

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

## *RAPPORT TECHNIQUE*

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



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

Cat. No.: En161-3/1F-PDF (Imprimé)

ISSN 2292-1230 (Imprimé)

EPA 905-R-17-001

**Référence suggérée** : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis 2017. *État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique*. N° de catalogue En161-3/1E-PDF. EPA 905-R-17-001, disponible sur [binational.net](http://binational.net).

Source des photos de la page couverture : © Getty Images

# État des Grands Lacs 2017

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

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

---

## Table des Matières

1. Présentation.....	1
2. Que nous révèlent les indicateurs des Grand Lacs?.....	3
3. Les neuf indicateurs et 44 sous-indicateurs utilisés pour déterminer l'état des Grands Lacs .....	5
4. Processus d'évaluation des indicateurs.....	6
5. État des Grands Lacs.....	11
i) Eau Potable .....	12
(a) Eau potable traitée sous-indicateur rapport.....	13
ii) Plages.....	23
(a) Avis relatifs aux plages sous-indicateur rapport.....	24
iii) Consommation de poissons.....	46
(a) Contaminants dans le poisson comestible sou-indicateur rapport.....	47
iv) Produits chimiques toxiques.....	60
(a) Concentrations chimiques toxiques sous-indicateur rapport.....	62
(b) Produits chimiques toxiques dans les sédiments sous-indicateur rapport.....	75
(c) Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers des Grands Lacs sous-indicateur rapport .....	89
(d) Substances chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs sous-indicateur rapport.....	117
(e) Dépôt atmosphérique de substances chimiques toxiques sous-indicateur rapport.....	133
v) Habitat et espèces.....	150
(a) Amphibiens des terres humides côtières sous-indicateur rapport.....	153
(b) Oiseaux des terres humides côtières sous-indicateur rapport.....	172
(c) Poissons des milieux humides côtiers sous-indicateur rapport.....	191
(d) Invertébrés des terres humides côtières sous-indicateur rapport.....	200
(e) Végétaux des terres humides côtières sous-indicateur rapport.....	210
(f) Milieux humides côtiers : échelle et composition sous-indicateur rapport.....	224
(g) Connectivité des habitats aquatiques sous-indicateur rapport.....	230
(h) Phytoplancton sous-indicateur rapport.....	240
(i) Zooplancton sous-indicateur rapport.....	246
(j) Benthos sous-indicateur rapport.....	253
(k) <i>Diporeia</i> sous-indicateur rapport.....	264
(l) Poissons-proies sous-indicateur rapport.....	271
(m) Esturgeon jaune sous-indicateur rapport.....	280
(n) Doré jaune sous-indicateur rapport.....	297
(o) Touladi sous-indicateur rapport.....	305
(p) Oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux et ichtyophages sous-indicateur rapport.....	315
vi) Éléments nutritifs et algues.....	322
(a) Éléments nutritifs dans les lacs sous-indicateur rapport.....	324
(b) <i>Cladophora</i> sous-indicateur rapport.....	335
(c) Efflorescences algales nuisibles sous-indicateur rapport.....	352
(d) Qualité de l'eau des affluents sous-indicateur rapport.....	363
vii) Espèces envahissantes.....	373
(a) Impacts d'espèces aquatiques envahissantes sous-indicateur rapport.....	375

(b) Moules de la famille des Dreissénidés sous-indicateur rapport.....	386
(c) Grande lamproie marine sous-indicateur rapport.....	397
(d) Espèces terrestres envahissantes sous-indicateur rapport.....	406
viii) Eaux souterraines.....	425
(a) Qualité des eaux souterraines sous-indicateur rapport.....	426
ix) Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques.....	447
(a) Couvert forestier sous-indicateur rapport.....	450
(b) Couverture terrestre sous-indicateur rapport.....	461
(c) Facteurs de stress associés aux bassins versants sous-indicateur rapport.....	473
(d) Durcissement des rives sous-indicateur rapport.....	499
(e) Instabilité des affluents sous-indicateur rapport.....	509
(f) Population humaine sous-indicateur rapport.....	523
(g) Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs sous-indicateur rapport.....	539
(h) Température des eaux de surface sou-indicateur rapport.....	545
(i) Couverture de glace sous-indicateur rapport.....	554
(j) Niveaux d'eau sous-indicateur rapport.....	563
(k) Débit de base attribuable à l'écoulement souterrain sous-indicateur rapport.....	570
6. Conclusion et tableau sommaire des évaluations globales.....	580
7. Remerciements.....	581
Annexe 1 – Évaluation de la qualité des données.....	582
Annexe 2 – Définitions de l'état et des tendances pour les rapports sur l'État des Grands Lacs 2017.....	583
Annexe 3 – Suivi des progrès : Un point de vue différent.....	584
Annexe 4 – Acronymes et abréviations.....	585

## 1. Présentation

Les Grands Lacs renferment le cinquième des réserves mondiales d'eau douce de surface, et constituent l'un des écosystèmes les plus diversifiés du globe sur le plan écologique. Ils sont la source d'eau potable pour des dizaines de millions de Canadiens et d'Américains, et ils revêtent de l'importance pour l'économie du Canada et des États-Unis, car ils soutiennent, entre autres facteurs de croissance économique, les secteurs de la fabrication, des transports, de l'agriculture, du tourisme, des loisirs et de la production d'énergie propre.

Il y a 45 ans cette année, les gouvernements du Canada et des États-Unis signaient l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Les deux pays se sont alors engagés à œuvrer conjointement afin de rétablir et de protéger la qualité de l'eau et la santé de l'écosystème aquatique des Grands Lacs. Aux termes de l'Accord, les gouvernements du Canada et des États-Unis engageaient les gouvernements de l'Ontario, de l'Illinois, de l'Indiana, du Michigan, du Minnesota, de l'État de New York, de l'Ohio, de la Pennsylvanie et du Wisconsin, les tribus, les Premières Nations, les Métis, les gouvernements municipaux, les organismes d'aménagement des bassins versants, d'autres organismes publics locaux, l'industrie et la population à prendre des mesures pour faire en sorte que les Grands Lacs demeurent une ressource naturelle importante et vivante dont pourront profiter et jouir les générations actuelles et futures.

L'AQEGL de 2012 est formé d'une série d'articles et d'annexes. Les articles décrivent les objectifs généraux et spécifiques de l'Accord, définissent les principes et les approches et donnent des détails sur la structure et le processus visant sa mise en œuvre.

Le Canada et les États-Unis, les parties de l'AQEGL, se sont engagés à collaborer pour atteindre les neuf objectifs généraux suivants :

L'eau des Grands Lacs devrait :

- i. *fournir une source d'eau potable sécuritaire, de haute qualité;*
- ii. *permettre la baignade et d'autres activités récréatives sans restriction due à des préoccupations environnementales quant à la qualité;*
- iii. *permettre la consommation par les humains de poissons et d'espèces sauvages sans restriction due à la contamination par des polluants nocifs;*
- iv. *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;*
- v. *contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes;*
- vi. *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;*
- vii. *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;*
- viii. *être à l'abri des effets nocifs des eaux souterraines contaminées et*
- ix. *être dénuée d'autres substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur son intégrité chimique, physique ou biologique.*

Les 10 annexes de l'AQEGL, indiquées ci-dessous, décrivent les engagements visant des questions environnementales précises qui peuvent nuire à la qualité des eaux des Grands Lacs.

1. Champs d'intérêt
2. Gestion panlacustre
3. Produits chimiques sources de préoccupations mutuelles
4. Éléments nutritifs
5. Rejets provenant des bateaux
6. Espèces aquatiques envahissantes
7. Habitats et espèces

8. Eaux souterraines
9. Impacts des changements climatiques
10. Science

L'AQEGL de 2012 reconnaît que la mise en œuvre efficace des décisions, politiques et programmes de gestion doit reposer sur les meilleures données scientifiques, recherches et connaissances disponibles. L'annexe sur la science de l'AQEGL de 2012 impose aux États-Unis et au Canada d'améliorer la coordination, l'intégration, la synthèse et l'évaluation des activités scientifiques dans toutes les annexes de l'Accord. La science est le fondement de mesures d'aménagement et de décisions stratégiques qui s'inscrivent à l'appui de la réalisation des objectifs de l'Accord.

L'annexe 10 engage les Parties à établir des indicateurs écosystémiques pour « prévoir les menaces émergentes et pour mesurer les progrès relatifs à la réalisation des objectifs généraux et spécifiques [de l'AQEGL] ».

Les Parties se sont également engagées à produire tous les trois ans un « Rapport sur l'état des Grands Lacs » décrivant « les tendances environnementales panlacustres et les conditions propres aux lacs à l'aide d'indicateurs écosystémiques établis par les Parties ». L'évaluation des indicateurs revient en majorité au groupe de travail chargé des rapports et des indicateurs écosystémiques (Ecosystem Indicator and Reporting [EI&R] Task Team) aux termes de l'annexe 10.

Le Canada et les États-Unis (dirigés par Environnement et Changement climatique Canada et par la Environmental Protection Agency des États-Unis) évaluent l'état des Grands Lacs depuis 1994, comme le démontre le premier rapport État des Grands Lacs publié en 1995. En 1998, un ensemble d'indicateurs a été introduit pour permettre des évaluations uniformes et exhaustives, répétables entre les cycles de production de rapport. Avec le temps, les indicateurs ont été raffinés et renforcés. De plus, 44 sous-indicateurs appuient les neuf indicateurs utilisés pour déterminer l'état des Grands Lacs dans le cadre des rapports et servent à mesurer les progrès vis-à-vis des neuf objectifs généraux de l'Accord.

Aucune agence ou organisation n'a la compétence ou la capacité de surveiller, gérer, restaurer et protéger un écosystème de l'envergure des Grands Lacs; c'est pourquoi des centaines de personnes provenant de bon nombre d'organismes et d'organisations des deux côtés de la frontière participent à l'évaluation des conditions environnementales des Grands Lacs au moyen d'indicateurs écosystémiques. L'information contenue dans le présent *État des Grands Lacs – Rapport technique* a été recueillie grâce à la participation de plus de 180 scientifiques et spécialistes de la collectivité entourant les Grands Lacs tant au Canada qu'aux États-Unis. Ces spécialistes représentent plus de 30 organismes et organisations.

L'évaluation aide les gouvernements à cerner les défis actuels, nouveaux et émergents en ce qui a trait à la qualité de l'eau et à la santé des écosystèmes des Grands Lacs. Elle leur permet aussi de mesurer l'efficacité des politiques et des programmes mis en œuvre pour relever ces défis, et d'informer et de mobiliser d'autres intervenants.

*État des Grands Lacs 2017 Rapport technique.* Le présent rapport technique contient la totalité des rapports des sous-indicateurs qui ont été préparés par les auteurs et contributeurs principaux, ainsi que les évaluations des neuf indicateurs les plus élevés. Il renferme aussi des références détaillées aux sources des données. Les rapports sur les sous-indicateurs indiquent l'état et/ou la tendance se rapportant aux Grands Lacs et, lorsque ces données étaient disponibles, à l'échelle d'un bassin lacustre particulier.

*État des Grands Lacs 2017 : Faits saillants.* Le rapport sur les faits saillants est un résumé des évaluations de l'indicateur des écosystèmes préparé pour le document *État des Grands Lacs 2017 : Rapport technique*. Ce rapport met en lumière les conditions actuelles figurant dans la partie intitulée « Que nous révèlent les indicateurs des Grands Lacs? ». Un sommaire des évaluations des neuf indicateurs les plus élevés est inclus dans les pages suivantes du rapport, dont les évaluations suivantes : eau potable, plages, consommation de poissons, produits chimiques toxiques, habitat et espèces, éléments nutritifs et algues, espèces envahissantes, eaux souterraines, ainsi que répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques.

## 2. Que nous révèlent les indicateurs des Grands Lacs?

### **L'eau est-elle potable?**

Oui. Les Grands Lacs demeurent une source d'eau potable de grande qualité.

Eau Potable – État : Bon; Tendances : Inchangée

### **Peut-on se baigner à la plage?**

Oui. Cependant, certaines plages sont occasionnellement impropres à la baignade en raison de contaminations bactériennes.

Plages – État : Passable à Bon; Tendances : Inchangée

### **Le poisson est-il comestible?**

Oui. Cependant, la présence de contaminants dans le poisson fait en sorte que pour protéger la santé humaine, il faut imposer des limites à la quantité de poisson consommée.

Consommation de poissons – État : Passable; Tendances : Inchangée

### **Les lacs sont-ils exempts de niveaux de pollution nuisibles pour la santé humaine et l'environnement?**

En règle générale, oui. Cependant, dans certaines zones locales, y compris dans les secteurs désignés comme préoccupants, la concentration de polluants demeure un problème.

