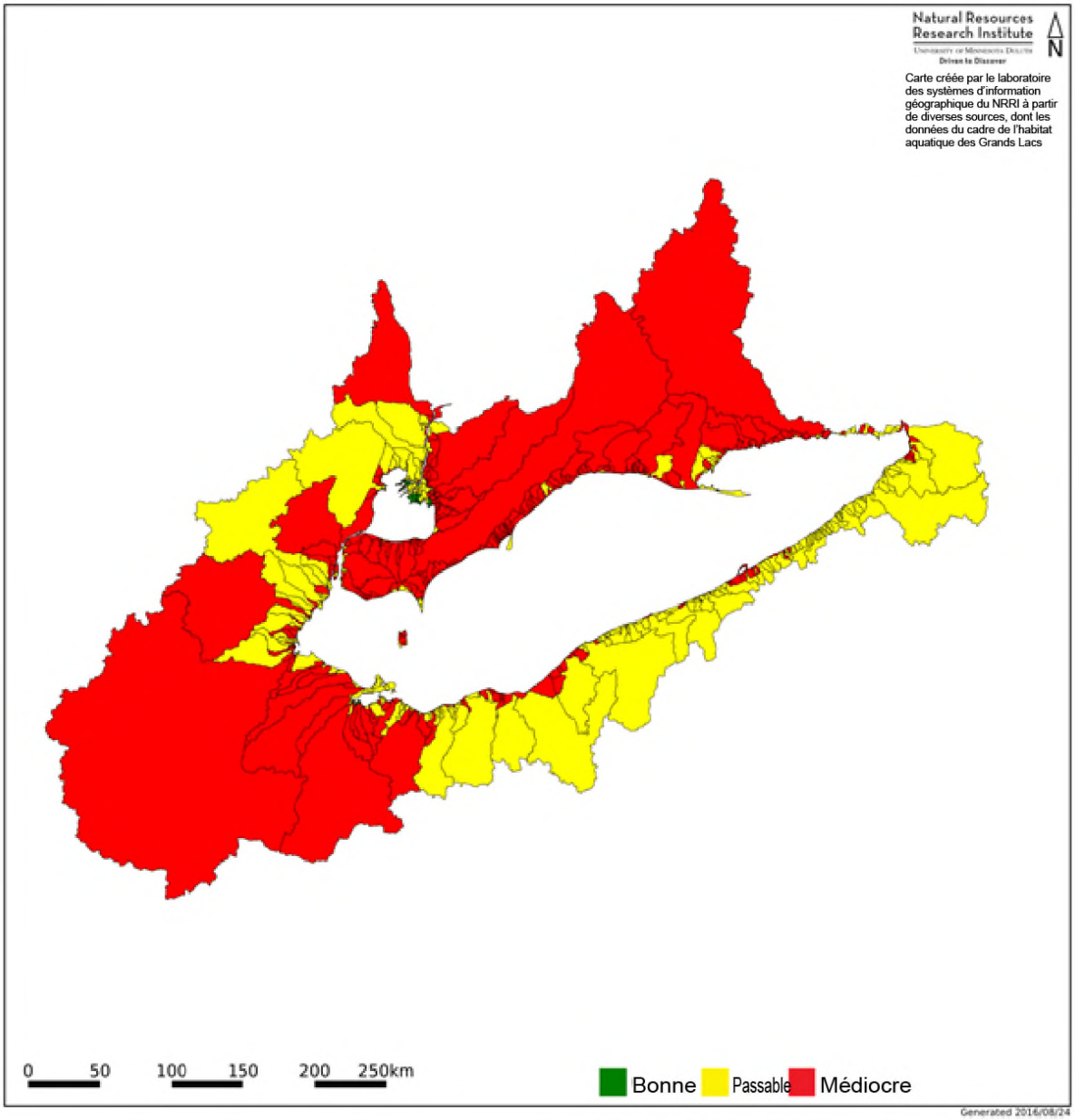


Figure 12. Situations des bassins versants du lac Érié, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées aux bassins versants du lac Érié. La valeur seuil du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et celle de la limite entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673.
Source : T. Brown, NRRI

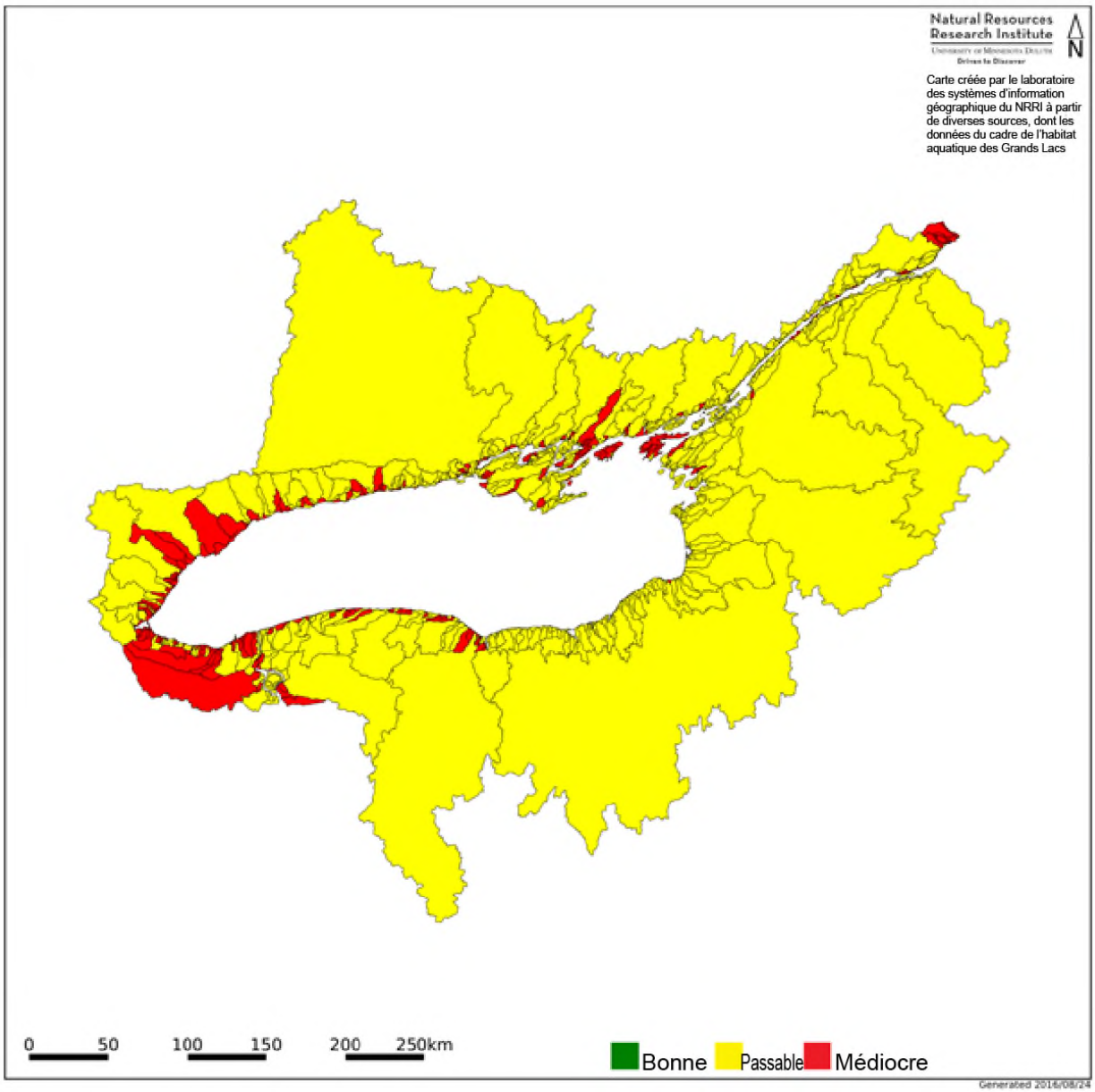


Figure 13. Situations des bassins versants du lac Ontario, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées aux bassins versants du lac Ontario. La valeur seuil du score AgDev pour la limite entre la bonne situation et la situation passable = 0,01228 et celle de la limite entre la situation passable et la mauvaise situation = 0,673.
Source : T. Brown, NRRI

Sous-indicateur : Débit de base attribuable à l'écoulement souterrain

Évaluation globale

Tendances :
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance à long terme : Indéterminée
Justification : Pour les fluviomètres dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs, l'indice de débit de base est proche de la moyenne à long terme. Bien que le débit de base semble augmenter dans la partie occidentale du bassin des Grands Lacs et diminuer dans les parties centrale et orientale, les changements de l'indice de débit de base (rapport du débit de base au débit global d'écoulement fluvial) sont faibles, signe que les variations climatiques pendant les périodes analysées déterminent peut-être les valeurs globales du débit de base. Les tendances de sous-bassins versants n'ont pas été déterminées pour chaque fluviomètre dans le bassin des Grands Lacs. L'examen des tendances locales peut indiquer des effets qui s'exercent sur le débit de base, mais qui ne sont pas apparents à l'échelle du bassin lacustre. Les données utilisées dans l'analyse ne provenaient que des fluviomètres de la partie américaine du bassin, et les données de la période de 2005 à 2013 ont été comparées à des enregistrements antérieurs à 2005. D'autres analyses, comme des évaluations annuelles, seraient susceptibles de révéler des tendances plus subtiles.

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

Définitions des tendances évaluées
À la hausse : l'indice de débit de base est augmenter
À la baisse : l'indice de débit de base n'est page changé
Inchangée : l'indice de débit de base est diminuer
Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas une tendance globale claire de l'instabilité des affluents, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Raison d'être du sous-indicateur

- Le sous-indicateur estime la contribution du débit de base au débit fluvial total pour chaque sous-bassin versant (à l'échelle des lacs).
- Déceler des changements dans la source de l'eau (débit de base par opposition au ruissellement direct) alimentant l'écoulement fluvial total. Une modification importante du débit de base ou de l'indice de débit de base signalerait de possibles changements de l'apport des eaux souterraines à l'écoulement fluvial qui pourraient influer sur la fonction écologique du cours d'eau ou des utilisateurs riverains.

Objectif pour l'écosystème
Des facteurs anthropiques ne nuisent pas à la capacité du débit de base de maintenir l'écoulement fluvial et l'habitat aquatique à leur plein potentiel ou presque.

Le sous-indicateur appuie de façon optimale le travail réalisé pour atteindre le neuvième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

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. Le débit de base est important pour le maintien des écosystèmes aquatiques, parce qu'il assure un débit minimal et contribue à la régulation de la température du cours d'eau. L'indice de débit de base est le rapport moyen à long terme entre le débit de base et l'écoulement fluvial. Il s'agit

d'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. Les bassins versants qui ont beaucoup de sols sableux ou graveleux présentent souvent un indice de débit de base relativement 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 ses tendances; cependant, des facteurs climatiques peuvent également venir modifier l'indice de débit de base au fil du temps.

Critère de mesure

Des facteurs anthropiques ne modifient pas les caractéristiques du débit de base des sous-bassins versants. Aucun critère quantifiable ni aucune valeur de référence ne sont disponibles pour le moment.

État de l'écosystème

Contexte

Le débit de base fournit un approvisionnement assez constant d'une eau qui est habituellement de grande qualité et dont les températures sont stables. L'indice de débit de base indique quelle partie de l'écoulement fluvial provient du débit de base. Un indice de débit de base élevé signifie que le ruissellement direct contribue peu à l'écoulement fluvial. Des changements de l'indice de débit de base au fil du temps sont le signe d'une variabilité de l'apport relatif du débit de base et du ruissellement à l'écoulement fluvial, et ces changements peuvent avoir des incidences sur la santé des écosystèmes des cours d'eau. Les changements de l'indice de débit de base au fil du temps peuvent découler de la variabilité du climat et/ou d'influences anthropiques.

Une portion considérable des précipitations sur les secteurs intérieurs du bassin des Grands Lacs retourne dans l'atmosphère par 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 s'y jeter. L'eau d'infiltration qui recharge les nappes souterraines s'écoule également vers les Grands Lacs. Les eaux souterraines apportent plus de 50 % du débit des cours d'eau qui se déversent dans les Grands Lacs (Grannemann et coll., 2000). Les eaux souterraines sont donc un facteur essentiel de l'établissement et du maintien de l'habitat aquatique (Mortsch et coll., 2003), parce que le déversement d'eaux souterraines procure souvent des refuges thermiques aux poissons l'été, quand les températures sont élevées. La plupart des eaux souterraines rechargées s'écoulent à des profondeurs relativement faibles à l'échelle locale et rejoignent les eaux de surface adjacentes comme débit de base. 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, de l'avis général, elles sont modestes par rapport aux quantités s'écoulant à plus faible profondeur.

L'élément de l'écoulement fluvial attribuable au ruissellement sur le sol varie rapidement, est transitoire et crée les débits de pointe. L'effet des précipitations sur l'écoulement souterrain vers les eaux de surface est grandement retardé par rapport au ruissellement de surface. L'écoulement fluvial résultant de l'apport d'eaux souterraines est donc plus uniforme. Dans la région des Grands Lacs, il arrive souvent que le débit de base des cours d'eau provienne essentiellement des nappes souterraines. Le débit de base est l'élément le moins variable et le plus persistant de l'écoulement fluvial total (exemple : l'hydrogramme de la figure 1).

Aux fins du présent rapport, le débit de base représente l'élément régulier de l'écoulement fluvial qui n'est pas du ruissellement de surface. Dans la région des Grands Lacs, il arrive souvent que le débit de base des cours d'eau provienne essentiellement des nappes souterraines. Cependant, des activités humaines comme 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. Dans cette analyse, les auteurs n'établissent pas de distinction entre le débit de base provenant de l'émergence d'eaux souterraines et les régimes d'écoulement fluvial de type débit de base qui résultent des activités humaines.

Situation du débit de base

Le débit de base est déterminé fréquemment par décomposition d'hydrogramme. Ce procédé utilise les informations de la surveillance de l'écoulement fluvial comme intrants et décompose le débit observé en éléments à variation rapide et lente, correspondant respectivement au ruissellement de surface et au débit de base. La figure 1 illustre les données de la surveillance de l'écoulement fluvial quotidien et les résultats de la décomposition d'hydrogramme pour la rivière Nith à New Hamburg (Ontario), du 1er janvier au 31 décembre 1993. La réponse à variation rapide de l'écoulement fluvial aux précipitations et à la fonte des neiges contraste avec le débit de base à variation plus lente.

L'application de la décomposition d'hydrogramme aux données de surveillance de l'écoulement fluvial quotidien donne lieu à de longues séries chronologiques. Diverses mesures sont utilisées pour résumer cet extrant. Par exemple, l'indice du débit de base est un résumé simplifié de l'apport du débit de base à l'écoulement fluvial qui se prête aux études à l'échelle régionale (Neff et coll., 2005). L'indice est défini comme le débit de base moyen par rapport au taux moyen de l'écoulement fluvial total. Il est sans unité et varie de 0 à 1; les valeurs croissantes indiquent un apport croissant du débit de base à l'écoulement fluvial. La valeur de l'indice pour les données présentées à la figure 1 est de 0,28, ce qui situe à 28 % la part estimée du débit de base dans le débit observé.

Pour ce sous-indicateur, cinq techniques de décomposition du débit de base ont été appliquées aux données sur l'écoulement fluvial moyen quotidien provenant de 227 fluviomètres utilisés par l'United States Geological Survey (USGS) dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs. Les cinq techniques étaient les suivantes : IDB (méthode de l'indice de débit de base ou méthode UKIH, Wahl et Wahl, 2003), HYSEP minimum local, HYSEP à intervalle fixe et HYSEP à intervalle mobile (Sloto et Crouse, 1996) et PART (Rutledge, 1998). Les 227 fluviomètres ont été choisis selon les critères suivants; les fluviomètres : (1) disposaient de données dans la base de données NWIS de l'USGS, (2) figuraient dans le rapport de Neff et coll. (2005) et (3) comportaient au moins l'équivalent de trois années consécutives de données complètes sur l'écoulement fluvial quotidien pour chaque période (avant 2005 et de 2005 à 2013). L'indice de débit de base de chaque période pour chaque bassin est la moyenne des valeurs données par les cinq techniques de décomposition du débit de base. Les fluviomètres sont un sous-ensemble des 959 fluviomètres que Neff et coll. (2005) ont utilisés pour élaborer un modèle de régression afin de prévoir le débit de base dans des bassins non jaugés (figure 2). Les valeurs antérieures à 2005 qui sont présentées dans ce rapport ne sont pas tirées directement de Neff et coll. (2005), mais ont été recalculées au moyen des cinq mêmes méthodes que celles qui ont été appliquées aux données de 2005-2013. Les indices de débit de base dans ce rapport peuvent donc légèrement différents de ceux du rapport de Neff et coll. (2005), mais conviennent pour comparer directement les valeurs antérieures à 2005 et celles de 2005-2013 (figure 3 et tableau 1).

Lorsque les indices de débit de base de l'ensemble des 227 fluviomètres sont agrégés, l'indice de débit de base moyen global change très peu, ce qui donne à penser que le changement de l'indice n'était pas uniforme pour toute la partie américaine du bassin des Grands Lacs (tableau 1). Le changement des valeurs moyenne et maximale de l'indice faisant appel à l'une quelconque de ces méthodes d'analyse est généralement inférieur à 1 %. La valeur minimale estimative de l'indice est sensible à de petits changements, et sa variation en pourcentage est plus élevée. Dans l'ensemble, cette simple comparaison ne fait pas ressortir de tendance importante du sous-indicateur. Cependant, de nombreux fluviomètres montrent des différences de l'indice de débit de base entre les deux périodes (tableau 2). Sur les 227 fluviomètres, 142 ont enregistré des augmentations ou des diminutions selon l'ensemble des cinq techniques de décomposition du débit de base. Ces changements passaient pour être un signal « fort »; ils sont indiqués sous forme de points rouges ou bleus dans la figure 3 et résumés au tableau 2. Le plus important changement négatif à l'intérieur d'un bassin était de -0,15 et le plus important changement positif était de 0,15. Cette valeur représente un changement important de l'indice de débit de base (rappel : l'échelle va de 0 à 1). Les réponses positives et négatives présentent quelques regroupements spatiaux (figure 3), ce qui donne à penser que les régimes climatiques régionaux et/ou les changements régionaux de l'utilisation des terres déterminent au moins une partie du changement de l'indice de débit de base. Cela dit, l'analyse tout entière est très grossière, et il pourrait être nécessaire de procéder à une analyse plus rigoureuse des enregistrements individuels de l'écoulement fluvial selon un intervalle de temps plus précis pour dégager des tendances.

Des données supplémentaires sont nécessaires pour déterminer la mesure dans laquelle les activités humaines ont altéré l'écoulement souterrain. 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 aussi le résultat des effets cumulatifs attribuables à une série d'activités humaines antérieures 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.

L'émergence d'eaux souterraines dans les eaux de surface est le résultat du processus de recharge, d'écoulement et de décharge des nappes souterraines. Les activités humaines ont des effets sur l'écoulement souterrain en modifiant les éléments du processus. Le moment, l'échelle et, dans une certaine mesure, la gravité de ces effets sont une 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.) diminuent le régime d'écoulement et peuvent aussi réduire l'émergence d'eaux souterraines. Le débit 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, délibérément ou par accident, l'écoulement souterrain. Ainsi, l'infiltration induite d'eaux pluviales, les pertes de transport dans les canalisations municipales d'adduction d'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 les changements 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'émergence d'eaux souterraines dans les rivières, les lacs intérieurs et les milieux humides du bassin des Grands Lacs est un élément important et souvent majeur de l'écoulement fluvial, particulièrement en période d'étiage. Le débit de base satisfait fréquemment aux besoins de l'habitat et des espèces aquatiques sur les plans du débit, du niveau, de la qualité et de la température de l'eau. Les apports en eau et la capacité des eaux de surface d'assimiler les déversements 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 le débit de base moyen et la répartition du débit au cours de l'année. Des pressions comme l'urbanisation et l'utilisation de l'eau peuvent modifier les débits de base, de concert avec les effets éventuels des changements climatiques. 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 baisse de la qualité de l'eau.

Plus la valeur de l'indice de débit de base est élevée, plus le bassin versant est sensible, d'après le rapport *Sensitivity Mapping and Local Watershed Assessments for Climate Change Detection and Adaptation Monitoring* (cartographie de la sensibilité et évaluations des bassins versants locaux aux fins de la détection de changements climatiques et de la surveillance de l'adaptation).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X		
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X		
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Commentaires des auteur

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'émergence d'eaux souterraines dans les rivières, les lacs et les milieux humides est également cruciale 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 concomitantes et parfois antagonistes.

Des pressions comme l'aménagement urbain et l'utilisation de l'eau, conjuguées à la possibilité que les changements climatiques exercent des effets 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.

Pour gérer la qualité de l'eau des Grands Lacs, il s'impose de comprendre la quantité et la qualité de l'eau dans la partie terrestre du bassin, ce qui exige de prendre en compte les apports relatifs du ruissellement de surface et de l'émergence des eaux souterraines dans les cours d'eau. Les résultats décrits dans ce rapport indiquent l'apport important de l'émergence des eaux souterraines dans les tributaires des Grands Lacs.
La dynamique du débit et du transport des eaux souterraines est différente de celle des eaux de surface. L'écoulement souterrain réagit plus lentement au climat et maintient l'écoulement fluvial en période d'étiage, 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 séjours des eaux souterraines limitent aussi les possibilités de suppression des contaminants, en général, et de ceux de sources diffuses, en particulier.

Des travaux de recherche et d'analyse supplémentaire sont nécessaires pour établir si les changements du débit de base relevés sont imputables à des causes anthropiques et déterminer les conditions lac par lac.

Des études menées récemment sur les tendances des caractéristiques de l'écoulement fluvial (Hodgkins et coll. 2007) pourraient être étendues à la partie canadienne du bassin. De même, les analyses des tendances de la recharge des nappes d'eaux souterraines (Rivard et coll. 2009) pourraient être effectuées de façon plus détaillée dans les parties canadienne et américaine du bassin.

Remerciements

Auteurs :
Norman Grannemann, United States Geological Survey, nggranne@usgs.gov.
Howard Reeves, United States Geological Survey, hwreeves@usgs.gov.
Jared Trost, United States Geological Survey, jtrost@usgs.gov.

Sources d'information

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, pp. 23.

Piggott, A.R., Moin, S., et Southam, C. 2005. A revised approach to the UKIH method for the calculation of base flow: Hydrol. Sci. J., 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., 46:841-854.

Rutledge, A.T., 1998, Computer programs for describing the recession of ground-water discharge and for estimating mean ground-water recharge and discharge form streamflow data – update: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4148, 43 p.

Sloto, R.A., and Crouse, M.Y., 1996, HYSEP: A computer program for streamflow hydrograph separation and analysis: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 96-4040, 46 p.

Wahl, T. L., and K. L. Wahl. 2003. BFI: A Computer Program for Determining an Index to Base Flow.US Bureau of Reclamation. http://www. usbr.gov/pmts/hydraulics_lab/twahl/bfi/ (sept 2010).

Liste des Tableaux

Tableau 1. Comparaison de l'indice de débit de base pour 227 fluviomètres avec au moins l'équivalent de trois années consécutives de données sur l'écoulement fluvial quotidien lors de deux périodes : avant 2005 et de 2005 à 2013. Les fluviomètres se trouvent tous dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs et ils figuraient dans l'analyse du débit de base de Neff et coll. (2005).
Source: Données non publiées de J. Trost, U.S. Geological Survey.
Tableau 2. Nombre de fluviomètres (regroupés selon l'ampleur du changement) pour lesquels les cinq méthodes de décomposition de l'indice de débit de base ont indiqué soit une augmentation, soit une diminution de l'indice, d'avant 2005 jusqu'en 2005-2013. Les changements correspondent aux points rouges et bleus de la figure 3.
Source: Données non publiées de J. Trost, U.S. Geological Survey.

Liste des figures

Figure 1. Hydrogramme de l'écoulement fluvial observé (noir) et du débit de base calculé (rouge) pour la rivière Nith à New Hamburg en 1993.
Source: Environnement et Changement climatique Canada et USGS.
Figure 2. Emplacement des fluviomètres avec les enregistrements d'écoulement fluvial utilisés dans Neff et coll. (2005) pour prévoir le débit dans des bassins non jaugés.
Source: Environnement et Changement climatique Canada et USGS. (Neff et coll., 2005).
Figure 3. Différence de l'indice de débit de base pour certains fluviomètres dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs pour la période de 2005 à 2013 et les périodes antérieures à 2005.
Source: Analyse non publiée de J. Trost, USGS.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique
(pas de nouvelles données pour CÉÉGL 2019)

Méthode	Avant 2005			2005-2013		
	minimum	**moyenne**	**maximum**	**minimum**	**moyenne**	**maximum**
IDB	0,071	0,575	0,955	0,120	0,578	0,958
HYSEP à intervalle fixe	0,257	0,708	0,957	0,241	0,702	0,960
HYSEP minimum local	0,226	0,642	0,955	0,196	0,633	0,954
HYSEP mobile	0,259	0,708	0,957	0,231	0,702	0,959
PART	0,064	0,711	0,965	0,058	0,710	0,966

Table 1. Comparaison de l'indice de débit de base pour 227 fluviomètres avec au moins l'équivalent de trois années consécutives de données sur l'écoulement fluvial quotidien lors de deux périodes : avant 2005 et de 2005 à 2013. Les fluviomètres se trouvent tous dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs et ils figuraient dans l'analyse du débit de base de Neff et coll. (2005).
Source: Données non publiées de J. Trost, USGS.

Ampleur du changement entre les périodes	Augmentation	Diminution
	Nombre de fluviomètres	
changement de 0 à 0,05	42	74
changement de 0,05 à 0,10	7	14
changement supérieur à 0,10 change	4	1
Total	53	89

Table 2. Nombre de fluviomètres (regroupés selon l'ampleur du changement) pour lesquels les cinq méthodesde décomposition de l'indice de débit de base ont indiqué soit une augmentation, soit une diminution de l'indice de débit de base, d'avant 2005 jusqu'en 2005-2013. Les changements correspondent aux points rouges et bleus de la figure 3.
Source: Données non publiées de J. Trost, U.S. Geological Survey

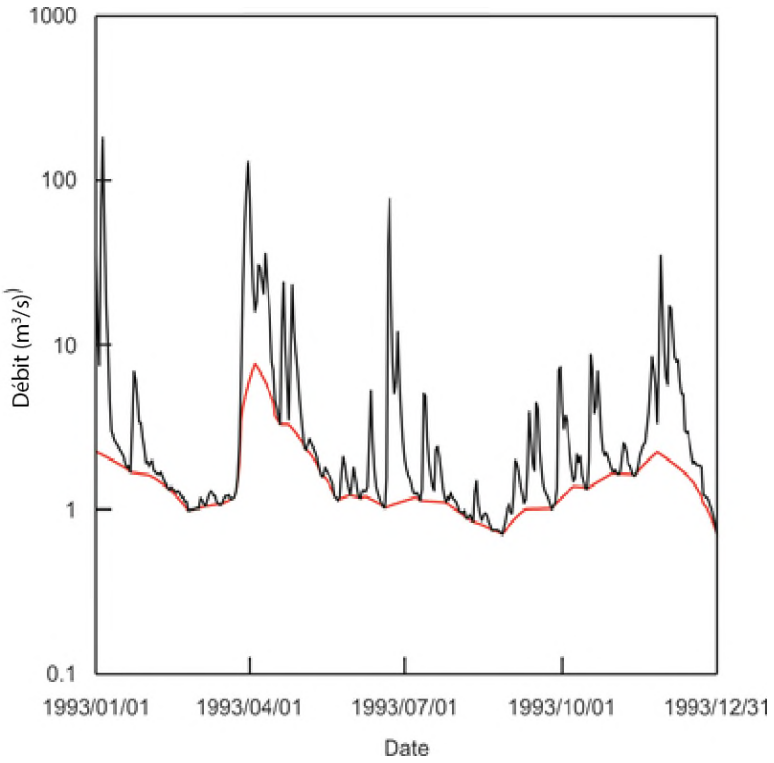


Figure 1. Hydrogramme de l'écoulement fluvial observé (noir) et du débit de base calculé (rouge) pour la rivière Nith à New Hamburg en 1993.
Source: Environnement et Changement climatique Canada et USGS.

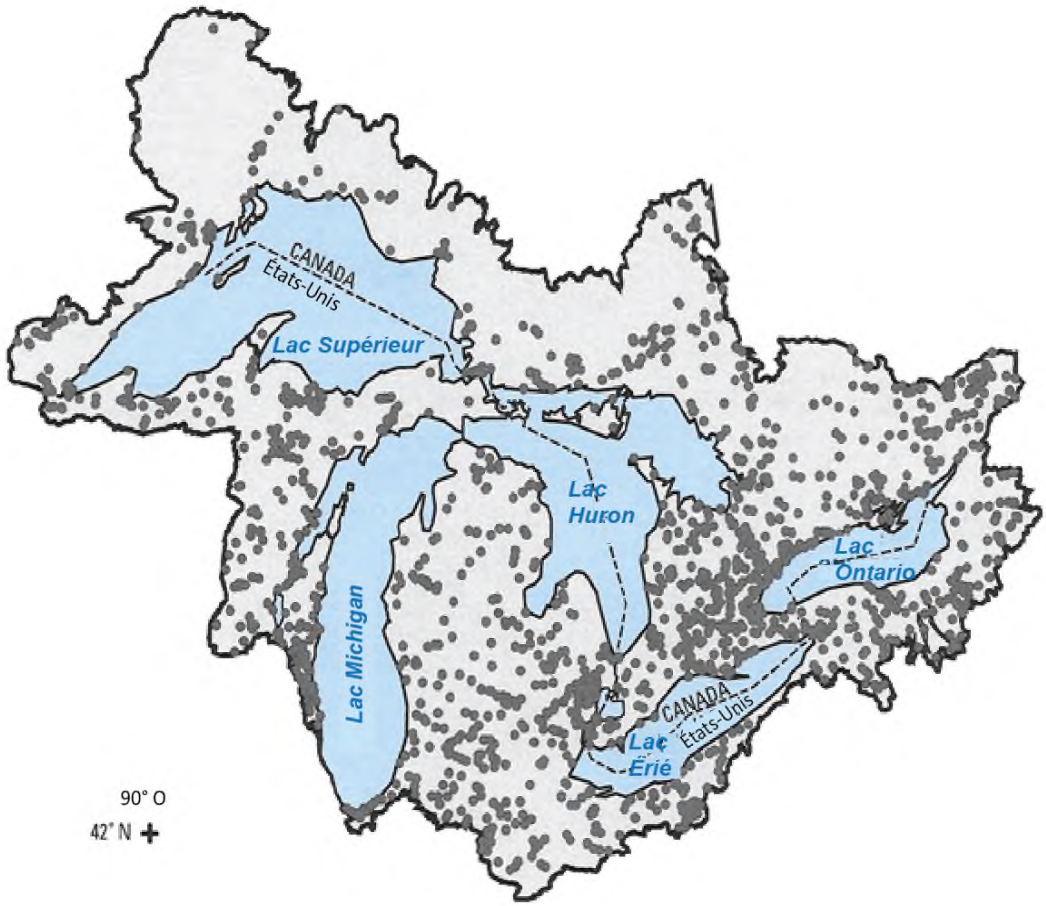


Figure 2. Emplacement des fluviomètres avec les enregistrements d'écoulement fluvial utilisés dans Neff et coll. (2005) pour prévoir le débit dans des bassins non jaugés.
Source: Environnement et Changement climatique Canada et USGS. (Neff et coll., 2005).

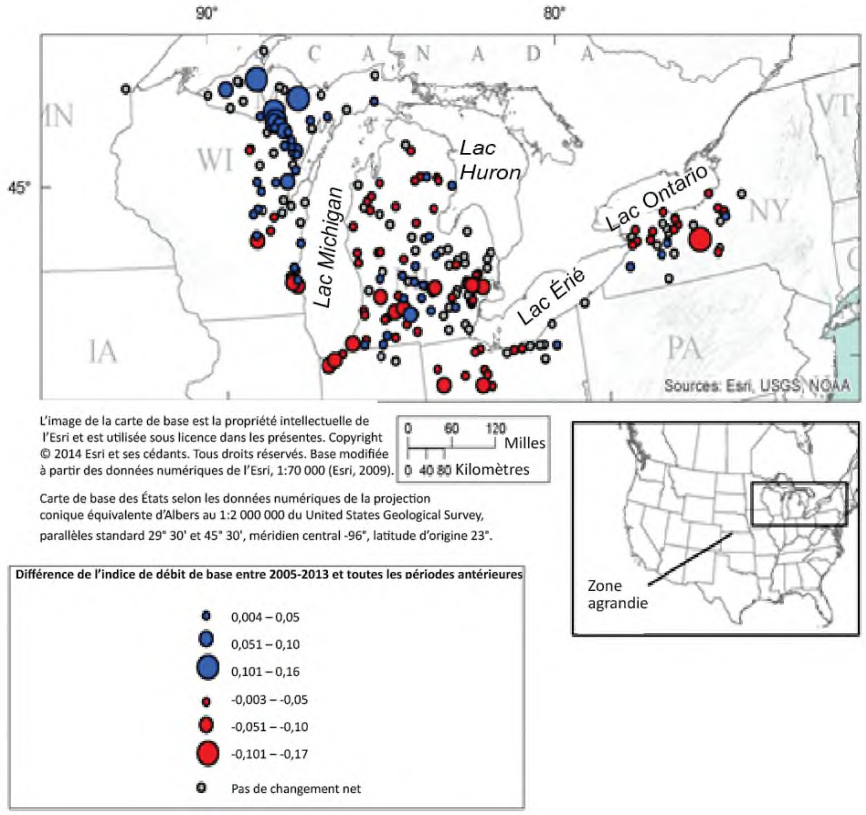


Figure 3. Différence de l'indice de débit de base pour certains fluviomètres dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs pour la période de 2005 à 2013 et les périodes antérieures à 2005.
Bleu= plus élevé en 2005-2013 qu'avant.
Rouge = IDB moins élevé en 2005-2013 qu'avant.
Source: Analyse non publiée de J. Trost, USGS.

Sous-indicateur : Instabilité des affluents

Évaluation globale
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1958-2017; certaines rivières ont une période de données plus courte) : Inchangée
Justification : À long terme, l'indice Richards-Baker (IRB) est resté inchangé ou à la baisse dans la plupart des cours d'eau (18 sur 27). La tendance décennale est inchangée ou à la hausse pour la plupart des cours d'eau (13 sur 27). L'attention devrait se concentrer sur trois rivières dont les tendances se sont détériorées (les tendances sur dix ans sont à la hausse et les tendances à long terme sont inchangées ou à la baisse), soit les rivières Muskegon (Michigan), Portage (Érié) et Cattaraugus (Érié). De plus, les efforts devraient être centrés sur six rivières dont les tendances continuent d'être à la hausse à court et à long terme, soit les rivières Manistee (Michigan), Pere Marquette (Michigan), White (Michigan), Thames (Érié), Seneca (Ontario) et Don (Ontario).

Les définitions de l'évaluation de la situation et des tendances suivent la section de l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Aucune évaluation de bassin de lac individuel n'a été réalisée pour ce rapport, parce que les cours d'eau se prêtant au calcul de l'instabilité des affluents (pour lesquels il y a des données à long terme, qui comportent peu de barrages et ne sont pas trop petits) couvrent moins de la moitié des bassins lacustres.

Évaluation rivière par rivière – lac Supérieur
Rivière Pic (Canada)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1971-2016) : Inchangée
Justification : L'IRB ne présente aucune tendance significative à long terme ($p = 0,69$) et l'IRB moyen n'a que légèrement diminué de 1998-2007 (0,106) à 2008-2016 (0,099).

Rivière Pigeon (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : Inchangée.
Tendance à long terme (1958-2017) : Inchangée
Justification : Il n'y a pas de tendance significative de l'IRB ($p = 0,21$) à long terme et l'IRB moyen n'a pas changé au cours des deux dernières décennies (il est de 0,112 pour les deux).

Évaluation rivière par rivière – lac Michigan
Rivière Fox (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : À la baisse
Tendance à long terme (1989-2017) : Inchangée
Justification : Les tendances à long terme n'étaient pas significatives ($p = 0,10$); toutefois, il y a une diminution sensible de l'IBR entre 1998-2007 (0,152) et 2008-2017 (0,134). Dans le dernier rapport, la tendance décennale était inchangée; ceci indique donc une légère amélioration.

Rivière Muskegon (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : À la hausse
Tendance à long terme (1958-2017) : À la baisse
Justification : Bien que la tendance à long terme soit nettement à la baisse ($r = -0,63$; $p < 0,001$), il y a une augmentation significative depuis 1998 ($r = 0,80$; $p < 0,001$), et l'IBR moyen a augmenté considérablement de la période de 1998-2007 (0,062) à celle de 2008-2017 (0,080).