Produits chimiques toxiques – État : Passable; Tendances : Inchangée à S'améliore

### **Les lacs soutiennent-ils des milieux sains pour les terres humides et d'autres habitats d'espèces indigènes?**

Oui dans certains cas et non dans d'autres, et les résultats varient considérablement d'un endroit à l'autre.

Habitat et espèces – État : Passable; Tendances : Inchangée

### **Les lacs sont-ils exempts d'excès d'éléments nutritifs?**

Non. La charge en éléments nutritifs dans le lac Érié et dans certaines zones littorales des lacs Huron, Michigan et Ontario engendre de graves effets causés par la formation d'algues toxiques et nuisibles.

Éléments nutritifs et algues – État : Passable; Tendances : Inchangée à Se détériore

### **Gagnons-nous la guerre contre les espèces aquatiques envahissantes?**

Non. L'introduction de nouvelles espèces non indigènes a diminué, mais la propagation et les effets des espèces aquatiques envahissantes déjà présentes dans les lacs se poursuivent.

Espèces envahissantes – État : Médiocre; Tendances : Se détériore

### **Les eaux souterraines ont-elles un effet nocif sur la qualité de l'eau des lacs?**

En règle générale, non. Mais il existe certaines zones de contamination localisées.

Eaux souterraines – État : Passable; Tendances : Indéterminée

### **Les changements dans l'aménagement des terres ont-ils un effet sur les lacs?**

Oui. La croissance ainsi que l'aménagement et l'utilisation des terres imposent du stress aux eaux des Grands Lacs.

Répercussions sur le bassin versant – État : Passable; Tendances : Inchangée

**Généralement parlant, l'état des Grands Lacs est évalué comme étant *passable et inchangé*.** Des progrès ont été accomplis afin de restaurer et de protéger les Grands Lacs, y compris la réduction des produits chimiques toxiques, mais des problèmes comme les espèces envahissantes et les éléments nutritifs continuent de poser des défis. En outre, l'écosystème est vaste et complexe, et il peut mettre des années à réagir aux activités de rétablissement et aux changements de politiques.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

L'évaluation globale est basée sur neuf indicateurs écosystémiques qui évaluent la qualité de l'eau et à la santé des écosystèmes des Grands Lacs. L'évaluation prend également en compte les tendances climatiques. De plus, 44 sous-indicateurs appuient les neuf indicateurs utilisés pour déterminer l'état des Grands Lacs dans le cadre des rapports et servent à mesurer les progrès vis-à-vis des neuf objectifs généraux de l'Accord.

État :

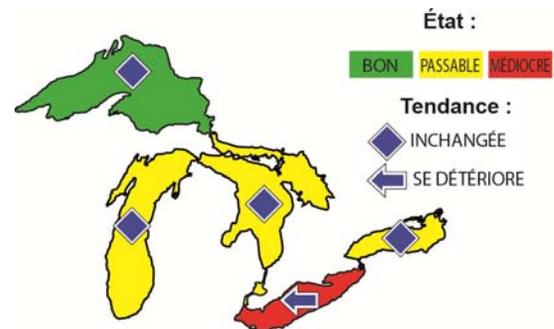


Extraits des objectifs généraux de l'AQEGL	Indicateur des Grands Lacs	État et tendance
Fournir une source d'eau potable sécuritaire	Eau potable	État : Bon; Tendance : Inchangée
Permettre la baignade et d'autres activités récréatives	Plages	État : Passable à Bon; Tendance : Inchangée
Permettre la consommation par les humains de poissons et d'espèces sauvages	Consommation de poissons	État : Passable; Tendance : Inchangée
Être dénuée de polluants	Produits chimiques toxiques	État : Passable; Tendance : Inchangée à S'améliore
Contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin de soutenir les espèces indigènes	Habitat et espèces	État : Passable; Tendance : Inchangée
Être dénuée d'éléments nutritifs dans des quantités favorisant la croissance d'algues et de cyanobactéries	Éléments nutritifs et algues	État : Passable; Tendance : Inchangée à Se détériore
Être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces envahissantes	Espèces envahissantes	État : Médiocre; Tendance : Se détériore
Être à l'abri des eaux souterraines contaminées	Eaux souterraines	État : Passable; Tendance : Indeterminée
Être dénuée de substances, de matériaux ou d'atteintes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur les eaux des Grands Lacs et qui ne sont pas inclus dans les autres objectifs généraux (ci-après)	Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques	<u>Répercussions sur le bassin versant :</u> État : Passable; Tendance : Inchangée <u>Tendances climatiques :</u> aucune évaluation globale

## Évaluation des lacs

L'évaluation globale des Grands Lacs est passable et inchangée. L'information relative aux indicateurs et aux sous-indicateurs peut également servir à déterminer l'évaluation globale de chaque lac. Le lac Supérieur est considéré comme bon et inchangé, et les lacs Michigan, Huron et Ontario sont évalués comme passables et inchangés. Quant au lac Érié, son état est médiocre et se détériore, bien qu'une diversité de tendances soit à l'œuvre dans le bassin du lac Érié.

Consulter l'annexe 3 pour Suivi des progrès : Un point de vue différent



## 3. Les neuf indicateurs et 44 sous-indicateurs utilisés pour déterminer l'état des Grands Lacs

Objectifs généraux de l'AQEGL	Indicateurs	Sous-indicateurs
<b>Objectif 1</b> : Être une source d'eau potable salubre et de qualité supérieure	<b>Eau potable</b>	Eau potable traitée
<b>Objectif 2</b> : Se prêter à la baignade et à d'autres usages récréatifs, sans restriction liée à des préoccupations concernant la qualité de l'environnement	<b>Plages</b>	Avis relatifs aux plages
<b>Objectif 3</b> : Permettre la consommation humaine de poissons et d'espèces sauvages, sans restriction due à des polluants nocifs	<b>Consommation de poissons</b>	Contaminants dans les poissons comestible
<b>Objectif 4</b> : 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	<b>Produits chimiques toxiques</b>	Concentrations des produits chimiques toxiques
		Produits chimiques toxiques dans les sédiments
		Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers des Grands Lacs
		Produits chimiques toxiques dans les œufs de goélands argentés des Grands Lacs
		Dépôt atmosphérique de produits chimiques toxiques
<b>Objectif 5</b> : Favoriser des milieux humides et d'autres habitats sains et productifs afin d'assurer la subsistance de populations d'espèces indigènes résilientes	<b>Habitat et espèces</b>	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 : échelle et composition
		Connectivité des habitats aquatiques
		Phytoplancton
		Zooplancton
		Benthos
		<i>Diporeia</i>
		Poissons-proies
		Esturgeon jaune
		Doré jaune
Touladi		
Oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux et ichtyophages		
<b>Objectif 6</b> : 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	<b>Éléments nutritifs et algues</b>	Éléments nutritifs dans les lacs
		<i>Cladophora</i>
		Efflorescences algales nuisibles
		Qualité de l'eau des affluents
<b>Objectif 7</b> : Être à l'abri de l'introduction et de la prolifération d'espèces aquatiques envahissantes et de l'introduction et de la prolifération d'espèces envahissantes qui ont une incidence négative sur la qualité des eaux des Grands Lacs	<b>Espèces envahissantes</b>	Impacts d'Espèces aquatiques envahissantes
		Moules de la famille des Dreissenidés
		Grande lamproie marine
		Espèces terrestres envahissantes
<b>Objectif 8</b> : Être épargnées par les effets nuisibles des eaux souterraines contaminées	<b>Eaux souterraines</b>	Qualité des eaux souterraines
<b>Objectif 9</b> : Être dépourvues d'autres substances, matières ou situations susceptibles de se répercuter négativement sur l'intégrité chimique, physique ou biologique des eaux des Grands Lacs	<b>Répercussions sur le bassin versant et tendance climatiques</b>	Couvert forestier
		Couverture terrestre
		Facteurs de stress associés aux bassins versants
		Durcissement des rives
		Instabilité des affluents
		Population humaine
		Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs
		Température des eaux de surface
		Couverture de glace
		Niveaux d'eau
		Débit de base attribuable à l'écoulement souterrain

## 4. Processus d'évaluation des indicateurs

### Qu'est-ce qu'un indicateur?

Un indicateur est un élément de preuve qui inclut des données ou des mesures et qui renseigne sur les conditions actuelles. La surveillance des éléments de preuve au fil du temps donne une indication des tendances. Les médecins utilisent des mesures spécifiques, telles que la pression sanguine et la température, pour évaluer la santé humaine. Pour évaluer des écosystèmes aussi vastes et complexes que les Grands Lacs, les indicateurs environnementaux constituent une approche utile et acceptée. Les indicateurs pour les Grands Lacs servent aux fins suivantes :

- Évaluer les conditions de l'écosystème et en faire le suivi;
- Comprendre les difficultés actuelles et émergentes;
- Orienter les programmes et politiques nécessaires pour prévenir ou aborder les problèmes environnementaux nocifs;
- Fournir l'information nécessaire afin d'établir les priorités quant à la recherche et à la mise en œuvre de programmes.

Les rapports sur les indicateurs de l'état des Grands Lacs présentent un portrait d'ensemble des conditions et des tendances visant cet écosystème complexe. Depuis la première Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CÉÉGL), qui s'est tenue en 1994, les indicateurs sont utilisés pour faire rapport sur les composants de l'écosystème des Grands Lacs.

### Les raisons de l'évaluation

Depuis l'industrialisation de la région, les Grands Lacs ont fait les frais d'une mauvaise gestion environnementale. Cependant, avec la signature du premier AQEGL en 1972, de nombreux efforts ont été déployés pour améliorer les conditions environnementales; plusieurs réussites en ont découlé, mais beaucoup de travail reste à accomplir. Des politiques, des règlements et des programmes sont en place pour remédier aux problèmes complexes qui touchent les lacs.

Le suivi des conditions de l'écosystème donne des renseignements précieux qui permettent de déterminer si des progrès ont été réalisés dans l'atteinte des buts et objectifs environnementaux pour les Grands Lacs. Les mesures de gestion sont-elles efficaces? Les conditions environnementales s'améliorent-elles ou se détériorent-elles? Pour répondre à de telles questions, il faut surveiller divers composants de l'écosystème. À l'aide de cette information, le Canada et les États-Unis font rapport de l'état des Grands Lacs tous les trois ans en vertu de l'engagement pris dans le cadre de l'AQEGL. Il ne faut pas oublier que l'écosystème est vaste et complexe et qu'il faut parfois des années aux lacs pour réagir aux activités de restauration.