Rivière Manistee (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : À la hausse

Tendance à long terme (1958-2017) : À la hausse
Justification : La tendance à long terme est à la hausse ($r = 0,52$; $p < 0,001$), et les plus fortes hausses de l'IRB moyen se sont produites au cours des deux dernières décennies (0,039 pour 1998-2007 et 0,043 pour 2008-2017). L'IRB a été légèrement plus faible depuis deux ans (respectivement 0,035 et 0,033), ce qui indique que cette tendance pourrait être en train de changer.

Rivière Pere Marquette (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : À la hausse
Tendance à long terme (1958-2017) : À la hausse
Justification : Il y a une tendance à la hausse significative à long terme de l'IRB ($r = 0,59$; $p < 0,001$), et elle est plus élevée en moyenne (0,056) pour la décennie la plus récente (2008-2017) que celle d'avant (1998-2007; 0,051). Cependant, depuis 2014, où l'IRB était de 0,062, chaque année a été successivement plus faible (0,056, 0,052, 0,047), ce qui pourrait indiquer que la tendance se modifie, comme dans le cas de la rivière Manistee.

Rivière White (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : À la hausse
Tendance à long terme (1958-2017) : À la hausse
Justification : L'IRB a une tendance à la hausse significative ($r = 0,48$; $p = 0,009$), et l'IRB moyen a augmenté principalement au cours de la dernière décennie, passant de 0,067 en 1998-2007 à 0,078 en 2008-2017.

Rivière Escanaba (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1958-2017) : À la baisse
Justification : La tendance à long terme est nettement à la baisse ($r = -0,71$; $p < 0,001$), bien que les diminutions aient eu lieu en grande partie à la fin des années 1960 et que l'IRB moyen soit similaire en 1998-2007 (0,105) et en 2008-2017 (0,109).

Rivière Grand (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1958-2017) : À la baisse
Justification : On observe une tendance à la baisse significative de l'IRB ($r = -0,30$; $p = 0,014$) et, bien qu'il y ait eu une légère hausse au milieu des années 1990, l'IRB moyen était similaire en 1998-2007 (0,076) et en 2008-2017 (0,074). La tendance à la baisse sur 10 ans du dernier rapport s'est dissipée; la tendance est maintenant inchangée.

Évaluation rivière par rivière – lac Huron
Rivière des Français (Canada)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1962-2017) : Inchangée
Justification : Ni la tendance à long terme ($p = 0,21$) ni l'IRB moyen n'ont changé sensiblement entre 1998-2007 (0,024) et 2008-2017 (0,026).

Rivière Au Sable (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2017) : À la hausse
Justification : Il y a une augmentation significative à long terme de l'IRB à partir de 1997 ($r = 0,44$; $p = 0,047$), mais cette augmentation s'est surtout produite de 2000 à 2006. Au cours de la dernière décennie, l'IRB est resté assez stable avec une moyenne de 0,051.
Depuis le dernier rapport : La tendance à la hausse à long terme n'était pas significative dans le dernier rapport.

Rivière Magnetawan (Canada)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1973-2017) : Inchangée
Justification : Il n'y a pas de tendance significative à long terme depuis 1973 ($p = 0,94$), et l'IBR moyen a été similaire sur les quatre décennies (0,049-0,052).

Rivière Maitland (Canada)
Tendance sur 10 ans : Inchangée

Tendance à long terme (1958-2017; période manquante : 1997-2001) : Inchangée
Justification : Il n'y a pas de tendance significative à long terme de l'IRB (p = 0,66), et l'IRB moyen de 1985-1996 était identique à celui de 2003-2014 (0,291). Il manquait des données pour la période 1997-2002.

Rivière Thunder Bay (É.-U.)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1958-2017; période manquante : 1981-2001) : Inchangée
Justification : L'IRB ne présente pas de tendance significative à long terme (p = 0,21), même si les premiers enregistrements montraient des baisses importantes qui n'ont pas été maintenues. Les mesures ont repris en 2002, et l'IRB moyen de 2002 à 2007 (0,081) est très proche de celui des dix dernières années (0,087). Cette tendance est très semblable à celle du rapport précédent, et les années récentes ont ramené le mouvement à la baisse des premiers enregistrements à une tendance non significative.

Rivière Wanapitei (Canada)
Tendance sur 10 ans : À la baisse
Tendance à long terme (1958-2017) : Inchangée
Justification : Les données à long terme ne présentent aucune tendance significative (p = 0,64). L'IRB moyen récent (2008-2017) était beaucoup plus bas (0,068) que celui de la dernière décennie (0,080 de 1998-2007). Toutefois, l'IRB a augmenté au cours des cinq dernières années (moyenne de 0,074), ce qui indique que la tendance se modifie.

Rivière Saginaw (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1997-2017) : Inchangée
Justification : Il n'y a pas de tendance significative à long terme depuis 1997 (p = 0,22) et, bien que l'IRB moyen de 2008-2017 (0,178) soit inférieur à celui des deux décennies précédentes (0,198, 0,203), les IRB des trois dernières années (0,246, 0,217, 0,205) sont supérieurs à l'IRB antérieur, ce qui pourrait indique que la tendance commence à changer. La tendance sur 10 ans était à la baisse dans le dernier rapport, mais les IRB élevés des trois dernières années font croire que la tendance change, ce qui se solde par une désignation « inchangée » pour 2019.

Rivière Nottawasaga (Canada)
Tendance sur 10 ans : À la baisse
Tendance à long terme (1993-2017) : À la baisse
Justification : La tendance à long terme depuis 1993 a diminué de façon significative (r = -0,462, p = 0,02), et l'IRB moyen a diminué chaque décennie, passant de 0,075 en 1988-1997, à 0,070 en 1998-2007 et à 0,065 en 2008-2017. Dans le rapport précédent, la diminution à long terme n'était pas significative, mais elle l'est dans le présent rapport.

Évaluation rivière par rivière – lac Érié
Rivière Raisin (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1958-2017) : Inchangée
Justification : Il n'y a pas de tendance significative à long terme de l'IRB (p = 0,79), et l'IRB moyen était similaire en 1998-2007 (0,164) et en 2008-2017 (0,160).

Rivière Grand (OH-États-Unis)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1975-2017) : Inchangée
Justification : Il n'y a pas de tendance significative à long terme (p = 0,22), et l'IRB moyen est similaire en 1998-2007 (0,361) et en 2008-2017 (0,357).

Rivière Maumee (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1958-2017) : À la hausse
Justification : Sur le long terme, il y a eu une augmentation significative de l'IRB (r = 0,55; p < 0,001), mais les dix dernières années ont un IRB moyen similaire (0,280) à ceux de 1988-2007 (0,278) et de 1998-2007 (0,289). La tendance à long terme est la même que celle du rapport précédent. La tendance sur 10 ans était auparavant à la baisse, mais les récents IRB indiquent une légère augmentation qui contrebalance cette tendance.

Rivière Sandusky (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1958-2017) : À la hausse
Justification : Bien que la tendance à long terme soit nettement à la hausse (r = 0,35; p = 0,004), l'IRB moyen est très similaire pour 1998-2007 (0,381) et pour 2008-2018 (0,380). Comme pour le Maumee, la tendance à long terme est la même, mais la tendance précédente à la baisse sur 10 ans est maintenant statistiquement non significative.

Rivière Thames (Canada)
Tendance sur 10 ans : à la hausse.
Tendance à long terme (1958-2017) : À la hausse
Justification : Il y a une augmentation significative de l'IRB depuis 1958 (r = 0,25; p = 0,047) et l'IRB moyen a augmenté au cours des deux dernières décennies, passant de 0,202 en 1998-2008 à 0,221 en 2008-2017. Les récentes augmentations de l'IRB ont entraîné une hausse significative à long terme, qui était auparavant inchangée.

Rivière Cattaraugus (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : À la hausse
Tendance à long terme (1958-2017) : Inchangée
Justification : Bien que la tendance à long terme ne soit pas significative (p = 0,20), l'IRB moyen est passé de 0,354 en 1998-2007 à 0,406 en 2008-2018.

Rivière Portage (É.-U.)
Tendance sur 10 ans : À la hausse
Tendance à long terme (1958-2017) : Inchangée
Justification : Il n'y a pas eu de tendance significative à long terme de l'IRB (p = 0,07), mais l'IRB moyen a augmenté de façon constante de 1998-2007 (0,520) à la récente décennie (0,528). Cependant, ces dernières années ont été marquées par un mouvement à la baisse, de sorte que la tendance semble se modifier.

Évaluation rivière par rivière – lac Ontario
Rivière Humber (Canada)
Tendance sur 10 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1963-2017; période manquante : 2004-2007) : inchangée.
Justification : L'IRB ne présente aucune tendance significative (p = 0,83), et l'IRB moyen de 1998-2007 (0,233) est similaire à celui de 2008-2017 (0,237).

Rivière Don (Canada)
Tendance sur 10 ans : À la hausse
Tendance à long terme (1963-2017) : À la hausse
Justification : La tendance à long terme est à la hausse (r = 0,35; p = 0,009), bien qu'une grande partie de cette augmentation ait eu lieu de 1955 à 1975. Il y a aussi eu une légère augmentation de l'IRB moyen, de 0,509 en 1998-2007 à 0,539 en 2008-2017.

Rivière Seneca (États-Unis)
Tendance sur 10 ans : À la hausse
Tendance à long terme (1997-2017) : À la hausse
Justification : La tendance à long terme de l'IRB depuis 1997 est nettement à la hausse (r = 0,53, p = 0,014), et l'IRB moyen est passé de 0,077 en 1998-2007 à 0,097 en 2008-2017.

Définitions des situations évaluées

Aux fins du rapport sur ce sous-indicateur, seule une analyse des tendances de l'instabilité des affluents est effectuée. Il n'existe pas d'échelle universelle pour l'indice Richards-Baker (IRB), et les valeurs absolues de l'IRB ne sont donc pas indicatives de conditions « bonnes » ou « mauvaises », surtout si on compare des bassins versants de types ou de tailles différents. Toutefois, lorsqu'on considère des bassins versants ayant des régimes d'écoulement similaires (événements, variables, caractère stable ou super stable), il peut être possible de caractériser une gamme statistiquement appropriée de valeurs de l'IBR par type de bassin versant ou par écorégion (Baker et coll., 2004). Des analyses supplémentaires sont nécessaires pour élaborer des critères et des mesures appropriés afin d'évaluer les différences entre les valeurs absolues de l'IBR dans des types similaires de bassin versant.

Définitions des tendances évaluées

Les tendances seront communiquées tous les trois ans, bassin par bassin, pour l'ensemble des Grands Lacs. Dans presque tous les cas, la diminution de l'IRB (le cours d'eau devient moins instable) serait considérée comme souhaitable. Inversement, son augmentation (le cours d'eau devient plus instable) serait jugée indésirable.

À la hausse : La tendance de l'instabilité au fil du temps est en augmentation (relation positive).
À la baisse : La tendance de l'instabilité au fil du temps est en diminution (relation négative).
Inchangée : Aucune tendance de l'instabilité (aucune relation significative au fil du temps).
Indéterminée : Les mesures n'indiquent pas une tendance globale claire de l'instabilité des affluents, ou les données ne sont pas disponibles pour rendre compte d'une tendance.

Critères de mesure

Les résultats souhaitables sont l'absence de tendance ou, dans la plupart des cas d'écosystème altéré, la réduction de l'instabilité. Les bassins versants en voie d'urbanisation présentent généralement une augmentation de l'instabilité au fil du temps qui s'accompagne d'une augmentation parallèle de l'imperméabilité du bassin.

Deux outils ont été utilisés. Pour les tendances à long terme, nous avons utilisé une corrélation de Spearman avec la signification statistique déterminée au niveau $\alpha = 0{,}05$. Cette mesure non paramétrique ne suppose pas que les données soient normales ou de variance égale, ni qu'elles aient une tendance linéaire. Le coefficient de corrélation permet toutefois de détecter les tendances monotones. Pour les tendances à court terme, nous avons examiné la moyenne mobile des données sur 10 ans des deux dernières décennies (voir les figures 1 à 5) et comparé l'IRB moyen de 1998-2007 avec celui de 2008-2017, lorsque cela était possible.

Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur vise à quantifier le concept nébuleux de l'instabilité, qui est un aspect important du régime hydrologique, car il rend compte de la fréquence et de la rapidité des changements à court terme du débit des cours d'eau auxquels les écosystèmes aquatiques sont adaptés.

Objectif pour l'écosystème

L'objectif pour l'écosystème est d'éviter toute altération hydrologique. Les changements périodiques du débit sont caractéristiques des ruisseaux et des rivières, et les organismes qui y vivent y sont adaptés. Ainsi, les crues printanières peuvent être importantes pour l'ouverture des frayères ou des aires de croissance. Les ruissellements pluviaux forts chassent les sédiments fins des lits de gravier, ce qui en fait de meilleurs habitats pour les invertébrés et lieux de frai pour les salmonidés. La modification du régime hydrologique, soit par la réduction de l'instabilité du débit – par la construction d'un barrage, par exemple –, soit par son augmentation – comme le produit l'urbanisation –, exigent que les organismes s'adaptent; si la modification est suffisamment importante, elle peut entraîner le déplacement de la communauté indigène et son remplacement, souvent par une communauté moins désirable.

Ce sous-indicateur appuie le mieux les travaux visant à atteindre le neuvième objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

Mesure

Le sous-indicateur mesure l'instantanéité de la réponse hydrologique d'un cours d'eau ou d'une rivière aux précipitations (pluie) et au ruissellement (fonte des neiges). L'indice Richards-Baker (IRB) est calculé à partir des débits quotidiens moyens du Service géologique des États-Unis (*United States Geological Survey* ou USGS) ou d'Environnement Canada, habituellement sur une année, en divisant la somme des valeurs absolues des variations quotidiennes du débit quotidien moyen par le débit total pendant cet intervalle de temps (Baker et coll., 2004).

$$\frac{\sum_{n=1}^{365} |q_n - q_{n-1}|}{\sum_{n=1}^{365} q_n}$$

Les cours d'eau à retenir pour ce sous-indicateur sont énumérés au tableau 1. La plupart ont un des relevés de débit de longue date et font partie d'un projet de réseau national de surveillance (http://acwi.gov/monitoring/network/design/). Ils montrent de multiples degrés d'instabilité, irriguent des terres qui servent à de multiples occupations et comptent peu ou pas de barrages dans le bassin versant. Nous avons examiné ceux qui ont des barrages pour nous assurer que les stations d'échantillonnage sont à une bonne distance (trois milles et plus) et avons vérifié que l'hydrogramme pour déceler toute influence évidente.

État de l'écosystème
L'instabilité des affluents mesure la fréquence des changements à court terme du débit d'un cours d'eau; le débit d'un cours d'eau instable augmente et diminue beaucoup en quelques heures ou en quelques jours en réponse à la pluie.

Situation
Les tendances à long terme et sur 10 ans (court terme) de l'IRB varient selon les rivières. À court terme (dernière décennie), 9 des 27 rivières ont un IRB en hausse, 3 montrent une tendance à la baisse et 15, une tendance inchangée (tableau 2, figures 1 à 5). Prises ensemble, ces tendances donnent à penser que 18 des rivières, soit 67 %, ont atteint ou approché les résultats souhaitables en matière d'instabilité. Par comparaison au rapport précédent, à court terme, la situation de 26 rivières est identique ou similaire, et la tendance pour la dernière rivière s'est améliorée (passant d'un mouvement à la hausse ou inchangé ou à un mouvement à la baisse). La tendance ne s'est pas détériorée (passant d'un mouvement inchangé ou à la baisse à un mouvement à la hausse). Ainsi, l'instabilité n'a pas beaucoup bougé depuis le dernier rapport.

Toutefois, il importe aussi de comparer les tendances à court et à long terme pour voir si les IRB ont diminué (tableau 2). La plupart des rivières ont affiché des tendances similaires à long terme (pendant toute la période de relevé) et à court terme (depuis 2007) – la situation de 19 des 27 rivières n'a pas bougé ou est passée d'un mouvement à la baisse à une tendance inchangée. Celle de 5 rivières (Fox, Au Sable, Wanapetei, Maumee et Sandusky) s'est améliorée au cours de la dernière décennie par rapport à la tendance à long terme (passant d'un mouvement inchangé ou d'un mouvement à la hausse à un mouvement à la baisse). Pourtant, 9 rivières montrent une tendance à la hausse, dont 3 en particulier présentent une tendance qui se détériore, c'est-à-dire que l'IRB est passé d'un mouvement à la baisse ou inchangé à un mouvement à la hausse : les rivières Muskegon (Michigan), Portage (Érié) et Cattaraugus (Érié). Dans le rapport précédent, nous avions cerné une tendance qui se détériorait (l'IRB à long terme était inchangé mais à la hausse à court terme) pour la rivière Thames. Malheureusement, trois ans plus tard, les tendances à long et à court terme de cette rivière sont maintenant à la hausse. Il faut noter que 5 autres rivières ont un IRB qui augmente à court et à long terme : les rivières Manistee (Michigan), Pere Marquette (Michigan), White (Michigan), Seneca (Ontario) et Don (Ontario). En résumé, la plupart des rivières (13) présentent des tendances stables à long terme, 5 rivières se sont améliorées, 3 seulement se sont détériorées, mais 6 montrent des tendances qui continuent de se détériorer.

Lorsque les données sont colligées par lac, les lacs Supérieur et Huron sont les seuls à ne pas avoir de rivières dont l'instabilité augmentait. Les lacs Michigan, Érié et Ontario, par contre, avaient de multiples rivières dont l'instabilité augmentait. Dans le cas des lacs Érié et Michigan, un nombre important d'affluents présentaient des tendances à la hausse (respectivement 3 et 4,), mais les rivières dont l'instabilité était à la baisse ou inchangée représentaient une plus grande proportion du bassin versant (> 27 %). Cependant, les lacs comportant un nombre important de petits affluents présentant des tendances à la hausse (c.-à-d. les lacs Michigan et Érié) devraient être surveillés de près au cas où ces petites rivières présenteraient des changements qui prendraient plus de temps à déceler dans les grands bassins versants. Dans le cas du lac Ontario, deux des trois rivières évaluées présentaient une instabilité croissante, ce qui donne à penser que ce lac devrait être surveillé de plus près, afin d'y déceler des effets comme un accroissement de l'érosion et l'exportation de sédiments fins, une diminution de l'habitat et le déplacement de communautés

biologiques indigènes.

Certaines des rivières évaluées (c.-à-d. les rivières Maumee et Sandusky) ont un débit qui croît. Il importe de noter que l'IRB ne rend pas compte nécessairement de l'incidence de l'augmentation du débit si les événements pluviohydrologiques ont changé pour devenir plus épars et s'étendre sur davantage de jours. L'effet de l'augmentation du débit peut être semblable à celle d'une instabilité plus forte. Il peut donc y avoir des incidences négatives sur certaines rivières, comme l'exportation de sédiments fins et l'érosion, même si les tendances à l'instabilité baissent.

La plupart des rivières présentent les mêmes tendances que dans le dernier rapport. La rivière Fox (Michigan) s'est améliorée depuis le dernier rapport, passant d'une tendance inchangée à court terme à un mouvement à la baisse. La rivière Portage (Érié) s'est également améliorée, la tendance à long terme qui était à la hausse dans le dernier rapport étant passée à une tendance inchangée. Deux rivières (Au Sable [Huron], Thames [Érié]) affichent maintenant une tendance à long terme à la hausse, alors que leur tendance était inchangée dans le rapport précédent.

Liens

Il y a des liens à d'autres sous-indicateurs de la série :

- Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs – une augmentation de la quantité ou de l'intensité des précipitations peut avoir un impact sur l'instabilité d'une rivière en saturant le sol d'eau ou en dépassant la capacité du sol à retenir l'eau, ce qui fait que l'eau pénètre dans la rivière beaucoup plus rapidement que dans des conditions de précipitations normales. Des changements dans l'intensité et la fréquence des précipitations pourraient avoir des répercussions importantes sur ce sous-indicateur, ce qui entraînerait très probablement une augmentation de l'IRB. La réaction exacte dépendra de l'ampleur des changements des précipitations, de la possibilité d'une sécheresse simultanée et de l'utilisation des terres. On s'attend à ce que les changements climatiques exacerbent les effets en augmentant la fréquence et l'ampleur des épisodes de pluie abondante, surtout au printemps, lorsque les sols ont tendance à être saturés.
- Couverture terrestre – divers changements dans l'utilisation et la gestion des terres peuvent entraîner une augmentation ou une diminution de l'instabilité, ce qui peut être préjudiciable à la vie aquatique et à la qualité de l'eau. Ainsi, l'augmentation des surfaces imperméables en raison de l'urbanisation tend à augmenter l'instabilité.
- Qualité de l'eau dans les affluents – des bassins versants plus instables peuvent augmenter les charges de nutriments et de sédiments que les affluents apportent aux lacs, ce qui risque de dégrader la qualité de l'eau de ceux-ci. La mauvaise qualité de l'eau des affluents reflète le potentiel accru de ruissellement, la capacité réduite de rétention des nutriments et des sédiments quand le débit est élevé et le potentiel d'érosion accru des berges.
- Débit de base dû aux eaux souterraines – l'augmentation de l'instabilité peut réduire la recharge des eaux souterraines à l'échelle locale et régionale, ce qui peut se répercuter sur le débit de base des rivières; modifier l'approvisionnement en eau de certains milieux humides; modifier la température des eaux de surface, ce qui peut se répercuter sur l'habitat et les frayères des poissons; et modifier l'habitat et les conditions de vie du benthos.
- Milieux humides côtiers – L'augmentation de l'instabilité peut nuire aux écosystèmes en aval, comme les milieux humides ou les zones tampons riveraines, car les milieux humides côtiers pourraient être inondés et le temps de séjour de l'eau pourrait diminuer en raison de l'augmentation des quantités d'eau, ce qui réduirait la capacité de ces milieux de filtrer les contaminants de l'eau et de fournir un habitat aux espèces qui y vivent. De plus, l'instabilité accrue et un plus fort débit de pointe pourraient favoriser l'affouillement des cours d'eau et donc réduire le succès de reproduction des espèces aquatiques si les aires de nidification sont détruites pendant les périodes de débit élevé (Johnson, document d'information)

Ce sous-indicateur est aussi lié directement aux autres sous-indicateurs de l'indicateur Répercussions sur le bassin versant, en particulier celui de la couverture terrestre.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée, et il est possible d'en retracer l'origine.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues aux États-Unis sont comparables aux données obtenues au Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont connues et se situent dans les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données

- Dans le cas des petits cours d'eau ou des cours d'eau à forte pente, la réponse hydrologique peut être trop rapide pour être calculée par les données sur le débit quotidien.
    - Les petits cours d'eau ont tendance à être plus instables que les gros, ce qui se traduit par des valeurs de l'IRB généralement plus élevées.
    - Les cours d'eau à forte pente ou dont les bassins versants sont imperméables auront des valeurs d'IRB élevées, même s'ils ne sont pas touchés par les activités humaines (p. ex. les ruisseaux de montagne à bassin rocheux).
    - Pour de tels cours d'eau, une version de l'IRB basée sur les données de débit horaire peut être utilisée. Cependant, les comparaisons d'indice entre les données de débit quotidiennes et horaires ne sont généralement pas significatives. Il est donc essentiel de tenir compte du type de données de débit (quotidiennes ou horaires) à utiliser pour calculer les valeurs d'IRB lorsqu'on effectue des comparaisons d'une année à l'autre ou d'un bassin à l'autre.
    - Puisque le meilleur usage de l'IRB est celui de suivre la réponse hydrologique d'un cours d'eau à travers le temps, l'indice basé sur les données quotidiennes est toujours utile pour les petits cours d'eau, même s'il sous-représente la véritable instabilité.

Renseignements supplémentaires

L'IRB se calcule aisément à partir de données faciles à obtenir. Les valeurs possibles vont 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 de débit plutôt que des données de centiles particuliers. L'indice est relativement stable d'une année à l'autre (c'est-à-dire qu'il est insensible aux effets du temps) et constitue donc un indicateur fiable des tendances à long terme (Baker et coll., 2004).

On pense que l'IRB est le seul indice d'instabilité ou d'altération hydrologique qui intègre la séquence temporelle des débits, une partie très importante du concept d'instabilité. Dans l'ensemble, l'IRB est positivement corrélé avec l'augmentation de la fréquence et de l'ampleur des tempêtes, et négativement corrélé avec le débit de base et la superficie du bassin versant.

Pour chaque rivière jaugée, on peut préparer un graphique montrant la valeur de l'IRB sur l'axe des y et les années sur l'axe des x. Les changements de l'IRB peuvent également être présentés graphiquement pour illustrer la tendance ou cartographiés géospatialement pour montrer les changements géographiques de la distribution de l'instabilité. Il serait souhaitable d'étudier que les cours d'eau dont le débit est connu depuis longtemps (plus de 20 ans) et qui parcourent des paysages et des bassins versants variés. L'État du Michigan calcule les valeurs de l'IRB pour tous les cours d'eau jaugés dans l'État.

Cet indice offre une perspective intégrée de l'évolution de l'hydrologie dans certains des principaux affluents des Grands Lacs, que nous espérons représentatifs. Il peut être utilisé pour suivre les effets des changements d'utilisation des terres et orienter les décisions à ce sujet, car ces changements ont une incidence sur l'hydrologie et son impact sur les écosystèmes fluviaux. L'IRB utilise les données de base sur les débits du Service géologique des États-Unis et d'Environnement et Changement climatique Canada, mais un certain nombre de rivières ont des ensembles de

données fragmentaires ou incomplets.

Dans le cas des petits cours d'eau, la réponse hydrologique est trop rapide pour être calculée adéquatement par les données sur le débit quotidien. Une version de l'IRB basée sur les données de débit horaire peut alors être utilisée. Cependant, les valeurs indicielles dérivées des données horaires ne peuvent pas être directement comparées à celles obtenues des données quotidiennes. Puisque le meilleur usage de l'IRB est celui de suivre la réponse hydrologique d'un cours d'eau dans le temps, l'indice basé sur les données quotidiennes est toujours utile pour les petits cours d'eau, même s'il sous-représente la véritable instabilité. La plupart des bassins versants sélectionnés pour ce sous-indicateur sont grands, et les débits changent relativement lentement, de sorte que les données quotidiennes sont adéquates pour le calcul de l'IRB. À la plupart des cours d'eau retenus correspondent de multiples degrés d'instabilité et de multiples utilisations des terres, des relevés de débit de longue date et une grande superficie de bassin versant, et les stations sont situées à une grande distance (plus de trois milles) d'un barrage et suffisamment en amont du Grand Lac où se jette l'affluent. On trouvera plus d'informations sur l'IRB, et certaines applications dans le Midwest des États-Unis, dans le document cité ci-dessous.

Étant donné les augmentations de débit observées dans certains cours d'eau, le sous-indicateur peut être amélioré par l'examen plus approfondi de la hausse possible des tendances à long et à court terme du débit ainsi que l'IRB de tous les cours d'eau. Cela permettrait de mieux cerner les raisons possibles des tendances de l'IRB et d'établir un lien avec les effets d'autres sous-indicateurs tels que les précipitations et l'indice de stress des bassins versants.

La plupart des bassins versants actuellement sélectionnés pour le sous-indicateur sont vastes et susceptibles de changer lentement d'état d'instabilité, de sorte que si l'intention nourrie pour ce sous-indicateur est qu'il constitue une forme de « système d'alerte rapide », il pourrait être préférable de choisir des bassins versants plus petits. Toutefois, les petits bassins occupent une plus petite partie du bassin des Grands Lacs et peuvent ne pas bien représenter les changements à grande échelle. Par conséquent, l'utilisation des données sur les débits quotidiens de l'IBR dans les grands bassins versants des Grands Lacs semble correspondre le mieux aux objectifs de ce sous-indicateur.

L'indice de débit de base et l'indice d'instabilité des affluents peuvent fournir des types opposés d'information qui, combinés, sont susceptibles de fournir une évaluation plus complète des conditions de débit des cours d'eau à l'appui du neuvième objectif général de l'AQEGL. En théorie, ces deux sous-indicateurs sont inversement corrélés, c'est-à-dire que si l'instabilité des affluents est élevée, le débit de base est faible.

Remerciements

Les auteurs : Laura Johnson, National Center for Water Quality Research, Université de Heidelberg, Tiffin, OH, États-Unis.

Sources d'information

Travaux cités :

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 : http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt et https://eau.ec.gc.ca/index_f.html. Voir le tableau 1 pour les codes d'identification des stations.

Brabec, E., S. Schulte, P.L. Richards. Impervious surfaces and water quality: A review of current literature and its implications for watershed planning. J. Plann. Lit. 2002, 16, 499-514.

Grannemann G et D. Van Stempvoort (dir.). 2016. Science des eaux souterraines pertinente pour l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : Un rapport de situation. Établi par le sous-comité de l'annexe 8 pour le Comité exécutif des Grands Lacs, version finale, mai 2016. Publié (en ligne) par Environnement et Changement climatique Canada et l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA).

Johnson, Lucinda, Katherine Hayhoe, George Kling, John Magnuson, Brian Shuter. Confronting Climate Change in the Great Lakes Region – Wetland Ecosystems, Technical Appendix. https://www.ucsusa.org/sites/default/files/legacy/assets/documents/global_warming/wetlands.pdf. Dernière consultation le 25 juillet 2019.

Liste des tableaux

Tableau 1. Rivières utilisées pour le sous-indicateur d'instabilité des affluents. Lorsqu'un cours d'eau comprend plusieurs HUC8 mais ne comprend pas un HUC6 complet, le HUC8 est répertorié en incluant la station de jaugeage à partir de laquelle les données de débit sont dérivées.

Tableau 2. Tendances à court terme (10 ans) et à long terme (période de relevé) de l'indice Richards-Baker d'instabilité. La tendance est indiquée comme inchangée en vert (-), à la hausse en rouge (↑) ou à la baisse en bleu (↓).

Liste des figures

Figure 1. L'indice Richards-Baker d'instabilité des affluents du lac Supérieur. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.
Sources des données : http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt et https://eau.ec.gc.ca/index_f.html.

Figure 2. L'indice Richards-Baker d'instabilité des affluents du lac Michigan. À remarquer les différences d'échelle des axes des y. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.
Sources des données : http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt.

Figure 3. L'indice Richards-Baker d'instabilité des affluents du lac Huron. À remarquer les différences d'échelle des axes des y. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.
Sources des données : http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt et https://eau.ec.gc.ca/index_f.html.

Figure 4. L'indice Richards-Baker d'instabilité des affluents du lac Érié. À remarquer les différences d'échelle des axes des y. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.
Sources des données : http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt et https://eau.ec.gc.ca/index_f.html.

Figure 5. L'indice Richards-Baker d'instabilité des affluents du lac Ontario. À remarquer les différences d'échelle des axes des y. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans. Sources des données : http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt et. https://eau.ec.gc.ca/index_f.html.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

Lac	Cours d'eau	Pays	Latitude	Longitude	Code USGS ou ECCC	HUC	Superficie de drainage (mi^2)	Superficie de drainage (km^2)	Y a-t-il des barrages?
Supérieur									
	Pic	Canada	48°46'26"	86°17'47"	02BB003		1649	4271	Non
	Pigeon	Canada	48°00'44"	89°36'58"	4010500 02AA001	04010101	235	609	Oui
Michigan									
	Fox	É.-U.	44°31'43"	88°00'36"	40851385	04030204	6330	16395	Non
	Muskegon	É.-U.	43°26'05"	85°39'55"	4122000/ 4121970	04060102	2313	5991	Oui
	Grand	É.-U.	42°57'52"	85°40'35"	4119000	04050006	4900	12691	Oui
	Escanaba	É.-U.	45°54'31"	87°12'49"	4059000	04030110	870	2253	Oui
	Manistee	É.-U.	44°26'11"	85°41'55"	4124000	04060103	857	2220	Oui
	Pere Marquette	É.-U.	43°56'42"	86°16'43"	4122500	04060101	681	1764	Non
	White	É.-U.	43°27'51"	86°13'57"	4122200	04060101	406	1052	Non
Huron									
	Saginaw	É.-U.	43°25'19"	83°57'07"	4157005	04080206	6060	15695	Non
	des Français	Canada	46°04'6"	80°36'41"	02DD010		5367	13900	Oui
	Au Sable	É.-U.	44°36'46"	83°50'16"	4136900	04070007	1513	3919	Oui
	Wanapitei	Canada	46°20'44"	80°50'22"	02DB005		1218	3154	Oui
	Magnetawan	Canada	45°46'23"	80°28'56"	02EA011		1096	2839	Oui
	Nottawasaga	Canada	44°29'6"	79°57'57"	02ED027		1037	2686	Oui
	Maitland	Canada	43°53'12"	81°19'35"	02FE002		635	1644	Oui
	Thunder Bay	É.-U.	45°07'27"	83°38'08"	4133501	04070006	586	1518	Oui
Érié									
	Maumee	É.-U.	41°30'00"	83°42'46"	4100009	04100009	6330	16395	Oui
	Thames	Canada	42°32'41"	81°58'2"	02GE003		1660	4299	Oui
	Sandusky	É.-U.	41°18'28"	83°09'32"	4198000	04100011	1251	3240	Oui
	Raisin	É.-U.	41°57'38"	83°31'52"	4176500	04100002	1042	2699	Oui
	Grand (OH)	É.-U.	41°43'08"	81°13'41"	4212100	04110004	685	1774	Non
	Cattaraugus	É.-U.	42°27'48"	78°56'03"	4213500	04120102	436	1129	Oui
	Portage	É.-U.	41°26'58"	83°21'41"	4195500	04100010	428	1109	Oui
Ontario									
	Humber	Canada	43°48'40"	79°37'39"	02HC025		114	296	Oui
	Seneca	É.-U.	43°04'43"	76°38'44"	4235600	04140201	2815	7291	Oui
	Don	Canada	43°41'9"	79°21'41"	02HC024		123	319	Oui

Tableau 1. Rivières utilisées pour le sous-indicateur d'instabilité des affluents.

*HUC est le code d'unité hydrologique (*hydrologic unit code*). Les États-Unis sont divisés et subdivisés en unités hydrologiques successivement plus petites qui sont classées en quatre niveaux (régions, sous-régions, unités de comptabilisation et unités de catalogage). Les unités hydrologiques s'emboîtent les unes dans les autres, de la plus grande à la plus petite zone géographique. Chaque unité est identifiée par un code unique composé de deux à huit chiffres selon les quatre niveaux de classification du système. Les codes des unités du bassin des Grands Lacs commencent tous par « 04 », qui est le code de la région des Grands Lacs (USGS Water Boundary Dataset, 2014).

Lac	Cours d'eau	Pays	Superficie de drainage (mi^2)	Superficie de drainage (km^2)	Y a-t-il des barrages?	Tendance sur 10 ans	Tendance à long terme	
Supérieur								
	Pic	Canada	1649	4271	Non	—	—	
	Pigeon	Canada	235	609	Oui	—	—	
Michigan								
	Fox	É.-U.	6330	16395	Non	?	—	
	Muskegon	É.-U.	2313	5991	Oui	?	?	*
	Grand	É.-U.	4900	12691	Oui	—	?	
	Escanaba	É.-U.	870	2253	Oui	—	?	
	Manistee	É.-U.	857	2220	Oui	?	?	*
	Pere Marquette	É.-U.	681	1764	Non	?	?	*
	White	É.-U.	406	1052	Non	?	?	*
Huron								
	Saginaw	É.-U.	6060	15695	Non	—	—	
	des Français	Canada	5367	13900	Oui	—	—	
	Au Sable	É.-U.	1513	3919	Oui	—	?	
	Wanapitei	Canada	1218	3154	Oui	?	—	
	Magnetawan	Canada	1096	2839	Oui	—	—	
	Nottawasaga	Canada	1037	2686	Oui	?	?	
	Maitland	Canada	635	1644	Oui	—	—	
	Thunder Bay	É.-U.	586	1518	Oui	—	—	
Érié								
	Maumee	É.-U.	6330	16395	Oui	—	?	
	Thames	Canada	1660	4299	Oui	?	?	*
	Sandusky	É.-U.	1251	3240	Oui	—	?	
	Raisin	É.-U.	1042	2699	Oui	—	—	
	Grand (OH)	É.-U.	685	1774	Non	—	—	
	Cattaraugus	É.-U.	436	1129	Oui	?	—	*
	Portage	É.-U.	428	1109	Oui	?	—	*
Ontario								
	Humber	Canada	114	296	Oui	—	—	
	Seneca	É.-U.	2815	7291	Oui	?	?	*
	Don	Canada	123	319	Oui	?	?	*

Tableau 2. Tendances à court terme (10 ans) et à long terme (période de relevé) de l'indice Richards-Baker d'instabilité. La tendance est indiquée comme inchangée en vert (-), à la hausse en rouge (↑) ou à la baisse en bleu (↓). Les cours d'eau dont les tendances se sont détériorées au cours des dix dernières années par rapport aux tendances à long terme ou qui montrent un mouvement continu à la hausse sont signalés par un astérisque (*).

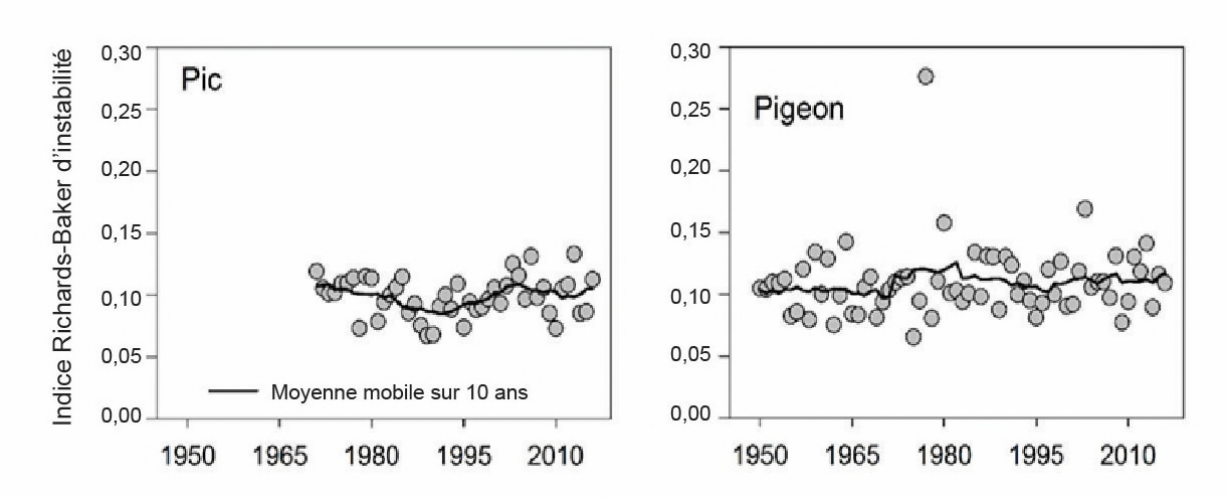


Figure 1. L'indice Richards-Baker d'instabilité des affluents du lac Supérieur. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.
Sources des données : http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt et https://eau.ec.gc.ca/index_f.html.

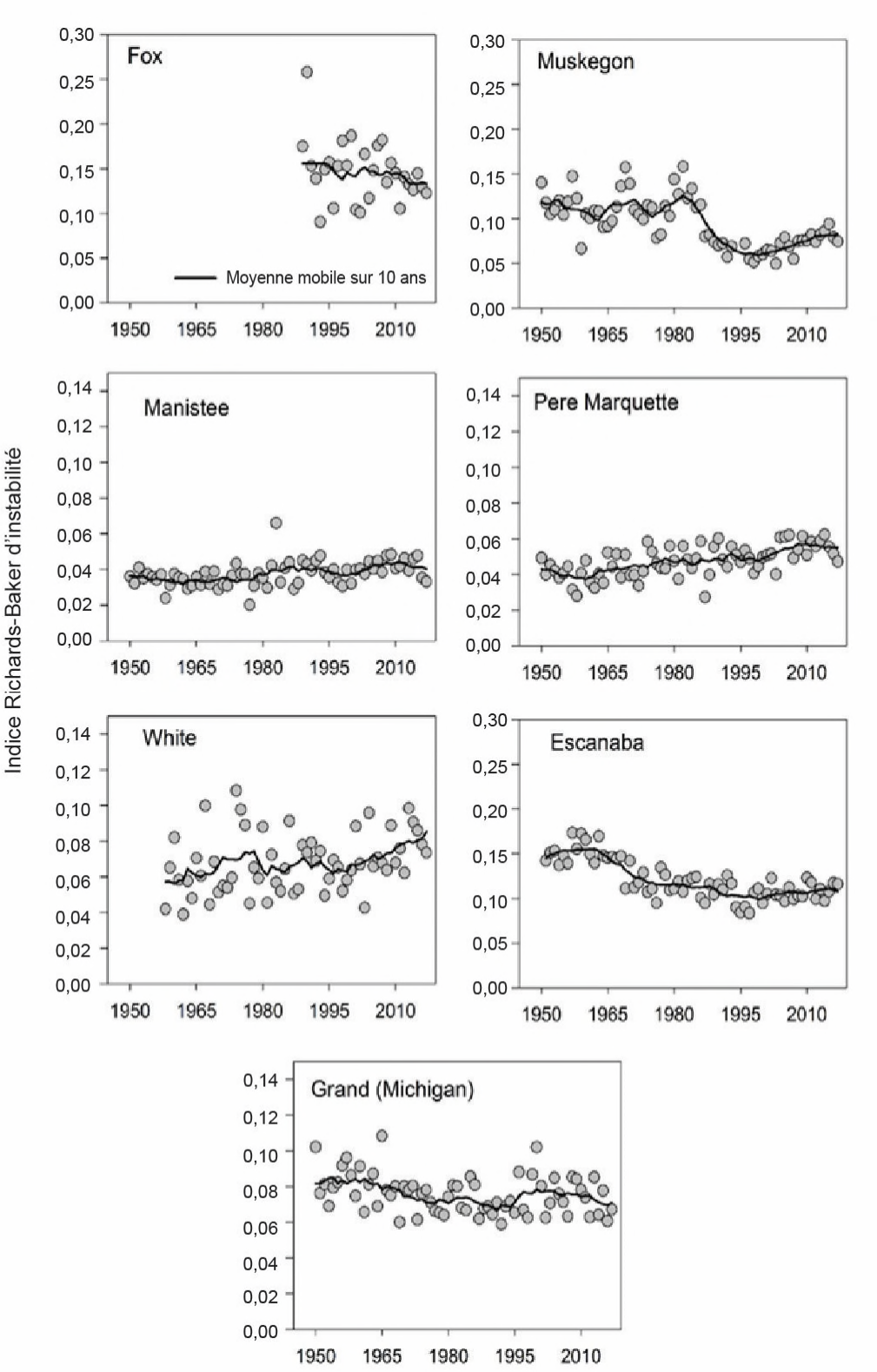


Figure 2. L'indice Richards-Baker d'instabilité des affluents du lac Michigan. À remarquer les différences d'échelle des axes des y. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.
Sources des données : http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt.

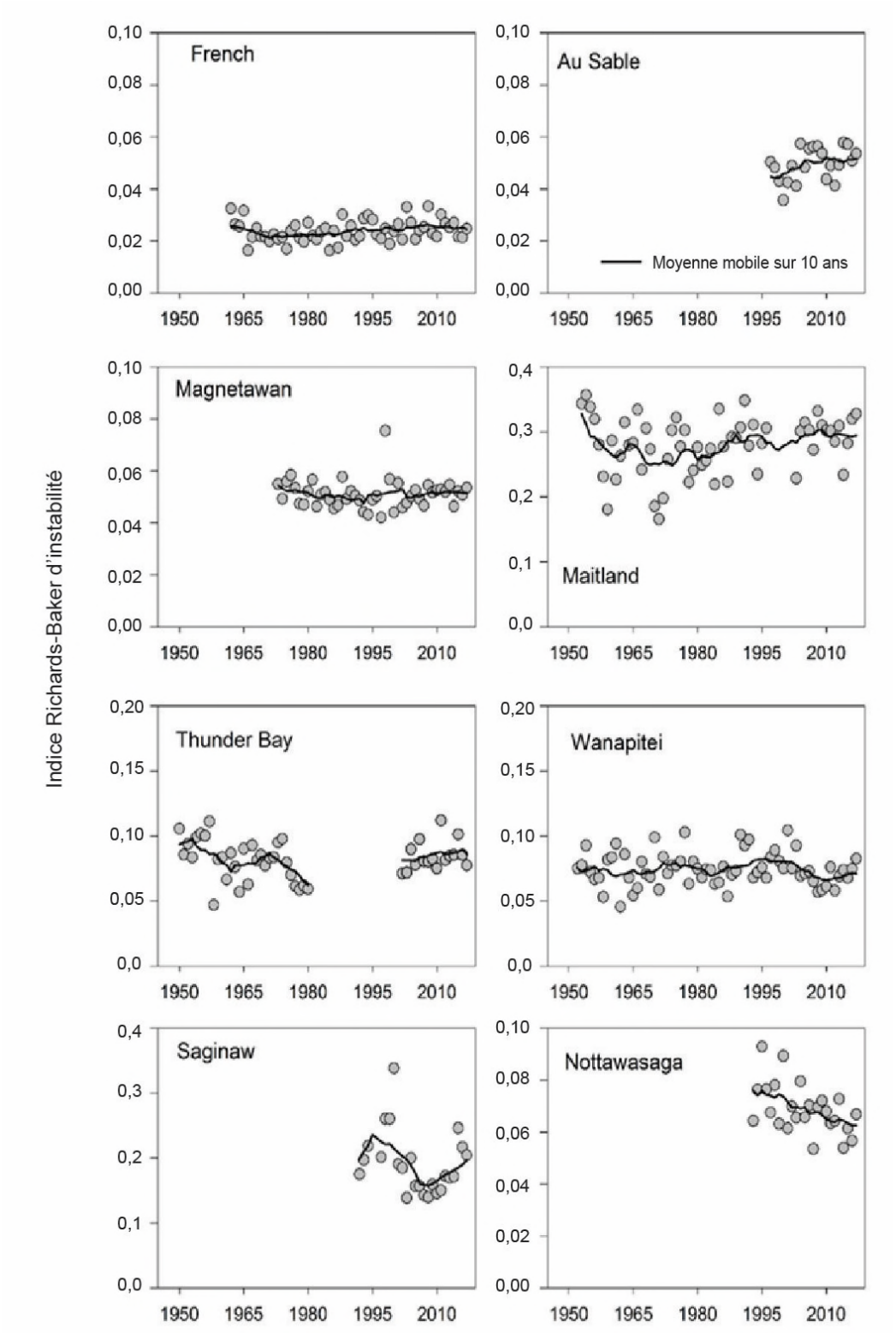


Figure 3. L'indice Richards-Baker d'instabilité des affluents du lac Huron. À remarquer les différences d'échelle des axes des y. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.
Sources des données : http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt et https://eau.ec.gc.ca/index_f.html.

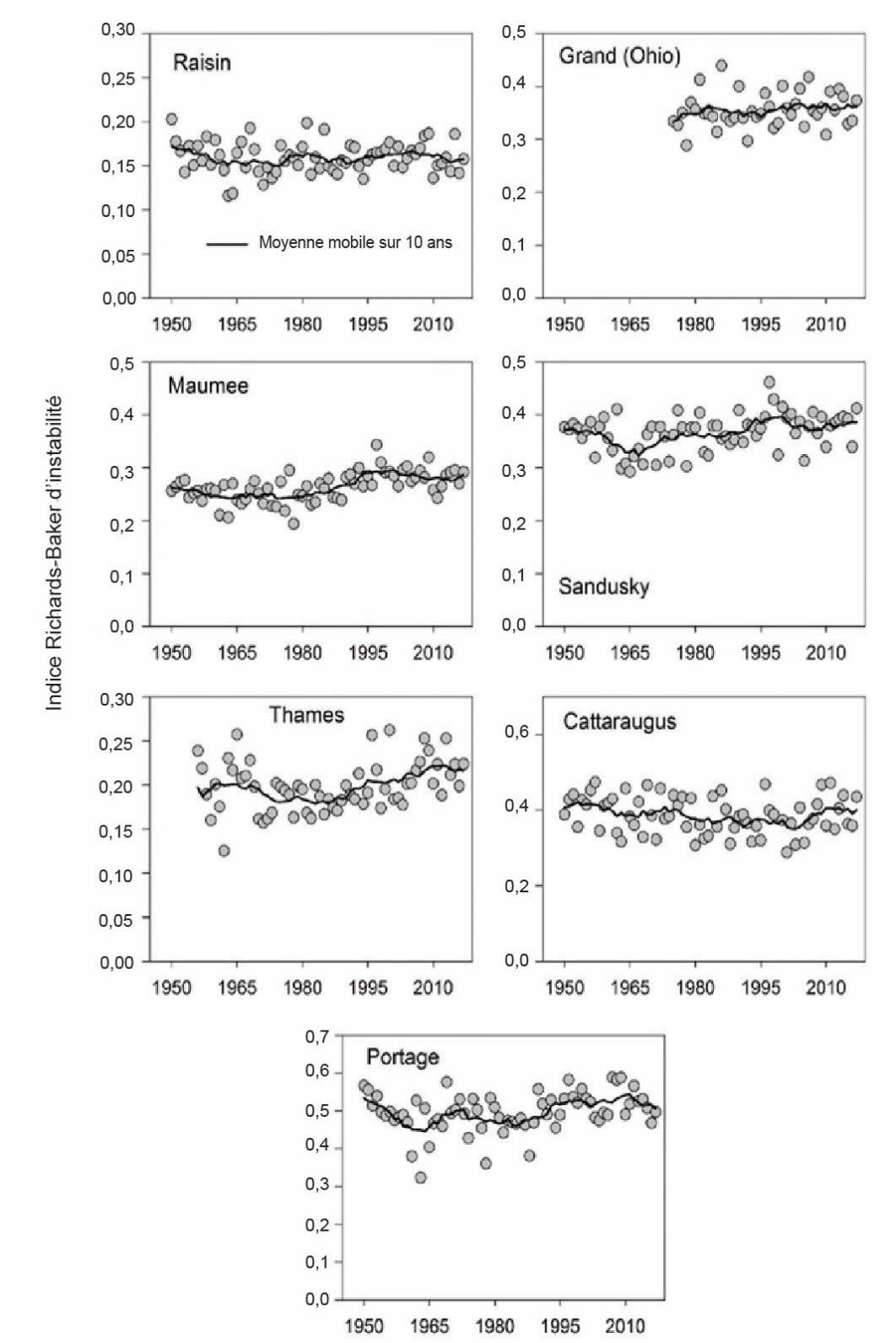


Figure 4. L'indice Richards-Baker d'instabilité des affluents du lac Érié. À remarquer les différences d'échelle des axes des y. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.
Sources des données : http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt et https://eau.ec.gc.ca/index_f.html.

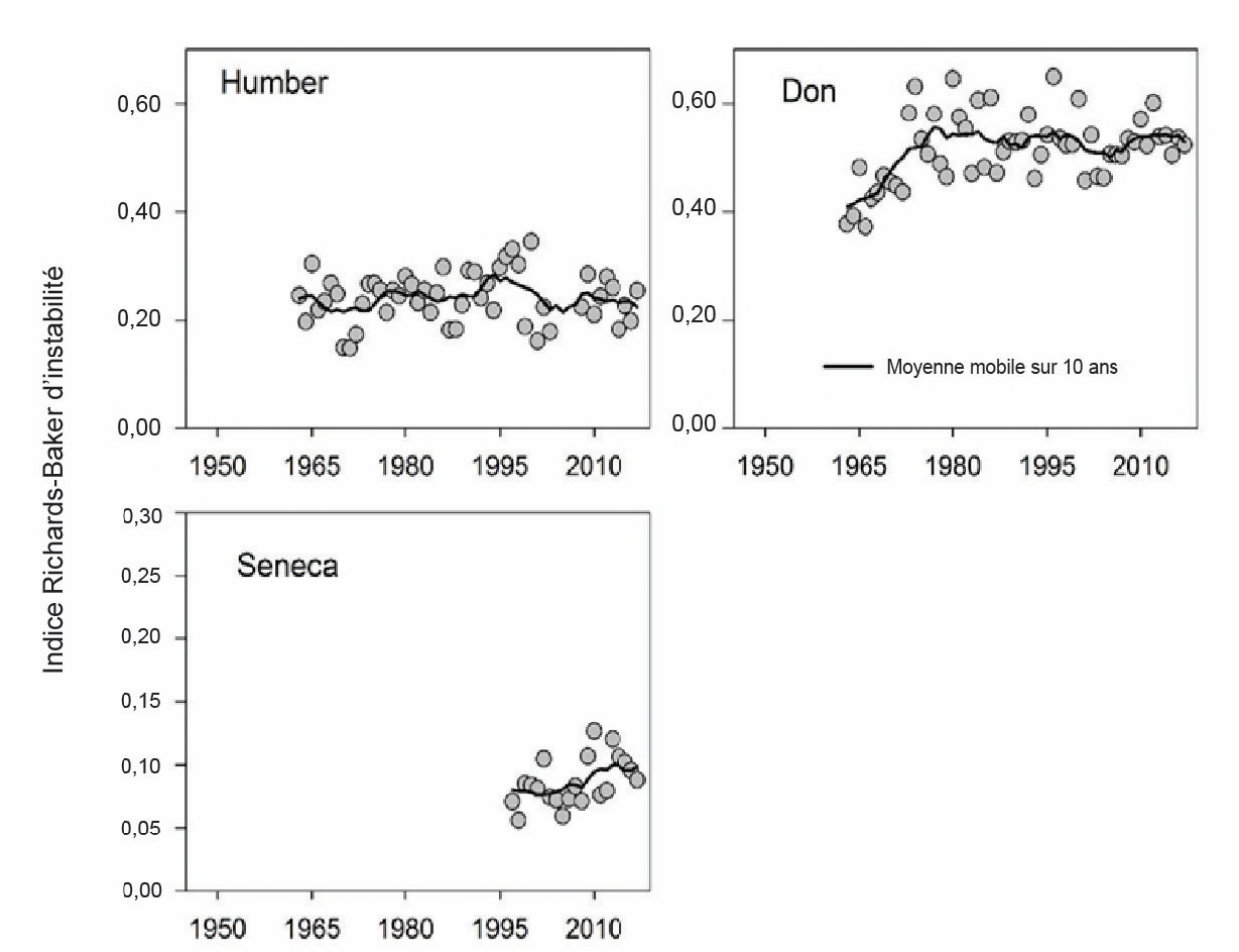


Figure 5. L'indice Richards-Baker d'instabilité des affluents du lac Ontario. À remarquer les différences d'échelle des axes des y. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.
Sources des données : http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt et https://eau.ec.gc.ca/index_f.html.

Sous-indicateur : Population humaine

Évaluation générale
Tendances :
Tendance sur 10 ans : À la hausse
Tendance à long terme : À la hausse
Justification : La tendance à long terme de la population totale de la région des Grands Lacs est à la hausse. La population de la région a augmenté de 19,3 % de 1971 à 2011. À court terme, il s'est produit une augmentation de la population totale de 1,5 % de 2006 à 2011.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Tendance : Inchangée
Justification : À long terme, le bassin du lac Supérieur a connu une baisse de population de 3,7 %. La tendance à court terme indique une diminution de 0,1 % de la population de 2006 à 2011.

Lac Michigan
Tendance : À la hausse
Justification : La population du bassin du lac Michigan a augmenté de 15,9 % à long terme. À court terme, il s'est produit une hausse de la population de 0,9 %.

Lac Huron
Tendance : À la hausse
Justification : De 1971 à 2011, la population s'est accrue de 34,1 % dans le bassin du lac Huron, la population vivant dans la partie canadienne du bassin ayant augmenté de plus de 60 % au cours de la même période. La croissance à court terme a été beaucoup plus faible, la population ayant augmenté de 0,2 % de 2006 à 2011.

Lac Érié
Tendance : Inchangée
Justification : La tendance à long terme indique un accroissement de 2,7 % de la population de 1971 à 2011. À court terme, la population a diminué de 0,7 %.

Lac Ontario
Tendance : À la hausse
Justification : De 1971 à 2011, la population a augmenté de 51,7 % dans le bassin du lac Ontario. À court terme, la hausse a été de 5,7 %. La population de la province d'Ontario est aussi celle qui a connu la plus forte croissance à long terme; elle s'est accrue de 70 % au cours de ces 40 années.

Raisons d'être du sous-indicateur

- Évaluer les tendances actuelles de la population humaine dans la région des Grands Lacs.

Objectifs pour l'écosystème
Les êtres humains sont une des principales forces motrices des incidences globales sur l'environnement dans le bassin des Grands Lacs, et il faudrait faire en sorte qu'ils travaillent, s'amusent et vivent de manière écologique.

Cet sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général n° 9 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ». La population humaine a toutefois une incidence sur la réalisation de tous les objectifs généraux de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs.

État écologique

Dans le présent rapport, le terme « bassin » désigne le bassin hydrographique des Grands Lacs.

Mesures

Il existe de nombreuses méthodes pour déterminer la répartition de la population dans le bassin des Grands Lacs (tableau 1). Aux États-Unis, il n'y a pas de chiffres par bassin hydrographique comme il en existe au Canada. Une méthode utilisant deux niveaux de rajustements des données des recensements des comtés américains (U.S. County Adjusted Ratio Approach) a donc été conçue pour déterminer la population du bassin des Grands Lacs. Un système d'information géographique a permis de calculer la proportion de chaque comté se trouvant dans le bassin des Grands Lacs. Au premier niveau de rajustement, la population du comté est multipliée par la proportion du comté qui se trouve dans le bassin des Grands Lacs. Cette étape suppose que la population est uniformément répartie dans le comté, ce qui n'est pas nécessairement le cas. Pour améliorer l'exactitude, un deuxième niveau de rajustement est effectué pour les comtés dont la population avoisine 40 000 personnes dans le bassin du lac Supérieur et 100 000 personnes dans les quatre autres bassins. Au cours de ce deuxième rajustement, il s'agit d'examiner les comtés pour vérifier que les centres démographiques importants sont représentés avec exactitude dans les calculs de la population. Des rajustements sont également nécessaires dans la région métropolitaine de Chicago (comtés de Cook, de DuPage, de Lake et de Will) afin de tenir compte des 6,4 millions de personnes qui puisent leur eau potable dans le lac Michigan. Comme 4,2 % seulement du comté de Cook se trouve dans le bassin du lac Michigan, le premier rajustement donne une population d'environ 220 000 personnes. Cependant, après le deuxième rajustement, la population de 4,9 millions de personnes pour le comté de Cook reflète plus exactement l'impact du comté sur le bassin. Au total, les ratios de 21 comtés sur 653 ont été rajustés de manière à correspondre de plus près au calcul de leur population (tableau 2).

Rajustements depuis le cycle de production de rapports de 2011

Quelques modifications ont été apportées à la méthodologie depuis le cycle de production de rapports de 2011. Dans les rapports antérieurs, les données intercensitaires des États-Unis étaient utilisées parce qu'elles correspondaient aux années de recensement au Canada. Dans le présent rapport, les données des recensements aux États-Unis ont été utilisées pour améliorer l'exactitude des chiffres sur la population. L'alignement est toutefois imparfait puisque les données du recensement sont recueillies aux États-Unis un an avant qu'elles ne le soient au Canada. La longueur des cycles de recensement diffère aussi, car les données américaines sont recueillies tous les dix ans alors que les données des recensements canadiens sont recueillies tous les cinq ans. Le présent rapport suit le cycle plus court des recensements au Canada. Les données de 1971 correspondent aux données du recensement de 1970 aux États-Unis et du recensement de 1971 au Canada (tableau 3). De plus, un plus grand nombre de comtés que par le passé ont été examinés, ceci afin de déterminer si un deuxième niveau de rajustement était nécessaire pour assurer une plus grande exactitude des données sur la population. Auparavant, seuls les comtés dont la population avait atteint le seuil de 100 000 personnes ou plus dans les bassins des lacs Érié, Huron, Michigan et Ontario, ou de 40 000 personnes ou plus dans le bassin du lac Supérieur, en 1971, auraient été examinés. Dans le présent rapport, tous les comtés ayant atteint une population d'au moins 100 000 personnes de 1971 à 2011, ou d'au moins 40 000 personnes dans le bassin du lac Supérieur, ont fait l'objet d'un examen visant à déterminer s'il fallait procéder à un deuxième rajustement. Par conséquent, 34 comtés de plus que dans le précédent rapport sur les indicateurs ont été examinés. Les ratios de 9 de ces comtés ont été rajustés afin que les chiffres correspondent mieux au nombre d'habitants vivant dans le bassin des Grands Lacs.

Populations totales dans la région des Grands Lacs (Ontario et huit États des Grands Lacs)

En 2011, la région des Grands Lacs comptait environ 39 385 438 habitants (tableau 4), dont 25,8 % habitaient au Canada et 74,2 % aux États-Unis. Le bassin du lac Ontario a continué de connaître la croissance la plus importante. La population des bassins du lac Michigan et du lac Huron est demeurée relativement stable, tandis que la population des bassins du lac Supérieur et du lac Érié a légèrement diminué. L'Ontario a continué d'enregistrer la plus forte croissance de la région des Grands Lacs, sa population ayant augmenté de 6,0 % de 2006 à 2011. De 1971 à 2011, la population s'est accrue de 51,7 % dans le bassin du lac Ontario. La population de l'ensemble de la province a également augmenté le plus à long terme, soit de 70,1 % de 1971 à 2011. En outre, 87 % de la population de l'Ontario habite le bassin des Grands Lacs (figure 1).

Bassin des lacs

La population totale du bassin des Grands Lacs a augmenté depuis 1971 (figure 2), bien que le taux de croissance de la population ait varié selon les années (figure 3).

La population du bassin du lac Supérieur est beaucoup plus petite que celle des autres bassins; 1,5 % des personnes habitant la région des Grands Lacs y vivent. De plus, il s'agit du seul bassin de la région des Grands Lacs où les tendances à court et à long terme indiquent toutes deux un déclin de la population (figure 3).
Le bassin le plus peuplé de toute la région des Grands Lacs est celui du lac Michigan. C'est là que vit 33,8 % de la population totale du bassin des Grands Lacs. Le chiffre de la population de ce bassin est établi après rajustements et tient compte des 6,4 millions d'habitants des comtés de Cook, de DuPage, de Lake et de Will qui tirent leur eau potable du lac Michigan. Ce bassin se trouve entièrement aux États-Unis (figure 4). Plus précisément, les États de l'Illinois, de l'Indiana, du Michigan et du Wisconsin se trouvent dans le bassin du lac Michigan.

La population du bassin du lac Huron est demeurée relativement stable, sa croissance par rapport à 2006 s'établissant à 0,2 %. En moyenne, la population du bassin du lac Huron correspond grosso modo à 7,7 % de la population totale du bassin des Grands Lacs (figure 4). Au fil du temps, la proportion de la population vivant du côté canadien du bassin a augmenté. En 40 ans, il s'est produit un accroissement de 8,1 % de la proportion de Canadiens vivant dans le bassin du lac Huron.

La population du bassin du lac Érié (le deuxième en importance en matière de population parmi les bassins des Grands Lacs) est demeurée assez stable. Le plus grand changement s'est produit de 1991 à 1996, période pendant laquelle une croissance démographique de 3,0 % s'est produite. Près de 30,9 % de la population des Grands Lacs habite dans ce bassin (figure 4), dont 25,3 % dans le bassin américain et 5,6 % dans le bassin canadien (figure 5).

Le bassin du lac Ontario connaît constamment la plus forte croissance dans la région des Grands Lacs. Depuis 1971, sa croissance moyenne a été de 5,3 % sur cinq ans. De 1971 à 2011, la plus grande proportion des Canadiens vivant dans la région des Grands Lacs habitait ce bassin; 18,8 % de la population totale de la région des Grands Lacs sont des Canadiens qui vivent dans le bassin du lac Ontario (figure 4).

Liens

Les êtres humains sont une des principales forces motrices des incidences globales sur l'environnement. Il faudrait faire en sorte qu'ils travaillent, s'amusent et vivent de manière écoresponsable. D'autres analyses des tendances démographiques, de l'étalement urbain et des taux de consommation peuvent aider à comprendre et à calculer les différentes incidences que l'être humain peut avoir sur l'environnement. La population humaine continuant d'augmenter, l'étalement des villes entraînera la perte de terres naturelles et agricoles. Les répercussions de la croissance urbaine sont notamment l'augmentation de la pollution atmosphérique causée par la saturation du réseau routier, la fragmentation des habitats et les pressions accrues sur les réseaux d'approvisionnement en eau potable. Cet sous-indicateur est essentiel pour déterminer dans quelles zones du bassin des Grands Lacs les pressions environnementales pourraient augmenter en conséquence d'une forte croissance de la population. Dans la région du Grand Toronto, située sur la rive nord du lac Ontario, les zones urbaines ont connu une croissance de 20 % à peu près de 1985 à 1995 et de 15 % environ de 1995 à 2005 (Furberg et Ban, 2012). Il y a des zones de grande densité de population sur la rive nord du lac Ontario, à l'extrémité sud-ouest du lac Michigan et le long des rives nord et ouest du lac Érié (figure 6). À l'inverse, les bassins du lac Huron et du lac Supérieur ont très peu de grands centres de population. La croissance rapide de la population peut exercer un grand stress environnemental par suite de l'inadéquation des réseaux de transport et des exigences en infrastructure (Mikovits, Rauch et Kleidorfer, 2014; Addie, 2013).

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X			

L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Remerciements

Auteur : Lindsay Wong, Environnement et Changement climatique Canada

Collaboratrice : Stacey Cherwaty-Pergentile, Environnement et Changement climatique Canada

Sources d'information

Addie, J. P. D. (2013). Metropolitics in motion: The dynamics of transportation and state reterritorialization in the Chicago and Toronto city-regions. Urban Geography, 34(2), 188-217.

Environment and Climate Change Canada and U.S. Environmental Protection Agency (2015). *Human Population Indicator Description.*

Environnement et Changement climatique Canada et United States Environmental Protection Agency (2011). *État des Grands Lacs 2011 – Rapport sur la population humaine.* Consulté le 15 juin 2015, http://binational.net/fr/2014/05/08/progress-report-of-the-parties-2016/?id=2Z_lNPLMRJmqGTF1x0zGvayEmAvXPIJ6SR9hPSsjpmc.

Furberg, D. et Y. Ban (2012). Satellite monitoring of urban sprawl and assessment of its potential environmental impact in the Greater Toronto Area between 1985 and 2005. *Environmental management, 50*(6), 1068-1088.

Howell, E.T., K.M. Chomicki et G. Kaltenecker (2012). Patterns in water quality on Canadian shores of Lake Ontario: Correspondence with proximity to land and level of urbanization. Journal of Great Lakes Research, 38, 32-46.

LaBeau, M. B., H. Gorman, A. Mayer, D. Dempsey et A. Sherrin (2013). Tributary phosphorus monitoring in the US portion of the Laurentian Great Lake Basin: Drivers and challenges. Journal of Great Lakes Research, 39(4), 569-577.

Mikovits, C., W. Rauch et M. Kleidorfer (2014). Dynamics in urban development, population growth and their influences on urban water infrastructure. Procedia Engineering, 70, 1147-1156.

Morrice, J.A., N.P. Danz, R.R. Regal, J.R. Kelly, G.J. Niemi, E.D. Reavie ... et G.S. Peterson (2008). Human influences on water quality in Great Lakes coastal wetlands. Environmental Management, 41(3), 347-357.

Population Division, U.S. Census Bureau (2002). *CO-EST2001-12-17 – Time Series of Illinois Intercensal Population Estimates by County: April 1, 1990 to April 1, 2000.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/st-co/files/CO-EST2001-12-17.pdf

Population Division, U.S. Census Bureau (2002). *CO-EST2001-12-18 – Time Series of Indiana Intercensal Population Estimates by County: April 1, 1990 to April 1, 2000.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/st-co/files/CO-EST2001-12-18.pdf

Population Division, U.S. Census Bureau (2002). *CO-EST2001-12-26 – Time Series of Michigan Intercensal Population Estimates by County: April 1, 1990 to April 1, 2000.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/st-co/files/CO-EST2001-12-26.pdf

Population Division, U.S. Census Bureau (2002). *CO-EST2001-12-27 – Time Series of Minnesota Intercensal Population Estimates by County: April 1, 1990 to April 1, 2000.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/st-co/files/CO-EST2001-12-27.pdf

Population Division, U.S. Census Bureau (2002). *CO-EST2001-12-36 – Time Series of New York Intercensal*

Population Estimates by County: April 1, 1990 to April 1, 2000. Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/st-co/files/CO-EST2001-12-36.pdf

Population Division, U.S. Census Bureau (2002). *CO-EST2001-12-39 – Time Series of Ohio Intercensal Population Estimates by County: April 1, 1990 to April 1, 2000.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/st-co/files/CO-EST2001-12-39.pdf

Population Division, U.S. Census Bureau (2002). *CO-EST2001-12-42 – Time Series of Pennsylvania Intercensal Population Estimates by County: April 1, 1990 to April 1, 2000.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/st-co/files/CO-EST2001-12-42.pdf

Population Division, U.S. Census Bureau (2002). *CO-EST2001-12-55 – Time Series of Wisconsin Intercensal Population Estimates by County: April 1, 1990 to April 1, 2000.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/st-co/files/CO-EST2001-12-55.pdf

Rapport d'inventaire national. *Rapport d'inventaire national 1990-2013 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada.* https://www.ec.gc.ca/ges-ghg/default.asp?lang=Fr&n=5B59470C-1.

Ren, L., E. Cui et H. Sun. 2014. Temporal and spatial variations in the relationship between urbanization and water quality. Environmental Science and Pollution Research, 21(23), 13646-13655.

Statistique Canada (2009). *Tableau 153-0036 – Certaines caractéristiques démographiques, Canada, aires de drainage principales et sous-aires de drainage aux cinq ans,* CANSIM (base de données). Consulté le 15 juin 2015, http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a26?id=1530036&retrLang=fra&lang=fra.