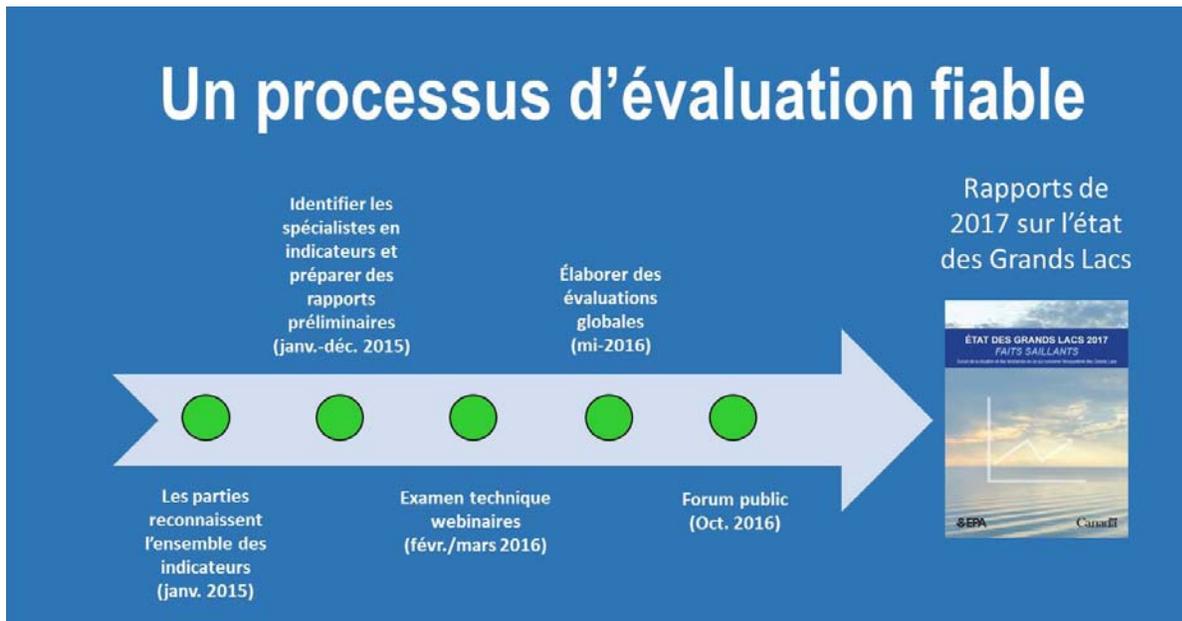
### La méthode d'évaluation

Un ensemble de neuf indicateurs écosystémiques exhaustifs et fondés sur la science, appuyés par 44 sous-indicateurs, servent à évaluer l'état de santé des Grands Lacs. Certains indicateurs sont appuyés par de multiples sous-indicateurs, tandis que d'autres sont appuyés par un seul sous-indicateur. Les indicateurs écosystémiques sont évalués relativement à l'état au moyen des termes **Bon**, **Passable** et **Médiocre**, tandis que les tendances sont définies au moyen des termes **S'améliore**, **Inchangé** et **Se détériore**. Lors de chaque cycle de production de rapports de trois ans, les experts préparent des évaluations à l'aide de données qui, dans la plupart des cas, proviennent de programmes de surveillance à long terme. Pour le présent rapport, les plus récentes données disponibles, généralement de la période allant de 2011 à 2014, ont été ajoutées aux données de surveillance à long terme. Plus de 180 experts représentant plus de 30 agences et organismes différents du Canada et des États-Unis ont contribué à la préparation des indicateurs. Le document *État des Grands Lacs 2017 : Faits saillants* est un résumé de l'information contenue dans les rapports des sous-indicateurs, qui sont inclus intégralement dans le document *État des Grands Lacs 2017 : Rapport technique*. Pour plus d'information sur l'approche de l'évaluation et sur les définitions, se reporter aux parties du présent rapport intitulées *Exemples d'évaluations – Comment sont-elles effectuées?*

## Rapport sur l'état des Grands Lacs : un processus robuste

Les travaux relatifs au rapport sur l'état des Grands Lacs sont dirigés par le groupe de travail chargé des rapports et des indicateurs écosystémiques (Ecosystem Indicator and Reporting [EI&R] Task Team) aux termes de l'annexe Science (annexe 10) de l'AQEGL.

Les indicateurs de l'état des Grands Lacs ont été révisés et améliorés à chaque cycle de rapport afin d'offrir des outils améliorés, à jour et représentatifs qui dressent l'état global des Grands Lacs de manière compréhensible et scientifique, et afin de pouvoir prendre des décisions éclairées en ce qui a trait au bassin des Grands Lacs. Les révisions visent également à établir un consensus sur les indicateurs parmi les organisations de gestion locales, provinciales, étatiques et fédérales, ce qui est nécessaire pour assurer l'efficacité de la collecte, de l'analyse et de la production de rapports visant toutes les données disponibles, car aucune organisation unique n'a les ressources ou le mandat appropriés pour examiner les conditions de la totalité de l'écosystème des Grands Lacs.



Le cycle de rapport sur l'état des Grands Lacs a commencé en 2014 avec la révision des indicateurs et l'étude des commentaires provenant de divers experts et organisations, par exemple la Commission mixte internationale. En janvier 2015, les Parties ont confirmé l'ensemble de neuf indicateurs sur la santé de l'écosystème, comparativement aux neuf objectifs généraux de l'AQEGL. Ces indicateurs sont, à leur tour, appuyés par 44 sous-indicateurs.

Ensuite, les auteurs des sous-indicateurs ont été nommés. Plus de 100 auteurs de sous-indicateurs et 80 contributeurs, représentant plus de 30 organismes et organisations, ont préparé la description de 44 sous-indicateurs ainsi que l'ébauche des rapports d'évaluation en 2015<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Le groupe de travail chargé des rapports et des indicateurs écosystémiques (Ecosystem Indicator and Reporting [EI&R] Task Team) a demandé à des scientifiques choisis (des paliers universitaires, étatiques, provinciaux et fédéraux ou autres) au fait des composants écosystémiques ou régionaux des Grands Lacs de préparer l'ébauche ou de réviser les termes, pour chacun de ces sous-indicateurs, d'une description (les documents guidant le contenu pour chaque rapport de sous-indicateur) et d'un rapport (l'évaluation de l'état et des tendances ainsi que des conditions de l'écosystème). Ces descriptions et rapports sont révisés ou préparés par les auteurs au début de chaque cycle de rapport afin d'assurer une évaluation exhaustive et précise des conditions de l'écosystème des Grands Lacs. Dans le cadre de ce processus, des considérations et recommandations futures ont été incluses dans les descriptions, le cas échéant, c'est-à-dire des références aux composants des zones littorales, des considérations sur les préoccupations mutuelles visant les produits chimiques, etc. Les recommandations de la CMI figurant dans le Rapport sur le projet des indicateurs écosystémiques des Grands Lacs (juin 2014) et dans celui sur les Indicateurs portant sur la santé humaine pour évaluer les progrès accomplis dans le cadre de l'AQEGL (juin 2014), au besoin et le cas échéant, ont également été considérées dans la mise à jour des descriptions.

Une partie de la révision abordait également les façons de simplifier l'ensemble des indicateurs dans le cadre des rapports sur l'état des Grands Lacs. Le terme « catégories d'indicateurs » précédemment utilisé fait désormais référence au terme « indicateurs », et le terme « indicateurs » précédemment utilisé fait désormais référence au terme « sous-indicateurs ». Dans le cadre du présent cycle de rapport (2016-2017), il existe 44 sous-indicateurs, appuyant les neuf indicateurs les plus élevés. Ces neuf indicateurs les plus élevés correspondent aux objectifs généraux de l'Accord; cependant, certains des objectifs généraux ont un sens plus large que celui des sous-indicateurs actuels qui leur correspondent. C'est pourquoi un raffinement plus marqué de ces indicateurs pourrait s'avérer nécessaire à l'avenir.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Une série de Webinaires de confirmation scientifique a été offerte en février et en mars 2016 pour assurer l'intégrité scientifique et la confiance de chacun des sous-indicateurs, et cette information a été ajoutée les ébauches évaluations de l'ensemble des indicateurs.

L'ébauche de rapport a été présentée au Forum public sur les Grands Lacs d'octobre 2016. Ce forum a donné aux États-Unis et au Canada l'occasion de discuter de l'état des Grands Lacs et d'accueillir les commentaires du public. Les indicateurs proposés et les sous-indicateurs à l'appui ont été ensuite finalisés, et ils sont à la base des documents *État des Grands Lacs 2017 : Faits saillants et Rapport technique*. Pour obtenir plus d'information sur le Forum, visitez <https://binational.net/fr/2016/11/25/glpf-fppl-2016-presentations-videos/>.

## Des évaluations qui inspirent confiance

En faisant participer des centaines d'experts ainsi que le public de la communauté des Grands Lacs, nous sommes assurés de la confiance des évaluations des indicateurs. Plus de 150 experts en la matière ont participé aux Webinaires de confirmation scientifique. Ces Webinaires ont évalué les ébauches des rapports des sous-indicateurs environnementaux utilisés pour évaluer l'état du bassin des Grands Lacs et ont révisé la compilation des sous-indicateurs dans l'ensemble des évaluations des indicateurs. Les ébauches d'évaluations de l'état et des tendances pour les sous-indicateurs et les indicateurs ont été préparées au moyen des données binationales disponibles et en faisant appel au meilleur jugement professionnel. Pour plus d'information sur la qualité des données, consulter l'annexe 1.

En plus de l'examen de confirmation scientifique, des centaines de participants du public ont vu la présentation des ébauches d'évaluation au Forum public et par l'entremise d'un Webinaire. Tous les auteurs des rapports sur les sous-indicateurs ont également eu l'occasion de réaliser une révision technique de l'ébauche du rapport intitulé *Faits saillants* en décembre 2016. Un examen d'alerte précoce, dernière étape du processus de révision, a été réalisé avant la publication du rapport *État des Grands Lacs 2017 : Faits saillants* afin de vérifier qu'il n'existe aucune erreur critique. Cet examen d'alerte précoce a été distribué aux intervenants de l'AQEGL et des Grands Lacs.

## Exemples d'évaluations – Comment sont-elles effectuées?

État :

BON

PASSABLE

MÉDIOCRE

INDICATEUR	SOUS-INDICATEUR	BASSIN DES GRANDS LACS	LAC SUPÉRIEUR	LAC MICHIGAN	LAC HURON	LAC ÉRIÉ	LAC ONTARIO
Indicateur le plus élevé 1	Sous-indicateur A	Inchangée	Inchangée	S'améliore	Inchangée	Inchangée	S'améliore
	Sous-indicateur B	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore	Inchangée	Inchangée
	Sous-indicateur C	Inchangée	S'améliore	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée
	Sous-indicateur D	S'améliore	Aucun lac n'a été évalué de manière isolée L'évaluation globale pour le bassin des Grands Lacs est passable et en amélioration				
	Sous-indicateur E	S'améliore	Inchangée	Inchangée	Inchangée	S'améliore	S'améliore
	Sous-indicateur F	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée

## Évaluations de l'ensemble des indicateurs = Passable et Inchangé

La première étape exige une évaluation binationale pour chaque sous-indicateur.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Les auteurs doivent évaluer l'état et la tendance d'un des éléments visés pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs, ainsi que pour chacun des lacs en ce qui a trait à leur sous-indicateur respectif. Dans certains cas, l'auteur n'est pas en mesure de décider d'une détermination pour chaque lac (voir le sous-indicateur D) et ne peut qu'évaluer le bassin entier des Grands Lacs.

Le classement de l'état est rendu par les qualificatifs Bon, Passable et Médiocre, respectivement indiqués en vert, en jaune et en rouge. Un autre niveau de classement pour l'état : Indéterminé; il est indiqué en gris.

Le classement de la tendance est rendu par les qualificatifs Inchangé, Se détériore et Indéterminé, et ces mots sont inscrits dans chacune des cellules colorées. Pour plus d'information sur les définitions de l'état et des tendances, consulter l'annexe 2.

L'évaluation du bassin des Grands Lacs pour chaque sous-indicateur doit correspondre à la moyenne, en quelque sorte, de l'évaluation individuelle de chacun des cinq lacs. Le meilleur jugement professionnel des auteurs est également un point important dans la détermination de l'évaluation globale du bassin des Grands Lacs pour chaque sous-indicateur.

## État :

BON

PASSABLE

MÉDIOCRE

INDICATEUR	SOUS-INDICATEUR	BASSIN DES GRANDS LACS	LAC SUPÉRIEUR	LAC MICHIGAN	LAC HURON	LAC ÉRIÉ	LAC ONTARIO
Indicateur le plus élevé 1	Sous-indicateur A	Inchangée	Inchangée	S'améliore	Inchangée	Inchangée	S'améliore
	Sous-indicateur B	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore	Inchangée	Inchangée
	Sous-indicateur C	Inchangée	S'améliore	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée
	Sous-indicateur D	S'améliore	Aucun lac n'a été évalué de manière isolée L'évaluation globale pour le bassin des Grands Lacs est passable et en amélioration				
	Sous-indicateur E	S'améliore	Inchangée	Inchangée	Inchangée	S'améliore	S'améliore
	Sous-indicateur F	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée

### Évaluations de l'ensemble des indicateurs = Passable et Inchangé

Il reste à déterminer une évaluation globale pour « l'indicateur 1 de niveau élevé ». Cette évaluation globale est calculée au moyen d'une méthode simple de pointage pour toutes les évaluations des lacs réalisées à partir des six sous-indicateurs.

Dans cet exemple, on constate, pour les évaluations de l'état, 10 indicateurs « Bon » (cellules vertes), 19<sup>2</sup> indicateurs « Passable » (cellules jaunes) et 1 indicateur « Médiocre » (cellule rouge). On constate également, pour les évaluations de tendance, 13<sup>3</sup> indicateurs « S'améliore », 12 indicateurs « Inchangé », aucun indicateur « Se détériore » et 5 indicateurs « Indéterminé ». L'évaluation globale pour cet indicateur de niveau élevé se traduirait donc par « Passable » et « Inchangé-S'améliore » puisqu'il existe des déterminations de tendances égales ou presque égales sur inchangé et amélioration.

L'état ou la tendance « Indéterminé » compte dans la détermination des évaluations si les données sont insuffisantes pour effectuer une évaluation du statut ou si diverses tendances sont remarquées. Toutefois, dans le cas où le

pointage « Indéterminé » a été utilisé par les auteurs en raison de l'absence de données, ces évaluations « Indéterminé » ne sont alors pas utilisées dans le processus de pointage.

---

<sup>2</sup>Dans le cas où seulement une évaluation globale des sous-indicateurs pour le bassin des Grands Lacs est fournie par les auteurs, aux fins du calcul de l'évaluation globale de l'indicateur, l'évaluation du bassin des Grands Lacs est également appliquée au bassin de chacun des lacs dans le cadre de cet exercice de pointage.

<sup>3</sup>Ibid

## 5. **État des Grands Lacs**

Ce chapitre comprend les 44 sous-indicateurs appuient les neuf indicateurs utilisés pour déterminer l'état des Grands Lacs dans le cadre des rapports et servent à mesurer les progrès vis-à-vis des neuf objectifs généraux de l'Accord.

# Eau Potable

État : Bon Tendance : Inchangée

Près de 30 millions d'Américains et la majorité des 11 millions de Canadiens vivant dans le bassin sont alimentés en eau potable à partir des Grands Lacs.



L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 énonce que « l'eau des Grands Lacs devrait [...] fournir une source d'eau potable sécuritaire, de haute qualité ».

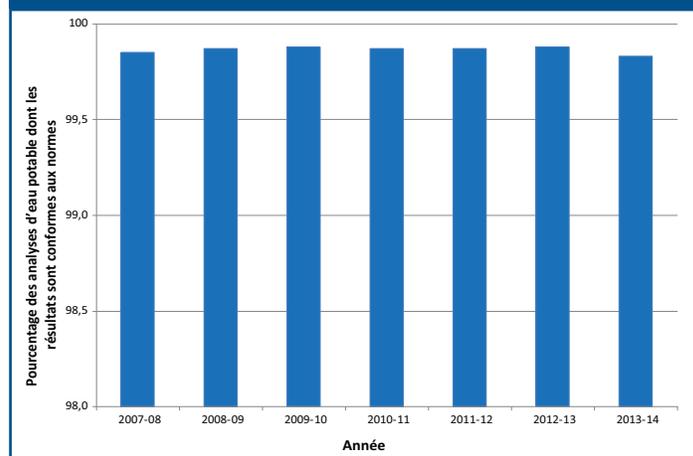
## Points saillants de l'évaluation

L'indicateur Eau potable montre que l'état de l'eau potable traitée au Canada et aux États-Unis est **bon** et que la tendance est **inchangée** depuis le dernier rapport en 2011. Ces données indiquent que les Grands Lacs continuent d'être une source d'eau potable de grande qualité, cependant, comme dans le cas de toute eau de source, celle des Grands Lacs doit être traitée pour qu'elle soit propre à la consommation.

Les organismes de l'Ontario et des États américains ont différentes façons d'analyser la qualité de l'eau potable traitée et d'en faire rapport; par contre, les deux pays comparent les paramètres microbiologiques, radiologiques et chimiques de l'eau potable traitée aux normes liées à la santé. En Ontario, près de 60 % de la population tire son eau potable des Grands Lacs et les tests de l'eau potable traitée ont satisfait aux normes de qualité de l'Ontario en cette matière entre 99,83 % et 99,88 % du temps pour la période comprise entre 2007 et 2014. Aux États-Unis, entre 95 et 97 % de la population américaine habitant le bassin des Grands Lacs, soit environ 27 millions de personnes, ont eu droit à une eau potable qui a respecté toutes les normes de qualité

applicables liées à la santé pour la période comprise entre 2012 et 2014.

## Pourcentage de tests canadiens de l'eau potable qui répondent aux normes



## Sous-indicateurs appuyant l'évaluation de l'indicateur

Sous-Indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Eau potable traitée	Aucun lac n'a été évalué de manière isolée. L'évaluation du bassin des Grands Lacs est <b>bonne</b> et <b>inchangée</b>				

État : **BON** **PASSABLE** **MÉDIOCRE** **INDÉTERMINÉ**



## Sous-indicateur: Eau potable traitée

### Évaluation globale

**Situation : Bon**

**Tendance : Inchangée**

**Justification :** La qualité globale de l'eau de source et de l'eau traitée dans la partie ontarienne du bassin des Grands Lacs est bonne. Tout au long de la période de 2007 à 2014, le réseau de surveillance de l'eau de l'Ontario a rarement trouvé, dans l'eau de source, des concentrations de contaminants chimiques dépassant les normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario (NQEPO) n'y ont jamais trouvé non plus de concentrations de contaminants radiologiques dépassant les NQEPO. De 2005 à 2014, le pourcentage des résultats des analyses de l'eau traitée qui a dépassé les NQEPO a toujours été faible.

Dans l'ensemble, plus de 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, sont desservis par des systèmes d'approvisionnement en eau conformes qui satisfaisaient aux normes de qualité de l'eau potable basées sur la santé au cours des années 2012, 2013 et 2014. La tendance « inchangée » ne présente aucune augmentation ou diminution importante de la qualité de l'eau potable traitée, compte tenu des indices calculés de 98,6 % (2012), 97,4 % (2013) et 97,8 % (2014) pour les États des Grands Lacs.

### Évaluation lac par lac

On n'a pas évalué le bassin de certains lacs en particulier pour le présent rapport.

### 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.

Les approvisionnements en eau potable traitée devraient être libres de contaminants chimiques, microbiens et radiologiques nocifs et l'eau devrait être propre à la consommation.

### Objectif pour l'écosystème

Ce sous-indicateur appuie en particulier 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 de grande qualité et salubre ».

### État de l'écosystème

Il faut traiter même une eau de source de bonne qualité pour pouvoir la consommer en toute sécurité. Afin de réduire le risque de voir la contamination des eaux de source 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 eaux de source.

### Ontario

Le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario a fourni les données portant sur le volet canadien du présent rapport. Le Programme de surveillance de l'eau potable (PSEP) du ministère a fourni des données sur les eaux de source et la Division de la gestion de l'eau potable du ministère a fourni celles qui portaient sur l'eau potable traitée. Le PSEP est un programme à participation volontaire et à vocation scientifique administré en partenariat avec les municipalités et les Premières Nations. La Division de la gestion de l'eau potable est la principale responsable des activités opérationnelles et des programmes de protection et de distribution d'eau potable en Ontario, de la source au robinet. Les données sur les eaux de source 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. Il convient toutefois de signaler qu'elles n'incluent pas les données provenant de réseaux privés d'approvisionnement en eau et de petits réseaux non municipaux. Les données portant à la fois sur les eaux de source 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 intérieures.

Dans le présent rapport, on compare les résultats d'analyse d'échantillons d'eaux de source et d'eau potable 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.

## Eau de source

L'eau de source de bonne qualité constitue un élément important du réseau de 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 intérieures. Les microbes, les produits chimiques et les substances radioactives peuvent contaminer les sources d'eau potable. Il faut traiter l'eau de source pour qu'elle soit sans danger. En général, les eaux de surface exigent un traitement plus poussé que les eaux souterraines.

Le tableau 1 présente des résultats relatifs aux eaux de source produits par le PSEP à l'égard de treize paramètres et d'un test de dépistage de rayonnements. Le volet ontarien du rapport sur les sous-indicateurs compare les concentrations de contaminants dans les eaux de source 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 et on l'inclut pour examiner les répercussions possibles de l'industrie électronucléaire. Le test de dépistage de rayonnements a établi que d'autres paramètres radiologiques ont dépassé les NQEPO. La surveillance des eaux potables n'incluait pas de paramètres biologiques. En général, les microbes représentent une partie importante de tous les cas de dépassement des NQEPO par des paramètres de concentration.

Le nombre de réseaux de distribution d'eau potable dont les données sur les eaux de source sont résumées au tableau 1 a varié de 118 en 2007 (116 réseaux municipaux résidentiels et deux réseaux des Premières Nations) à 109 en 2014 (106 réseaux municipaux résidentiels et trois réseaux des Premières Nations). Au cours de la période de 2007 à 2014, les seuls paramètres dont les concentrations dans l'eau de source dépassaient les NQEPO étaient le fluor, le plomb, le sélénium, le trichloréthylène et l'acide nitrilotriacétique. Lorsque les concentrations d'un paramètre donné étaient élevées au cours de plus d'une année, il s'agissait toujours de manifestations répétées au même ou aux deux mêmes réseaux de distribution d'eau potable. Les concentrations élevées de fluor, de plomb, de sélénium et de trichloréthylène ont fait leur apparition dans les eaux souterraines et les concentrations élevées d'acide nitrilotriacétique, dans les eaux de surface. Les concentrations élevées de fluor, de plomb et de sélénium ont été causées par des dépôts biologiques naturels. De 2007 à 2014, les concentrations dans les eaux de source ont dépassé les NQEPO dans sept réseaux de distribution d'eau potable (6 % des réseaux au total). Il n'y a pas de résultats relatifs à l'atrazine pour la période de 2012 à 2014 parce que le PSEP ne surveillait pas les pesticides au cours de cette période.

En résumé, le pourcentage des réseaux de distribution d'eau potable où les concentrations de substances chimiques dans l'eau de source dépassaient les NQEPO a été faible au cours de la période de 2007 à 2014. On n'a pas constaté la présence de paramètres radiologiques à des concentrations dépassant les NQEPO. Les eaux de source de l'Ontario sont de bonne qualité.

## Eau traitée

La figure 1 présente les résultats d'analyses des eaux traitées pendant la période de 2004 à 2014. Les résultats proviennent de tous les réseaux municipaux de distribution d'eau potable résidentielle de l'Ontario. Le nombre de réseaux municipaux de distribution aux résidences de l'Ontario a varié de 729 en 2004 à 665 en 2014, principalement à cause de la fusion de réseaux. Depuis 2005-2006, le pourcentage des analyses satisfaisant aux NQEPO est demeuré stable, de l'ordre de 99,83 % à 99,88 %. L'eau traitée de l'Ontario est de bonne qualité.

Le tableau 2 présente une ventilation, selon le type de paramètre, du pourcentage des résultats de l'analyse de réseaux municipaux résidentiels qui satisfont aux NQEPO. Le pourcentage des analyses satisfaisant aux normes a été plus élevé dans le cas des paramètres microbiens que dans celui des paramètres chimiques. Toutes les analyses

radiologiques ont produit des résultats conformes aux normes. La catégorie des paramètres chimiques inclut les sous-produits de désinfection. Un pourcentage important du dépassement des NQEPQ par les paramètres chimiques (sous-produits de désinfection, par exemple) était attribuable au traitement de l'eau et ne reflète pas la santé écologique de l'eau de source.

## États-Unis

L'information fournie par les États-Unis pour les besoins du présent rapport porte avant tout sur l'eau potable finie ou traitée. Aux États-Unis, la Safe Drinking Water Act Reauthorization de 1996 oblige tous les services publics de distribution d'eau potable à produire de l'information annuelle sur la qualité de l'eau pour leurs consommateurs. Pour se conformer à ces obligations, les services publics de distribution d'eau des États-Unis produisent un rapport annuel sur la confiance des consommateurs et la qualité de l'eau (CC/WQR). Ce rapport fournit de l'information sur le type d'eau de source (c.-à-d. eaux de surface, eaux souterraines), la disponibilité d'évaluations de l'eau de source et un bref résumé de la vulnérabilité des réseaux de distribution d'eau potable :

- aux sources possibles de contamination;
- aux procédés de traitement de l'eau;
- à la contamination détectée dans l'eau potable distribuée;
- aux violations qui se sont produites;
- autres renseignements pertinents.

Les dossiers sur le nombre et le type d'infractions basées sur la santé sont aussi consignés dans le système d'information sur la salubrité de l'eau potable (SDWIS) de l'EPA des É.-U. Les infractions basées sur la santé aux États-Unis comprennent les violations des concentrations maximales de contaminants (CMC) (la concentration la plus élevée d'un contaminant permise dans l'eau potable), la concentration maximale de désinfectant résiduel (CMDR) (concentration la plus élevée de désinfectant permise dans l'eau potable) et la technique de traitement (TT) (procédé obligatoire qui doit réduire la concentration de contaminants dans l'eau potable). (Rapport de la CÉÉGL 2011 sur la qualité de l'eau potable, p. 235)

En 2012, la population totale des comtés du bassin des Grands Lacs des États de l'Illinois, de l'Indiana, du Michigan, du Minnesota, de New York, de l'Ohio, de la Pennsylvanie et du Wisconsin s'établissait à 26 857 596 habitants et elle était desservie par 4 292 réseaux de distribution d'eau au total. Il importe de signaler que les habitants d'un comté limitrophe traversé par la frontière du bassin des Grands Lacs n'obtiennent pas tous de l'eau des Grands Lacs et c'est pourquoi les statistiques démographiques ne représentent pas le nombre de personnes qui tirent leur eau potable des Grands Lacs.