U.S. Bureau of the Census, Population Estimates and Population Distribution Branches (1992). *Intercensal Estimates of the Resident Population of States and Counties 1970-1979.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/counties/totals/pre-1980/tables/e7079co.txt

U.S. Bureau of the Census, Population Estimates and Population Distribution Branches (1992). *Intercensal Estimates of the Resident Population of States and Counties 1980-1989.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/counties/totals/1980s/tables/e8089co.txt

U.S. Census Bureau, Population Division (2015). *Annual Estimates of the Resident Population in Illinois: April 1, 2010 to July 1, 2014.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse http://quickfacts.census.gov/qfd/states/17000lk.html

U.S. Census Bureau, Population Division (2015). *Annual Estimates of the Resident Population in Indiana: April 1, 2010 to July 1, 2014.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse http://quickfacts.census.gov/qfd/states/18000lk.html

U.S. Census Bureau, Population Division (2015). *Annual Estimates of the Resident Population in Michigan: April 1, 2010 to July 1, 2014.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse http://quickfacts.census.gov/qfd/states/26000lk.html

U.S. Census Bureau, Population Division (2015). *Annual Estimates of the Resident Population in Minnesota: April 1, 2010 to July 1, 2014.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse http://quickfacts.census.gov/qfd/states/27000lk.html

U.S. Census Bureau, Population Division (2015). *Annual Estimates of the Resident Population in New York: April 1, 2010 to July 1, 2014.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse http://quickfacts.census.gov/qfd/states/36000lk.html

U.S. Census Bureau, Population Division (2015). *Annual Estimates of the Resident Population in Ohio: April 1, 2010 to July 1, 2014.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse http://quickfacts.census.gov/qfd/states/39000lk.html

U.S. Census Bureau, Population Division (2015). *Annual Estimates of the Resident Population in Pennsylvania: April 1, 2010 to July 1, 2014.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse http://quickfacts.census.gov/qfd/states/42000lk.html

U.S. Census Bureau, Population Division. (2015). *Annual Estimates of the Resident Population in Wisconsin: April 1, 2010 to July 1, 2014.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse http://quickfacts.census.gov/qfd/states/55000lk.html

U.S. Census Bureau, Population Division (2011). *Intercensal Estimates of the Resident Population for Counties of Illinois: April 1, 2000 to July 1, 2010.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/county/CO-EST00INT-01/CO-EST00INT-01-17.xls

U.S. Census Bureau, Population Division (2011). *Intercensal Estimates of the Resident Population for Counties of Indiana: April 1, 2000 to July 1, 2010.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/county/CO-EST00INT-01/CO-EST00INT-01-18.xls

U.S. Census Bureau, Population Division (2011). *Intercensal Estimates of the Resident Population for Counties of Michigan: April 1, 2000 to July 1, 2010.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/county/CO-EST00INT-01/CO-EST00INT-01-26.xls

U.S. Census Bureau, Population Division (2011). *Intercensal Estimates of the Resident Population for Counties of Minnesota: April 1, 2000 to July 1, 2010.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/county/CO-EST00INT-01/CO-EST00INT-01-27.xls

U.S. Census Bureau, Population Division (2011). *Intercensal Estimates of the Resident Population for Counties of New York: April 1, 2000 to July 1, 2010.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/county/CO-EST00INT-01/CO-EST00INT-01-36.xls

U.S. Census Bureau, Population Division (2011). *Intercensal Estimates of the Resident Population for Counties of Ohio: April 1, 2000 to July 1, 2010.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/county/CO-EST00INT-01/CO-EST00INT-01-39.xls

U.S. Census Bureau, Population Division (2011). *Intercensal Estimates of the Resident Population for Counties of Pennsylvania: April 1, 2000 to July 1, 2010.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/county/CO-EST00INT-01/CO-EST00INT-01-42.xls

U.S. Census Bureau, Population Division (2011). *Intercensal Estimates of the Resident Population for Counties of Wisconsin: April 1, 2000 to July 1, 2010.* Consulté le 15 juin 2015 à l'adresse https://www.census.gov/popest/data/intercensal/county/CO-EST00INT-01/CO-EST00INT-01-55.xls

Liste des tableaux

Tableau 1. Méthodes d'estimation de la population (2011)
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau
Tableau 2. Comtés pour lesquels un deuxième rajustement est nécessaire afin que les chiffres correspondent mieux à la population du bassin
Sources : Gouvernement de l'Ontario, U.S. Census Bureau

Tableau 3. Années de données intercensitaires et de données du recensement
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau
Tableau 4. Population totale dans chacun des bassins des Grands Lacs
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau

Liste des figures

Figure 1. Population de l'Ontario par subdivision de recensement (2011)
Sources : Gouvernement de l'Ontario, Statistique Canada
Figure 2. Population totale de la région des Grands Lacs de 1971 à 2011
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau
Figure 3. Changement, en pourcentage, de la population dans chacun des bassins des Grands Lacs de 1971 à 2011
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau
Figure 4. Proportion de la population totale des Grands Lacs par bassin au Canada et aux États-Unis
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau
Figure 5. Proportion de la population canadienne et américaine dans chacun des bassins des Grands Lacs
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau
Figure 6. Population par comté ou subdivision de recensement dans le bassin des Grands Lacs (2010/2011)
Sources : Gouvernement de l'Ontario, Statistique Canada, U.S. Census Bureau

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs de 2019, Rapport technique
(pas de nouvelles données pour CÉÉGL 2019)

Méthode	Estimation de la population (2011)			
	Ontario	**Québec**	**Huit États des Grands Lacs**	**Total**
Région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent – tout l'Ontario, le Québec et les huit États des Grands Lacs	12 851 821	7 903 001	83 805 970	104 560 792
Région des Grands Lacs – Tout l'Ontario et les huit États des Grands Lacs	12 851 821	-	83 805 970	96 657 791
Bassin des Grands Lacs – Population canadienne dans le bassin des Grands Lacs et dans les comtés des États-Unis qui se trouvent en partie ou en totalité dans le bassin	11 234 177	-	37 681 537	48 915 714
Bassin des Grands Lacs – Population canadienne dans le bassin des Grands Lacs et dans les comtés des États-Unis dont le ratio est rajusté (sans la région métropolitaine de Chicago)	11 234 177	-	21 785 962	33 020 139
Bassin des Grands Lacs – Population canadienne dans le bassin des Grands Lacs et les comtés des États-Unis dont le ratio est rajusté (y compris la région métropolitaine de Chicago); méthode utilisée dans le présent rapport	**11 234 177**	**-**	**28 151 261**	**39 385 438**

Tableau 1. Méthodes d'estimation de la population (2011)
Source : Statistique Canada, U.S. Census Bureau

Comté	Bassin – Ratio initial	Bassin – Ratio rajusté	Justification
Cook, IL	Lac Michigan – 4,24 %	Lac Michigan – 95 %	La population tire son eau potable du lac Michigan
DuPage, IL	Lac Michigan – 0 %	Lac Michigan – 50 %	
Lake, IL	Lac Michigan - 11,51 %	Lac Michigan – 90 %	
Will, IL	Lac Michigan – 0 %	Lac Michigan – 50 %	
LaPorte, IN	Lac Michigan 24,09 %	Lac Michigan – 35 %	Pour tenir compte de Michigan City
St. Joseph, IN	Lac Michigan – 39,68 %	Lac Michigan – 70 %	Pour tenir compte de South Bend et de Mishawaka
Jackson, MI	Lac Érié – 16,24 % Lac Michigan – 83,76 %	Lac Érié – 7 % Lac Michigan – 93 %	Plus grands centres de population dans le bassin du lac Michigan que dans celui du lac Érié
Marquette, MI	Lac Michigan – 55,97 % Lac Supérieur – 44,03 %	Lac Michigan – 45 % Lac Supérieur – 55 %	Plus grands centres de population dans le bassin du lac Supérieur que dans celui du Michigan
Oakland, MI	Lac Érié – 79,65 % Lac Huron – 20,35 %	Lac Érié – 90 % Lac Huron – 10 %	Plus grands centres de population dans le bassin du lac Érié que dans celui du lac Huron
Saginaw, MI	Lac Huron – 97,81 % Lac Michigan – 2,19 %	Lac Huron – 99 % Lac Michigan – 1 %	Plus grands centres de population dans le bassin du lac Huron que dans celui du lac Michigan
St. Louis, MN	Lac Supérieur – 49,27 %	Lac Supérieur – 90 %	Pour tenir compte de Duluth
Chemung, NY	Lac Ontario – 9,10 %	Lac Ontario – 3 %	Peu de centres de population dans le bassin
Jefferson, NY	Lac Ontario – 57,8 %	Lac Ontario – 75 %	Nombreux centres de population dans le bassin
Onondaga, NY	Lac Ontario – 93,07 %	Lac Ontario – 98 %	Nombreux centres de population dans le bassin
Steuben, NY	Lac Ontario – 12,75 %	Lac Ontario – 5 %	Peu de centres de population dans le bassin
Tompkins, NY	Lac Ontario – 81,70 %	Lac Ontario – 92 %	Nombreux centres de population dans le bassin
Erie, PA	Lac Érié – 52,89 %	Lac Érié – 80 %	Pour tenir compte d'Erie
Douglas, WI	Lac Supérieur – 57 %	Lac Supérieur – 80 %	Pour compte de Superior
Kenosha, WI	Lac Michigan – 22,8 %	Lac Michigan – 75 %	Pour tenir compte de Kenosha
Racine, WI	Lac Michigan – 47,77 %	Lac Michigan – 75 %	Pour tenir compte de Racine
Waukesha, WI	Lac Michigan – 7,72 %	Lac Michigan – 15 %	Pour tenir compte de Menomonee Falls

Tableau 2. Comtés pour lesquels un deuxième rajustement est nécessaire afin que les chiffres correspondent mieux à la population du bassin
Sources : Gouvernement de l'Ontario, U.S. Census Bureau

Données démographiques (1970/1971 – 2010/2011)

Canada	1971	1976	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
É.-U.	1970	1976*	1980	1986*	1990	1996*	2000	2006*	2010

* Estimations intercensitaires de la population

Tableau 3. Années de données intercensitaires et de données du recensement

Sources : Statistique Canada, U.S Census Bureau

	1971	1976	1981	1986	1991	1996	2001	2006	2011
Supérieur	603 507	621 886	618 958	585 591	586 389	584 622	585 630	581 722	581 093
Michigan	11 497 315	11 718 373	11 796 578	11 857 716	12 042 678	12 561 047	13 101 190	13 211 346	13 325 057
Huron	2 332 911	2 519 332	2 612 775	2 617 271	2 776 130	2 917 142	3 018 271	3 123 897	3 129 153
Érié	11 863 069	11 829 173	11 784 483	11 559 464	11 741 188	12 098 730	12 258 143	12 266 000	12 180 736
Ontario	6 703 266	7 036 916	7 241 352	7 570 122	8 213 685	8 653 646	9 121 919	9 621 761	10 169 399
Total	33 000 068	33 725 680	34 054 145	34 190 163	35 360 070	36 815 187	38 085 152	38 804 726	39 385 438

Tableau 4. Population totale dans chacun des bassins des Grands Lacs

Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau

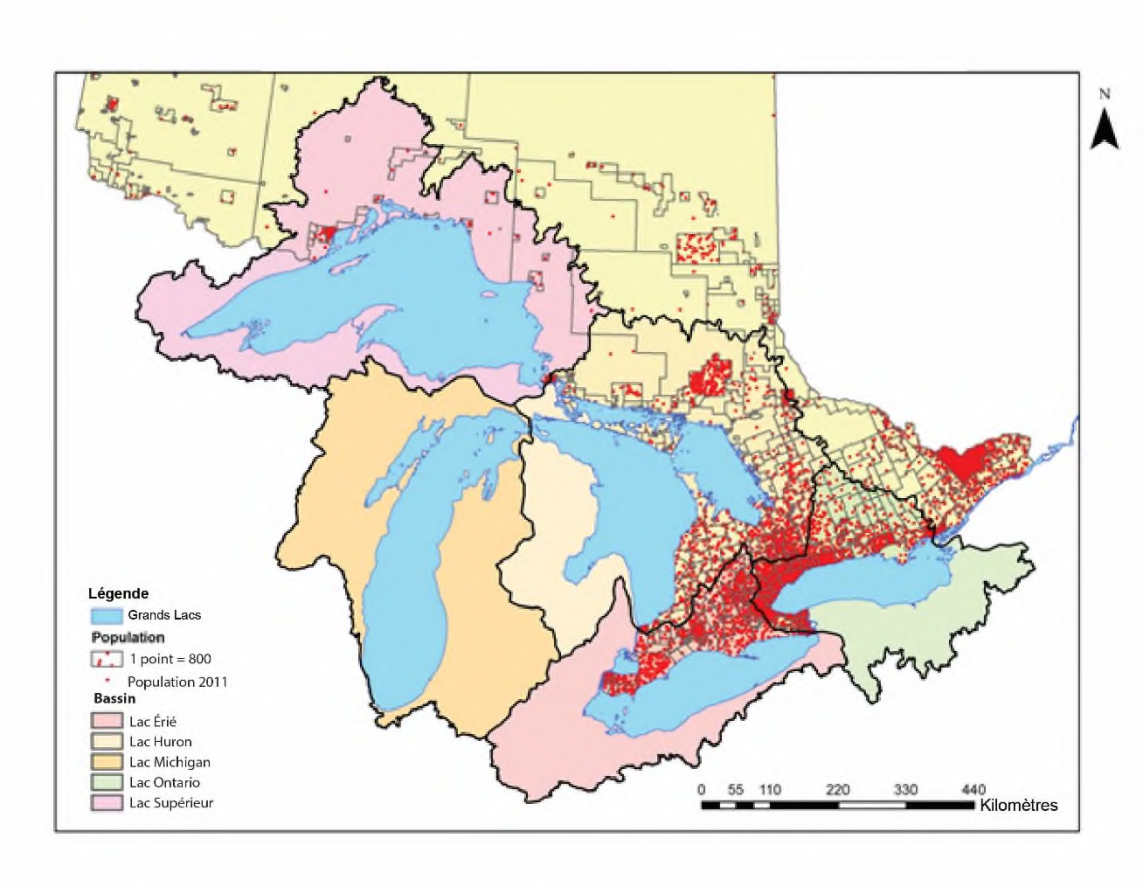


Figure 1. Population de l'Ontario par subdivision de recensement (2011)
Sources : Gouvernement de l'Ontario, Statistique Canada

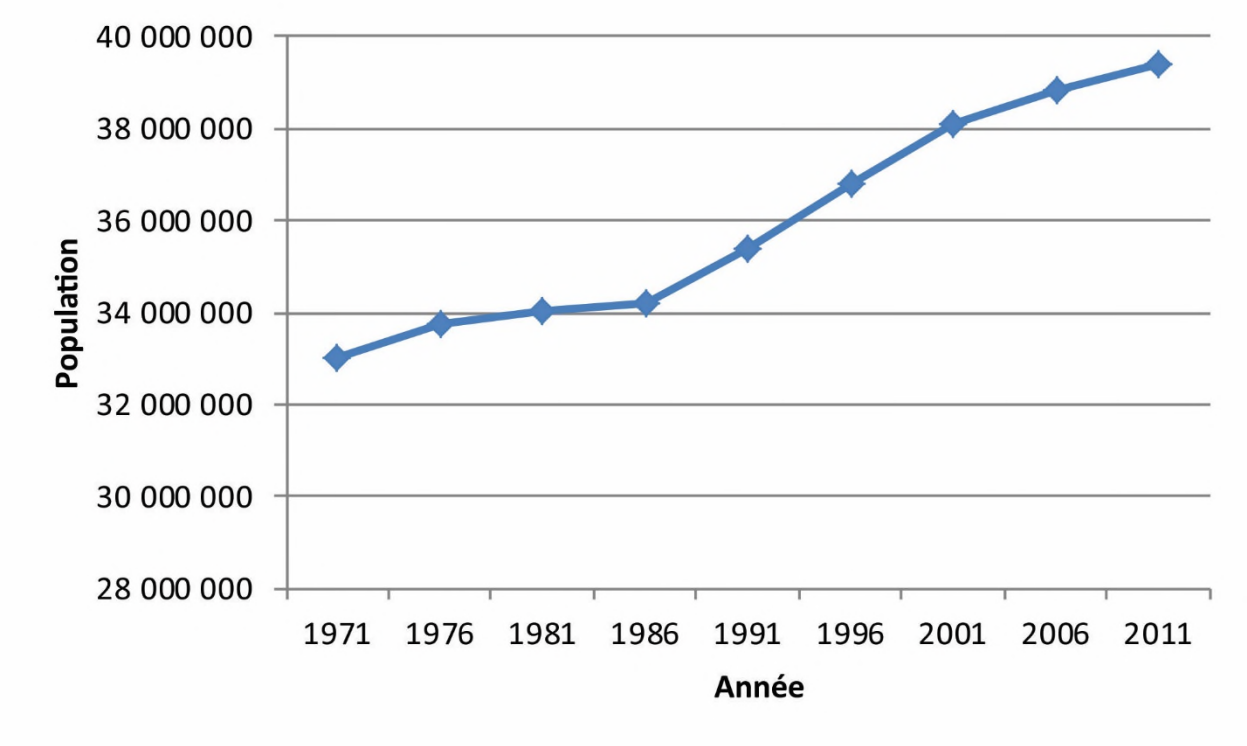


Figure 2. Population totale de la région des Grands Lacs de 1971 à 2011
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau

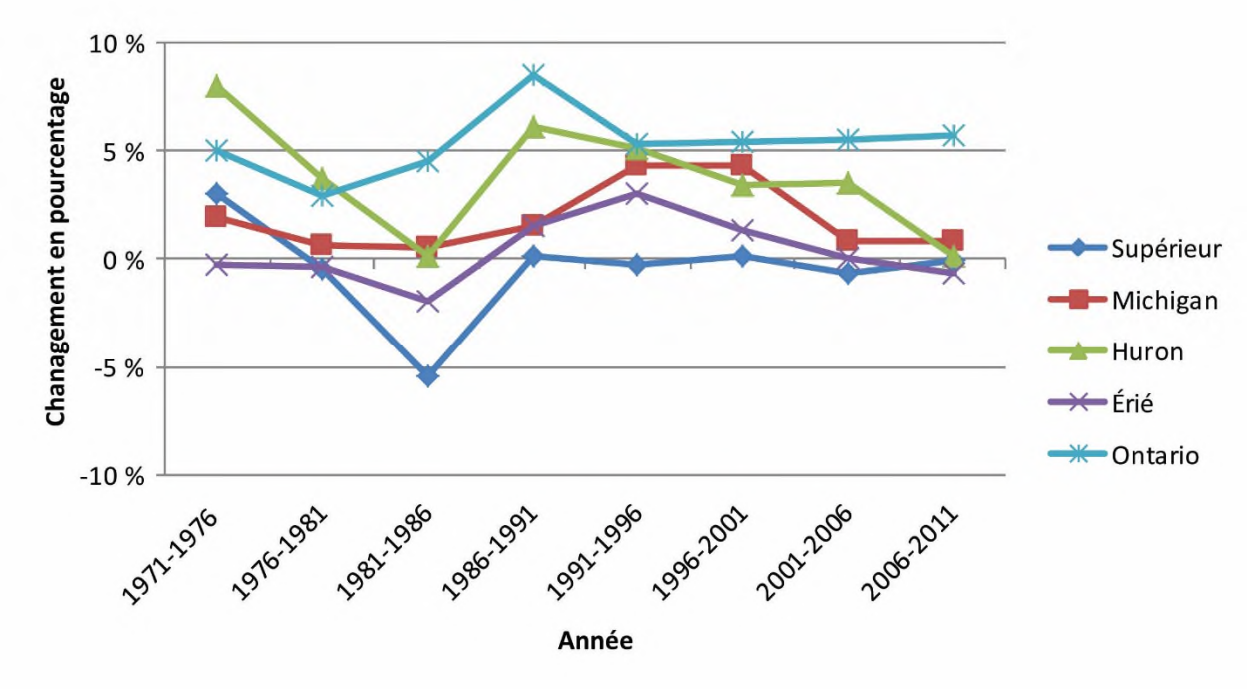


Figure 3. Variation de la population (en %) dans chacun des bassins des Grands Lacs, 1971 2011.
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau

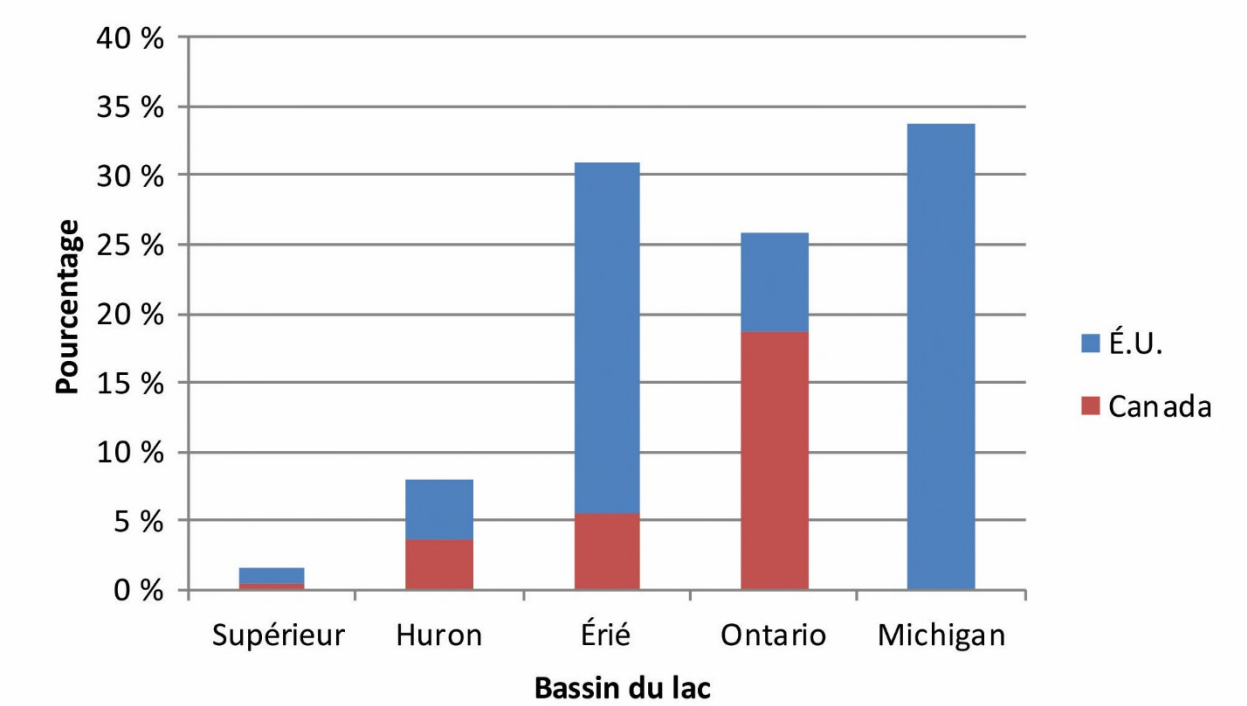


Figure 4. Proportion de la population totale des Grands Lacs par bassin au Canada et aux États-Unis
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau

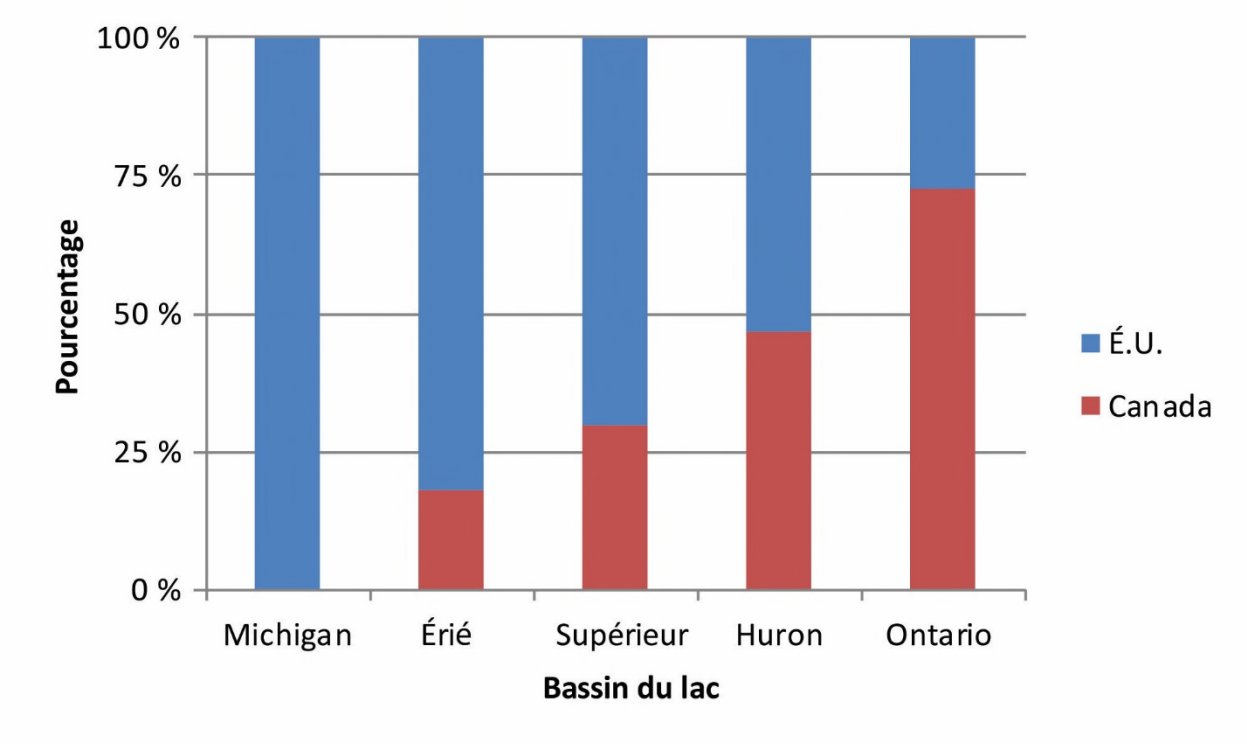


Figure 5. Proportion de la population canadienne et américaine dans chacun des bassins des Grands Lacs
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau

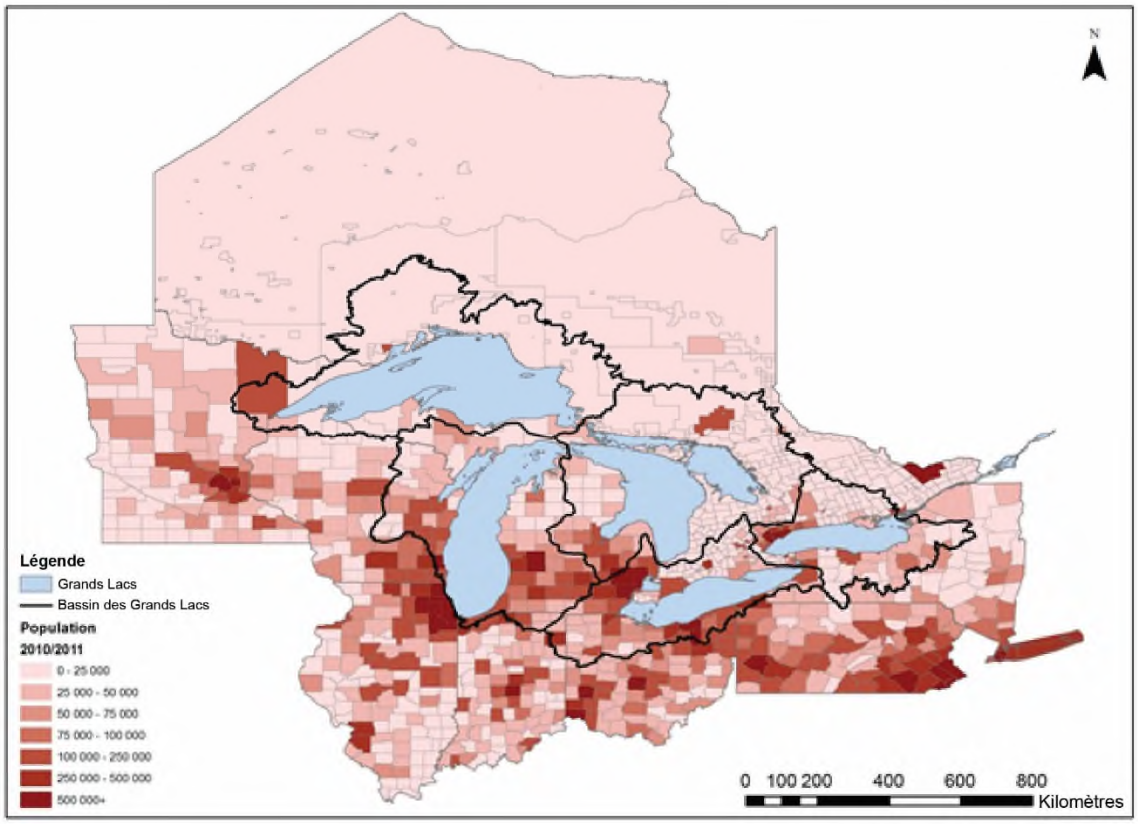


Figure 6. Population par comté ou subdivision de recensement dans le bassin des Grands Lacs (2010/2011)
Sources : Gouvernement de l'Ontario, Statistique Canada, U.S. Census Bureau

Sous-indicateur: Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs

Évaluation globale – Canadien seulement

Tendances :

Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance sur 30 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1948-2015) : À la hausse
Justification : L'anomalie dans les précipitations annuelles (l'écart par rapport à la moyenne de la période de référence 1961-1990) au cours de la période à l'étude (1948-2015) pour les stations canadiennes du bassin des Grands Lacs affiche une tendance à la hausse statistiquement significative de 10,9 % (au seuil de 0,05). Bien que l'anomalie de 2015 ne soit que de 0,13 % (au-dessus de la moyenne de la période de référence 1961-1990), une meilleure mesure de la « situation actuelle » de ce sous-indicateur (par suite de la variabilité interannuelle de la quantité de précipitations) est la moyenne des cinq années antérieures (2011-2015), laquelle est supérieure de 6,5 % à la moyenne de la période de référence. Bref, la quantité annuelle de précipitations dans le bassin des Grands Lacs est supérieure à la moyenne à long terme et affiche une tendance à la hausse.

Évaluation lac par lac

Pour le présent rapport, il n'y a pas d'évaluation pour chacun des lacs du bassin.

Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à évaluer la quantité de précipitations qui tombent dans le bassin des Grands Lacs, par année et par saison, et à déduire les répercussions que la variation des quantités provoquée par les changements climatiques pourra avoir sur les composantes écologiques de ce bassin.

Objectif pour l'écosystème

- Assurer le maintien de l'écosystème des Grands Lacs et de la région avoisinante en veillant à ce que la situation reste telle qu'elle était par le passé dans le réseau hydrologique du bassin des Grands Lacs. Les changements de la fréquence, de la répartition saisonnière ou de l'ampleur des précipitations auront des incidences sur le réseau hydrographique de tout le bassin des Grands Lacs, modifiant par exemple le niveau de l'eau ou la vitesse et le régime d'écoulement des eaux de pluie, ce qui influencera directement la répartition des substances polluantes, des éléments nutritifs qui favorisent la croissance des algues et des bactéries, et des espèces envahissantes.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général n° 9 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ». Il a également trait à tous les objectifs généraux de l'Accord, puisqu'il s'applique directement à tous.

État de l'écosystème

L'anomalie des précipitations annuelles pour la période 1948-2015 est présentée à la figure 1. Cette anomalie, statistiquement significative au seuil de 0,05, affiche une tendance à la hausse de 10,9 % pour la période. Une tendance à la hausse de 6,2 % est manifeste pour la période de 30 ans allant de 1986 à 2015; cependant, il ne s'agit pas d'une tendance statistiquement significative, ce qui veut dire qu'il est impossible de la distinguer à coup sûr de la variabilité du signal des données au cours de la période. Bien qu'il soit impossible de tirer des conclusions sur la période de 30 ans à elle seule, ce sous-indicateur montre qu'il existe une tendance à la hausse à long terme (1948-2015).

L'anomalie des précipitations peut aussi être analysée par saison, celles-ci étant l'hiver (décembre, janvier, février), le printemps (mars, avril, mai), l'été (juin, juillet, août) et l'automne (septembre, octobre, novembre). Les moyennes

mobiles sur neuf ans des anomalies des précipitations saisonnières dans le bassin des Grands Lacs au cours de la période des observations (1948-2015) sont présentées à la figure 2. La tendance à la hausse pour l'automne – de 15,2 % au cours de la période à l'étude – est statistiquement significative, mais non les tendances à la hausse pour l'hiver, le printemps et l'été, qui s'établissent respectivement à 7,8 %, à 11,7 % et à 8,9 %.
Bien que l'anomalie n'ait été que légèrement positive en 2015, le nombre et l'ampleur des anomalies positives ont été en général plus grands vers la fin de la période (1948-2015). Cinq des dix années au cours desquelles les précipitations annuelles totales ont été les plus fortes pour toute la période à l'étude, qui sont présentées au tableau 1, sont survenues depuis 2000, et la totalité des dix au cours de la deuxième moitié de la période. La plus forte anomalie positive (21,5 %) a été enregistrée en 2008 et la plus forte anomalie négative (-18,3 %) l'a été en 1963.

Une augmentation annuelle des précipitations, qui pourrait atteindre 20 % dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, devrait avoir lieu au cours du prochain siècle, la plus forte augmentation étant prévue pour le lac Supérieur (Logfren et coll., 2002; McKenney et coll., 2011). L'effet des lacs sur les précipitations est toujours observé dans les projections et la diminution de la couche de glace sur les lacs devrait l'amplifier (Burnett et coll., 2003; Notaro et coll., 2014). La forme que prendront les précipitations devrait aussi changer, puisqu'il devrait tomber plus de pluie et de pluie verglaçante, et moins de neige. On s'attend à ce que le moment où les précipitations tombent change, la pluie augmentant au printemps, mais diminuant en été (Kling et coll., 2003; Hayhoe et coll., 2010).

Liens

L'augmentation de la température mondiale améliorera la capacité de l'atmosphère d'emmagasiner et de transporter de la vapeur d'eau, ce qui aura des répercussions sur la répartition géographique et l'évolution des tempêtes. Dans toutes les régions, cela pourrait entraîner des variations de la quantité et du type de précipitations plus importantes que celles que le changement du climat local à lui seul amène à prédire. Il pourrait s'ensuivre des modifications importantes de la fréquence et de l'ampleur des épisodes de précipitations dans le bassin des Grands Lacs, qui auront des conséquences sur le réseau hydrographique de tout le bassin. Ces changements auront de nombreuses répercussions; ainsi, l'augmentation de l'ampleur des tempêtes, et les dommages, l'érosion et les crues que celles-ci provoquent, pourraient conduire à la perte de récoltes.

Il existe un lien direct entre le sous-indicateur des quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs et presque tous les autres sous-indicateurs de la série, puisque les épisodes de précipitations sont un élément moteur en hydrologie, et en ce qui concerne la distribution des toxines et des substances nutritives, et la santé des zones humides et des rives. En voici quelques exemples précis :

- Avertissements de baignade – le ruissellement à la suite des épisodes de précipitations et la charge en bactéries connexe sont très préoccupants pour la sécurité des plages
- Sous-indicateurs des terres humides côtières (Amphibiens des milieux humides côtiers, Oiseaux des milieux humides côtiers, Poissons des milieux humides côtiers, Invertébrés des milieux humides côtiers, Végétaux des milieux humides côtiers, Milieux humides côtiers : étendue et composition) – les modifications de la fréquence ou de l'intensité des précipitations auront une incidence directe sur les milieux humides côtiers
- Crues soudaines des affluents – les précipitations, en particulier les phénomènes violents, provoquent des crues soudaines des affluents

Ce sous-indicateur est aussi lié directement à d'autres sous-indicateurs de la catégorie Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques.

- Les quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs contribuent directement aux 14 Altérations des utilisations bénéfiques mentionnées à l'annexe 1 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 :
- Les restrictions relatives à la consommation de poisson et d'espèces sauvages
- L'altération de la saveur du poisson et des espèces sauvages
- La dégradation des populations de poissons et d'espèces sauvages
- Les tumeurs ou les autres difformités chez les poissons
- Les malformations ou les troubles de la reproduction chez les oiseaux ou les animaux sauvages
- La dégradation du benthos
- Les restrictions en ce qui concerne les travaux de dragage

- L'eutrophisation ou les algues indésirables
- Les restrictions relatives à la consommation d'eau potable ou l'altération du goût ou de l'odeur de l'eau
- La fermeture de plages
- L'enlaidissement du paysage
- L'augmentation des coûts pour l'agriculture et l'industrie
- La dégradation des populations phytoplanctoniques et zooplanctoniques
- La perte de l'habitat du poisson et des espèces sauvages

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée et sont traçables à leurs sources d'origine.	X			
La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.				X
L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et se situent dans des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			
Notes explicatives : Il n'y avait pas de données américaines pour ce cycle de déclaration.				

Commentaires des auteurs

L'analyse a été effectuée à l'aide des 147 points de grille des Anomalies de température et précipitation interpolées pour le Canada (CANGRD) qui entrent dans la définition du bassin des Grands Lacs. Les données de CANGRD sont basées sur l'ensemble des Données climatiques canadiennes ajustées et homogénéisées (DCCAH). Plus de renseignements au sujet des données sur les précipitations utilisées dans CANGRD se trouvent dans Mekis et Vincent (2011). Voir aussi l'indicateur Changements des précipitations au Canada des Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement (ICDE).

Les valeurs des tendances ont été estimées à l'aide de la méthode de Sen (1968). Pour qu'une tendance calculée soit réputée statistiquement significative, elle doit être suffisamment importante pour se dégager de la variabilité des données. La signification statistique a été calculée au moyen du test de Kendall (Kendall, 1955) au seuil de 0,05. Bien que les tendances réputées statistiquement non significatives puissent tout de même être vraies, il existe aussi une réelle possibilité qu'elles représentent plutôt des variations cycliques des données.

Remerciements

Auteurs :
Kevin Anderson, Environnement et Changement climatique Canada
Victor Isaac, Environnement et Changement climatique Canada

Collaborateurs :
Lucie Vincent, Environnement et Changement climatique Canada

Sources d'information

L'ensemble de données Anomalies de température et précipitation interpolées pour le Canada (CANGRD) :
http://open.canada.ca/data/fr/dataset/3d4b68a5-13bc-48bb-ad10-801128aa6604

L'ensemble Données climatiques canadiennes ajustées et homogénéisées (DCCAH) : http://open.canada.ca/data/fr/dataset/9c4ebc00-3ea4-4fe0-8bf2-66cfe1cddd1d

L'indicateur Changements des précipitations au Canada des Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement (ICDE) : https://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=Fr&n=ACD78526-1

Mekis, É et L. A. Vincent. 2011: An overview of the second generation adjusted daily precipitation dataset for trend analysis in Canada. Atmosphere-Ocean, 49 (2), 163-177.

Lofgren, B. M., F. H. Quinn, A. H. Clites, R. A. Assel, A. J. Eberhardt et C. L. Luukkonen. 2002 : Evaluation of potential impacts on Great Lakes water resources based on climate scenarios of two GCMs. Journal of Great Lakes Research, 28 (4), 537-554.

McKenney, D.W., J. H. Pedlar, E. B. Rood et D. Price. 2011 : Revisiting projected shifts in the climate envelopes of North American trees using updated general circulation models. Global Change Biology, 17 (8), 2720-2730.

Burnett, A. W., M. E. Kirby, H. T. Mullins et W. P. Patterson. 2003 : Increasing Great Lake-effect snowfall during the twentieth century: a regional response to global warming?. Journal of Climate, 16 (21), 3535-3542.

Notaro, M., D. Lorenz, C. Hoving et M. Schummer. 2014 : Twenty-First-Century Projections of Snowfall and Winter Severity across Central-Eastern North America. Journal of Climate, 27 (17), 6526–6550.

Kling, G.W., K. Hayhow, L. B. Johnson, J. J. Magnuson, S. Polasky, S. K. Robinson, B. J. Shuter, M. M. Wander, D. J. Wuebbles et D. R. Zak. 2003 : Confronting Climate Change in the Great Lakes Region: Impacts on Our Communities and Ecosystems. Union of Concerned Scientists and the Ecological Society of America.

Hayhoe, K., J. VanDorn, T. Croley, N. Schlegal et D. Wuebbles. 2010: Regional Climate Change Projections for Chicago and the US Great Lakes. Journal of Great Lakes Research, 36 (Suppl. 2), 7-21.

Sen, P. K. 1968 : Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. Journal of the American Statistical Association, 63, 1379-1389.

Kendall, M. G. 1955 : Rank Correlation Methods. 2e éd., Charles Griffin and Company, 196 p.