Sur la population totale, 97,1 % des habitants recevaient de l'eau potable conforme à toutes les normes applicables sur la qualité de l'eau potable basée sur la santé et 94,2 % des réseaux d'approvisionnement en eau étaient conformes aux règlements sur la qualité de l'eau potable.

L'indice total de l'eau potable traitée s'établissait à 98,6 %.

Les indices calculés pour la qualité de l'eau potable traitée variaient de 95,9 % (Wisconsin) à 99,4 % (Indiana). L'indice calculé de 98,6 % correspond à une situation jugée « Bonne » parce qu'il a été satisfait aux normes relatives à l'eau potable basées sur la santé pendant au moins 95 % des mois-personnes en 2012.

De même, en 2013, la population humaine totale vivant dans les comtés du bassin des Grands Lacs dans les huit États des Grands Lacs s'établissait à 26 319 447 habitants desservis par 4 238 réseaux de distribution d'eau au total. Pour 95,7 % de la population totale, l'eau potable répondait aux normes de qualité de l'eau potable basées sur la santé et 94 % des réseaux de distribution d'eau étaient conformes aux règlements régissant la qualité de l'eau potable.

La plage des indices calculés variait de 93,9 % (Illinois) à 99,8 % (Minnesota et Pennsylvanie) en 2013. L'indice total de l'eau potable traitée s'établit à 97,4 %, calculé en « infractions par mois-personnes » par rapport aux « mois-personnes » sans infraction, et correspond à une situation jugée « Bonne » en 2013.

En 2014, la population humaine totale vivant dans les comtés du bassin des Grands Lacs des huit États des Grands Lacs s'établissait à 26 672 882 habitants desservis par 4 148 réseaux de distribution d'eau au total. Pour 95,4 % de la

population totale, l'eau potable répondait à toutes les normes de qualité basées sur la santé et 93,8 % des réseaux d'approvisionnement en eau étaient conformes aux règlements sur l'eau potable.

La plage des indices calculés s'étendait de 94 % (Ohio) à 99,8 % (Pennsylvanie) en 2014. L'indice total calculé s'établissait à 97,8 %, ce qui représente une situation jugée « Bonne » dans les États des Grands Lacs en 2014.

La figure 2 illustre le nombre total de mois-personnes moins la somme des infractions par mois-personnes sur le nombre total des mois-personnes. La figure 3 présente le pourcentage moyen du temps pendant lequel les réseaux communautaires de distribution d'eau potable et la population n'ont pas causé d'infractions basées sur la santé dans les comtés de Grands Lacs des États-Unis.

Par ailleurs, la figure 4 présente une ventilation comparative selon les États des Grands Lacs du nombre total d'habitants touchés par des dépassements relatifs à la qualité de l'eau potable dans les États des Grands Lacs en 2012, 2013 et 2014. En moyenne, 255 ou 6 % du nombre total de réseaux d'approvisionnement en eau des États des Grands Lacs ont été touchés par des infractions basées sur la santé causées par des dépassements des paramètres chimiques, microbiologiques, radiologiques, sous-produits de désinfection et traitement technique au cours des années 2012, 2013 et 2014. La figure 5 présente une ventilation procentuelle selon le type de dépassement portant sur la qualité de l'eau potable dans les infractions afférentes aux réseaux d'approvisionnement en eau pendant les années 2012, 2013 et 2014 dans les États des Grands Lacs.

## Liens

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

Le sous-indicateur Qualité des eaux souterraines est important parce que beaucoup de municipalités tirent leur eau potable de sources souterraines. La qualité de l'eau dans les affluents est importante parce que certaines municipalités s'approvisionnent en eau potable dans des affluents et que les affluents constituent la principale voie par laquelle les contaminants parviennent aux Grands Lacs. Les sous-indicateurs des précipitations dans le bassin des Grands Lacs, facteur de stress du bassin hydrographique, couverture forestière, couverture terrestre et instabilité des affluents sont reliés à ce sous-indicateur parce qu'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 les effluents et les Grands Lacs. Les proliférations d'algues toxiques peuvent contaminer par des toxines algales des sources d'approvisionnement en eau potable et c'est pourquoi les sous-indicateurs connexes que constituent les nutriments dans les lacs et la température des eaux de surface sont importants pour la qualité de l'eau potable. Les dépôts atmosphériques de substances chimiques toxiques et les concentrations des produits chimiques toxiques (en eau libre) peuvent avoir un effet sur les concentrations de substances toxiques aux prises d'eau potable.

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

## Commentaires des auteurs

Il serait bénéfique 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. L'évaluation de la qualité de l'eau potable et sa tendance sont les mêmes que dans le rapport précédent.

## Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X					
2. Il est possible de remonter à la source des données.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X					

## Évaluation de la qualité des données(U.S.)

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

Clarifying Notes:

\* = U.S. EPA is aware of inaccuracies and underreporting of some data in the U.S. EPA Safe Drinking Water Information System. U.S. EPA is working with the states to improve the quality of the data.

## Remerciements

Auteurs : Pat McInnis, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, Toronto (Ontario) 2015.

416-235-6204, [patrick.mcinnis@ontario.ca](mailto:patrick.mcinnis@ontario.ca)

Andrea Porter, Environmental Protection Agency des É.-U., Région 5, Chicago, Illinois  
312-886-4427, [porter.andrea@epa.gov](mailto:porter.andrea@epa.gov)

Collaborateurs :

Rita Bair, Environmental Protection Agency des É.-U., Région 5, Chicago, Illinois  
312-886-2406, [bair.rita@epa.gov](mailto:bair.rita@epa.gov)

Thomas Poy, Environmental Protection Agency des É.-U., Région 5, Chicago, Illinois  
312-886-5991, [poy.thomas@epa.gov](mailto:poy.thomas@epa.gov)

Nicole Singleton, Environmental Protection Agency des É.-U., Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois, 312-886-5254, [singleton.nicole@epa.gov](mailto:singleton.nicole@epa.gov)

Vergel Santos, Environmental Protection Agency des É.-U., Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois, 312-353-5627, [santos.vergel@epa.gov](mailto:santos.vergel@epa.gov)

## Sources d'information

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

Environnement Canada et Environmental Protection Agency. 2014. *Situation des Grands Lacs 2011*. N° de catalogue En161-3/1-2011F-PDF, EPA 950-R-13-002.

Environfacts : <http://www3.epa.gov/enviro/facts/sdwis/search.html>

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, ensemble de données du Programme de surveillance de l'eau potable, 2015

Personne-ressource : Pat McInnis, 416-235-6204, [patrick.mcinnis@ontario.ca](mailto:patrick.mcinnis@ontario.ca)

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspecteur en chef de l'eau potable, 2013-2014*, [https://archive.org/details/annualreport201200onta22405\\_201508](https://archive.org/details/annualreport201200onta22405_201508)

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspecteur en chef de l'eau potable, 2012-2013*, <https://archive.org/details/annualreport201200onta22405>

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

SDWIS Federal Reports Advanced Search : [http://ofmpub.epa.gov/apex/sfdw/f?p=108:1:::NO::P1\\_REPORT:WS](http://ofmpub.epa.gov/apex/sfdw/f?p=108:1:::NO::P1_REPORT:WS)

Environmental Protection Agency des É.-U. 2012-2014. Safe Drinking Water Information System database. On peut trouver des données tirées de cette base de données à l'adresse :

<http://water.epa.gov/scitech/datait/databases/drink/pivottables.cfm>

## Liste des tableaux

**Tableau 1.** Pourcentage des réseaux de distribution d'eau potable dont les résultats d'analyse de l'eau de source du PSPE à l'égard de certains paramètres ont satisfait aux normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario.

Sources : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, Système de gestion de l'information sur l'eau potable

**Tableau 2.** Ventilation selon le type de paramètre et l'année du pourcentage des résultats d'analyses d'eau potable de réseaux municipaux et résidentiels conformes aux normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario.

Source :

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspecteur en chef de l'eau potable, 2013-2014*, [https://archive.org/details/annualreport201200onta22405\\_201508](https://archive.org/details/annualreport201200onta22405_201508)

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspecteur en chef de l'eau potable, 2012-2013*, <https://archive.org/details/annualreport201200onta22405>

## Liste des figures

**Figure 1.** Tendances du pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui sont conformes aux normes de la qualité de l'eau potable de l'Ontario dans le cas des réseaux municipaux de distribution d'eau potable résidentielle.

Source :

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspecteur en chef de l'eau potable, 2013-2014*, [https://archive.org/details/annualreport201200onta22405\\_201508](https://archive.org/details/annualreport201200onta22405_201508)

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

**Figure 2.** Nombre total de mois-personnes moins la somme des infractions par mois-personnes/mois-personnes totaux

Sources : Système d'information sur l'eau potable salubre de l'EPA des É.-U.

**Figure 3.** Pourcentage moyen des réseaux communautaires d'eau potable et de la population qui n'ont pas connu d'infractions basées sur la santé dans les comtés des Grands Lacs des États-Unis.

Sources : Système d'information sur l'eau potable salubre de l'EPA des É.-U.

**Figure 4.** Ventilation comparative du nombre total d'habitants vivant dans les États des Grands Lacs touchés par des dépassements relatifs à la qualité de l'eau potable en 2012, 2013 et 2014.

Sources : Système d'information sur l'eau potable salubre de l'EPA des É.-U.

**Figure 5.** Pourcentage des dépassements basés sur la santé causés par les paramètres relatifs aux contaminants chimiques, microbiologiques, radiologiques, sous-produits désinfection et techniques de traitement.

Sources : Système d'information sur l'eau potable salubre de l'EPA des É.-U.

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Arsenic	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Atrazine	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	---	---	---
Baryum	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Fluor	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %
Plomb	99 %	99 %	100 %	100 %	99 %	100 %	100 %	100 %
Microcystine-LR	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Acide nitrilotriacétique	100 %	98 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Nitrates	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Nitrite	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Sélénium	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %	99 %
Trichloroéthène	97 %	99 %	98 %	98 %	98 %	98 %	98 %	99 %
Uranium	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Tritium	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Autres substances radiologiques	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

**Tableau 1.** Pourcentage des réseaux de distribution d'eau potable dont les résultats d'analyse de l'eau de source du PSPE à l'égard de certains paramètres ont satisfait aux normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario.

Sources : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, Système de gestion de l'information sur l'eau potable

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

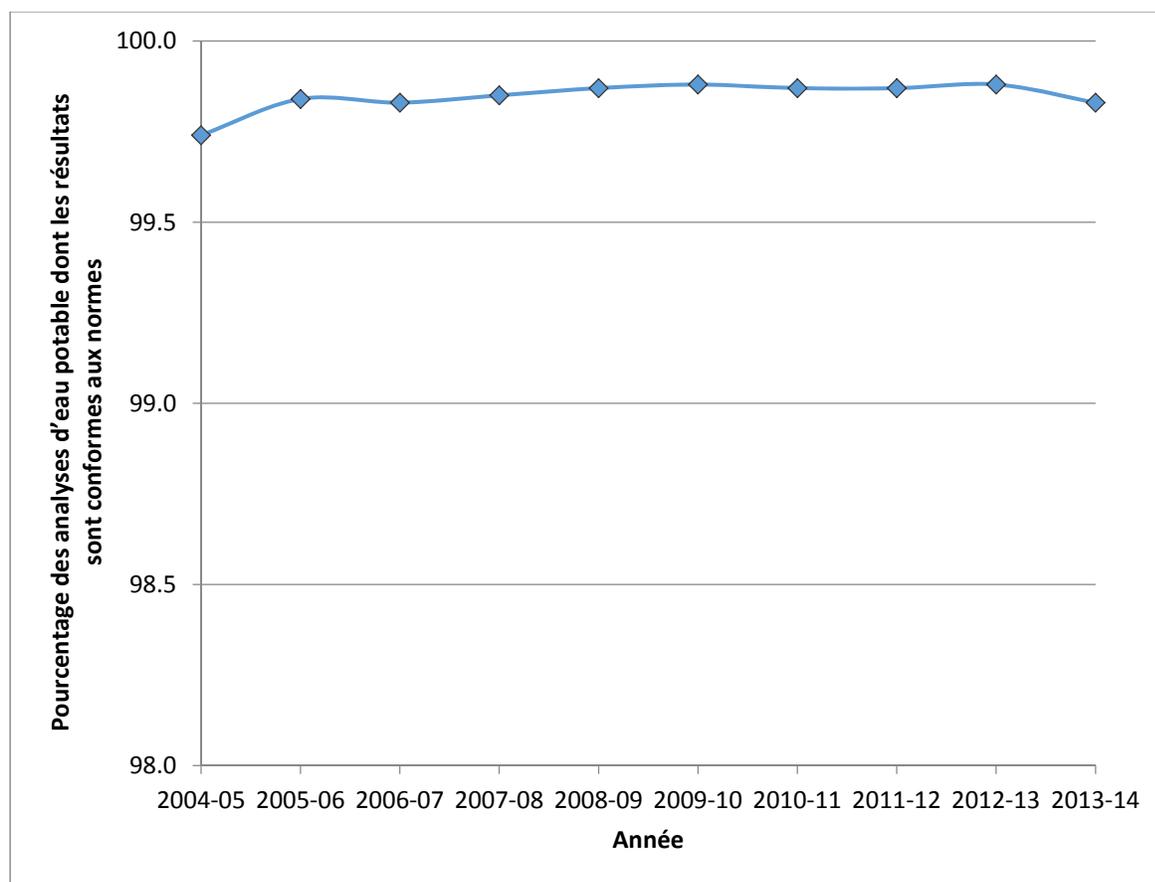
Type de paramètre	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014
Microbien	99,90 %	99,89 %	99,90 %	99,85 %
Chimique	99,67 %	99,69 %	99,76 %	99,68 %
Radiologique	100,00 %	100,00 %	100,00 %	100,00 %
<b>Total</b>	<b>99,87 %</b>	<b>99,87 %</b>	<b>99,88 %</b>	<b>99,83 %</b>

**Tableau 2.** Ventilation selon le type de paramètre et l'année du pourcentage des résultats d'analyses d'eau potable de réseaux municipaux et résidentiels conformes aux normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario.