Liste des tableaux

Tableau 1. Les 10 années au cours desquelles les précipitations annuelles ont été les plus abondantes (anomalies au-dessus de la moyenne pour la période 1961-1990, en pourcentage) dans le bassin des Grands Lacs
Source : Environnement et Changement climatique Canada

Liste des Figures

Figure 1. Anomalies des précipitations annuelles (par rapport à la moyenne de la période 1961-1990) pour le bassin des Grands Lacs par comparaison à la période 1948-2015. Veuillez remarquer que la moyenne pour un intervalle particulier de neuf ans est centrée sur l'année du milieu, ce qui signifie que la première année pour laquelle la moyenne mobile peut être définie est 1952 et que la dernière est 2011
Source: Environnement et Changement climatique Canada

Figure 2. Moyennes mobiles sur neuf ans des anomalies des précipitations saisonnières (par rapport aux moyennes saisonnières de la période 1961-1990) pour le bassin des Grands Lacs par comparaison à la période des observations (1948-2015). Veuillez remarquer que la moyenne pour un intervalle particulier de neuf ans est centrée sur l'année du milieu, ce qui signifie que la première année pour laquelle la moyenne mobile peut être définie est 1952 et que la dernière est 2011
Source: Environnement et Changement climatique Canada

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

(pas de nouvelles données pour CÉÉGL 2019)

Classement	Année	Anomalie en %
1	2008	21,5
2	1985	18,1
3	2013	17,9
4	2014	16,0
5	1996	15,3
6	1977	11,2
7	2004	10,2
8	1995	10,0
9	1988	9,9
10	2001	9,3

Tableau 1. Les 10 années au cours desquelles les précipitations annuelles ont été les plus abondantes (anomalies au-dessus de la moyenne pour la période 1961-1990, en pourcentage) dans le bassin des Grands Lacs
Source: Environnement et Changement climatique Canada

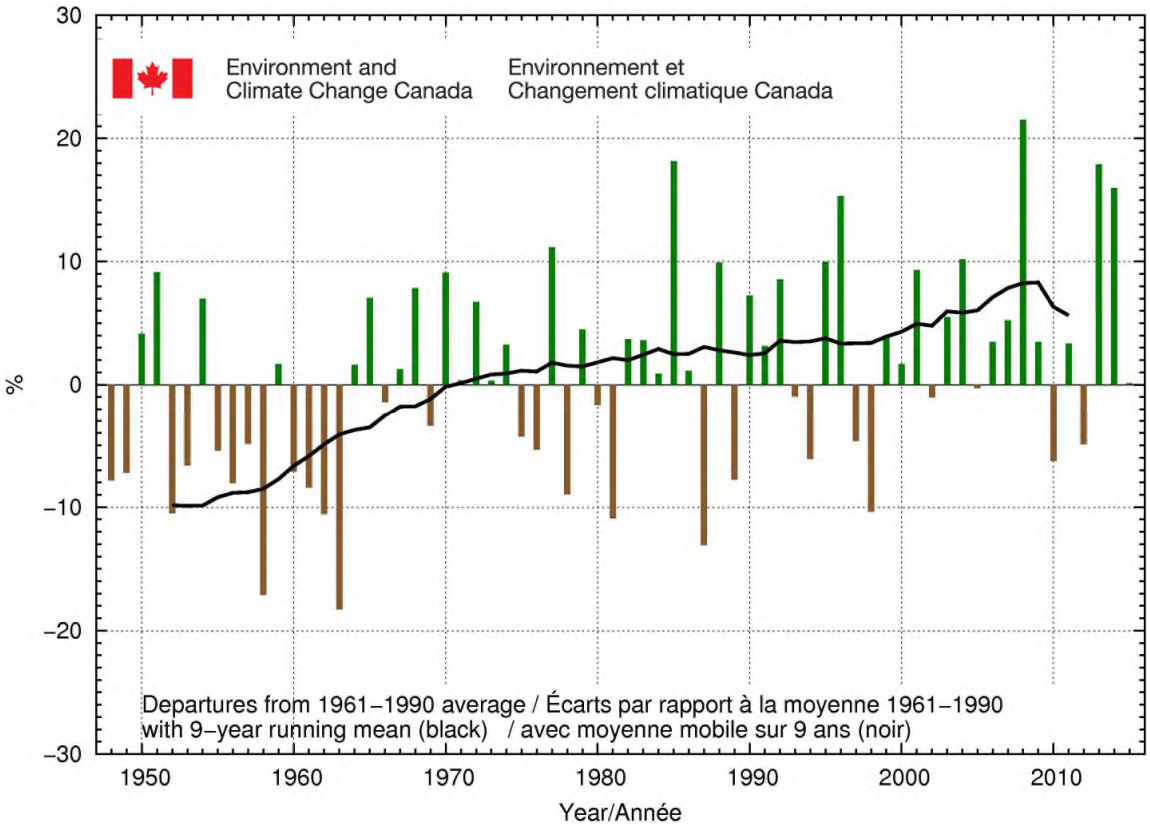


Figure 1. Anomalies des précipitations annuelles (écarts par rapport à la moyenne de la période 1961-1990) pour le bassin des Grands Lacs par comparaison à la période 1948-2015. Veuillez remarquer que la moyenne pour un intervalle particulier de neuf ans est centrée sur l'année du milieu, ce qui signifie que la première année pour laquelle la moyenne mobile peut être définie est 1952 et que la dernière est 2011
Source: Environnement et Changement climatique Canada

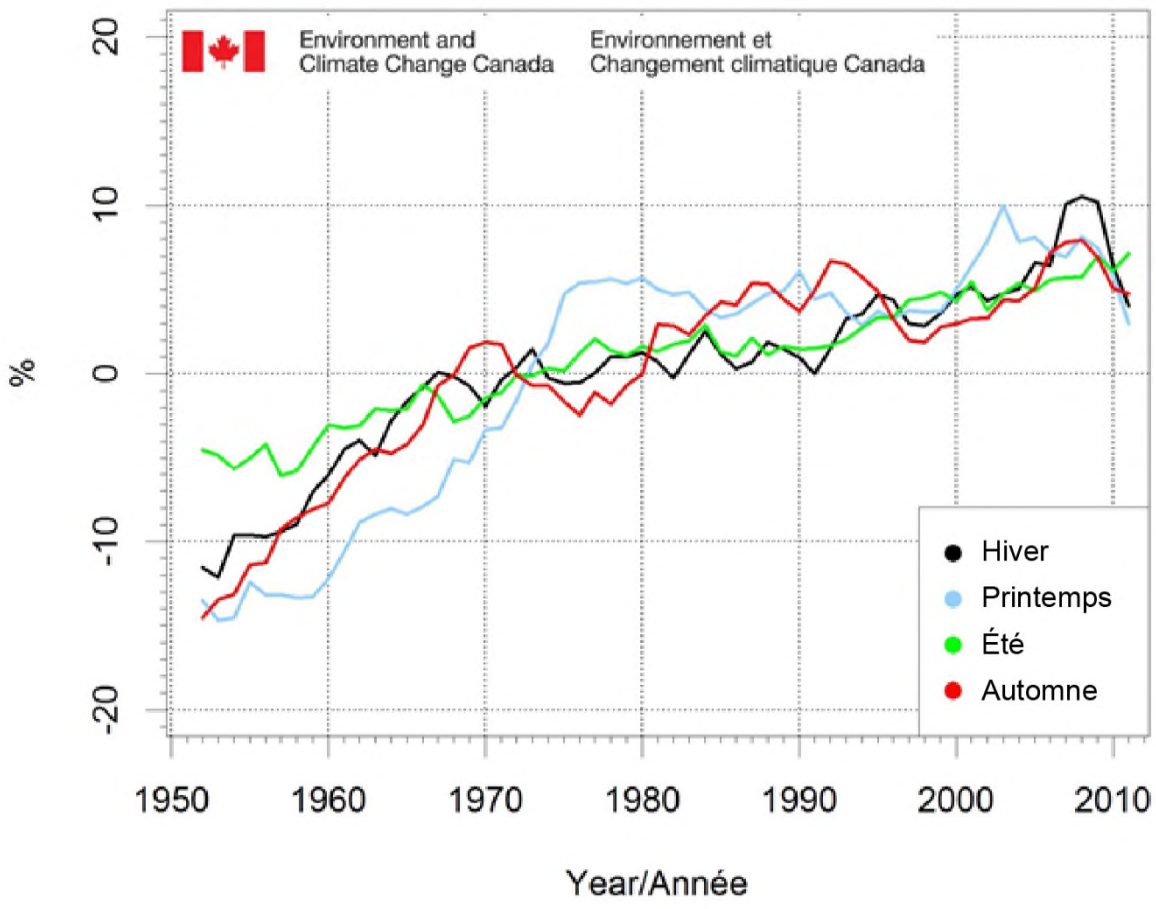


Figure 2. Moyennes mobiles sur neuf ans des anomalies des précipitations saisonnières (par rapport aux moyennes saisonnières de la période 1961-1990) pour le bassin des Grands Lacs par comparaison à la période des observations (1948-2015). Veuillez remarquer que la moyenne pour un intervalle particulier de neuf ans est centrée sur l'année du milieu, ce qui signifie que la première année pour laquelle la moyenne mobile peut être définie est 1952 et que la dernière est 2011
Source: Environnement et Changement climatique Canada

Sous-indicateur : Niveaux d'eau

Évaluation globale
Tendances :
Tendance sur 10 ans (2008-2017) : Inchangée ou à la hausse, selon le lac
Tendance sur 30 ans (1988-2017) : Inchangée
Tendance à long terme (1918-2017) : Inchangée ou à la hausse, selon le lac
Justification : La dynamique des niveaux d'eau à l'échelle du bassin pour la période d'enregistrement de 1918 à 2017 a été ponctuée par une baisse importante à la fin des années 1990, des niveaux moyens mensuels faibles qui persistaient et qui ont atteint un plancher record dans les lacs Supérieur (août et septembre 2007) et Michigan-Huron (décembre 2012 et janvier 2013), une hausse record pour les lacs Supérieur et Michigan-Huron entre janvier 2013 et décembre 2014, une hausse record pour le lac Ontario de mai à juillet 2017, et un niveau généralement au-dessus de la moyenne de 2014 à 2017 dans les lacs Supérieur, Michigan-Huron et Érié. Les données sur le niveau d'eau des Grands Lacs sont consignées depuis les années 1800. Toute évaluation des tendances temporelles dépend de la période sélectionnée parmi les enregistrements historiques. Aux fins de la présente analyse, une méthode fondée sur les anomalies ou sur les écarts a été utilisée afin de comparer les tendances sur 10 ans, sur 30 ans et à long terme (1918-2017) pour chacun des lacs. Il est difficile de dégager une seule tendance significative sur la période d'enregistrement pour tous les lacs, puisque des conditions particulières à chacun influent sur leur niveau d'eau. Ainsi, il est apparu plus utile d'analyser chaque lac séparément pour évaluer les changements écologiques causés par la variation du niveau d'eau. La période de référence choisie pour fins de comparaison s'étalait de 1918 à 1990, afin de concorder avec celle des autres sous-indicateurs de l'*État des Grands Lacs*. Cela dit, dans l'avenir, il serait préférable de surveiller en continu les niveaux d'eau afin de distinguer les tendances et d'obtenir des résultats exacts, puisque les délais de réponse des niveaux aux variations des données climatiques sont beaucoup plus longs que ceux d'autres sous-indicateurs climatiques. Une tendance à la hausse significative, comparativement à la période de référence, a été observée au cours des 10 dernières années pour tous les lacs, sauf le lac Ontario. Toutefois, la prudence est de mise à l'égard d'une tendance établie sur une aussi brève période, puisqu'il y a une possibilité raisonnable qu'elle ne se poursuive pas. Pour la période de 100 ans s'étalant de 1918 à 2017, seuls les lacs Érié et Ontario montrent une tendance à la hausse statistiquement significative du niveau d'eau.

Les définitions s'appliquant à l'évaluation de la situation et des tendances suivent la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur (y compris la rivière Ste-Marie)
Tendance sur 10 ans (2008-2017) : À la hausse
Tendance sur 30 ans (1988-2017) : Inchangée
Tendance à long terme (1918-2017) : Inchangée
Justification : La régularisation des débits sortants du lac Supérieur a eu quelques incidences sur le niveau d'eau du lac depuis 1916. Cependant, les facteurs hydrologiques naturels – tels que les précipitations, le ruissellement et l'évaporation – continuent de déterminer ce niveau. En outre, l'eau du bassin versant de la baie d'Hudson est déviée dans le lac Supérieur depuis 1939. Les moyennes annuelles et mensuelles du lac Supérieur sont demeurées principalement sous les normales (période d'enregistrement débutant en 1918) entre 1999 et 2013. Néanmoins, en 2013 et 2014, le niveau du lac Supérieur s'est élevé très rapidement et a dépassé les valeurs moyennes au milieu de 2014, pour s'établir à quelques centimètres seulement sous les maximums records vers la fin de 2017. La hausse de 2013 et 2014 était la plus importante observée sur une période de deux ans, selon les données historiques (1918-2017). Même si le niveau du lac Supérieur est plus élevé qu'il l'était dans les derniers rapports de l'*État des Grands Lacs*, il est difficile de déterminer si la hausse est attribuable à une variation interannuelle des conditions climatiques, ou si elle indique une tendance à long terme. Ni la tendance sur 30 ans ni la tendance à long terme n'a montré aucun mouvement significatif par rapport à la période de référence.

La tendance à la hausse sur 5 ans dont il est question dans le rapport de 2017 est semblable à la tendance à court terme sur 10 ans, sous l'effet des niveaux inférieurs à la moyenne entre 1999 et le milieu de 2014 et de la hausse supérieure

à la moyenne du milieu de 2014 à aujourd'hui. Les tendances sur 30 ans et à long terme sont passées de « à la baisse » à « inchangée » dans l'analyse de 2017, ce qui est probablement attribuable aux niveaux d'eau plus élevés dans la période récente. Il est à remarquer que cette évolution de la tendance d'une analyse à l'autre n'est pas surprenante, vu la variabilité interannuelle et même pluriannuelle des niveaux d'eau, entre périodes de basses eaux et périodes de hautes eaux. Les fluctuations aux échelles spatiales plus fines (comme la rivière Ste-Marie) n'ont pas été prises en compte dans la présente analyse. De manière générale, on suppose qu'un niveau élevé du lac Supérieur grossira le débit de la rivière Ste-Marie. Toutefois, les effets particuliers dans les voies interlacustres pour ce qui est des hauteurs d'eau, des vitesses et des périmètres mouillés devraient faire l'objet d'études plus approfondies.

Lac Michigan-Huron
Tendance sur 10 ans (2008-2017) : À la hausse
Tendance sur 30 ans (1988-2017) : Inchangée
Tendance à long terme (1918-2017) : Inchangée
Justification : Du point de vue hydrologique, les lacs Michigan et Huron, reliés par le détroit de Mackinac, sont généralement considérés comme un seul système lacustre, désigné sous le nom de « lac Michigan-Huron ». Ses niveaux annuels et mensuels moyens étaient principalement inférieurs aux normales entre la fin des années 1990 et la fin de 2014. Cela dit, dans la foulée d'une hausse record amorcée au début de 2013, les niveaux d'eau ont dépassé les normales et sont demeurés bien au-dessus de la moyenne à la fin de 2017. Même si les niveaux du lac Michigan-Huron sont plus élevés comparativement à ceux du dernier rapport, il est difficile de déterminer si la tendance sur 10 ans se poursuivra, en raison de la variabilité interannuelle des conditions climatiques et des cycles hydrologiques régionaux. Les tendances sur 30 ans et à long terme ne suggèrent aucune tendance significative à long terme comparativement à la période de référence.

Par ailleurs, aucune tendance significative n'a été signalée durant la période d'analyse de 5 ans dans le rapport de 2017. Cependant, les tendances sur 10 ans qui figurent dans la présente analyse sont à la hausse, en raison des niveaux sous la moyenne des années 2000, qui ont été suivis par une hausse rapide des niveaux d'eau entre 2013 et 2017. La tendance sur 30 ans décrite dans le rapport de 2017 indique une baisse des niveaux, aussi observée dans celui de 2019. Or, cette tendance n'était pas statistiquement significative (P=0,09).

Lac Érié
Tendance sur 10 ans (2008-2017) : À la hausse
Tendance sur 30 ans (1988-2017) : Inchangée
Tendance à long terme (1918-2017) : À la hausse
Justification : Les moyennes mensuelles et annuelles des niveaux d'eau du lac Érié ont fluctué au-dessus et en dessous des normales de la dernière décennie, y compris de 2011 à 2015. Néanmoins, la période de 10 ans qui s'est terminée en 2017 montre une tendance à la hausse par rapport à la période de référence. Pourtant, le niveau du lac Érié (contrairement à ceux des lacs Supérieur et Michigan-Huron en 2012 et 2013) n'a pas approché les minimums record annuels et mensuels au cours de cette période. Il est intéressant de signaler que le niveau du lac Érié a grimpé de façon spectaculaire en 2011 (en raison de la hausse généralisée des précipitations annuelles) pour ensuite diminuer (à compter de décembre 2011) pendant 10 mois consécutifs. Comparée à l'analyse sur 5 ans de 2017, qui n'a révélé aucun changement significatif, l'analyse sur 10 ans du présent rapport révèle une importante tendance à la hausse. Pour ce qui est de l'analyse sur 30 ans de chaque rapport, celle de 2017 indique une tendance à la baisse, alors que la tendance calculée en 2019 ne montre aucun changement significatif. Les conditions plus humides des dernières années pourraient expliquer la différence. Dans les rapports de l'*État des Grands Lacs* de 2017 et de 2019, les tendances sur 100 ans montrent une tendance à la hausse significative. Cela dit, aucun indicateur ne présage que les conditions humides perdureront.

Lac Ontario (y compris le fleuve Saint-Laurent)
Tendance sur 10 ans (2008-2017) : Inchangée
Tendance sur 30 ans (1988-2017) : Inchangée
Tendance à long terme (1918-2017) : À la hausse
Justification : La régularisation du débit sortant du lac Ontario influe sur le niveau du lac et sur celui du fleuve Saint-Laurent depuis 1960. Cependant, les facteurs hydrologiques naturels – tels que les précipitations, le ruissellement et l'évaporation – déterminent toujours les niveaux. De manière générale, l'amplitude des fluctuations et la variabilité interannuelle du niveau du lac Ontario ont diminué depuis la régularisation. Un nouveau plan de régularisation des eaux (Plan 2014) a été mis en œuvre au début de 2017, et on s'attend à ce qu'il mène à une amplitude des fluctuations analogue à celle donnée par le plan de régularisation précédent, mais à une augmentation de la variabilité du niveau qui se rapproche des conditions naturelles, selon les apports d'eau historiques. Cette variation plus naturelle du niveau

du lac devrait améliorer la qualité des habitats dans les milieux humides pour de nombreuses espèces de la faune et de la flore. Les effets du Plan 2014 dans la présente analyse sont considérés comme négligeables, puisqu'il a été mis en œuvre en 2017 seulement et que les précipitations ont atteint un sommet à ce moment-là, ce qui fait que le niveau a plutôt été le résultat des précipitations que des variations de débit entraînées par le Plan. Malgré les maximums records enregistrés en 2017, les tendances de niveau à court, moyen et long terme n'ont pas changé entre le rapport de 2017 et celui de 2019.

Définitions de l'évaluation de la situation
Les renseignements sur le climat de la série d'indicateurs de l'*État des Grands Lacs* ne sont pas évalués de la même manière que d'autres sous-indicateurs. Par exemple, l'écosystème s'est adapté aux étiages et aux crues et a besoin de hautes et de basses eaux, et aucune de ces deux situations ne peut être considérée comme bonne ou mauvaise. Cela dit, les périodes prolongées de niveaux élevés ou faibles peuvent stresser l'écosystème. Ainsi, les tendances climatiques dans les rapports portant sur les quantités de précipitations sur les Grands Lacs, les températures de l'eau de surface, la couverture de glace et les niveaux d'eau sont évaluées comme étant « à la hausse », « inchangée » ou « à la baisse » au cours d'une période définie.

Définitions de l'évaluation de la tendance
Les rapports des tendances se fondaient sur les comparaisons des niveaux d'eau moyens annuels et à long terme pour chaque lac de 1918 à 1990. Les anomalies étaient calculées entre les niveaux d'eau moyens, et une ligne de tendance a été établie en appliquant un modèle linéaire aux données sur les anomalies. Le degré de signification de la tendance était déterminé selon les valeurs P du modèle linéaire. Cette méthode s'avère plutôt simple, et on pourrait envisager des méthodes plus élaborées à l'avenir. Une tendance était considérée comme significative lorsque la probabilité d'occurrence était inférieure à 0,05 ($P<0,05$) (tableau 1). L'analyse s'est montrée assez sensible à la période d'analyse (1918-2017), ce qui n'est pas étonnant vu la variabilité interannuelle et pluriannuelle des niveaux d'eau des Grands Lacs. La période de 1918 à 2017 a été sélectionnée comme période d'analyse, car les données s'y rapportant ont été coordonnées à l'échelle internationale par le Comité de coordination des données hydrauliques et hydrologiques de base sur les Grands Lacs, et elles ont été obtenues par un réseau de jauges dans chaque lac. Des données pour la période de 1860 à 1917 sont disponibles, mais elles n'ont pas été prises en compte, car elles ont été calculées à partir de seulement une jauge dans chacun des lacs. L'utilisation d'une seule jauge pour représenter les moyennes de tous les lacs ne peut pas rendre compte des variations de niveau d'eau. Néanmoins, une analyse des données de la période de 1860 à 2017 a été réalisée, et des changements dans les tendances à long terme ont été observés (tendance à la baisse significative pour le lac Michigan-Huron, et situation inchangée pour les lacs Érié et Ontario). Cette analyse indique la sensibilité de l'analyse à la période d'enregistrement choisie. En plus des tendances calculées, la figure 1 présente une ligne qui montre la moyenne mobile des anomalies sur 10 ans.

À la hausse : une ligne de tendance des anomalies ascendante de $P < 0,05$ indique que les niveaux d'eau sont en hausse par rapport au niveau de référence.
Inchangée : une ligne de tendance des anomalies de $P > 0,05$ indique qu'il n'y a aucune tendance statistiquement significative.
À la baisse : une ligne de tendance des anomalies descendante de $P < 0,05$ indique que les niveaux d'eau sont en diminution par rapport au niveau de référence.
Indéterminée : les données ne sont pas suffisantes pour signaler une tendance.

Paramètres et cibles
De manière générale, on considère que les fluctuations naturelles du niveau d'eau contribuent à un écosystème sain. Ainsi, aucun paramètre et aucune cible ne seront élaborés pour ce sous-indicateur. En effet, aucun paramètre n'est nécessaire pour les rapports des sous-indicateurs climatiques. L'écosystème s'adapte aux périodes de niveaux d'eau faible et élevée – c'est le prolongement d'une de ces deux périodes qui pose problème.

Raison d'être du sous-indicateur
- Le présent sous-indicateur permet de suivre les tendances saisonnières, annuelles et à long terme (c.-à-d. décennales) des niveaux d'eau moyens de chacun des Grands Lacs.
- Le sous-indicateur des niveaux d'eau sert à appuyer la catégorie des changements climatiques, ainsi que le 9e objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs (AQEGL), et ses annexes portant sur les changements climatiques, l'aménagement panlacustre, et les habitats et les espèces.

Objectif pour l'écosystème
Les fluctuations des niveaux d'eau ont des incidences considérables sur les milieux des Grands Lacs et sur les

communautés biologiques qui y vivent. Les effets de ces fluctuations sur les écosystèmes riverains (en particulier les milieux humides côtiers) sont largement attestés et mettent en évidence les autres liens importants (mais moins visibles) entre la réaction de l'écosystème, l'intervention humaine et les changements climatiques.

Ce sous-indicateur appuie le mieux le travail réalisé pour atteindre le 9e objectif général de l'AQEGL de 2012, selon lequel l'eau devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

Mesure

Le sous-indicateur des niveaux d'eau mesure :

1. La variation du niveau d'eau à long terme : évaluation des tendances concernant les anomalies des moyennes annuelles du niveau par rapport à la période de référence de 1918 à 1990 pendant la période d'enregistrement pour chacun des Grands Lacs (données de 1918 à 2017).

Les mesures du sous-indicateur sont calculées à partir des estimations des niveaux d'eau moyens de tous les lacs, d'après les mesures des jauges depuis 1918. Le réseau officiel de jauges de chaque lac sert de base aux mesures des moyennes mensuelles coordonnées à l'échelle internationale. On dispose aussi des niveaux moyens panlacustres depuis 1860, année où au moins une jauge (la « jauge maîtresse ») a été installée le long du littoral de chacun des Grands Lacs. Les mesures utilisées se fondent sur la moyenne mensuelle du niveau d'eau, enregistrée par les jauges entre 1918 et 2017.

Une méthode fondée sur les anomalies permet de faire état des tendances climatiques des sous-indicateurs (niveaux d'eau, précipitations, couverture de glace, températures des eaux de surface); elle a été mise en œuvre pour les rapports de l'*État des Grands Lacs* de 2019.

La méthode consiste à définir une période de référence et à y comparer les données (période d'enregistrement entière) pour déceler les « anomalies » ou les « écarts » par rapport à la moyenne. Les périodes de référence sélectionnées dans les rapports ne vont pas plus loin que 1990, puisqu'on s'attend à ce que les effets accélérés des « changements climatiques » se manifestent après cette année. La longueur des périodes de référence varie pour les quatre rapports, mais comprend au moins 15 années de données fiables et exhaustives pour calculer les valeurs de base. La période de référence sélectionnée pour le sous-indicateur des niveaux d'eau est de 1918 à 1990, car on considère que les données de cette période sont fiables, en plus d'être coordonnées entre le Canada et les États-Unis. Cela dit, l'analyse se montre peu sensible à la période de référence choisie.

Auparavant, les tendances à la hausse ou à la baisse présentées dans les rapports des tendances climatiques de l'*État des Grands Lacs* tenaient compte de la période historique d'enregistrement et du mouvement à long terme. Une comparaison de vérification a été faite en appliquant les anciennes méthodes et la méthode fondée sur les anomalies aux mêmes ensembles de données. Les résultats obtenus ont été similaires, ce qui indique que toute différence observée dans les tendances comparées aux anciens rapports s'explique par les données ajoutées en 2016 et en 2017. La moyenne mobile des données sur 10 ans a été fournie pour assurer la cohérence avec les autres sous-indicateurs et pour permettre une comparaison générale.

État de l'écosystème

Les variations des niveaux d'eau des Grands Lacs surviennent à diverses échelles temporelles, des fluctuations horaires aux changements qui se manifestent sur des centaines, voire des milliers d'années. La plupart des variations mensuelles et interannuelles observées depuis 150 ans découlent de modifications du cycle hydrologique des Grands Lacs, qui est influencé par des facteurs naturels et anthropiques et par des tendances climatiques à long terme (Baedke et Thompson, 2000; Booth et Jackson, 2003). Les fluctuations de niveau n'ont pas que des répercussions sur les rives inondées, et donc sur la superficie des milieux accessibles et de qualité, mais aussi sur les processus complexes et dynamiques des lacs. Les effets des variations du niveau d'eau sur les milieux physiques dépendent d'interrelations complexes entre de nombreux facteurs (érodabilité des substrats riverains, apport sédimentaire, pratiques de gestion du littoral, etc.). Plusieurs littoraux des Grands Lacs sont dynamiques, sous l'effet sélectif de l'érosion et de l'accrétion, qui jouent un rôle important dans la création des milieux. D'autres zones, constituées de substrats rocheux naturels ou de structures artificielles ont un faible potentiel d'érosion et donc un moindre apport sédimentaire pour remplacer les caractéristiques susceptibles de s'éroder. Des niveaux d'eau élevés peuvent éroder davantage les littoraux formés de substrats meubles, puisque l'énergie des vagues attaque plus haut les rives moins stables. Cela dit, les sédiments apportés par l'érosion jouent un rôle important pour le maintien des caractéristiques dynamiques des littoraux, tels que les plages et les zones de graviers sous-marins. Lorsque les niveaux d'eau sont bas, l'effet des vagues a tendance à faire bouger les substrats meubles et à redistribuer les matériaux de la plage au

fil du temps. Lorsqu'on tient compte des effets environnementaux issus de la variation des niveaux d'eau, l'évolution des dynamiques des littoraux et les changements structuraux qui en découlent à court et à long terme doivent être pris en compte. De plus, l'effet de la variation des niveaux d'eau sur les pratiques d'aménagement du littoral (protection des ouvrages, sources de pollution de l'eau, dragage, travaux sous-marins) et sur l'évolution des milieux pourrait aussi être pris en compte.

Les conditions du niveau d'eau ont toujours varié, et continuent de varier considérablement d'un bassin à l'autre des Grands Lacs. Elles varient aussi dans le temps au cours de la période où les niveaux ont été enregistrés (de 1860 à aujourd'hui). Diverses modifications survenues dans les bassins hydrographiques des Grands Lacs et leurs voies interlacustres ont eu certains effets sur les niveaux d'eau, à des degrés divers, au cours des 100 dernières années, et il faut compter avec les incidences possibles des changements climatiques. Il est à remarquer que les effets des modifications anthropiques et les caractéristiques de débit du bassin des Grands Lacs n'ont pas été distingués dans la présente analyse, mais sont traités dans le rapport.

Le résumé qui suit rend compte des facteurs globaux qui influent sur l'équilibre hydrique des Grands Lacs (Neff et Killian, 2003) et, à terme, sur les niveaux d'eau, et aborde l'historique et la variabilité de ces niveaux.

Les facteurs naturels des variations à long terme des niveaux des Grands Lacs comprennent des processus environnementaux qui contribuent au débit entrant, au débit sortant et à l'emmagasinement. À de vastes échelles, les débits sont régis par des changements d'origine climatique qui jouent sur les composantes du cycle hydrologique, dont les précipitations, le ruissellement, l'évaporation et l'écoulement des voies interlacustres (débit entrant et sortant de chaque lac passant par la voie interlacustre en amont et celle en aval). Même s'il contribue de manière importante au cycle de l'eau, l'écoulement souterrain a vraisemblablement une incidence négligeable sur la variabilité à long terme du niveau d'eau, comparativement aux précipitations, au ruissellement et à l'évaporation.

L'ajustement isostatique glaciaire (AIG) est un autre facteur naturel qui influe sur la précision de la mesure des niveaux d'eau, ainsi que sur le périmètre mouillé des lacs et ses répercussions sur les milieux. L'AIG est la réaction de la croûte terrestre au retrait des glaciers continentaux qui exerçaient un poids sur la région (Wilcox et coll., 2007; EIGLA, 2009). Contrairement aux facteurs hydrologiques, les effets de l'AIG sur les niveaux d'eau varient d'un endroit à l'autre d'un lac. À certains endroits, le niveau d'eau semble monter, tandis qu'il semble baisser ailleurs. Ce phénomène biaise l'analyse des données historiques. Les erreurs de mesures entraînées par l'AIG sont réduites grâce à un ensemble de jauges représentatives disposées autour de chaque lac pour calculer le niveau moyen dans sa globalité et à la révision périodique du plan de référence pour mesurer le niveau. En plus d'introduire quelques erreurs de mesure, l'AIG modifie le périmètre mouillé des lacs au fil du temps : généralement, les zones septentrionales s'assèchent et les zones méridionales mouillées s'étendent. Les variations du périmètre mouillé ainsi provoquées ne sont pas expressément prises en considération dans la présente analyse. Néanmoins, à titre de comparaison, la zone septentrionale du lac supérieur s'élève à une vitesse verticale d'environ 50 cm par siècle, et une partie du littoral du sud-ouest du lac Michigan s'enfonce à une vitesse verticale d'environ 14 cm par siècle.

Le niveau du lac Supérieur est régularisé depuis 1916. Par son ordonnance d'approbation de 1914, la Commission mixte internationale (CMI) a créé le Conseil international de contrôle du lac Supérieur, à qui il a délégué la responsabilité de régulariser le débit du lac. Le Conseil a établi un plan de régularisation, qui a été révisé à plusieurs reprises. Le plan en vigueur cherche à équilibrer les niveaux du lac Supérieur et du lac Michigan-Huron.

Lorsque la CMI a approuvé le projet d'aménagement hydroélectrique entre Cornwall (Ontario) et Massena (État de New York), par son ordonnance d'approbation de 1952, on a commencé à régulariser le débit sortant du lac Ontario. Le premier plan de régularisation est entré en vigueur en 1960. La réduction qu'il a induite de la variabilité des niveaux d'eau a fait diminuer la diversité végétale des terres humides et les milieux qu'elles soutiennent (Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 2006).

La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis et le Service hydrographique du Canada mesurent les niveaux d'eau à plusieurs endroits le long du littoral des Grands Lacs et de leurs voies interlacustres. Plusieurs jauges du réseau hydrométrique actuel sont en service depuis 1918 seulement, tandis que d'autres fournissent des données depuis les années 1860 (parfois moins fiables).

Situation et tendances des niveaux d'eau des lacs

Les graphiques des anomalies du niveau d'eau par rapport à la période de référence (figure 1) montrent quelques similarités dignes d'intérêt. De manière générale, les niveaux ont été plus élevés à la fin des années 1920, au milieu

des années 1950 et du début des années 1970 au milieu des années 1990. Des étiages marqués sont survenus au milieu des années 1920, 1930 et 1960. Moins bien documentés, des bas niveaux ont aussi été observés à la fin des années 1890, après une longue période de niveaux élevés.

D'après les données historiques (figure 2), les niveaux d'eau semblent osciller dans une plage donnée, mais les données préhistoriques indiqueraient une amplitude plus large (Brown et coll., 2012). On sait mal comment les changements climatiques – en particulier en ce qui touche les précipitations, le ruissellement et l'évaporation – jouent sur les apports nets en eau du bassin et sur les niveaux et les débits dans la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. Les modèles climatiques les plus récents indiquent qu'à l'avenir, les niveaux se situeront probablement au-dessus et au-dessous des normales, mais rien n'indique que la moyenne à long terme changera beaucoup.

Autres échelles spatiales

Ce rapport ne tient pas compte des fluctuations du niveau d'eau à des échelles spatiales plus fines (y compris les fluctuations du lac Sainte-Claire).

Liens avec les autres sous-indicateurs

Les niveaux d'eau des Grands Lacs sont liés à divers autres sous-indicateurs. Le cycle hydrologique naturel en est le facteur déterminant. Les composantes principales du cycle sont les précipitations et le ruissellement dans le bassin hydrographique, et l'évaporation à la surface du lac. Le couvert de glace et la différence de température entre l'air et l'eau en surface influent beaucoup sur l'évaporation. Les taux d'évaporation les plus élevés sont enregistrés en automne et en hiver, lorsque les lacs sont libres de glace. Les liens avec les autres sous-indicateurs sont complexes, et des efforts sont déployés pour mieux les quantifier. Les variations de niveau des Grands Lacs sont aussi liées aux processus côtiers (interrelation entre le niveau du lac, l'effet des vagues, l'apport et le transport des sédiments selon le substrat des rives) et aux pratiques de gestion du littoral (protection, dragage, endiguement, remblayage).

Liens

- Sous-indicateurs des milieux humides côtiers (invertébrés, poissons, oiseaux, amphibiens, végétaux et échelle et composition de ces milieux) – le niveau d'eau influe beaucoup sur les milieux humides côtiers non endigués et joue un rôle fondamental dans toute analyse des tendances évolutives des milieux humides.
- Phytoplancton, zooplancton, benthos, *Diporeia*, poissons-proies, touladi, doré jaune, esturgeon jaune et oiseaux aquatiques coloniaux et piscivores – le niveau d'eau joue sur le milieu offrant de la nourriture, un abri et des couloirs de déplacement.
- Couverture de glace – les taux d'évaporation sont en partie liés à la couverture de glace en hiver.
- Température des eaux de surface – la couverture de glace et l'évaporation sont liées à la température de surface.
- Quantités de précipitation – liées au niveau des lacs, puisqu'il s'agit de la source d'eau du bassin hydrographique des Grands Lacs.
- Instabilité des affluents – liée au niveau des lacs, puisque les affluents alimentent le lac.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée, et il est possible d'en retracer l'origine.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues aux États-Unis sont comparables aux données obtenues au Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont connues et se situent dans les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données

Les données sur les niveaux d'eau à long terme des Grands Lacs sont fondées sur un ensemble de mesures coordonnées à l'échelle internationale provenant des stations de jaugeage du littoral; elles sont explicitement destinées à être

comparables aux États-Unis et au Canada. Les problèmes concernant l'intégrité du réseau de surveillance sont normalement pris en charge par les organismes fédéraux qui participent au Comité de coordination des données hydrologiques et hydrauliques de base des Grands Lacs. Les perturbations à court terme du système climatique régional pourraient être le facteur qui joue le plus dans l'interprétation des indicateurs du niveau d'eau. Par exemple, le puissant épisode El Niño de l'hiver 1997-1998 a coïncidé avec une diminution extrême du niveau d'eau pour la période d'enregistrement (1918-2017), et l'hiver particulièrement froid de 2013-2014 et les précipitations abondantes sur tout le bassin en 2017 ont coïncidé avec des crues extrêmes pour la période d'enregistrement.

Renseignements supplémentaires

Le maintien et le fonctionnement du réseau de surveillance des niveaux d'eau des Grands Lacs sont essentiels à la compréhension du bilan hydrique de la région et constituent actuellement une mission régionale de première importance pour le National Ocean Service de la NOAA aux États-Unis et pour le Service hydrographique du Canada de Pêches et Océans Canada. La synthèse et la communication des données sur les moyennes de niveau à l'échelle des lacs sont coordonnées par le Comité de coordination des données hydrologiques et hydrauliques de base des Grands Lacs, qui est un partenariat régional mené par le United States Army Corps of Engineers (USACE) et Environnement et Changement climatique Canada. Il importe que le réseau de surveillance poursuive ses activités afin de prévoir les changements à venir dans les Grands Lacs.

La présente analyse fournit des indications sur les tendances du niveau d'eau selon différentes échelles temporelles, et il existe des dizaines, sinon des centaines, de liens importants avec les tendances du climat régional, le commerce (navigation commerciale, capacité hydroélectrique), les écosystèmes et la santé humaine. Ces liens sont décrits plus clairement par d'autres indicateurs de l'écosystème (intégrité du littoral, milieux humides côtiers et couverture de glace, par exemple), et les analyses à venir devraient continuer de les faire ressortir.

Une méthode fondée sur les anomalies a été sélectionnée pour ce sous-indicateur afin d'assurer la cohérence du rapport et parce qu'elle décrit de manière plus représentative l'état d'une variable écosystémique dont la valeur type n'est pas nécessairement connue de tous. Elle permet aussi de comparer facilement l'état des variables qui ne sont pas forcément semblables, comme les précipitations durant différentes saisons ou divers emplacements géographiques. Puisque la moyenne de la période de référence est constante, les tendances déterminées d'après les anomalies sont identiques aux tendances déterminées d'après les données d'origine. La méthode fondée sur les anomalies aide à mettre les plus longues périodes d'enregistrement en contexte et à comparer les données historiques aux variations plus récentes qui surviennent dans l'écosystème. Cette méthode fournit d'autres renseignements révélateurs, en déterminant si les écarts ou les extrêmes augmentent ou diminuent durant les différentes périodes, ce qui sert à signaler les changements climatiques récents et leurs effets sur les Grands Lacs.

La variation du niveau d'eau sur diverses échelles temporelles peut servir d'indice des modifications importantes de la météo et du climat de la région, et indiquer l'influence anthropique (dont la régulation des débits sortants des lacs Supérieur et Ontario). C'est aussi un indicateur important des effets possibles sur les écosystèmes côtiers, la capacité hydroélectrique et d'autres facteurs socioéconomiques.

Le niveau d'eau de chacun des Grands Lacs a un caractère saisonnier marqué : il s'élève au printemps (en raison des précipitations accrues, de la fonte des neiges et de la diminution de l'évaporation) jusqu'à atteindre un sommet au milieu de l'été. Il diminue le reste de l'été et l'automne (surtout en raison de l'accroissement des taux d'évaporation et de la réduction du ruissellement), puis atteint un creux au début de l'hiver. Le déplacement persistent du moment du maximum ou du minimum saisonnier peut être le signe que le bilan hydrique régional se modifie (dans la durée et l'ampleur des précipitations, le débit des affluents et l'évaporation, notamment) et fournit un aperçu des effets possibles sur les plantes aquatiques et les milieux de frai des poissons, et d'autres aspects sensibles de l'écosystème côtier.

Une augmentation croissante de l'ampleur des hausses printanières pourrait refléter l'instabilité accrue des volumes apportés par les affluents, alors que les périodes de moindre baisse à l'automne pourraient témoigner de températures de l'eau plus froides et de taux d'évaporation réduits. Ces facteurs déterminants du bilan hydrique rendent compte des variations du système climatique régional et ont des incidences importantes sur l'ampleur des hausses et des baisses saisonnières, et sur les effets pour les écosystèmes côtiers. L'évolution à long terme des niveaux d'eau des Grands Lacs se manifeste généralement par des modifications persistantes au-dessus ou au-dessous de la moyenne au printemps et à l'automne. Par exemple, les augmentations systématiques du niveau à long terme sont souvent entraînées par un ruissellement régulièrement au-dessus de la moyenne au printemps, et des taux d'évapora-

tion sous de la moyenne à l'automne. L'ampleur de la hausse et de la baisse saisonnière (au cours d'une année donnée) a des répercussions importantes sur les activités récréatives et la conception des infrastructures côtières, en plus d'influer sur la phénologie biologique et l'échange eau-sédiment de nutriments.

Les différences entre les niveaux d'eau de chaque lac peuvent suivre un schéma relativement constant et prévisible; les anomalies peuvent suggérer un déséquilibre du bilan hydrique régional, des modifications physiques dans les voies interlacustres, ou des effets visibles de l'ajustement isostatique sur les niveaux enregistrés.

Des changements anthropiques au cours des 100 dernières années ont influé sur les niveaux des Grands Lacs, outre les effets possibles des changements climatiques : dérivation de cours d'eau entre bassins hydrographiques (dérivations des rivières Long Lac et Ogoki, qui ont détourné les eaux du bassin de la baie James vers celui du lac Supérieur, et celle de la rivière Chicago, qui a détourné les eaux du lac Michigan et de la rivière Mississippi), canalisation (canal Welland), dragage (réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit, pour la navigation maritime), évolution des plans de régularisation (du lac Supérieur depuis 1916 et u lac Ontario depuis 1960). Aucune analyse particulière n'a été entreprise pour distinguer les influences.

La modification des niveaux d'eau des Grands Lacs, qu'elle soit due aux activités humaines ou aux changements climatiques, fournit une clé importante pour évaluer les vulnérabilités écologiques éventuelles. Les interactions entre les composantes de l'écosystème et les niveaux d'eau – ainsi que les autres variables climatiques – sont extrêmement complexes; leur étude est une science en évolution. La science de l'évaluation des écosystèmes progressant, les méthodes des critères de seuil critique devraient continuer d'être envisagées pour évaluer les effets possibles de la variation des niveaux d'eau. On pourrait envisager des seuils critiques pour les niveaux d'eau des lacs et tâcher de comprendre à une échelle plus fine les profondeurs et les vitesses d'écoulement des voies interlacustres (rivière Ste-Marie, rivières Détroit et Sainte-Claire, rivière Niagara et fleuve Saint-Laurent).

Les auteurs conviennent avec ceux des précédentes éditions de l'*État des Grands Lacs* que les prochains rapports pourraient se concentrer sur les liens explicites entre la variabilité du niveau d'eau, les processus côtiers et la réaction de l'écosystème. Étant donné les profils de niveau des 10 dernières années, l'occasion pourrait être bonne de mieux comprendre ces liens lorsque les données sur l'hydrologie, les processus côtiers et l'écologie seront connues – si elles le sont.

Le réseau de surveillance des niveaux d'eau des Grands Lacs à long terme est fiable; c'est un élément essentiel de la mission opérationnelle des organismes fédéraux des États-Unis et du Canada. À court terme, les deux organismes coopèrent à une mise à jour importante du Système de référence international des Grands Lacs (SRIGL), en fonction duquel la hauteur de l'eau de surface de tous les Grands Lacs est mesurée. Il sera important pour l'inférence des niveaux dans l'avenir de tenir compte des modifications au SRIGL. D'autres technologies pour surveiller les élévations de l'eau de surface, y compris les télémesures satellitaires, sont disponibles et continueront de l'être. Toutefois, il est peu probable (du moins à court terme) qu'elles remplacent les données à long terme fournies par le réseau de jauges du littoral.

Voici des exemples de mesures à envisager dans l'avenir :

1. Période du minimum et du maximum saisonnier du niveau d'eau : évaluation des changements au fil du temps du mois où surviennent le maximum et le minimum saisonniers. (Données de la fin des années 1990 à 2017.)
2. Ampleur de la hausse et de la baisse saisonnière : évaluation des tendances temporelles de l'ampleur de la hausse printanière, et de la baisse automnale. (Données de la fin des années 1990 à 2017.)
3. Différences du niveau d'eau lac par lac : évaluation des tendances à long terme des différences entre les moyennes mensuelles de niveau de chaque lac et des moyennes mensuelles de niveau du lac en aval. (Données de 1918 à 2017.)
4. Changements des processus côtiers des Grands Lacs, y compris des variations des niveaux d'eau, accompagnés de leurs effets sur la structure des milieux.
5. Les conclusions du présent rapport se fondent sur les meilleures données connues au moment de la rédaction (1918-2017). Il est à remarquer que les lacs Érié et Ontario ont atteint des valeurs élevées pour la période d'enregistrement, et que les valeurs des lacs Supérieur et Michigan-Huron étaient égales ou supérieures aux valeurs saisonnières maximales de la période d'enregistrement à la fin du printemps et à l'été 2019. Ces valeurs n'étaient pas connues au moment d'établir les résultats; les tendances devront donc être réévaluées au fur et à mesure que les données seront obtenues.

Remerciements
Auteurs :
Lauren Fry, United States Army Corps of Engineers (USACE), 477, avenue Michigan, Détroit, Michigan, 48226. Lauren.M.Fry@usace.army.mil.
Deanna Apps, United States Army Corps of Engineers (USACE), 477, avenue Michigan, Détroit, Michigan, 48226. Deanna.Apps@usace.army.mil.
Derrick Beach, Environnement et Changement climatique Canada, 867, Lakeshore Road, Burlington, Ontario. Derrick.Beach@canada.ca.

Collaborateurs :
Wendy Leger, Environnement et Changement climatique Canada
Jacob Bruxer, Environnement et Changement climatique Canada
John Allis, United States Army Corps of Engineers (USACE)
Keith Kompoltowicz, United States Army Corps of Engineers (USACE)
Les auteurs aimeraient rendre compte de l'utilisation de l'*État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique*, dont l'auteur est Drew Gronewold, de l'Université du Michigan.

Sources d'information

Ausable Bayfield Conservation Authority (1994). Shoreline Management Plan.

Ausable Bayfield Conservation Authority (2016). Shoreline Management Plan Update.

Assani, A.A. (2016). Analysis of the impacts of man-made features on the stationarity and dependence of monthly mean maximum and minimum water levels in the Great Lakes and St. Lawrence River of North America. Water, 2016, 8, 485.

Assel, R.A., F.H. Quinn et C.E. Sellinger (2004). Hydroclimatic factors of the recent record drop in Laurentian Great Lakes water levels. BAMS, 85 (8), 1143-1151.

Baedke, S.J. et T.A. Thompson (2000). A 4,700-Year Record of Lake Level and Isostasy for Lake Michigan. Journal of Great Lake Research, 26 (4), 416-426.

Booth, R.K. et S.T. Jackson (2003). A high-resolution record of late-Holocene moisture variability from a Michigan raised bog, USA. Holocene, 13 (6), 863-876.

Brown, D. (2011). International Analysis of Implementing a new Water Level Regulation Plan or Building New Structures: White Paper #2 What are the Key International Institutional Requirements for Building New Regulatory or Compensatory Structures? Établi pour l'International Upper Great Lakes Study Adaptive Management Technical Work Group, 31 mars 2011.

Clites, A.H. et F.H. Quinn (2003). The history of Lake Superior regulation: Implications for the future. Journal of Great Lakes Research. 29 (1) 157-171.

Comité de coordination des données hydrauliques et hydrologiques de base des Grands Lacs. http://www.greatlakescc.org/wp36/fr/.

Conseil international du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent (2018). Conditions observées et régularisation du débit en 2017. Rapport présenté à la Commission mixte internationale.

Derecki, J.A. (1985). Effect of channel changes in the St. Clair River during the present century. Journal of Great Lake Research. 11 (3) : 201-207.

Donahue, M. (2011). An Institutional/Governance Analysis for Implementing a Non-regulation Adaptive Response to Water Level Related Impacts. Établi pour l'International Upper Great Lakes Study Adaptive Management Technical Work Group.

Étude internationale des Grands Lacs d'amont (2009). Impacts sur les niveaux d'eau des Grands Lacs d'amont : la

rivière Sainte-Claire. Rapport final à la Commission mixte internationale, décembre 2009.

Étude internationale des Grands Lacs d'amont (2012). Régularisation du lac Supérieur : Face à l'incertitude des niveaux d'eau des Grands Lacs d'amont. Rapport final à la Commission mixte internationale, mars 2012.

Gronewold, A.D. et C.A. Stow (2013). Unprecedented seasonal water level dynamics on one of the Earth's largest lakes. Bulletin of the American Meteorological Society, 95 (1).

Gronewold, A.D. et C.A. Stow (2014). Water loss from the Great Lakes. Science, 343 (6175), 1084-1085.

Gronewold, A.D., A. Clites, J. Bruxer, K. Kompoltowicz, J. Smith et T. Hunter (2015). Water levels surge on Great Lakes. EOS 96 (6), 14-17.

Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (2006). Options en matière de gestion des niveaux et des débits du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Rapport présenté à la Commission mixte internationale.

Lenters, J.D. (2001). Long-term trends in seasonal cycle of Great Lakes Water Levels. Journal of Great Lakes Research. 27 (3) : 342-353.

Lenters, J. (2004). Trends in the Lake Superior water budget since 1948: a weakening seasonal cycle. Journal of Great Lakes Research, 20-40.

Mainville, A. et M.R. Craymer (2005). Present-day tilting of the Great Lakes region based on water level gauges. Geological Society of America Bulletin 117 (7).

Millerd, F. (2005). The economic impact of climate change on Canadian commercial navigation on the Great Lakes. Revue canadienne des ressources hydriques / Can. Wat. Res. J. 30(4) : 269-280

Neff, B.P., S.M. Day, A.R. Piggott et L.M. Fuller (2005). Base flow in the Great Lakes basin. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report, p. 2005-5217.

Neff, B.P. et J.R. Killian (2003). The Great Lakes water balance—Data availability and annotated bibliography of selected references: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 02–4296, 37 p.

Piggott, A.R. et D.R. Sharpe (2007). Geological interpretations of baseflow for southern Ontario p. 394-401. In Proceedings of the 60th Canadian Geotechnical and 8th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences. Société canadienne de géotechnique et section canadienne de l'Association internationale des hydrogéologues.

Quinn, F.H. (1985). Temporal effects of St. Clair River dredging on Lakes St. Clair and Erie water levels and connecting channel flows. Journal of Great Lakes Research. 11 (3) : 400-403.

Quinn, F. et J. Edstrom (2000). Great Lakes diversions and other removals. Revue canadienne des ressources hydriques / Canadian Water Resources Journal, 25(2), 125-151.

Quinn, F.H. (2002). Secular changes in Great Lakes water level seasonal cycles. Journal of Great Lakes Research. 28 (3) : 451-465.

Shabica, C.W., M.C. Mohr et S. Nagelbach (2011). Effects of structurally-engineered beaches on coastal processes and shores of the Great Lakes. Shore and Beach, 78 (5), 79 (1) : 51- 63.

Shoreplan Engineering Limited (2011). Credit Valley Conservation: Lake Ontario integrated shoreline strategy background review and data gap analysis. Appendix C – Coastal Process Final Report.

US Army Corps of Engineers (USACE) Detroit District et University of Wisconsin (2003). Living on the Coast.

W.F. Baird et Associates Coastal Engineers Ltd. (2011). St. Clair Region Conservation Authority: Lake Huron

shoreline management plan update.

Wilcox, D.A, T.A. Thompson, R.K. Booth et J.R. Nicholas (2007). Lake-level variability and water availability in the Great Lakes: U.S. Geological Survey Circular, 1311, 25 p.

Liste des tableaux

Tableau 1. Ligne de tendance pour les valeurs P. Une valeur P inférieure à 0,05 était considérée comme significative.
Source : USACE.

Liste des figures

Figure 1. Anomalies du niveau d'eau par rapport à la moyenne de la période de référence (1918-1990) pour chacun des Grands Lacs au cours de la période de 1914 à 2017. À remarquer que la moyenne pour chaque intervalle de neuf ans est centrée sur l'année du milieu, donc la première année de la moyenne mobile est 1918.
Source : USACE.
Figure 2. Moyennes mensuelles et annuelles des niveaux d'eau des Grands Lacs.
Source : Pêches et Océans Canada – Service hydrographique du Canada.

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2019, Rapport technique

Tendance	Grands Lacs			
	Supérieur	Michigan-Huron	Érié	Ontario
Sur 10 ans	0,00	0,01	0,03	0,37
Sur 30 ans	0,77	0,09	0,37	0,81
À long terme	0,25	0,57	0,00	0,00

Tableau 1. Ligne de tendance pour les valeurs P des anomalies de la période de 1918 à 2017, calculées d'après la période de référence de 1918 à 1990. Une valeur P inférieure à 0,05 était considérée comme significative.
Source : USACE.

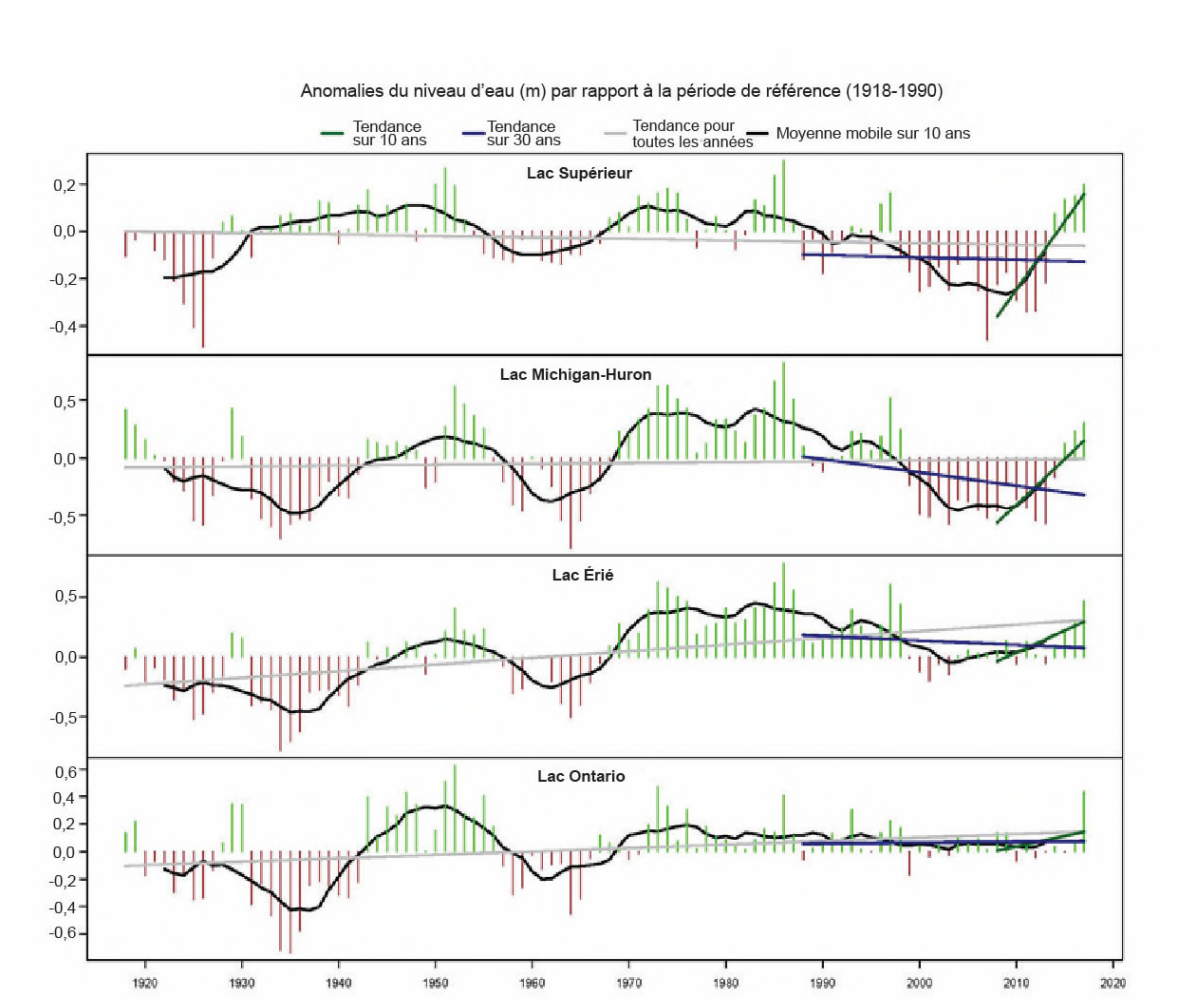


Figure 1. Anomalies du niveau d'eau par rapport à la moyenne de la période de référence (1918-1990) pour chacun des Grands Lacs au cours de la période de 1914 à 2017. À remarquer que la moyenne pour chaque intervalle de neuf ans est centrée sur l'année du milieu; la première année de la moyenne mobile est donc 1918.
Source : USACE.

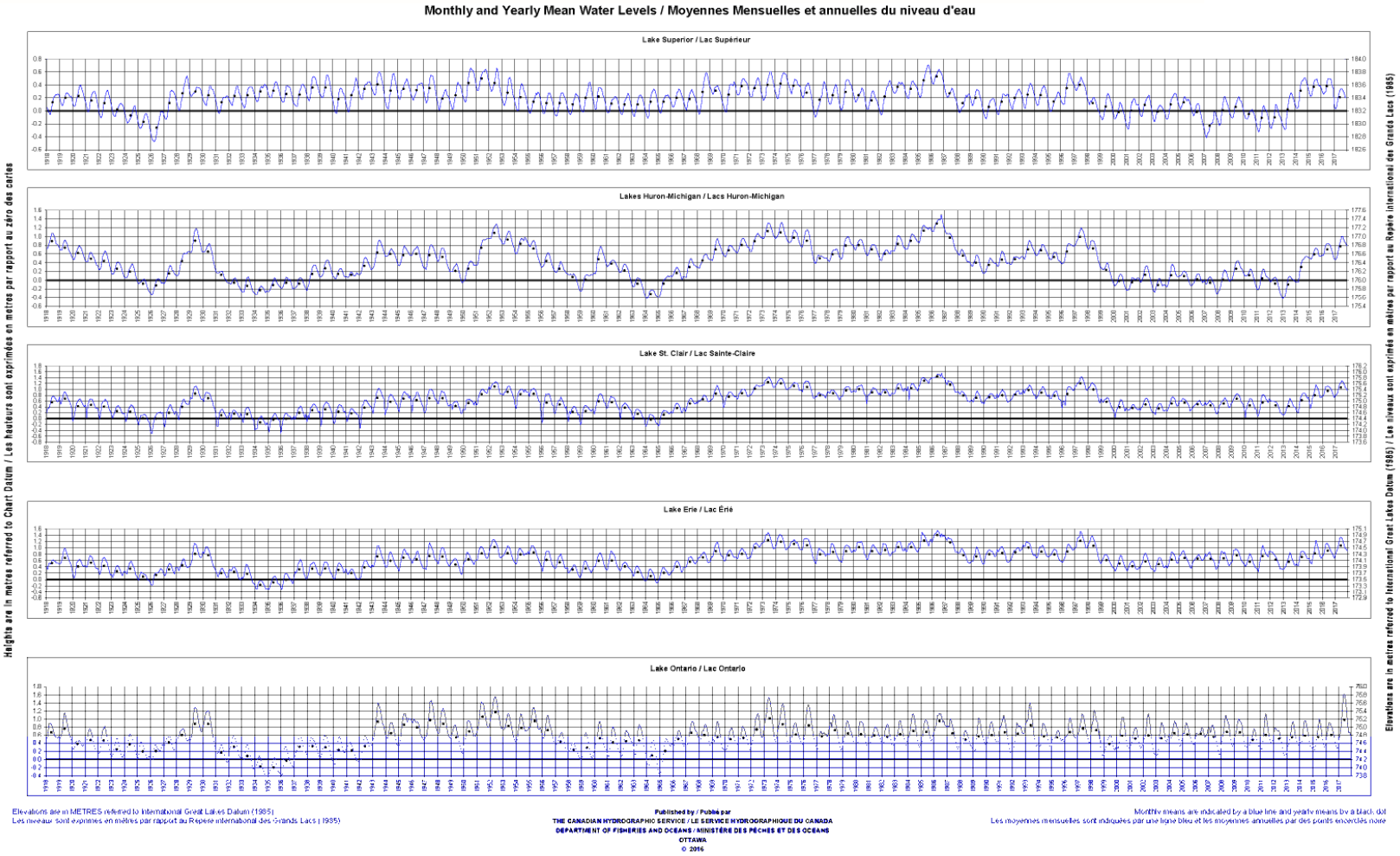


Figure 2. Moyennes mensuelles et annuelles des niveaux d'eau des Grands Lacs.
Source : Pêches et Océans Canada – Service hydrographique du Canada.

Sous-indicateur : Température des eaux de surface

Évaluation globale
Tendances :
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance sur 30 ans : À la hausse
Tendance à long terme (1980-2017) : À la hausse
Justification : Il est difficile d'effectuer une évaluation globale étant donné que les lacs semblent réagir différemment. Cela dit, en général, selon les observations de bouées (figure 2), il semble que les Grands Lacs d'amont (lacs Supérieur, Michigan et Huron) montrent une tendance statistiquement significative à la hausse des températures au cours des 30 dernières années; la tendance sera donc classée « à la hausse ». Toutefois, les Grands Lacs plus au sud (lacs Érié et Ontario) ne semblent pas montrer de tendance significative; la tendance sera donc classée « inchangée » ou « indéterminée » (voir l'analyse lac par lac ci-dessous). Les résultats du modèle (figure 3 et 4) concordent généralement avec les résultats des bouées (figure 5), mais montrent des biais prononcés à certains endroits. En raison de l'importance de la variabilité interannuelle, comparativement à la tendance à long terme, les mesures comme la tendance sur 10 ans ne sont pas statistiquement significatives, et elles ne seront pas évaluées.

Les définitions de l'évaluation de la situation et de la tendance suivent la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance sur 30 ans : À la hausse
Tendance à long terme (1980-2017) : À la hausse
Justification : La température moyenne au cours des 10 dernières années, estimée d'après le modèle numérique, est d'environ 3 °C supérieure à la moyenne de la période de référence. La date moyenne du début de la stratification au cours des 10 dernières années est de 25 jours plus tôt. Les données sont recueillies par trois bouées de surface du lac Supérieur au cours de la période d'intérêt. Les trois bouées montrent une tendance significative à la hausse des températures de l'eau de surface, de l'ordre de 0,07 °C par année, soit un peu moins de 1 °C par décennie. Cette tendance s'est accusée lorsqu'un palier a été franchi en 1998, après quoi les températures ont été généralement – mais pas toujours – plus chaudes qu'au cours des années précédentes. L'année 2014 se démarque par un été particulièrement froid, alors que 2012 et 1998 sont nez à nez pour l'été le plus chaud, d'après les relevés instrumentaux. Les résultats du modèle thermodynamique pour les grands lacs (*Large Lake Thermodynamic Model* ou LLTM) confirment la tendance, avec des températures significativement supérieures à la température de « référence » après 1997.

Lac Michigan
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance sur 30 ans : À la hausse
Tendance à long terme (1980-2017) : À la hausse
Justification : La température moyenne au cours des 10 dernières années, estimée d'après le modèle numérique, est d'environ 4 °C supérieure à la moyenne de la période de référence. La date moyenne du début de la stratification au cours des 10 dernières années est de 39 jours plus tôt. Les données sont recueillies par deux bouées de surface du lac Michigan au cours de la période d'intérêt. Toutes deux montrent des tendances significatives à la hausse des températures de l'eau de surface, de l'ordre de 0,05 °C par année, soit un peu moins de 0,5 °C par décennie. Cette tendance s'est accusée lorsqu'un palier a été franchi en 1998, après quoi les températures ont typiquement été plus chaudes qu'au cours des années précédentes. Les résultats du LLTM confirment la tendance, avec des températures significativement supérieures à la température de « référence » après 1997.

Lac Huron
Tendance sur 10 ans : Indéterminée

Tendance sur 30 ans : À la hausse
Tendance à long terme (1980-2017) : À la hausse
Justification : La température moyenne au cours des 10 dernières années, estimée d'après le modèle numérique, est d'environ 3 °C supérieure à la moyenne de la période de référence. La date moyenne du début de la stratification au cours des 10 dernières années est de 18 jours plus tôt. Les données sont recueillies par deux bouées de surface du lac Huron au cours de la période d'intérêt. Toutes deux montrent des tendances significatives à la hausse des températures de l'eau de surface, de l'ordre de 0,07 °C par année, soit un peu moins de 1 °C par décennie. Cette tendance s'est accusée lorsqu'un palier a été franchi en 1998, après quoi les températures ont typiquement été plus chaudes qu'au cours des années précédentes. Comme pour les lacs Michigan et Supérieur, l'année 2014 se démarque par un été particulièrement froid. Les résultats du LLTM confirment la tendance, avec des températures significativement supérieures à la température de « référence » après 1997.

Lac Érié
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance sur 30 ans : Inchangée
Tendance à long terme (1980-2017) : Inchangée
Justification : La température moyenne au cours des 10 dernières années, estimée d'après le modèle numérique, est d'environ 1 °C supérieure à la moyenne de la période de référence. La date moyenne du début de la stratification au cours des 10 dernières années est de 20 jours plus tôt. Les données sont recueillies par une seule bouée de surface du lac Érié et montrent une tendance linéaire à la hausse des températures de l'eau de surface, de l'ordre de 0,016 °C par année, à peine plus que la valeur d'incertitude (0,012 °C par année). Les résultats du LLTM concordent avec ces résultats, et ne montrent aucune tendance significative.

Lac Ontario
Tendance sur 10 ans : Indéterminée
Tendance sur 30 ans : Indéterminée
Tendance à long terme (1989-2017) : Indéterminée
Justification : La température moyenne au cours des 10 dernières années, estimée d'après le modèle numérique, est d'environ 1 °C supérieure à la moyenne de la période de référence. La date moyenne du début de la stratification au cours des 10 dernières années est de 13 jours plus tôt. Comme les données de la bouée du National Data Buoy Center (NDBC, le Centre national des bouées de mesure des États-Unis) en Ontario remontent seulement à 2002, les données sont insuffisantes pour évaluer une tendance à long terme. La tendance linéaire (0,02 °C par année) est significativement inférieure à l'incertitude pour cette tendance (0,06 °C par année). Les résultats du LLTM ne n'établissent aucune tendance perceptible.

Définitions de l'évaluation de la situation
Les renseignements sur le climat de la série d'indicateurs de l'*État des Grands Lacs* ne sont pas évalués de la même manière que les autres sous-indicateurs. Par exemple, l'écosystème s'est adapté aux hautes et basses eaux, dont il a besoin, et aucune de ces deux situations ne peut être considérée comme bonne ou mauvaise. Cela dit, les périodes prolongées de niveaux élevés ou bas peuvent stresser l'écosystème. Ainsi, les tendances climatiques pour ce qui est des rapports sur les quantités de précipitations sur les Grands Lacs, les températures de l'eau de surface, la couverture de glace et les niveaux d'eau sont évaluées comme étant « à la hausse », « inchangée » ou « à la baisse » au cours d'une période définie.

Définitions de l'évaluation de la tendance
À la hausse : La tendance a été classée « à la hausse » si la tendance linéaire (déterminée par les méthodes normalisées de l'analyse de régression linéaire) était positive et excédait considérablement l'incertitude de l'estimation.
Inchangée : La tendance a été classée « inchangée » si la tendance linéaire (déterminée par les méthodes normalisées de l'analyse de régression linéaire) était semblable ou inférieure à l'incertitude de l'estimation.
À la baisse : La tendance a été classée « à la baisse » si la tendance linéaire (déterminée par les méthodes normalisées de l'analyse de régression linéaire) était négative et excédait considérablement l'incertitude de l'estimation.
Indéterminée : La tendance a été classifiée « indéterminée » si les données disponibles étaient insuffisantes pour faire une estimation statistiquement significative.

Paramètres et cibles
Aucun paramètre n'est nécessaire pour les rapports des sous-indicateurs fondés sur le climat.

Raison d'être du sous-indicateur
L'objet du sous-indicateur est d'évaluer les tendances de la température de l'eau de surface pour chacun des Grands Lacs en mesurant les changements dans la durée et l'étendue spatiale des températures de l'eau d'après les données à long terme, et d'inférer les effets des changements climatiques dans la région. Le sous-indicateur mesure les propriétés thermiques des Grands Lacs qui jouent sur les fonctions des écosystèmes et influent sur l'évaporation de l'eau, qui modifie le niveau d'eau (si des températures de l'eau élevées persistent, la couverture de glace peut être moindre et l'évaporation peut augmenter, ce qui entraîne une baisse de niveau).

Objectif pour l'écosystème
Il ne devrait y avoir aucune modification de la température pouvant nuire à une utilisation locale ou générale de l'eau.

Ce sous-indicateur appuie le mieux les travaux pour réaliser l'objectif général nº 9 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

Mesure
Une méthode fondée sur les anomalies permet de faire état des sous-indicateurs des tendances climatiques (niveaux d'eau, quantités de précipitations, couverture de glace et températures des eaux de surface); elle a été mise en œuvre pour les rapports de l'*État des Grands Lacs 2019*.

La méthode consiste à définir une période de référence et à y comparer les données (période d'enregistrement entière) pour déceler les « anomalies » ou les « écarts » par rapport à la moyenne. Les périodes de référence sélectionnées dans les rapports ne vont pas plus loin que 1990, puisqu'on s'attend à ce que les effets accélérés des changements climatiques se manifestent après cette année. La longueur des périodes de référence varie pour ces quatre rapports, mais comprend au moins 15 années de données fiables et exhaustives pour calculer les valeurs de base. Une méthode fondée sur les anomalies décrit de manière plus représentative l'état d'une variable écosystémique dont la valeur type n'est pas nécessairement connue de tous. Elle permet aussi de comparer facilement l'état des variables qui ne sont pas forcément semblables, comme les précipitations pendant différentes saisons ou divers emplacements géographiques. Puisque la moyenne de la période de référence est constante, les tendances déterminées selon les anomalies sont identiques aux tendances déterminées selon les données originales.

La méthode fondée sur les anomalies aide à mettre les plus longues périodes d'enregistrement en contexte et à comparer les données historiques aux variations plus récentes qui surviennent dans l'écosystème. Cette méthode fournit d'autres renseignements révélateurs, en déterminant si les écarts ou les extrêmes augmentent ou diminuent au cours des différentes périodes, ce qui est important à prendre en compte lorsqu'on traite des changements climatiques récents et de leurs effets sur les Grands Lacs. Auparavant, les tendances ascendantes ou descendantes décrites dans les rapports sur les tendances climatiques de l'*État des Grands Lacs* indiquaient si le mouvement à long terme sur la période historique étudiée était à la hausse ou à la baisse.

L'objet du sous-indicateur de la température des eaux de surface est d'évaluer la réponse thermique à long terme des Grands Lacs aux changements climatiques. Trois sources sont utilisées : les données recueillies à partir d'un ensemble de neuf bouées exploitées par le National Data Buoy Center (NDBC), qui relève de la National Oceanic and Atmospheric Administration des États-Unis (figure 1), remontant aussi loin qu'en 1979, les données d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et une sortie du LLTM (Croley, 1989), dont les données remontent jusqu'en 1950. Pour ce qui est des résultats du modèle numérique, 1960-1990 est utilisée comme période de « référence » afin de montrer les résultats sur le plan des anomalies, ce qui ne veut pas dire que cette période soit « normale » dans aucun sens du terme. Les données des bouées sur place seront présentées en termes absolus, puisqu'il est difficile de déterminer une valeur de référence. Puisqu'il y a des décalages entre les données des bouées et les résultats du modèle, il ne convient pas d'utiliser les valeurs de référence du modèle comme repère pour les données de bouées. Toutefois, ces données valident les tendances du modèle. Pour évaluer les tendances, les données des températures moyennes de l'eau de surface pour juillet, août et septembre servent de mesure annuelle

de l'état thermique. Comme autre mesure, on utilise la date du début de la stratification. Elle est définie comme la dernière journée du printemps où les températures de l'eau de surface sont sous 4 °C, et elle fournit des renseignements supplémentaires plutôt qu'elle ne détermine les tendances. En général, la date du début de la stratification joue un rôle essentiel pour les températures moyennes et maximales de l'été suivant.