Source :

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspecteur en chef de l'eau potable, 2013-2014*, [https://archive.org/details/annualreport201200onta22405\\_201508](https://archive.org/details/annualreport201200onta22405_201508)

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspecteur en chef de l'eau potable, 2012-2013*, <https://archive.org/details/annualreport201200onta22405>



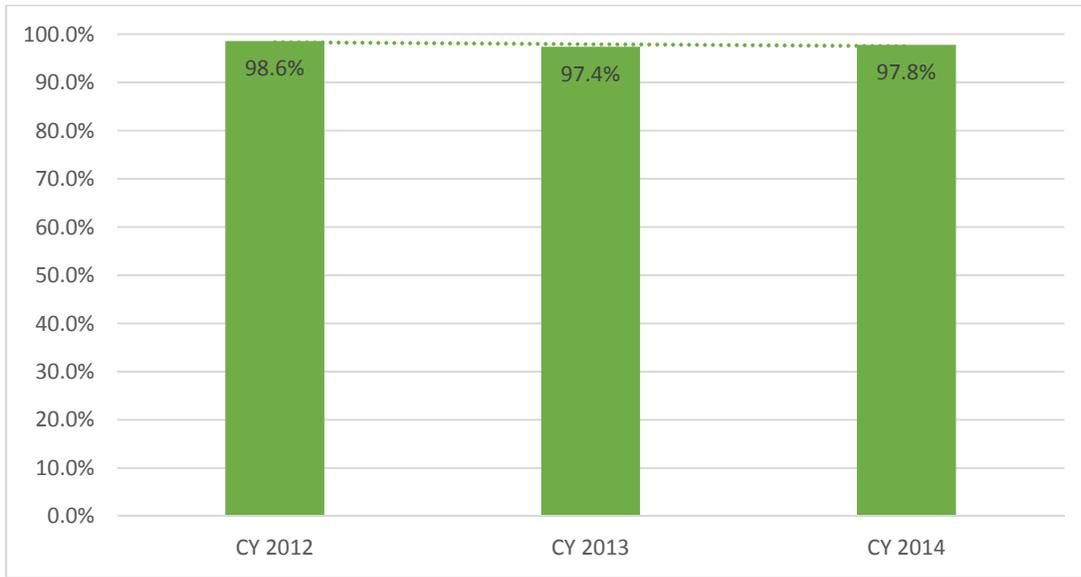
**Figure 1.** Tendence du pourcentage des résultats d'analyse de l'eau potable traitée qui sont conformes aux normes de la qualité de l'eau potable de l'Ontario dans le cas des réseaux municipaux de distribution d'eau potable résidentielle.

Source :

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspecteur en chef de l'eau potable, 2013-2014*, [https://archive.org/details/annualreport201200onta22405\\_201508](https://archive.org/details/annualreport201200onta22405_201508)

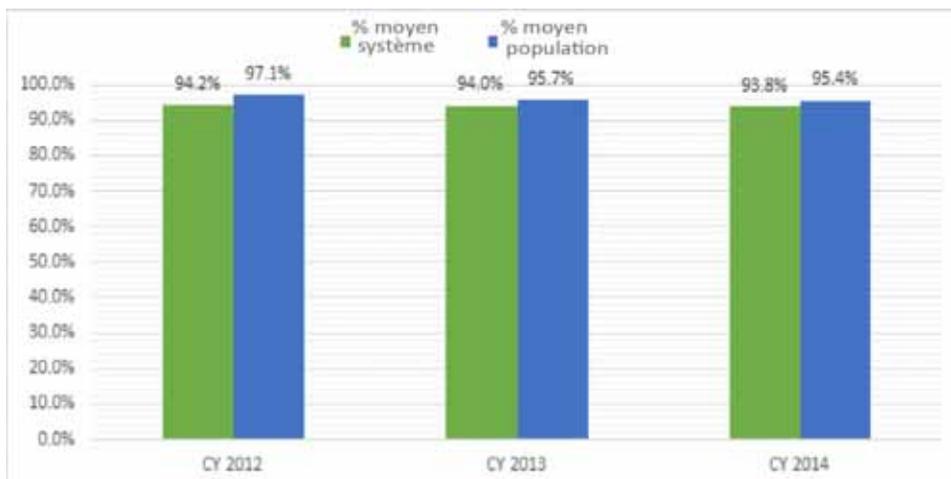
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, *Rapport annuel de l'inspecteur en chef de l'eau potable, 2010-2011*, <https://archive.org/details/annualreport201000snsn21683>

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 2.** Nombre total de mois-personnes moins la somme des infractions par mois-personnes/mois-personnes totaux

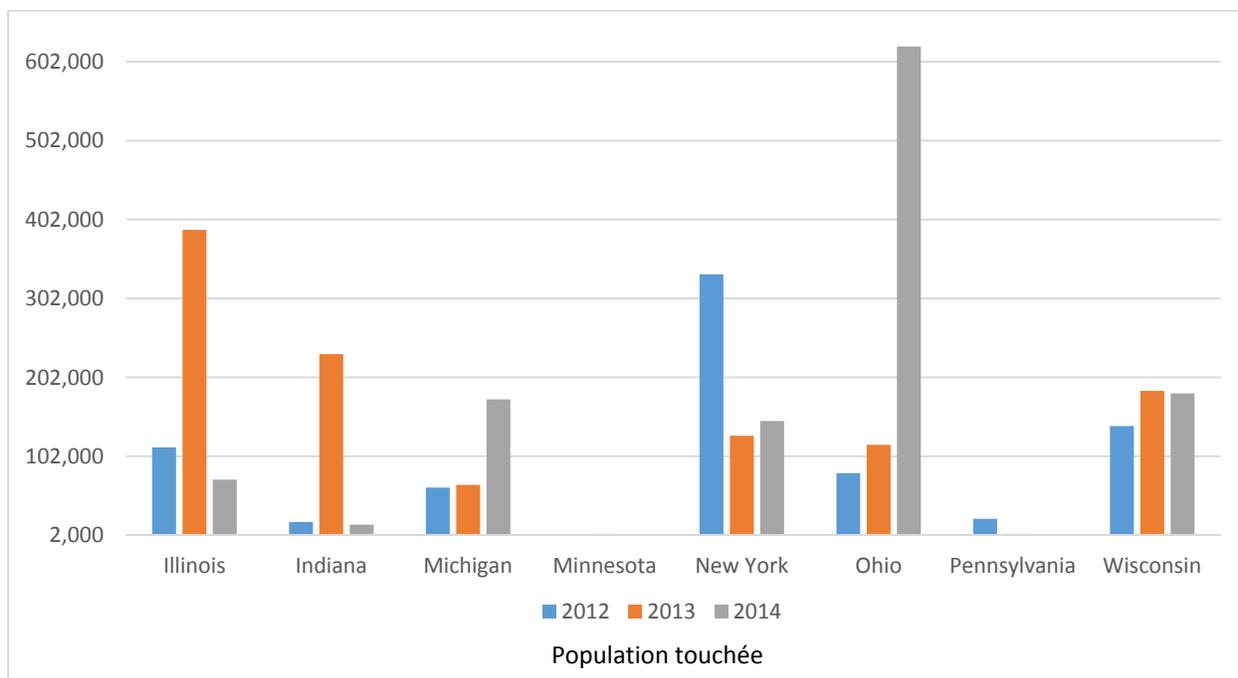
Sources : Système d'information sur l'eau potable salubre de l'EPA des É.-U.



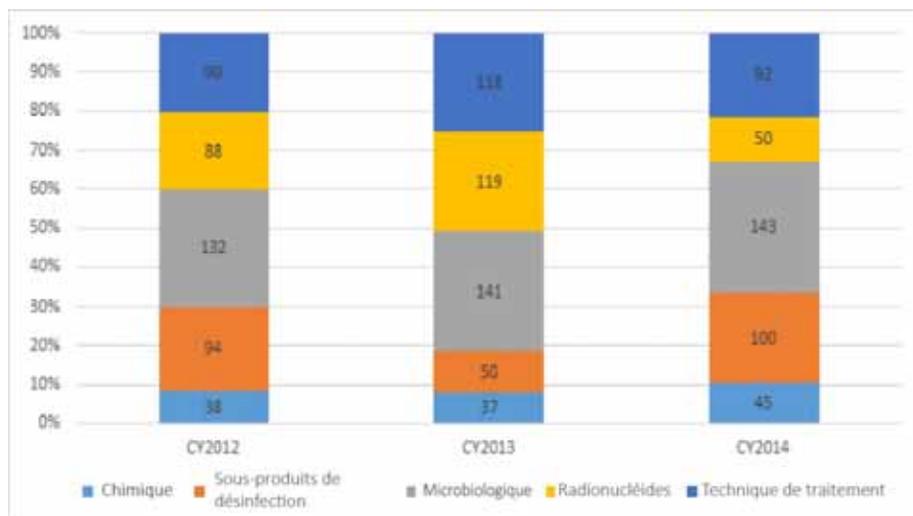
**Figure 3.** Pourcentage moyen des réseaux communautaires d'eau potable et de la population qui n'ont pas connu d'infractions basées sur la santé dans les comtés des Grands Lacs des États-Unis.

Sources : Système d'information sur l'eau potable salubre de l'EPA des É.-U.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 4.** Ventilation comparative du nombre total d’habitants vivant dans les États des Grands Lacs touchés par les dépassements relatifs à la qualité de l’eau potable en 2012, 2013 et 2014.  
Sources : Système d’information sur l’eau potable salubre de l’EPA des É.-U.



**Figure 5.** Pourcentage des dépassements basés sur la santé causés par les paramètres relatifs aux contaminants chimiques, microbiologiques, radiologiques, sous-produits désinfection et techniques de traitement.  
Sources : Système d’information sur l’eau potable salubre de l’EPA des É.-U.

# Plages

État : Passable à Bon Tendance : Inchangée

Chaque année, des millions de résidents et de touristes profitent des plages des Grands Lacs qui contribuent de façon importante aux économies locales. Or, certaines plages sont à l'occasion fermées en raison de contamination bactérienne causée par un débordement des réseaux de traitement des eaux usées, des eaux de ruissellement et d'autres sources.



L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 énonce que « l'eau des Grands Lacs devrait [...] permettre la baignade et d'autres activités récréatives sans restriction due à des préoccupations environnementales quant à la qualité ».