État de l'écosystème

La température des eaux de surface dépend directement des températures de l'air, donc du climat régional. Les tendances à la hausse des températures des eaux de surface des Grands Lacs laurentiens sont attestées (Austin et Colman, 2007; Huang et coll., 2012), tout comme celles d'autres lacs partout dans le monde (O'Reilly et coll., 2015). La température de l'eau est l'un des principaux éléments moteurs des écosystèmes : elle influe sur un large éventail de processus, dont l'absorption des nutriments et les taux métaboliques, et elle définit l'habitat des poissons. Les flux d'humidité et de chaleur en surface (évaporation) dépendent aussi fortement des températures de l'eau de surface. En été, ces températures témoignent non seulement des températures de l'air, mais aussi des conditions de la glace de l'hiver précédent (Austin et Colman, 2007). En outre, le début de la stratification estivale offre une mesure fiable et intégrée des conditions hivernales; le début de la stratification se produit normalement plus tard lorsqu'il y a eu beaucoup de glace en hiver, et plus tôt lorsqu'il y en a eu peu. Dans les lacs où il ne se forme pas beaucoup de glace (Michigan, Ontario), le début de la stratification est davantage fonction du stockage thermique hivernal, puisque les années froides entraînent une stratification tardive. La date du début de la stratification est un très bon indicateur de la température estivale de l'eau de surface et les résultats dont il est fait état dans le présent rapport s'accordent : la date du début de la stratification avance et les températures de l'eau de surface augmentent. La date du début des conditions hivernales constituerait aussi une mesure utile, mais elle est plus difficile à déterminer, et la plupart des bouées ne sont pas laissées en place assez tard dans la saison pour qu'il soit toujours possible de procéder à cette observation.

Une grande part de la variabilité interannuelle naturelle se superpose à la tendance au réchauffement. On retrouve plusieurs mêmes caractéristiques dans tous les lacs. D'abord – et c'est peut-être le point le plus important –, un bond considérable s'est produit entre 1997 et 1998, année où El Niño a fortement fait sentir son influence. On a fait remarquer (Van Cleave et coll., 2014) que, envisagées séparément, la température estivale de l'eau avant 1998 et celle de 1998 à nos jours ne présentent pas de tendances significatives, mais qu'il existe une forte discontinuité entre la température moyenne de l'eau de ces deux périodes. Pour les lacs d'amont, le décalage est de l'ordre de 2 °C.

Il y a lieu de noter que, bien que les résultats du LLTM indiquent que la dernière décennie a été anormalement chaude, on pourrait en dire autant des décennies qui *précèdent* la période de référence. En fait, il semble que, la période pour laquelle on dispose de résultats du modèle (qui est restreinte par la disponibilité des données de forçage météorologique) est anormalement froide, avec de basses températures moyennes et un début tardif de la stratification. Ces résultats pourraient quelque peu biaiser les anomalies des années récentes vers des valeurs plus élevées.

Le rapport de 2017 comprenait les données jusqu'en 2014. Le présent rapport comprend les données jusqu'en 2017. Ainsi, les données sont insuffisantes pour justifier un changement statistiquement significatif de la tendance, que ce soit pour l'ensemble du bassin ou pour chaque lac.

Liens

Il y a de toute évidence un lien entre le début de la stratification estivale et la température moyenne de l'eau en été. De plus, le début de la stratification est étroitement lié à la couche de glace dans les lacs où elle se forme (Austin et Colman, 2007). Plus encore, des travaux récents (non publiés) ont montré une corrélation forte, mais peu étonnante, entre la température moyenne de l'air en hiver et la quantité de la couverture de glace, ce qui laisse supposer une série de liens statistiquement significatifs (température de l'air en hiver →couverture de glace ou contenu thermique →début de la stratification →température de l'eau en été) qui pourraient s'avérer un outil prévisionnel utile pour les gestionnaires des ressources. Il est à noter que l'une des caractéristiques de la tendance émergente des changements climatiques est la hausse plus rapide de la température de l'air en hiver, par rapport à la moyenne annuelle. En raison de la connectivité observée, ce changement donne à penser que les tendances du climat hivernal influeront non seulement sur les conditions hivernales (comme la couverture de glace), mais aussi sur la température de l'eau en été, comme il a été mesuré dans le présent rapport. L'effet du niveau du lac sur la température de l'eau, ou l'inverse, n'est pas évident.

Si la stratification commence plus tôt (et se termine plus tard), cela signifie que la période de stratification est « à la hausse ». D'après une autre recherche (Austin et Colman, 2008), au cours de la période de 1906 à 2006, la durée de la stratification estivale est passée en gros de 145 à 170 jours, soit une augmentation d'environ 20 %. Cette hausse aura des répercussions importantes sur la productivité primaire des lacs, ainsi que sur l'appauvrissement en oxygène dans les parties peu profondes et plus productives des Grands Lacs.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée, et il est possible d'en retracer l'origine.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues aux États-Unis sont comparables aux données obtenues au Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont connues et se situent dans les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Limites des données

En raison de la période relativement brève durant laquelle les données sur la température des eaux de surface ont été recueillies, il est difficile de déterminer des profils climatiques pour les cycles naturels ou les activités humaines. Les données du modèle numérique utilisées dans ce rapport proviennent d'un modèle unidimensionnel et ne tiennent pas entièrement compte de la nature tridimensionnelle des lacs. Le modèle numérique est limité par la disponibilité et la qualité des données de forçage météorologique. Une comparaison des moyennes modélisées et observées des températures moyennes de l'eau de surface en été (figure 5) montre que, même si le modèle saisit la structure brute de la variabilité interannuelle à la plupart des sites, il peut parfois y avoir des biais importants. En effet, le modèle vise à fournir une température moyenne panlacustre, alors que les mesures des bouées sont réalisées à des endroits distincts au sein de vastes systèmes géographiquement hétérogènes.

Renseignements supplémentaires

Les données sur les températures de surface ne sont pas disponibles à long terme, ce qui est nécessaire pour déterminer le contenu thermique ou les tendances du lac. Cela dit, en raison des propriétés thermodynamiques inhabituelles de l'eau douce, le contenu thermique peut être déterminé simplement d'après la température de surface à un moment donné, soit lorsqu'elle atteint sa température de densité maximale (3,98 °C) au printemps (ou au début de l'été) et que l'ensemble de la colonne d'eau est de la même température. À la suite de quoi, les lacs tendent à former une stratification où la couche d'eau chaude repose sur l'eau froide. Ainsi, ce moment est souvent considéré comme le début de la stratification printanière. Même si le phénomène ne donne qu'un aperçu du contenu thermique, la date où il survient peut être utilisée comme approximation stable de la variabilité interannuelle du contenu thermique. Les années chaudes, ce phénomène se produit plus tôt, alors qu'il est retardé les années froides.

L'augmentation des températures atmosphériques entraînera une hausse des températures de l'eau dans la région des Grands Lacs. La température de l'eau est une composante intégrale des processus physiques, chimiques et biologiques du bassin, y compris la date et la durée des périodes de stratification.

En raison de la corrélation entre les tendances de la température de l'eau et les températures moyennes mondiales, les Grands Lacs pourraient servir de paramètre pour observer les changements des températures régionales.

L'allongement de la période de stratification qui accompagne la hausse de la température de l'eau peut mener à une plus longue période d'épuisement d'oxygène dans les eaux profondes de certains lacs, comme le lac Érié.

Le présent sous-indicateur mesure les propriétés thermiques des Grands Lacs qui jouent sur les fonctions de l'écosystème et influent sur l'évaporation, ce qui se répercute sur le niveau d'eau des lacs (si des températures de l'eau élevées persistent, la couverture de glace peut être moindre et l'évaporation peut augmenter, ce qui entraîne une baisse de niveau). Les travaux récents indiquent que les tendances de la couverture de glace pourraient à terme n'avoir aucune influence sur le niveau d'eau.

Les tendances observées vers une stratification précoce et la hausse des températures de l'eau en été sont entraînées par des changements à long terme des conditions atmosphériques, principalement de la température de l'air, qui est largement reconnue comme une conséquence de la chimie atmosphérique qui change, en particulier sous l'effet de la hausse des émissions de dioxyde de carbone (et dans une moindre mesure, de méthane) issues du brûlage de combustibles fossiles. Cela dit, il importe que la communauté des Grands Lacs poursuive ses recherches sur les effets du réchauffement sur les écosystèmes lacustres, et qu'elle continue à rigoureusement répertorier les tendances.

Si certains groupes déploient parfois du matériel en hiver, aucune structure ne garantit le financement de la prise de mesure systématique des températures en hiver. Vu la forte connectivité saisonnière, l'élaboration d'un programme à long terme pour prendre des mesures tout au long de l'année devrait être une priorité. De même, il existe très peu de mesures à long terme de la structure thermique (températures le long de la colonne d'eau), ce qui fait que nous connaissons peu ou pas les tendances de caractéristiques telles que la profondeur de la thermocline.

Puisqu'il importe de signaler le renversement qui survient à l'automne, il pourrait être nécessaire de déployer des bouées d'amarrage jusqu'à la fin octobre de chaque année afin de recueillir des données plus robustes. Il faudrait aussi songer à inclure des images satellites du laboratoire de recherche environnementale des Grands Lacs (*Great Lakes Environmental Research Laboratory* ou GLERL) et la carte numérique Great Lakes Surface Environmental Analysis (GLSEA) dans les prochains rapports pour évaluer la variabilité spatiale au sein des lacs. Il serait bien aussi de recueillir et d'analyser d'autres données sur les lacs Ontario et Érié.

Remerciements
Auteurs :
Jay Austin, Université de Minnesota-Duluth.

Collaborateurs :
Jun Zhao, Environnement et Changement climatique Canada.
Ram Yerubandi, Environnement et Changement climatique Canada.
Tim Hunter, National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

Sources d'information

Austin, J. A. et S. M. Colman. 2007. Lake Superior summer water temperatures are increasing more rapidly than regional air temperatures : A positive ice-albedo feedback. Geophysical Research Letters, 34 : L06604, doi:10.1029/2006GL029021.

Austin, J.A. et S. Colman. 2008. A Century of Directly Measured Temperature in Lake Superior. Limnology and Oceanography, 53 (6) : 2274-2730.

Bai, X, J. Wang, J. Austin et coll. 2014. A record-breaking low ice cover over the Great Lakes during winter 2011/2012 : combined effects of a strong positive NAO and La Nina. Climate Dynamics. DOI 10.1007/s00382-014-2225-2.

Clites, A. H., J. Wang, K.B. Campbell, A. D. Gronewold, R. A. Assel, X. Bai et G. A. Leshkevich. 2014. Cold Water and High Ice Cover on Great Lakes in Spring 2014. Eos Transactions AGU, 95 : 305-306.

Croley, T. E, II. 1989. Verifiable Evaporation Modeling on the Laurentian Great Lakes. Water Resources Research, 25 (5) : 781-792.

Gronewold, D. 2015. Impacts of extreme 2013-2014 winter conditions on Lake Michigan's fall heat content, surface temperature, and evaporation. Geophysical Research Letters. 42. 3364-3370. DOI : 10.1002/2015GL063799.

Kling, G.W., K. Hayhow, L.B. Johnson, J.J. Magnuson, S. Polasky, S.K. Robinson, B.J. Shuter, M.M. Wander, D.J. Wuebbles et D.R. Zak. 2003. Confronting Climate Change in the Great Lakes Region : Impacts on Our Communities and Ecosystems. Union of Concerned Scientists and The Ecological Society of America.

Huang, A., Y.R. Rao et W. Zhang. 2012. On recent trends in atmospheric and limnological variables in Lake Ontario. J. Climate. DOI : 10.1175/JCLI-D-11-00495.1.

McCormick, M. J. et G. L. Fahnenstiel. 1999. Recent climatic trends in nearshore water temperatures in the St. Lawrence Great Lakes. Limnology and Oceanography, 44 : 530-540.

O'Reilly, C., J. Austin et coll. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. Geophysical Research Letters, doi :10.1002/2015GL066235.

Van Cleave, K., J. D. Lenters, J. Wang et E. M. Verhamme. 2014. A regime shift in Lake Superior ice cover, evaporation, and water temperature following the warm El Niño winter of 1997-1998. Limnology and Oceanography, 59 : 1889-1898, doi :10.4319/lo.2014.59.6.1889.

Liste des figures

Figure 1. Emplacement des bouées de surface utilisées dans le présent rapport.
Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC).
Figure 2. Températures moyennes de l'eau de surface en été (juillet, août et septembre), de 1979 à 2017.
Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC).
Figure 3. Anomalies des températures moyennes de l'eau de surface en été (juillet, août et septembre) selon les résultats du LLTM, de 1950 à 2017. Les zones ombragées représentent la période de référence.
Source : Large Lake Thermodynamic Model (LLTM)
Figure 4. Date du début de la stratification (> 4 °C), selon les résultats du LLTM, de 1950 à 2017. Les zones ombragées représentent la période de référence.
Source : Large Lake Thermodynamic Model (LLTM)
Figure 5. Comparaison entre les résultats du modèle et les données de bouée. TE = températures de l'eau.
Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC).

Dernière mise à jour
État des Grands Lacs 2019 – Rapport technique



Figure 1. Emplacement des bouées de surface utilisées dans le présent rapport.
Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC).

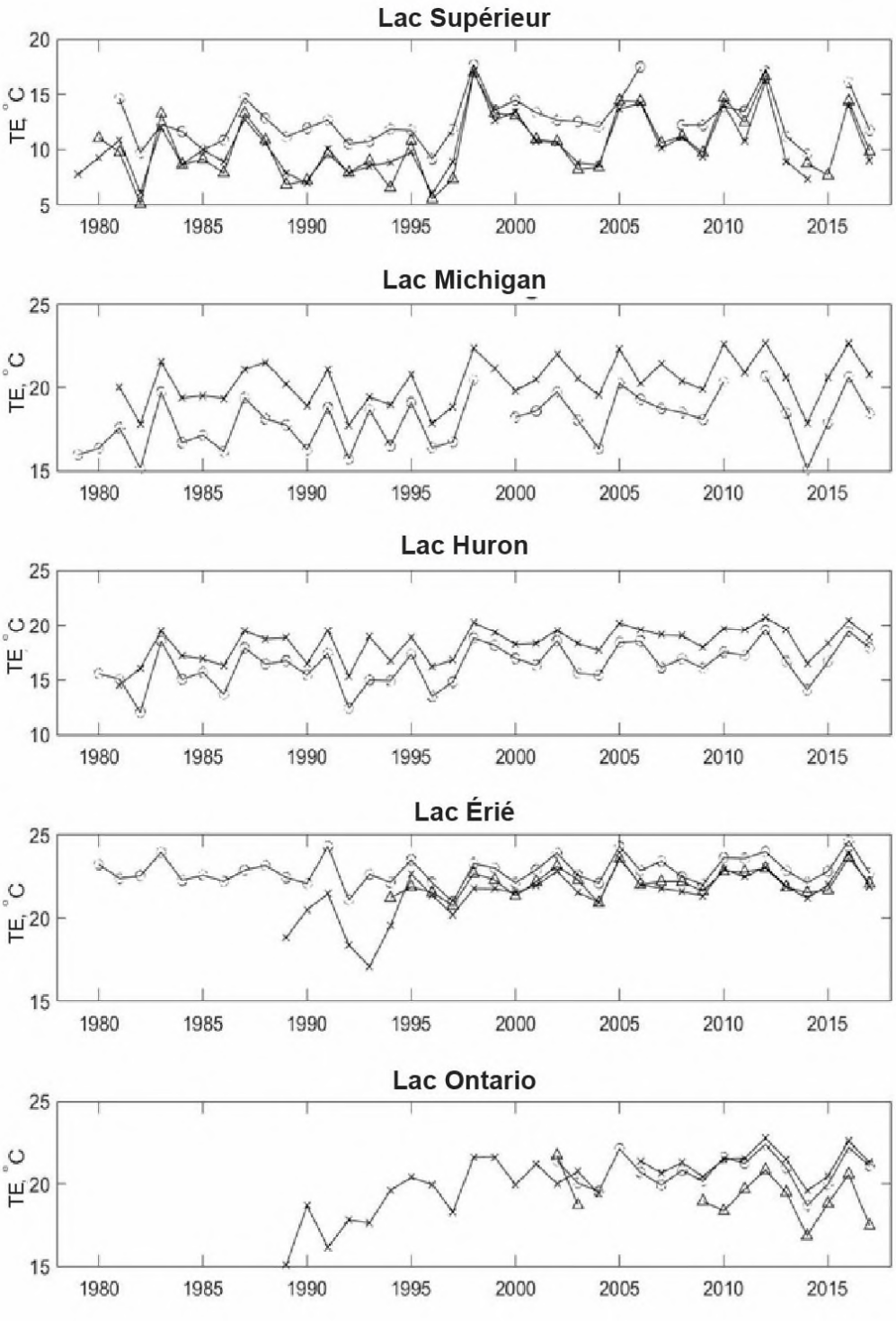


Figure 2. Températures moyennes de l'eau de surface en été (juillet, août et septembre), de 1979 à 2017.
Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC).

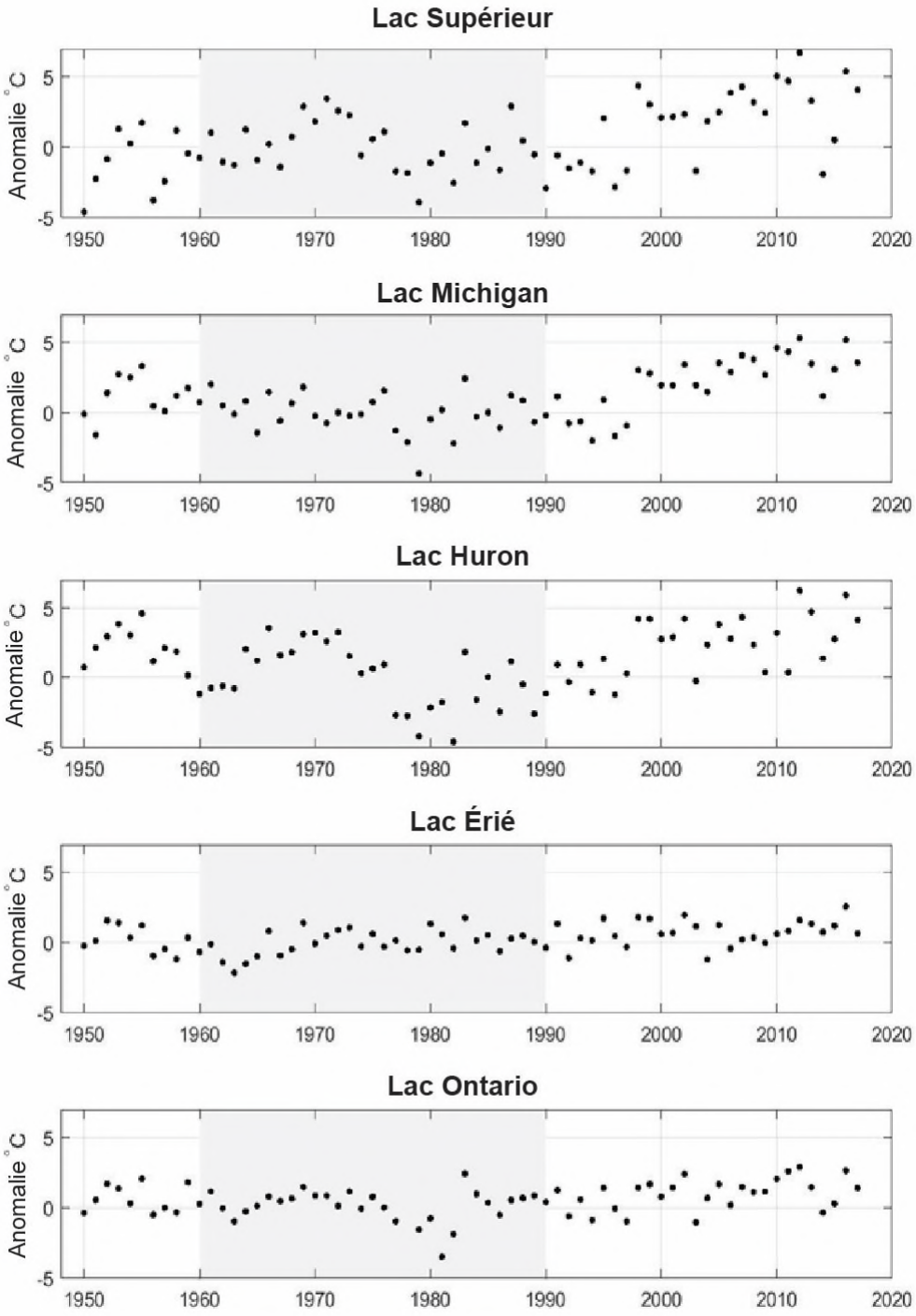


Figure 3. Anomalies des températures moyennes de l'eau de surface en été (juillet, août et septembre) selon les résultats du LLTM, de 1950 à 2017. Les zones ombragées représentent la période de référence.
Source : Large Lake Thermodynamic Model (LLTM)

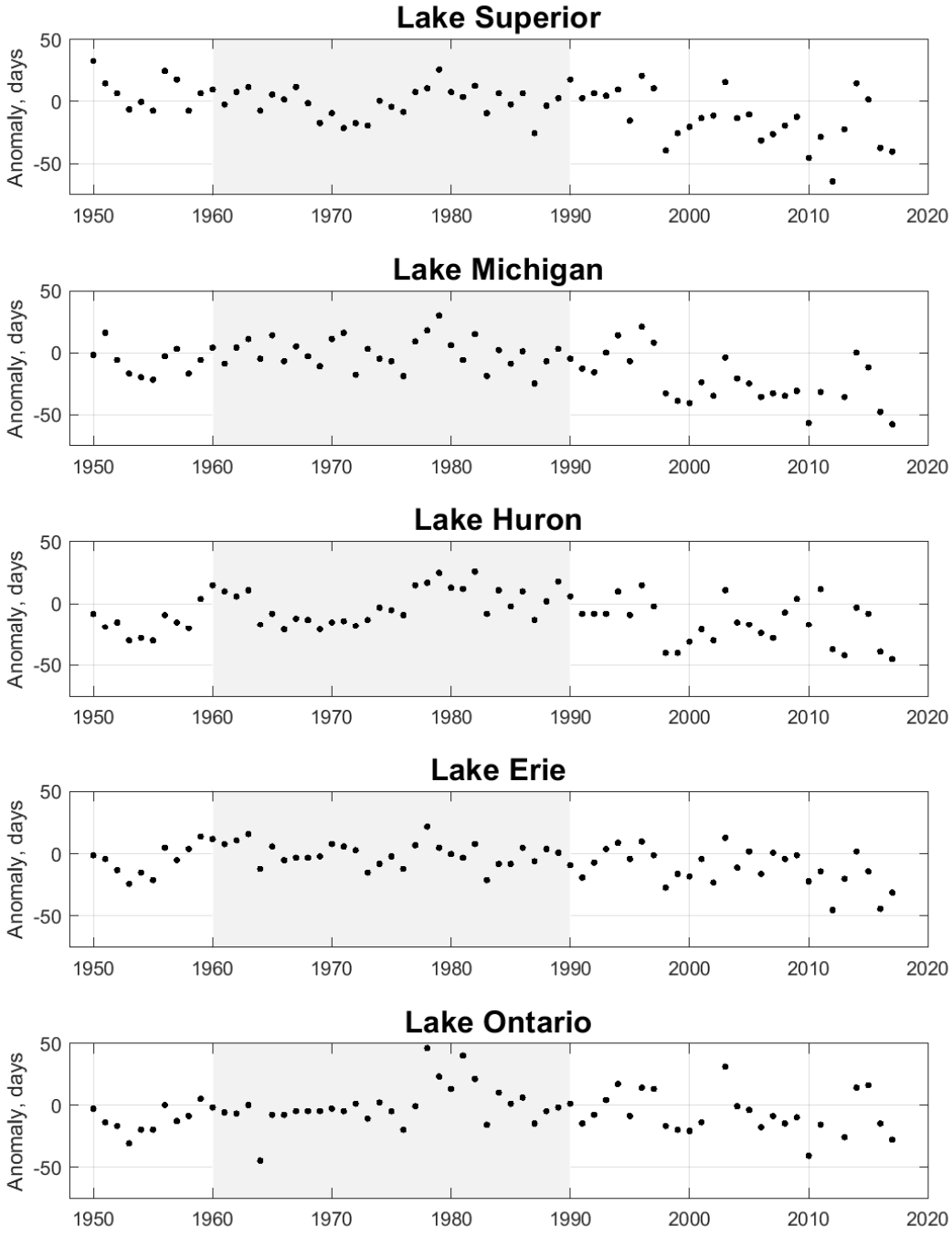


Figure 4. Date du début de la stratification (> 4 °C), selon les résultats du LLTM, de 1950 à 2017. Les zones ombragées représentent la période de référence.
Source : Large Lake Thermodynamic Model (LLTM)

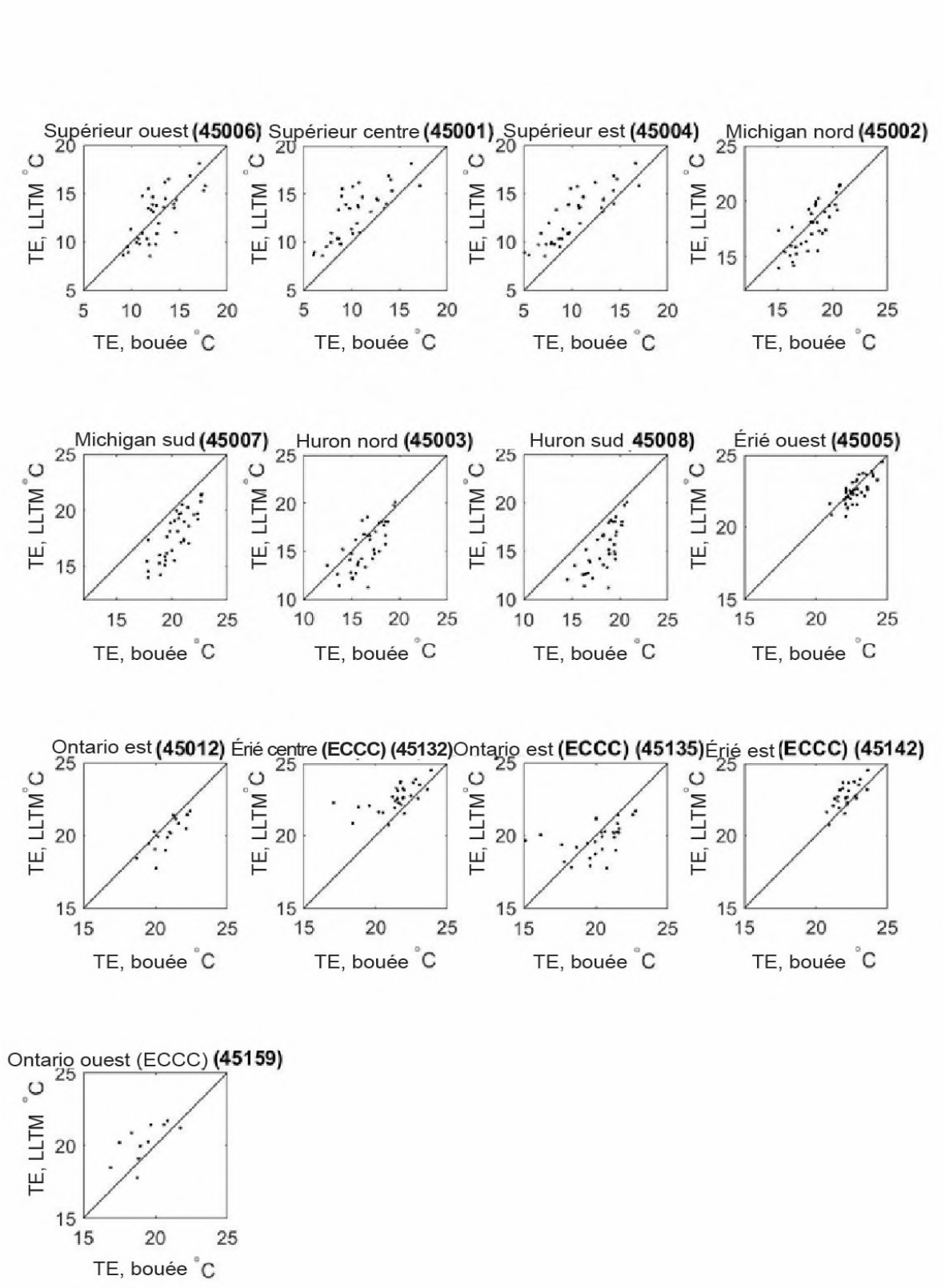


Figure 5. Comparaison entre les résultats du modèle et les données de bouée. TE = températures de l'eau. Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC).

Sous-indicateur : Couverture de glace

Évaluation globale
Tendances :
Tendance sur 10 ans (2009-2018) : À la hausse légèrement
Tendance sur 30 ans (1989-2018) : À la baisse
Tendance à long terme (1973-2018) : À la baisse
Justification : Les tendances sont fondées sur les données de la couverture de glace maximale. L'anomalie de la couverture maximale annuelle de la glace (CMAG), dérivée de la moyenne de la période de référence 1973-1990, pour la période de 1973 à 2018 montre une tendance statistiquement significative de -0,53 % annuellement pour les Grands Lacs. Cela signifie une perte de glace de 24,6 % à l'échelle du bassin au cours de cette période. À noter qu'une détermination distincte de la tendance a été réalisée pour l'évaluation globale fondée sur les données de chaque bassin, plutôt qu'en calculant la moyenne pour l'ensemble des évaluations lac par lac, décrites ci-dessous. Les tendances sur 10 ans et sur 30 ans des anomalies de la couverture de glace sont respectivement de 0,80 % et de -0,22 %; toutefois, elles ne sont pas statistiquement significatives.

Les définitions de l'évaluation des tendances suivent la section sur l'évaluation lac par lac.

Évaluation lac par lac
Lac Supérieur
Tendance sur 10 ans (2009-2018) : À la hausse légèrement
Tendance sur 30 ans (1989-2018) : À la baisse
Tendance à long terme (1973-2018) : À la baisse
Justification : La tendance à long terme pour l'anomalie de la couverture de glace fléchit à un taux annuel de -0,75 %, ce qui se traduit par une diminution de 34,61 % de la couverture de glace maximale à l'échelle du lac pour la période de 1973 à 2018. Le lac Supérieur a connu le plus fort recul de tous les Grands Lacs au cours de la période historique, car c'est le lac le plus profond avec la plus importante rétroaction albédo, qui mène à un plus grand réchauffement de la température de l'eau, et à une plus grande perte de glace par rapport aux autres lacs. Les tendances pour les périodes de 10 ans et de 30 ans n'ont pas changé, puisqu'elles ont été considérées comme statistiquement non significatives; elles étaient respectivement de 0,27 % et de -0,96 %.

Lac Michigan
Tendance sur 10 ans (2009-2018) : À la hausse
Tendance sur 30 ans (1989-2018) : À la hausse légèrement
Tendance à long terme (1973-2018) : À la baisse
Justification : L'anomalie de la couverture de glace maximale du lac Michigan montre une diminution (-0,28 % par an), mais la tendance est statistiquement non significative pour la période à long terme. Les tendances non significatives montrent un mouvement à la hausse (1,02 %) pour les périodes de 10 ans (0,25 %) et de 30 ans. Ces tendances pourraient s'expliquer par les saisons des glaces abondantes survenues en 2013-2014 et en 2014-2015, qui ont contré la tendance à la baisse de l'anomalie, et qui ont diminué la signification statistique de la tendance de l'ensemble de données.

Lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie)
Tendance sur 10 ans (2009-2018) : À la hausse
Tendance sur 30 ans (1989-2018) : À la baisse légèrement
Tendance à long terme (1973-2018) : À la baisse
Justification : Une diminution annuelle statistiquement non significative de l'anomalie de la couverture de glace maximale de -0,42 % a été observée pour la période à long terme au niveau de 0,05. Les indicateurs du lac Huron pour les périodes plus brèves ont aussi été considérés comme statistiquement non significatifs, et donc inchangés. Toutefois, les tendances montrées pour ces relations statistiquement non significatives étaient de -0,20 % au cours des 30 dernières années et de 0,88 % au cours des 10 dernières années. Elles pourraient s'expliquer par les saisons

des glaces abondantes survenues en 2013-2014 et en 2014-2015, qui ont contré la tendance à la baisse de l'anomalie, et qui ont diminué la signification statistique de la tendance de l'ensemble de données.

Lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit)
Tendance sur 10 ans (2009-2018) : À la baisse
Tendance sur 30 ans (1989-2018) : À la baisse
Tendance à long terme (1973-2018) : À la baisse
Justification : Le lac Érié montre un profil inchangé de l'anomalie de la couverture de glace maximale calculée pour toutes les périodes étudiées, en raison du manque de signification statistique. L'anomalie tend à diminuer annuellement au cours des périodes d'observation à long terme (-0,43 %), sur 30 ans (-0,07 %) et sur 10 ans (-1,34 %). La tendance à long terme se traduit par une diminution de 19,63 % de la couverture de glace maximale à l'échelle du lac pour la période de 1973 à 2018. Le lac Érié est le moins profond et le plus varié, donc cette perte peut avoir des répercussions importantes sur l'écosystème. Ces tendances pourraient s'expliquer par les saisons des glaces abondantes survenues en 2013-2014 et en 2014-2015, qui ont contré la tendance à la baisse de l'anomalie, et qui ont diminué la signification statistique de la tendance de l'ensemble de données.

Lac Ontario (y compris le fleuve Saint-Laurent)
Tendance sur 10 ans (2009-2018) : À la hausse
Tendance sur 30 ans (1989-2018) : À la hausse légèrement
Tendance à long terme (1973-2018) : À la baisse
Justification : Un schéma similaire pour l'analyse de l'anomalie s'applique au lac Ontario, puisque la tendance à long terme de la couverture de glace maximale diminue à un taux de -0,35 % par année pour la période de 1973 à 2018. Cela dit, cette tendance n'est pas considérée comme statistiquement significative au niveau de 0,05. Des tendances statistiquement non significatives de 1,54 % pour la période de 10 ans et de 0,18 % pour la période de 30 ans ont été observées. Elles peuvent pourraient s'expliquer par les saisons des glaces abondantes survenues en 2013-2014 et en 2014-2015, qui ont contré la tendance à la baisse de l'anomalie, et qui ont diminué la signification statistique de la tendance de l'ensemble de données.

Définitions de l'évaluation de la situation
Les renseignements sur le climat de la série d'indicateurs de l'*État des Grands Lacs* ne sont pas évalués de la même manière que les autres sous-indicateurs. Par exemple, l'écosystème s'est adapté aux hautes et basses eaux, dont il a besoin, et aucune de ces deux situations ne peut être considérée comme bonne ou mauvaise. Cela dit, les périodes prolongées de niveaux élevés ou bas peuvent stresser l'écosystème. Ainsi, les tendances climatiques pour ce qui est des rapports sur les quantités de précipitations sur les Grands Lacs, les températures de l'eau de surface, la couverture de glace et les niveaux d'eau sont évaluées comme étant « à la hausse », « inchangées » ou « à la baisse » au cours d'une période définie.

Définitions de l'évaluation de la tendance
À la hausse : L'anomalie de la couverture maximale annuelle de la glace (ou les concentrations moyennes de glace) montre une tendance ascendante au cours de la période d'enregistrement (1973-2018).
Inchangée : L'anomalie de la couverture maximale annuelle de la glace (ou les concentrations moyennes de glace) n'a pas changé au cours des périodes à court terme ou à long terme visées.
À la baisse : L'anomalie de la couverture maximale annuelle de la glace (ou les concentrations moyennes de glace) montre une tendance descendante au cours de la période d'enregistrement (1973-2018).
Indéterminée : Les données ne sont pas suffisantes pour signaler une tendance.

Paramètres et cibles
Aucun paramètre n'est nécessaire pour les rapports des sous-indicateurs fondés sur le climat. L'écosystème s'adapte aux périodes de couverture de glace faible et élevée – les problèmes surgissent lorsque ces périodes se prolongent.

Raison d'être du sous-indicateur
L'objet du sous-indicateur est d'estimer la couverture de glace hivernale. Il aide aussi à évaluer les effets de la température lacustre saisonnière et interannuelle, et les modifications physiques de chaque lac qui les accompagnent au fil du temps, par la mesure des propriétés thermiques des Grands Lacs. Ces propriétés jouent sur les fonctions de l'écosystème et influent sur l'évaporation de l'eau, qui modifie le niveau d'eau. Ce sous-indicateur permet de suivre l'étendue de la couverture des glaces hivernales pour chacun des Grands Lacs en mesurant l'étendue de la tempéra-

ture de l'eau et de la couverture de glace à l'aide de données à long terme. Il sert aussi à déduire l'incidence éventuelle des changements climatiques sur les milieux humides, puisque la couverture de glace a des répercussions sur le niveau d'eau et protège les rives et les milieux humides de l'érosion entraînée par les vagues et les tempêtes.

Objectif pour l'écosystème
L'évolution de la couverture de glace lacustre en hiver sous l'effet des changements climatiques influera sur la température de l'eau des Grands Lacs au printemps et à l'été suivant, ce qui aura des répercussions sur les écosystèmes lacustres. Mieux connaître le phénomène permettra de mieux intervenir pour réduire ce facteur de stress afin de diminuer les perturbations biologiques.