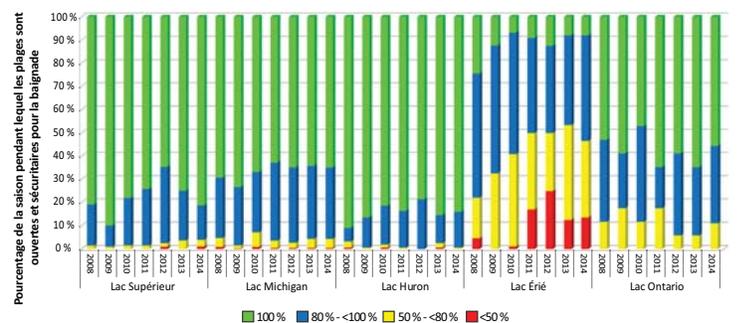
## Points saillants de l'évaluation

L'état global des plages se situe entre passable et **bon** et la tendance reste **inchangée** depuis 2011. L'indicateur Plages montre que de nombreuses plages surveillées des Grands Lacs sont propices à la baignade et à d'autres activités récréatives pendant la majorité de la saison de la baignade.

Les États-Unis et le Canada ont recours à des normes ou critères différents en matière de bactéries pour déterminer si une plage est impropre à la baignade ou à d'autres activités récréatives. Les normes ontariennes sont plus strictes, et l'Ontario diffuse donc davantage d'avertissements en matière de santé à propos de ses plages. Environ 1 000 plages le long du littoral des Grands Lacs sont surveillées chaque année relativement à la présence de la bactérie fécale *E. coli*. Entre 2011 et 2014, le pourcentage de jours où les plages canadiennes surveillées des Grands Lacs ont satisfait aux normes ontariennes en matière de bactéries concernant la baignade s'est situé en moyenne à 78 %. Les plages américaines surveillées des Grands Lacs, durant la même période, ont été ouvertes et propices à la baignade 96 % du temps en moyenne. Cependant, l'état des plages du lac Érié au Canada et aux

États-Unis s'est dégradé comparativement à la période couverte par le rapport précédent (2008 à 2010). Les sources de bactérie *E. coli* pour l'ensemble des Grands Lacs comprennent les usines de traitement des eaux usées, l'eau de ruissellement provenant de la terre après de fortes pluies, des installations septiques qui ne fonctionnent pas correctement, et même de grands groupes de goélands.

## Plages américaines des Grands Lacs : pourcentage de plages ouvertes par la saison par lac



## Sous-indicateurs appuyant l'évaluation de l'indicateur

Sous-Indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Avis relatifs aux plages	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Se détériore	Inchangée

État :	BON	PASSABLE	MÉDIOCRE	INDÉTERMINÉ
--------	-----	----------	----------	-------------



## Sous-indicateur : Avis relatifs aux plages

### Évaluation globale

Situation : Passable à Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** Le pourcentage de jours pendant lesquels les plages étatsuniennes surveillées des Grands Lacs ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade entre 2011 et 2014 correspond en moyenne à 96 % de la saison des plages. Cette tendance montre que la situation se détériore légèrement, puisque cette proportion était de 97 % en 2008-2010. Le pourcentage de jours pendant lesquels les plages canadiennes surveillées des Grands Lacs ont satisfait aux normes bactériologiques de l'Ontario entre 2011 et 2014 a été en moyenne de 78 %. La différence entre les États-Unis et le Canada pour ce qui est du pourcentage de plages ouvertes et de plages faisant l'objet d'un avis vient peut-être de ce que les critères utilisés par les deux pays pour la diffusion des avis sont différents.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** De 2011 à 2014, le pourcentage de jours pendant lesquels les plages étatsuniennes surveillées du lac Supérieur ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade correspond en moyenne à 98 % de la saison des plages. La tendance montre que la situation se détériore légèrement, puisque cette proportion était de 99 % de 2008 à 2010. On continue de s'efforcer de découvrir les sources de contamination des plages du lac Supérieur et d'y remédier. Au Canada, de 2011 à 2014, le pourcentage de jours pendant lesquels les plages surveillées du lac Supérieur ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade a été en moyenne de 89 % de la saison des plages. La tendance montre que la situation s'améliore légèrement, puisque cette proportion était de 88 % en 2008-2010.

#### Lac Michigan

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** De 2011 à 2014, le pourcentage de jours pendant lesquels les plages surveillées du lac Michigan ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade correspond en moyenne à 97 % de la saison des plages. La tendance montre que la situation n'a pas changé, puisque cette proportion était aussi de 97 % en 2008-2010. On continue de s'efforcer de découvrir les sources de contamination des plages du lac Michigan et d'y remédier.

#### Lac Huron

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** De 2011 à 2014, le pourcentage de jours pendant lesquels les plages étatsuniennes surveillées du lac Huron ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade correspond en moyenne à 99 % de la saison des plages. La tendance montre que la situation n'a pas changé, puisque cette proportion était aussi de 99 % en 2008-2010. On continue de s'efforcer de découvrir les sources de contamination des plages du lac Huron et d'y remédier. Au Canada, de 2011 à 2014, le pourcentage de jours pendant lesquels les plages surveillées du lac Huron ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade a été en moyenne de 82 % de la saison des plages. La tendance semble se détériorer légèrement, puisque cette proportion était de 83 % en 2008-2010.

#### Lac Érié

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

**Rationale :** De 2011 à 2014, le pourcentage de jours pendant lesquels les plages étatsuniennes surveillées du lac Érié ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade a été en moyenne de 75 % de la saison des plages. La tendance

montre que la situation se détériore, puisque cette proportion était de 85 % en 2008-2010. On continue de s'efforcer de découvrir les sources de contamination des plages du lac Érié et d'y remédier. Au Canada, de 2011 à 2014, le pourcentage de jours pendant lesquels les plages surveillées du lac Érié ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade a été en moyenne de 69 % de la saison des plages. La tendance semble se détériorer, puisque cette proportion était de 78 % en 2008-2010.

## Lac Ontario

Situation : Passable à bon

Tendance : Inchangée

Justification : De 2011 à 2014, le pourcentage de jours pendant lesquels les plages étatsuniennes surveillées du lac Ontario ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade a été en moyenne de 94 % de la saison des plages. La tendance montre que la situation s'améliore légèrement, puisque cette proportion était de 93 % en 2008-2010. On continue de s'efforcer de découvrir les sources de contamination des plages du lac Ontario et d'y remédier. Au Canada, de 2011 à 2014, le pourcentage de jours pendant lesquels les plages surveillées du lac Ontario ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade a été en moyenne de 77 % de la saison des plages. La tendance semble s'améliorer, puisque cette proportion était de 75 % en 2008-2010.

## Raison d'être du sous-indicateur

- Évaluer le nombre de jours pendant lesquels les plages des Grands Lacs sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade en évaluant les jours d'affichage sanitaire (messages ou avis de fermeture) associé à la baignade pour les zones récréatives (plages).
- 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 essentiellement exemptes d'agents pathogènes – de bactéries, de parasites et de virus – qui peuvent nuire à la santé humaine. Cet indicateur appuie les annexes 1 et 2 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012.

## Conditions écologiques

### Mesure

Veillez remarquer que, par souci de continuité, tous les résultats de 1999-2006 pour les plages des Grands Lacs ont été calculés et évalués de nouveau au moyen de la nouvelle méthode présentée pour le sous-indicateur dans le rapport de 2011. On calcule maintenant les avis relatifs aux plages en fonction du nombre de jours pendant lesquels une plage surveillée est ouverte et sécuritaire pour la baignade pendant la saison estivale plutôt qu'en évaluant le pourcentage des plages surveillées et non surveillées qui sont ouvertes pendant 95 % de la saison des plages. Seules les plages qui sont surveillées par des programmes de sécurité entrent dans l'analyse. Il faut également remarquer que les statistiques ont changé depuis le rapport *État des Grands Lacs* de 2011 en raison des nouvelles méthodes de déclaration utilisées dans le présent rapport, c.-à-d. qu'il est possible que les rapports antérieurs aient indiqué un plus fort pourcentage de plages qui étaient ouvertes pour la baignade et qui respectaient les normes bactériologiques.

La mesure utilisée est le pourcentage de jours pendant lesquels, au cours de la saison des plages, les plages surveillées des Grands Lacs 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 des plages (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 dont les comtés et les bureaux de santé font état sont utilisés.

## Point terminal

Pour chacun des bassins des Grands Lacs canadiens, la situation est considérée comme BONNE si les plages surveillées sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant au moins 80 % de la saison des plages. Si de 70 % à 79,9 % seulement des plages sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages au Canada, la situation est considérée comme PASSABLE; si moins de 70 % des plages sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages au Canada, la situation est considérée comme MAUVAISE.

Pour chacun des bassins des Grands Lacs étatsuniens, la situation est considérée comme BONNE si les plages surveillées sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant au moins 90 % de la saison des plages. Si de 80 % à 89 % seulement des plages sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages, la situation est considérée comme PASSABLE; si moins de 80 % des plages sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages, la situation est considérée comme MAUVAISE.

## Contexte

La surveillance des plages sert surtout à détecter les bactéries qui indiquent la présence éventuelle de microbes causant des maladies (pathogènes) qui proviennent de la pollution fécale. Les personnes qui se baignent dans de l'eau contaminée par des agents pathogènes peuvent contracter des maladies du système gastro-intestinal, des yeux, des oreilles, de la peau et des voies respiratoires supérieures. Lorsque les résultats de la surveillance révèlent des niveaux élevés de bactéries indicatrices, 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.

Un jour d'affichage sanitaire est un jour où des taux élevés d'*E. coli* ou d'autres organismes indicateurs sont signalés par les services de santé des comtés (États-Unis), les bureaux de santé (Ontario) ou les services de santé municipaux dans le bassin des Grands Lacs. *E. coli*, les entérocoques et d'autres microorganismes sont mesurés dans des échantillons d'eau des plages, parce qu'ils indiquent la présence possible d'agents pathogènes susceptibles de nuire à la santé humaine par contact avec le corps dans les eaux littorales utilisées à des fins récréatives.

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 toutes dernières connaissances scientifiques et visent à protéger les membres de la population qui participent à des activités au cours desquelles ils sont en contact avec de l'eau contre l'exposition à des niveaux nuisibles d'agents pathogènes.

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 tribus 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

Depuis la dernière période de production de rapports, le pourcentage des plages étatsuniennes des Grands Lacs qui ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade s'est légèrement détérioré (figure 1). Dans l'ensemble, le pourcentage des plages surveillées des Grands Lacs qui ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2011 à 2014 a été en moyenne de 96 % (pourcentage des jours de la saison des plages où les plages étaient ouvertes et ne faisaient l'objet d'aucun avis). La tendance semble se détériorer légèrement, puisque cette proportion était de 97 % en 2008-2010.

La proportion des plages étatsuniennes qui ont été ouvertes pendant toute la saison des plages (100 % du temps) de 2011 à 2014 a été de 64 % (figure 3). Ce qui indique que la tendance se détériore, puisque cette proportion était de 70 % de 2008 à 2010. La proportion des plages étatsuniennes des Grands Lacs qui ont été ouvertes pendant au moins 80 % de la saison des plages de 2011 à 2014 a été de 92 % dans l'ensemble. La tendance s'est légèrement détériorée par rapport aux 94 % du cycle de production de rapports de 2008-2010.

La proportion des plages étatsuniennes du lac Supérieur qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages de 2011 à 2014 a été de 73 % (figure 5). Ce qui indique une tendance à la baisse, puisque cette proportion était de 83 % de 2008 à 2010. La proportion des plages du lac Supérieur aux États-Unis qui ont été ouvertes pendant au moins 80 % de la saison des plages de 2011 à 2014 a été de 97 % dans l'ensemble. La tendance s'est légèrement détériorée par rapport aux 99 % du cycle de production de rapports de 2008-2010.

La proportion des plages du lac Michigan qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages de 2011 à 2014 a été de 64 % (figure 7). Ce qui indique une tendance à la baisse, puisque cette proportion était de 70 % de 2008 à 2010. La proportion des plages du lac Michigan qui ont été ouvertes pendant au moins 80 % de la saison des plages de 2011 à 2014 a été de 96 % dans l'ensemble. La tendance n'a pas changé puisque la proportion était aussi de 96 % pour le cycle de production de rapports de 2008-2010.

La proportion des plages étatsuniennes du lac Huron qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages de 2011 à 2014 a été de 83 % (figure 8). Ce qui indique une tendance à la baisse puisque cette proportion était de 86 % de 2008 à 2010. La proportion des plages du lac Huron aux États-Unis qui ont été ouvertes pendant au moins 80 % du temps au cours de la saison des plages de 2011 à 2014 a été de 99 % dans l'ensemble. La tendance s'est légèrement améliorée par rapport aux 98 % du cycle de production de rapports de 2008-2010.