Ce sous-indicateur appuie le mieux les travaux pour réaliser le 9e objectif général de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel l'eau devrait « être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique ».

Mesure
Le sous-indicateur mesure les concentrations annuelles moyennes et maximales de glace sur chacun des Grands Lacs. Les données, de 1973 à 2018 aux fins du présent rapport, sont recueillies par la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) et le Service canadien des glaces (SCG) d'Environnement et Changement climatique Canada.

On a commencé à prendre des mesures satellites de la glace lacustre en 1979. Un contrôle de la qualité a été appliqué à l'ensemble de données pour éliminer les valeurs aberrantes (normalement plus de deux écarts-types). Il est ensuite possible d'obtenir les cartes et les séries chronologiques de la couverture de glace (Wang et coll., 2012b). Pour la période de 1973 à 2018, la couverture de chaque lac et la couverture totale pour l'ensemble des lacs peuvent être calculées. En outre, la moyenne sur dix ans peut être construite aux fins de la production de rapports.

Selon Assel (2005), l'étendue maximale quotidienne de la glace pour chacun des Grands Lacs est calculée à l'aide de grilles quotidiennes, produites par interpolation linéaire des grilles de la couverture observée entre des dates voisines pour une saison hivernale donnée, depuis la date de la première carte des glaces jusqu'à la date de la dernière carte (Assel et Norton, 2001). On pose que la couverture moyenne des glaces lacustres avant la date de la première carte et celle de la dernière carte est de zéro. La couverture moyenne quotidienne de chacun des Grands Lacs sert au calcul de la couverture moyenne saisonnière, soit la somme des moyennes des couvertures de glace quotidienne au cours de l'hiver, divisée par 182 (nombre de jours entre le 1er décembre et le 31 mai suivant). La couverture moyenne saisonnière est calculée selon les jours où la couverture moyenne d'un lac était égale ou supérieure à 5 %.

La couverture saisonnière moyenne est un indice de la rigueur d'un cycle annuel des glaces. Les variables auxiliaires de ce cycle, calculées pour chaque hiver, sont les dates du calendrier julien où la couverture moyenne de glace observée sur le lac pour la première et la dernière fois était supérieure ou égale à 5 % et la durée de la couverture, soit la différence entre la date de la dernière et de la première observation des glaces.

La couverture maximale annuelle de la glace (CMAG) correspond au pourcentage maximal de l'étendue des glaces en une journée pendant une saison des glaces (hiver). Cet instantané peut être mesuré; il reflète l'ensemble des effets atmosphériques cumulatifs sur la glace lacustre. De plus, sa variabilité saisonnière et interannuelle peut être précisément consignée et analysée (Bai et coll., 2012). La tendance de la CMAG pour une période donnée peut être calculée (Wang et coll., 2012a,b; 2017a,b). Cependant, elle varie en fonction de la durée de la série chronologique, car il existe une variabilité multidécennale de la glace lacustre causée par le forçage thermique de l'eau et le forçage atmosphérique multidécennal (Wang et coll., 2018). L'anomalie de la CMAG est définie comme la différence entre la CMAG quotidienne et la moyenne climatologique de la CMAG quotidienne au cours de la période de 1973 à 1990.

Une méthode fondée sur les anomalies permet de faire état des sous-indicateurs des tendances climatiques (niveaux d'eau, précipitations, couverture de glace, températures des eaux de surface); elle a été mise en œuvre pour les rapports de l'*État des Grands Lacs 2019*.

La méthode consiste à définir une période de référence et à y comparer les tendances sur 10 ans, sur 30 ans et à long terme (période d'enregistrement entière) pour déceler les « anomalies » ou les « écarts ». La période de référence ne va pas plus loin que 1990, puisqu'on s'attend à ce que les effets accélérés des « changements climatiques » se manifestent après cette année. La longueur des périodes de référence varie pour les quatre rapports, mais comprend au moins 15 années de données fiables et exhaustives pour calculer les valeurs de base. Une méthode fondée sur les

anomalies aide à mettre en contexte les plus longues périodes d'enregistrement et à comparer les données historiques aux variations récentes qui surviennent dans l'écosystème. Cette méthode fournit d'autres renseignements révélateurs, en déterminant si les écarts ou les extrêmes augmentent ou diminuent au cours des différentes périodes, ce qui sert à signaler les changements climatiques récents et leurs effets sur les Grands Lacs. Auparavant, les tendances ascendantes ou descendantes décrites dans les rapports sur les tendances climatiques de l'*État des Grands Lacs* indiquaient si le mouvement à long terme sur la période historique étudiée était à la hausse ou à la baisse.

Une moyenne mobile (dont la longueur est déterminée par les auteurs) est utilisée pour les sous-indicateurs des tendances climatiques, car les mesures des précipitations, de la couverture de glace, des niveaux d'eau et des températures des eaux de surface sont non linéaires dans la plupart des cas (p. ex. il n'existe aucun lien inhérent entre les quantités de précipitation d'une année à l'autre). La moyenne mobile atténue la variation des fluctuations interannuelles pour aider à dégager les tendances sur une plus longue période (Wang et coll., 2018).

État de l'écosystème

Le sous-indicateur peut servir à évaluer les changements climatiques, en particulier dans le bassin des Grands Lacs. La modification des températures de l'air et de l'eau influe sur la formation de la glace lacustre, ce qui aura des répercussions sur les terres humides côtières, les milieux aquatiques littoraux et les milieux de l'arrière-pays. Plus important encore, la couverture de glace détermine la modification de la température de l'eau, la durée de la stratification et le comportement des poissons. Selon les observations (figure 1), la glace a atteint sa plus grande étendue pour chacun des Grands Lacs en 1977-1979, en 1994, en 2014 et en 2015. Pour les lacs Michigan, Érié et Ontario, la couverture maximale a été atteinte respectivement en 1977, en 1978 et en 1979 (figures 4, 6 et 7), selon la variabilité spatiale de la température de l'air et de la profondeur de l'eau (contenu thermique) de chaque lac.

Il y a une variabilité spatiale à la tendance de la CMAG. Le mouvement le plus fort est observé le long des côtes recouvertes d'une épaisse couche de glace du lac Supérieur, de la baie Georgienne, et du nord des lacs Huron et Michigan. Le mouvement est plus faible au large, où la couverture de glace est discontinue. Des recherches sont nécessaires pour cartographier les points de grille d'un lac à l'aide d'un système d'information géographique afin de calculer la tendance de chaque point. Les recherches en cours révéleront la distribution spatiale de la tendance dans l'ensemble des Grands Lacs (Mason et coll., 2016).

Au cours des hivers 2015-2016 et 2016-2017, la CMAG observée a été respectivement de 34 % et de 19 %, soit très inférieure à la moyenne à long terme de 55 % (figure 1). Cela s'explique surtout par l'occurrence simultanée d'un fort El Niño, d'une oscillation nord-atlantique (ONA) positive, de la phase chaude de l'oscillation atlantique multidécennale (OAM) et de la phase chaude de l'oscillation décennale du Pacifique (ODP).

Les températures de l'air au-dessus d'un lac sont l'un des rares facteurs qui déterminent la formation de la glace. Des températures hivernales froides augmentent le taux d'émission de la chaleur, ce qui accélère la vitesse de congélation. Des températures hivernales douces ont un effet déterminant similaire, mais l'émission de chaleur et la formation de glace sont ralenties. À l'échelle mondiale, la glace de certains lacs intérieurs semble se former plus tard et fondre plus tôt par rapport à la moyenne historique, selon une étude portant sur 150 années de données (Magnuson et coll., 2000). Ces tendances ajoutent aux preuves qui indiquent que la Terre se réchauffe depuis au moins 150 ans.

Liens

Ce sous-indicateur est directement lié aux autres sous-indicateurs des répercussions sur le bassin versant et des tendances climatiques. Il est indirectement lié aux sous-indicateurs des tendances des milieux humides, de l'évolution de l'habitat et des espèces de poisson.

Le gel et le dégel est essentiel à plusieurs écosystèmes aquatiques et terrestres. Plusieurs espèces de poisson dépendent de la glace pour protéger leurs œufs des prédateurs vers la fin de la saison hivernale. La glace littorale a la capacité de modifier le rivage, puisqu'elle peut empiéter sur la terre en période de gel hivernal. Même les écosystèmes de l'arrière-pays sont touchés par la quantité de glace qui se forme, en particulier dans le bassin des Grands Lacs. Des quantités moindres de glace permettent une plus grande évaporation de l'eau, qui retombe ensuite dans l'ensemble du bassin sous forme de neige. Ce phénomène peut avoir des conséquences pour les animaux comme le cerf, qui doivent creuser dans la neige pour trouver de la nourriture.

Selon le scénario du statu quo des émissions du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (scénario RCP 8,5), la moyenne annuelle des températures de l'air au-dessus de la partie canadienne du bassin des Grands Lacs devrait être d'environ 5 °C plus chaude dans les années 2080 (2070-2099) que dans les années 1990

(1986-2005) (Zhu et coll., 2018). Ce réchauffement pourrait agir sur la formation de glace sur les Grands Lacs et mener à des modifications de l'écosystème, comme il est indiqué plus loin.

Voici les liens avec d'autres sous-indicateurs de la série :

- Température de l'eau de surface – la couverture de glace a une forte corrélation avec la température de l'eau (r=0,5).
- Niveaux d'eau – la couverture de glace peut contrôler l'échange d'humidité et de chaleur entre le lac et l'atmosphère.
- Quantités de précipitations – la couverture de glace peut contrôler la neige d'effet de lac.
- Milieux humides côtiers – étendue et composition – la couverture de glace peut protéger l'érosion côtière.
- Durcissement des rives – une couverture de glace moindre expose le littoral aux vagues provoquées par les tempêtes hivernales, ce qui accélère l'érosion.
- Moules de la famille des Dreissénidés – la couverture de glace peut influencer la stabilité de l'eau, la structure de la température et la durée du réchauffement.
- Efflorescences algales nuisibles – des températures de l'eau supérieures et une couverture de glace moindre peuvent être liées à l'augmentation du nombre d'efflorescences algales et à leur survenue précoce.
- Produits chimiques toxiques dans les œufs des goélands argentés des Grands Lacs – une corrélation a été établie entre les niveaux de contaminants dans les œufs des goélands argentés et la couverture de glace, puisque la glace peut protéger les œufs du brassage des eaux.
- Le grand corégone, le cisco de lac et la perchaude dépendent de la couverture de glace.

Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Sans objet
Les données sont documentées et validées, ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X			
Les données proviennent d'une source connue, fiable et respectée, et il est possible d'en retracer l'origine.	X			
La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X			
Les données obtenues aux États-Unis sont comparables aux données obtenues au Canada.	X			
L'incertitude et la variabilité des données sont connues et se situent dans les limites acceptables aux fins du présent rapport.	X			

Renseignements supplémentaires

La couverture de glace est une caractéristique très facile à comprendre. La glace lacustre influence la glace des terres humides côtières, ce qui influence ces milieux (dont la gravité des tempêtes hivernales). Une moindre couverture de glace expose le littoral aux vagues générées par les tempêtes hivernales, ce qui accélère l'érosion. De plus, elle fait réfléchir la température, le vent et la chaleur emmagasinée dans le lac; il s'agit donc d'un bon indicateur des effets climatiques. La NOAA et le SCG recueillent annuellement les données de chaque lac par imagerie satellitaire. Une variabilité naturelle de l'étendue maximale de la glace est prise en compte dans l'interprétation.

Des recherches plus approfondies amélioreront la compréhension de la glace lacustre, de l'écosystème des Grands Lacs et des effets des changements climatiques (Bai et coll., 2015; Wang et coll., 2012b, 2018).

Remerciements

Auteurs :
Jia Wang Ph.D., climatologue spécialiste des glaces, Administration océanique et atmosphérique nationale (*Great Lakes Environmental Research Laboratory* [NOAA]), Ann Arbor, Michigan
Scott Weese, Service canadien des glaces (SCG), Environnement et Changement climatique Canada
Les auteurs ont analysé les données et ont créé les cartes.

Sources d'information

Austin, J.A. et S. Colman. 2007. Lake Superior summer water temperatures are increasing more rapidly than regional air temperatures: a positive ice-albedo feedback. Geophysical Research Letters, 34, L06604, doi:10.1029/2006GL029021.

Assel, R. 2005. Classification of Annual Great Lakes Ice Cycles: Winters of 1973–2002. Journal Of Climate, 18 : 4895-4905.

Bai, X., J. Wang, C. Sellinger, A. Clites et R. Assel. 2012. Interannual variability of Great Lakes ice cover and its relationship to NAO and ENSO. Geophysical Research Letters, doi:10.1029/2010JC006932.

Bai, X., J. Wang, R. Assel, D.J. Schwab, A. Clites, J. Bratton, M. Colton, J. Lenters, B. Lofgren, T. Wohlleben, S. Helfrich et J. Austin. 2015. A record breaking low ice cover over the Great Lakes during winter 2011/2012, Climate Dynamics, 44 (5) : 1187-1213.

Magnuson, J.J., D.M. Robertson, B.J. Benson, R.H. Wynne, D.M. Livingston, T. Arai, R.A. Assel, R.G. Barry, V. Carad, E. Kuusisto, N.G. Granin, T.D. Prowse, K.M. Stewart et V.S. Vuglinski. 2000. Historical trends in lake and river ice covering the Northern Hemisphere. Science, 289 (9) : 1743-1746.

Mason, L.A., C.M. Riseng, A.D. Gronewold, E.S. Rutherford, J. Wang, A. Clites, S.D. P. Smith et P.B. McIntyre. 2016. Fine-scale spatial variation in ice cover and surface temperature trends across the surface of the Laurentian Great Lakes. Climate Change, 1-13.

Wang, J., M. Ikeda, S. Zhang et R. Gerdes. 2005. Linking the northern hemisphere sea ice reduction trend and the quasi-decadal Arctic Sea Ice Oscillation**.** Climate Dynamics, 24 : 115-130, DOI: 10.1007/s00382-004-0454-5.

Wang, J., R.A. Assel, S. Walterscheid, A. Clites et X. Bai. 2012a. Great lakes ice climatology update: winter 2006 – 2011 description of the digital ice cover data set, NOAA Technical Memorandum GLERL-155, 37 pp. 2012.

Wang, J., X. Bai, H. Hu, A. Clites, M. Colton et B. Lofgren. 2012b. Temporal and spatial variability of Great Lakes ice cover, 1973-2010. J. Climate, DOI: 10.1175/2011JCL14066.1.

Wang, J., J. Kessler, F. Hang, H. Hu, A.H. Clites et P. Chu. 2017a. Great Lakes Ice Climatology Update of Winters 2012-2017: Seasonal Cycle, Interannual Variability, Decadal Variability, and Trend for the period 1973-2017, NOAA Technical Memorandum GLERL-170, 25 pp. 2017.

Wang, J., J. Kessler, F. Hang, H. Hu, A.H. Clites et P. Chu. 2017b. Analysis of Great Lakes Ice Cover Climatology: Winters 2012-2017, NOAA Technical Memorandum GLERL-171, 15 pp. 2017.

Wang, J., J. Kessler, A. Assuncao, X. Bai, Z. Yang, A. Clites, B. Lofgren, J. Bratton, P. Chu et G. Leshkevich. 2018. Decadal variability of Great Lakes ice cover in response to AMO and PDO, 1963-2017. J. Climate, DOI : 10.1175/JCLI-D-17-0283.1.

Liste des tableaux

Tableau 1. Anomalies de la tendance en régression linéaire de la CMAG (période de référence de 1973 à 1990), $x=a+bt$ en pourcentage (t = nombre d'années à partir de 0 en 1973, a est la constante et b est la tendance ou la pente).
Source : Wang et coll. (2017a)
Tableau 2. Paramètres statistiques (moyenne et écart-type) des anomalies de la CMAG (période de référence de 1973 à 1990) des Grands Lacs, selon les données de 1973 à 2018.
Source : Wang et coll. (2017a)

Liste des Figures

Figure 1. Série chronologique de la CMAG des Grands Lacs pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG).
Source : Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA, NIC et SCG

Figure 2. Série chronologique des anomalies des Grands Lacs de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA
Figure 3. Série chronologique des anomalies du lac Supérieur de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA
Figure 4. Série chronologique des anomalies du lac Michigan de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA
Figure 5. Série chronologique des anomalies du lac Huron de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA
Figure 6. Série chronologique des anomalies du lac Érié de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA
Figure 7. Série chronologique des anomalies du lac Ontario de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA

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

	a	b : tendance sur 10 ans (perte ou gain annuel en %)	b : tendance sur 30 ans (perte ou gain annuel en %)	b : tendance à long terme (perte annuelle en %)	Total des pertes jusqu'en 2018 (en %)
Supérieur	6,61	0,27	-0,96	**-0,75***	-34,61
Michigan	1,13	1,02	0,25	-0,28	-12,85
Huron	1,82	0,88	-0,19	-0,41	-18,94
Érié	2,36	-1,34	-0,07	-0,43	-19,63
Ontario	2,02	1,54	0,18	-0,35	-15,97
Bassin	2,77	0,80	-0,22	**-0,53***	-24,56

Tableau 1. Anomalies de la tendance en régression linéaire de la CMAG (période de référence de 1973 à 1990), $x=a+bt$ en pourcentage (t = nombre d'années à partir de 0 en 1973, a est la constante et b est la tendance ou la pente).
Source : Wang et coll. (2017a)

De 1973 à 2018	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario	Bassin
Moyenne	-11,07	-5,44	-7,86	-7,66	-6,14	-9,79
Écart-type	30,12	21,54	22,87	25,88	19,71	23,25

Tableau 2. Paramètres statistiques (moyenne et écart-type) des anomalies de la CMAG (période de référence de 1973 à 1990) des Grands Lacs, selon les données de 1973 à 2018.
Source : Wang et coll. (2017a)

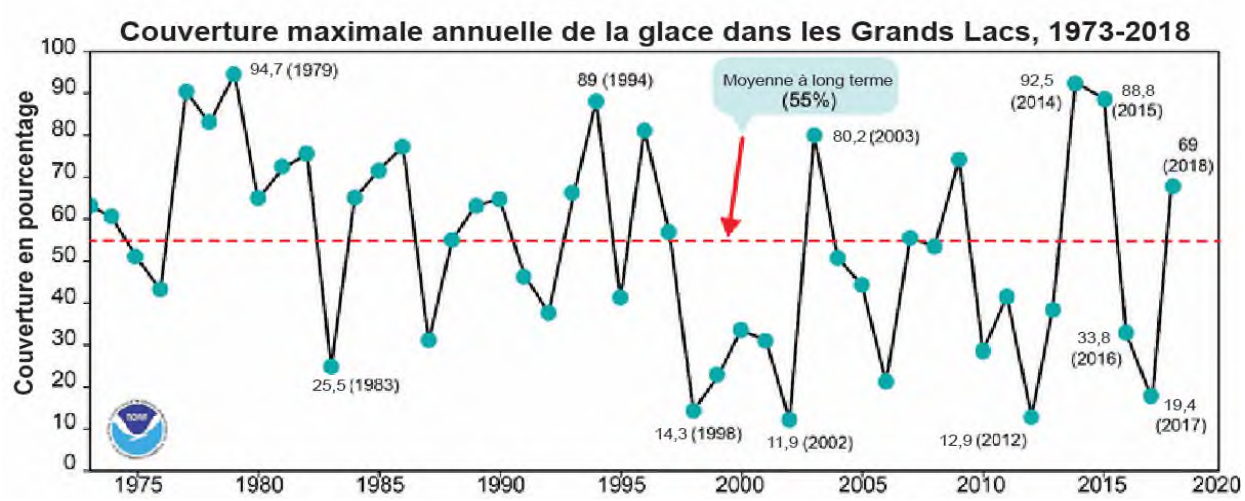


Figure 1. Série chronologique de la CMAG des Grands Lacs pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG).
Source : Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA, NIC et SCG

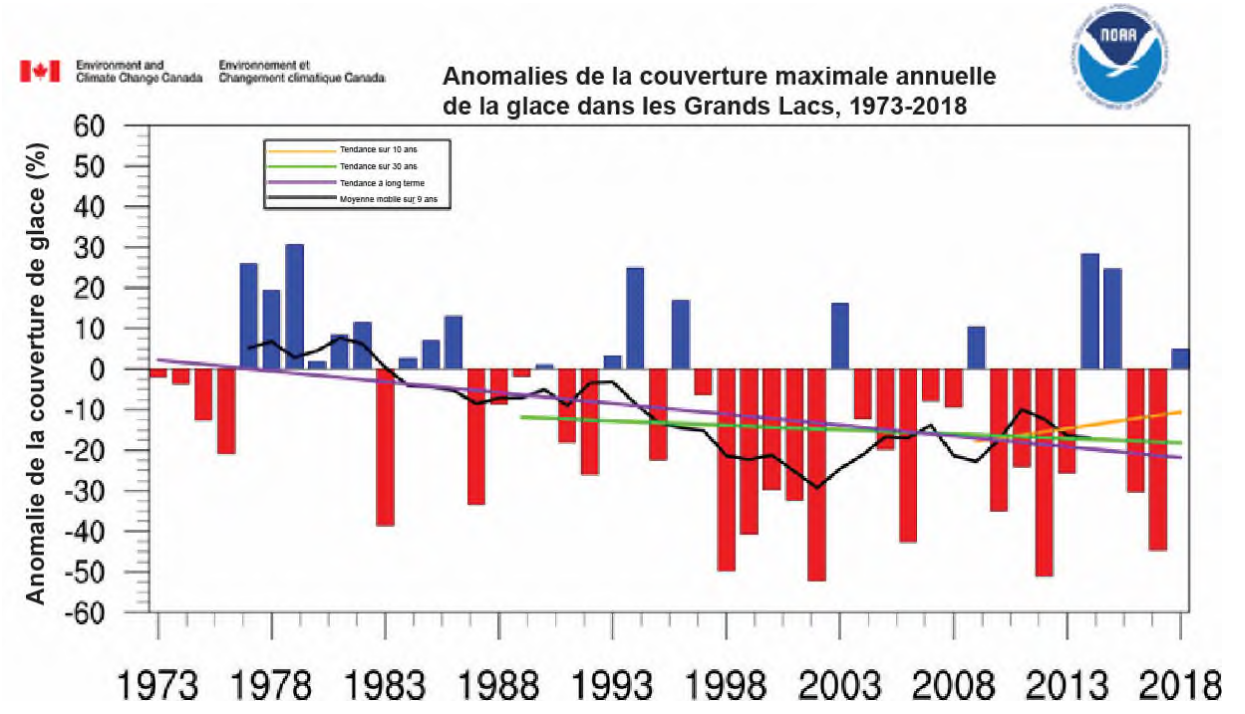


Figure 2. Série chronologique des anomalies des Grands Lacs de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA

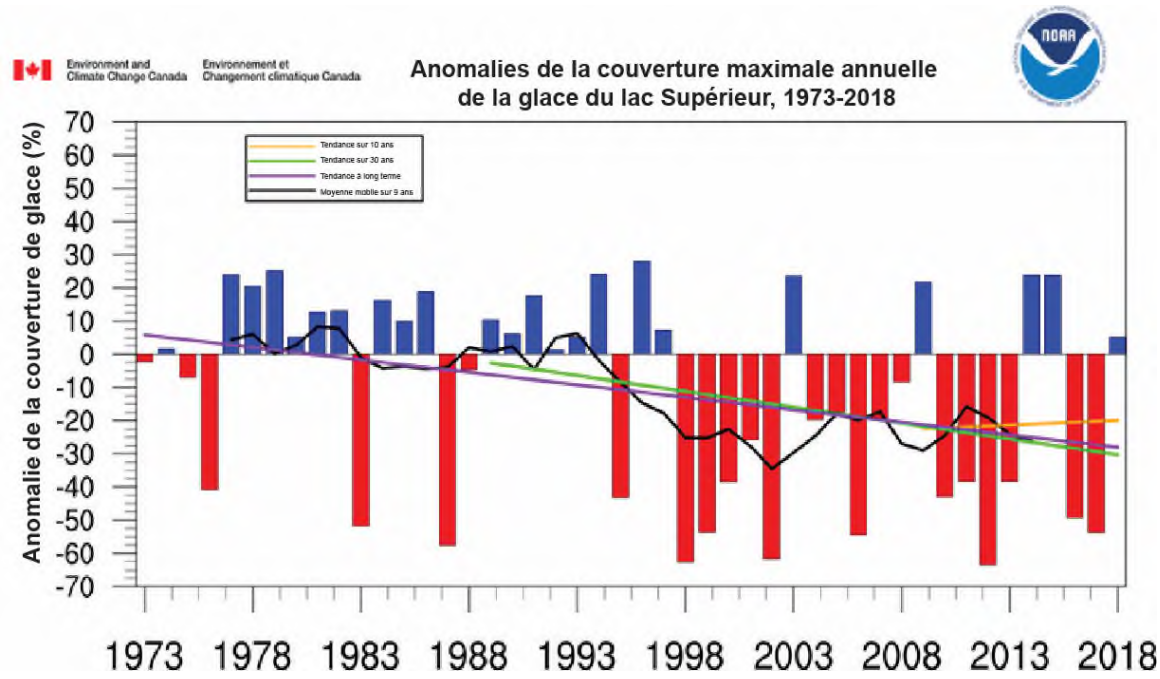


Figure 3. Série chronologique des anomalies du lac Supérieur de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA

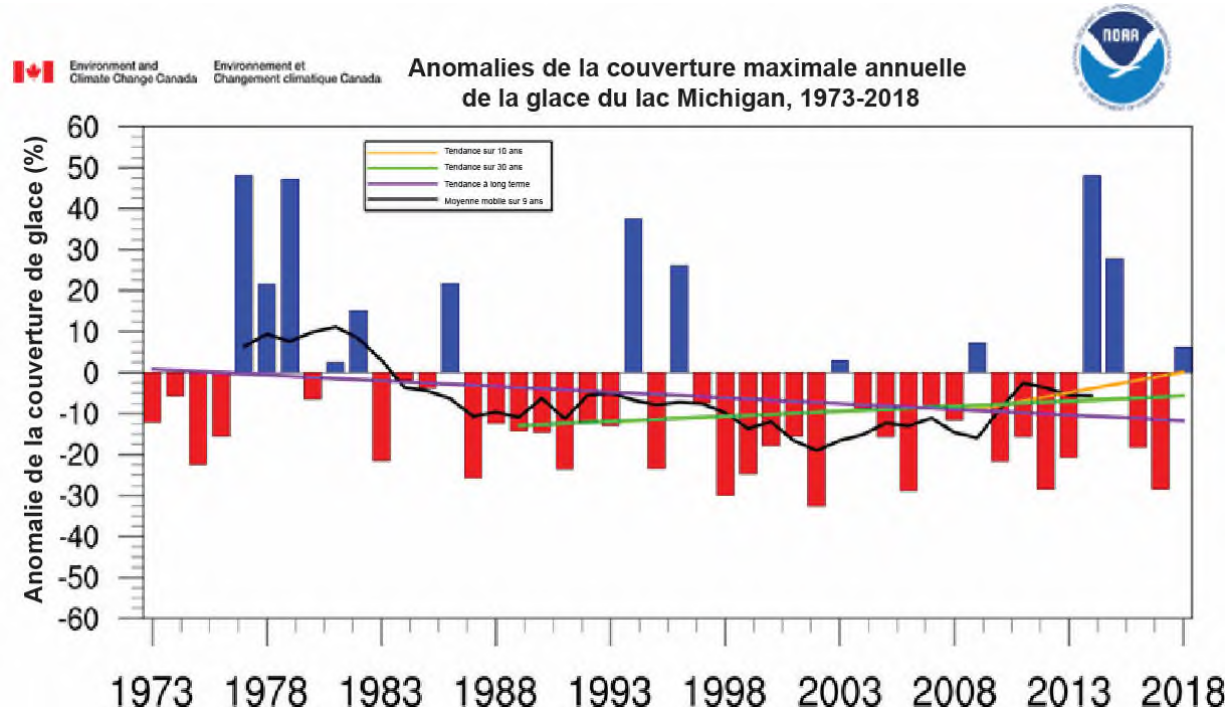


Figure 4. Série chronologique des anomalies du lac Michigan de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA

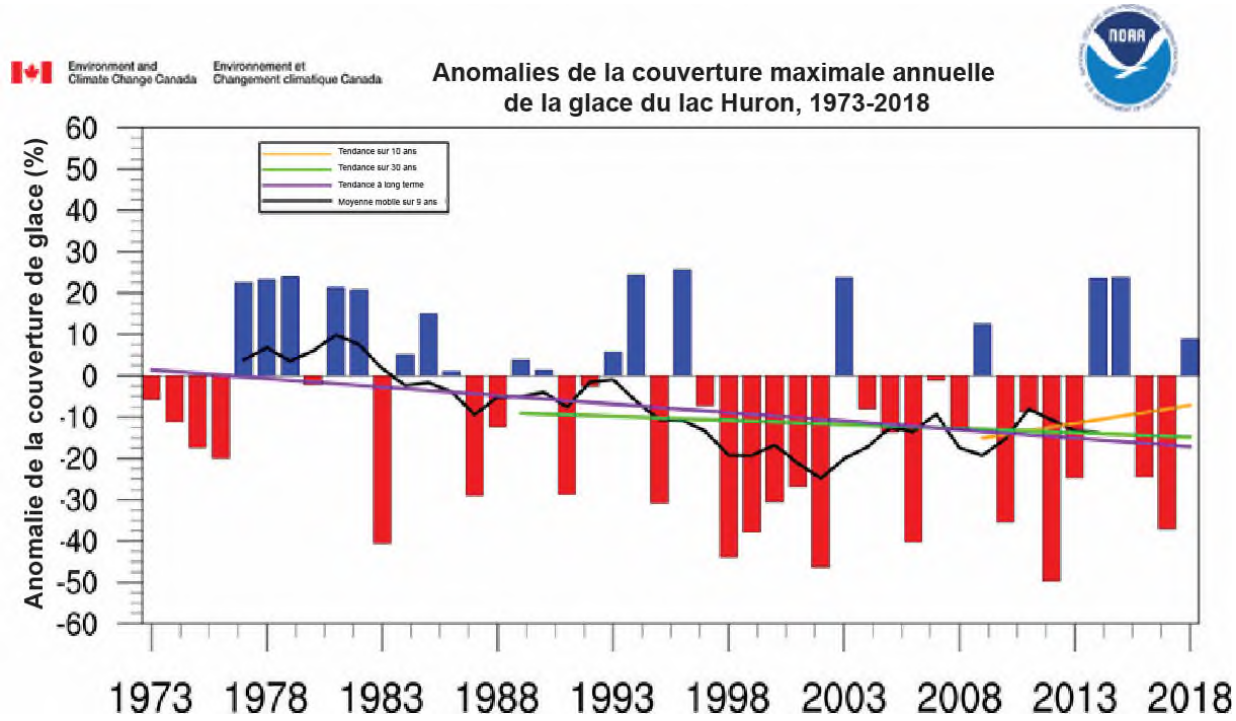


Figure 5. Série chronologique des anomalies du lac Huron de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA.

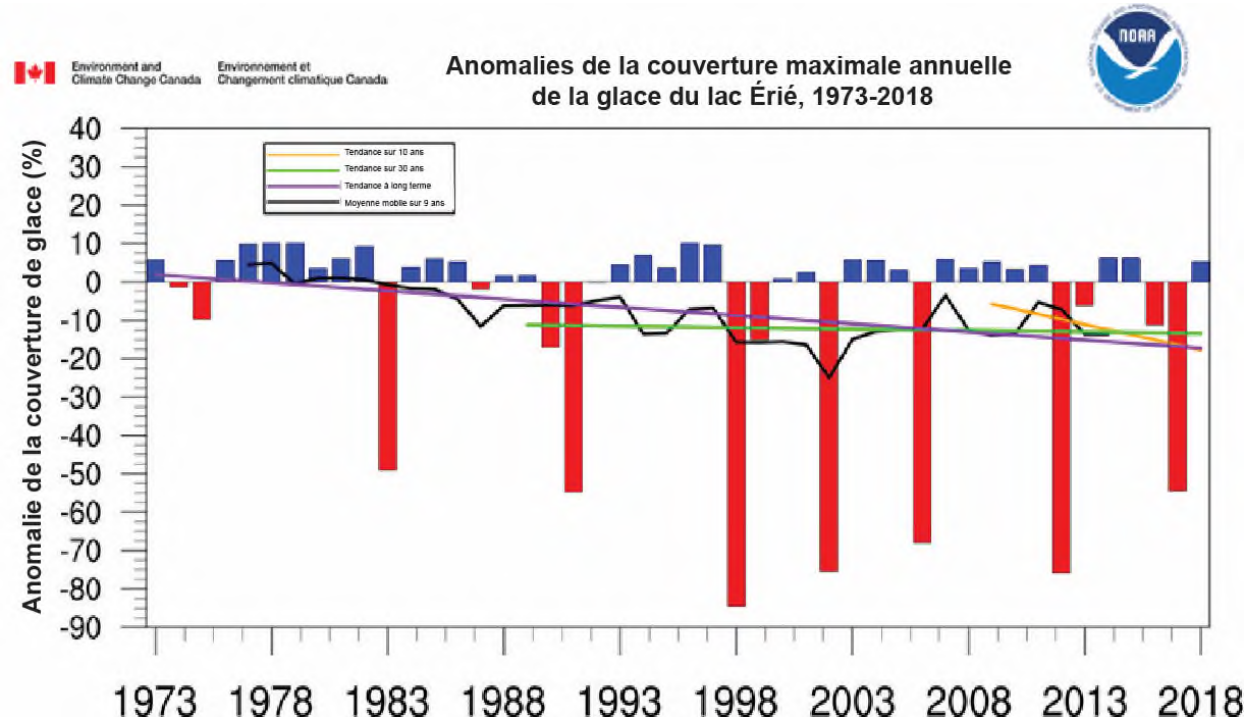


Figure 6. Série chronologique des anomalies du lac Érié de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA

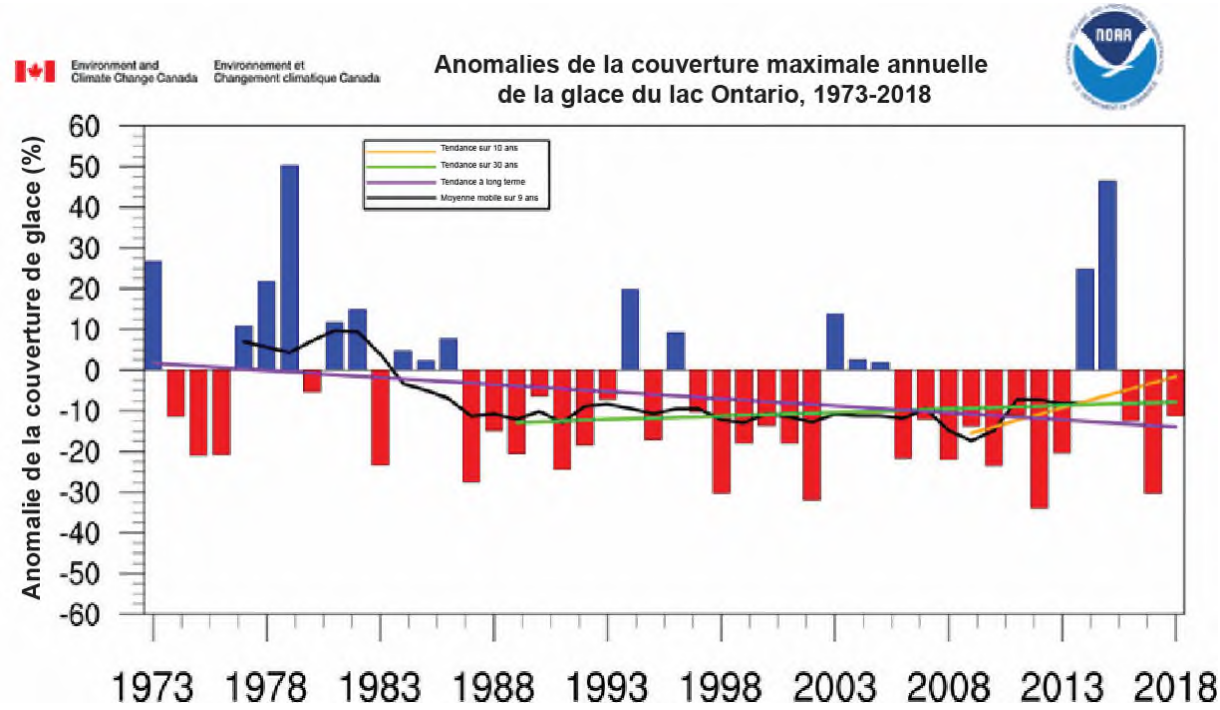


Figure 7. Série chronologique des anomalies du lac Ontario de la CMAG pour la période de 1973 à 2018, selon l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces (SCG). Les tendances des anomalies sur 10 ans (orange), sur 30 ans (vert) et à long terme (violet), de même que la moyenne mobile sur 9 ans (noir), sont aussi représentées.
Source : ECCC et NOAA