La proportion des plages étatsuniennes du lac Érié qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages de 2011 à 2014 a été de 9 % (figure 10). Ce qui indique une tendance à la détérioration, puisque cette proportion était de 14 % de 2008 à 2010. La proportion des plages du lac Érié aux États-Unis qui ont été ouvertes pendant au moins

80 % de la saison des plages de 2011 à 2014 a été de 50 % dans l'ensemble. La tendance s'est détériorée par rapport aux 68 % du cycle de production de rapports de 2008-2010.

La proportion des plages étatsuniennes du lac Ontario qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages de 2011 à 2014 a été de 61 % (figure 12). Ce qui indique une tendance à l'amélioration, puisque cette proportion était de 53 % de 2008 à 2010. La proportion des plages du lac Ontario aux États-Unis qui ont été ouvertes pendant au moins 80 % du temps au cours de la saison des plages de 2011 à 2014 a été de 90 % dans l'ensemble. La tendance s'est améliorée par rapport aux 86 % du cycle de production de rapports de 2008-2010.

Le pourcentage de jours pendant lesquels les plages canadiennes surveillées des Grands Lacs ont satisfait aux normes bactériologiques pour la baignade pendant la période 2011-2014 a été en moyenne de 78 %. La tendance semble se détériorer légèrement, puisque cette proportion était de 79 % pour la période 2008-2010 (figure 2). Cette analyse repose sur le nombre de jours pendant lesquels les plages ont été ouvertes et sécuritaires pour la baignade au cours d'une saison des plages. Veuillez remarquer que le présent rapport porte sur le nombre réel de jours pendant lesquels les plages sont ouvertes ET sécuritaires pour la baignade, de sorte que les résultats sont légèrement différents 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 des plages. La cible pour le présent rapport sur le sous-indicateur pour chacun des bassins lacustres, et pour tout le bassin des Grands Lacs, est que globalement les plages surveillées répondent aux critères bactériologiques ayant trait à la baignade pendant au moins 95 % des jours de baignade aux États-Unis et au moins 80 % des jours de baignade au Canada. Cette distinction reflète mieux la différence entre les normes des États-Unis et du Canada en ce qui concerne la diffusion d'avis relatifs aux plages. Le nombre de jours au cours desquels chacune des plages était ouverte et sécuritaire pour la baignade a été calculé en fonction de cette norme afin d'assurer la continuité de l'analyse avec le rapport antérieur sur l'État des Grands Lacs (aussi appelé rapport de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs – CÉÉGL). Par souci de cohérence, toutes les données antérieures à 2008 ont été calculées et évaluées de nouveau en fonction des normes relatives à la santé publique de l'Ontario. L'ensemble de données original n'incluait que les plages surveillées tout au long de la saison des plages; le type de rapport n'a donc pas changé pour les plages canadiennes. Tous les bureaux de santé canadiens dans le territoire desquels se trouvent des plages sur les Grands Lacs ont produit leurs données de 2011-2014 pour le présent rapport.

Pour ce qui est de l'ensemble des plages canadiennes qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages de 2011 à 2014, la proportion a été de 26 % (figure 4). Il s'agit d'une légère amélioration par rapport aux 25 % de la période 2008-2010. Le pourcentage des plages canadiennes des Grands Lacs ouvertes pendant au moins 80 % de la saison des plages de 2011 à 2014 a été globalement de 58 %. Ce qui indique que la tendance se détériore par rapport aux 61 % du cycle de production de rapports de 2008-2010. Veuillez remarquer que les données de trois bureaux de santé manquaient dans l'analyse de 2008-2011 effectuée pour le rapport sur l'État des Grands Lacs de 2011, mais qu'elles ont maintenant été ajoutées à la base de données, ce qui pourrait signifier des statistiques différentes de celles du rapport antérieur de 2011.

En ce qui concerne les plages canadiennes du lac Supérieur qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages de 2011 à 2014, la proportion a été de 51 % (figure 6). Il s'agit d'une tendance à la baisse par rapport aux 56 % de 2008-2010. Le pourcentage des plages canadiennes du lac Supérieur ouvertes pendant au moins 80 % de la saison des plages de 2011 à 2014 a été globalement de 76 %. Ce qui indique une légère tendance à la détérioration par rapport aux 77 % du cycle de production de rapports de 2008-2010. Le nombre de plages surveillées du côté canadien du lac Supérieur a diminué en 2013 et en 2014, ce qui peut expliquer en partie la détérioration de l'état des plages.

En ce qui concerne les plages canadiennes du lac Huron qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages de 2011 à 2014, la proportion a été de 36 % (figure 9). Il s'agit d'une tendance à l'amélioration par rapport aux 32 % de 2008-2010. Le pourcentage des plages canadiennes du lac Huron ouvertes pendant au moins 80 % de la saison des plages de 2011 à 2014 a été globalement de 65 %. Ce qui indique une tendance à la détérioration par rapport aux 71 % du cycle de production de rapports de 2008-2010.

En ce qui concerne les plages canadiennes du lac Érié qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages de 2011 à 2014, la proportion a été de 9 % (figure 11). Il s'agit d'une tendance à la détérioration par rapport aux 20 % de 2008-2010. Le pourcentage des plages canadiennes du lac Érié ouvertes pendant au moins 80 % de la saison des plages de 2011 à 2014 a été globalement de 36 %. Ce qui indique une tendance à la détérioration par rapport aux 59 % du cycle de production de rapports de 2008-2010.

En ce qui concerne les plages canadiennes du lac Ontario qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages de 2011 à 2014, la proportion a été de 17 % (figure 13). Il s'agit d'une tendance à l'amélioration par rapport aux 13 % de 2008-2010. Le pourcentage des plages canadiennes du lac Ontario ouvertes pendant au moins 80 % de la saison des plages de 2011 à 2014 a été globalement de 56 %. Ce qui indique une tendance à l'amélioration par rapport aux 48 % du cycle de production de rapports de 2008-2010.

La variabilité annuelle des conditions météorologiques, le nombre de plages surveillées et la durée de la saison des plages peuvent avoir une incidence sur le nombre de jours pendant lesquels les plages sont ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages. 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.

## Liens

Les avis peuvent être le résultat de pressions, entre autres les 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.

Il est difficile à l'heure actuelle de présenter un rapport sur les avis relatifs aux plages parce qu'ils sont liés aux efflorescences d'algues nuisibles. Les analyses permettant de dépister les cyanobactéries toxiques sont très coûteuses. Certains bureaux de santé notent la présence d'une efflorescence lorsqu'ils procèdent à des analyses pour *E. coli*; cependant, sans analyses spécialisées, il est difficile de déterminer si les algues sont toxiques. Les messages et les avis de fermeture résultant d'efflorescences algales et d'efflorescences 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.

## Commentaires des auteurs

La variabilité annuelle des données peut résulter de la variabilité de la fréquence à laquelle les entités qui gèrent les plages procèdent à la surveillance et de variations dans la présentation des résultats, et peut ne pas être attribuable seulement à l'augmentation ou à la diminution du niveau des indicateurs bactériens. De plus, la variabilité annuelle des conditions météorologiques peut avoir une incidence sur la variabilité des numérations bactériennes.

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 mauvaise 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 récentes 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 en cours de l'Initiative de recherche et de développement en génomique (IRDG) ont permis de trouver des techniques génomiques pouvant être utilisées pour découvrir de nouveaux marqueurs de l'ADN pour les bactéries présentes dans le tube digestif des goélands (Environnement et Changement climatique Canada, 2015). Il s'agit d'une solution ciblée et rentable prometteuse pour mesurer, dans un avenir proche, la contamination

d'échantillons d'eau par les matières fécales des goélands, puis pour mieux cibler les sources d'*E. coli* dans les Grands Lacs.

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.

On a actualisé ce sous-indicateur en 2015 afin qu'il donne une meilleure idée des incidences sur la santé humaine. Les plages qui ne sont pas surveillées ne seront plus prises en compte, comme c'était le cas aux États-Unis avant 2011. Les plages non surveillées étaient à ce moment-là entrées parmi les plages ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la totalité de la saison des plages dans les bases de données américaines, parce qu'aucun avis n'était diffusé en raison de l'absence de surveillance. Tenir ainsi pour acquis que les plages non surveillées étaient toujours sécuritaires pour la baignade peut avoir amené à surévaluer la sécurité des plages des Grands Lacs dans les rapports de l'État des Grands Lacs antérieurs à 2011.

### Évaluation de la qualité des données

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

6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.		X				
Notes explicatives : Bien que la qualité des données tirées de sources aux États-Unis et au Canada soit comparable (n° 5), les données NE SONT PAS comparables en ce qui concerne les avis relatifs aux plages véritablement diffusés, puisque chacun des pays utilise des critères différents.						

## Remerciements

Auteurs :

Tracie Greenberg, Environnement et Changement climatique Canada, Burlington (Ontario);

[Tracie.Greenberg@canada.ca](mailto:Tracie.Greenberg@canada.ca)

Holiday Wirick, U.S. Environmental Protection Agency, Region 5, Chicago, IL; [wirick.holiday@epa.gov](mailto:wirick.holiday@epa.gov)

Collaboratrice :

Abigail DeBofsky, U.S. Environmental Protection Agency, Great Lakes National Program Office, Chicago, IL;

[debofsky.abigail@epa.gov](mailto:debofsky.abigail@epa.gov)

## 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.

Canada et États-Unis. 2012. Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, modifié par le Protocole signé en 1987. Ottawa et Washington. <http://binational.net/2012/09/05/2012-glwqa-aqegl/>

Environmental Defense. 2015. Blue Flag Canada. <http://environmentaldefence.ca/issues/blue-flag-canada/map>, consulté pour la dernière fois le 30 octobre 2015.

Environnement et Changement climatique Canada. 2015. Enquêtes sur matières fécales pour retracer les sources de contamination de l'eau. Initiative de R-D en génomique, Réussites, [http://grdi-irdg.collaboration.gc.ca/fr/apropos/histoires\\_reussite/analyses\\_fecales.html](http://grdi-irdg.collaboration.gc.ca/fr/apropos/histoires_reussite/analyses_fecales.html), consulté pour la dernière fois en octobre 2015.

Great Lakes Restoration Initiative Action Plan. 2010. [http://greatlakesrestoration.us/pdfs/glri\\_actionplan.pdf](http://greatlakesrestoration.us/pdfs/glri_actionplan.pdf)

Lake Huron Centre for Coastal Conservation. 2015. *The Trouble with Beach Grooming*, consulté pour la dernière fois à l'adresse [www.lakehuron.ca](http://www.lakehuron.ca) le 30 octobre 2015.

Ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario. 2014. *Document d'orientation sur la gestion des plages, 2014*. [http://www.health.gov.on.ca/fr/pro/programs/publichealth/oph\\_standards/docs/guidance/guide\\_beachf.pdf](http://www.health.gov.on.ca/fr/pro/programs/publichealth/oph_standards/docs/guidance/guide_beachf.pdf), consulté pour la dernière fois le 1<sup>er</sup> novembre 2015.

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 (version modifiée du Protocole de gestion des plages, 2008).*

[http://www.health.gov.on.ca/fr/pro/programs/publichealth/oph\\_standards/docs/recreational\\_waterf.pdf](http://www.health.gov.on.ca/fr/pro/programs/publichealth/oph_standards/docs/recreational_waterf.pdf), consulté pour la dernière fois le 30 octobre 2015.

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](http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2009_04_13_beaches_1986crit.pdf), consulté pour la dernière fois le 18 août 2008.

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

<http://water.epa.gov/type/oceb/beaches/summarylist.cfm>.

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

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

## Liste des figures

**Figure 1.** Aperçu des plages étatsuniennes ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages de 2000 à 2014

Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

**Figure 2.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages surveillées des Grands Lacs au Canada étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2006 à 2014

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), 2015

**Figure 3.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages étatsuniennes étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade entre 2000 et 2014

Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

**Figure 4.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages canadiennes étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade entre 2006 et 2014 pendant la saison des plages de chacun des bassins lacustres

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), 2015

**Figure 5.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages étatsuniennes du lac Supérieur étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2000 et 2014

Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

**Figure 6.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages canadiennes du lac Supérieur étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2005 et 2014 \*Données insuffisantes avant 2005

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), 2015

**Figure 7.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages du lac Michigan étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2000 et 2014

Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

**Figure 8.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages étatsuniennes du lac Huron étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2000 et 2014

Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

**Figure 9.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages canadiennes du lac Huron étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 1999 et 2014

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), 2015

**Figure 10.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages étatsuniennes du lac Érié étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2000 et 2014

Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

**Figure 11.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages canadiennes du lac Érié étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 1999 et 2014

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), 2015

**Figure 12.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages étatsuniennes du lac Ontario étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2000 et 2014

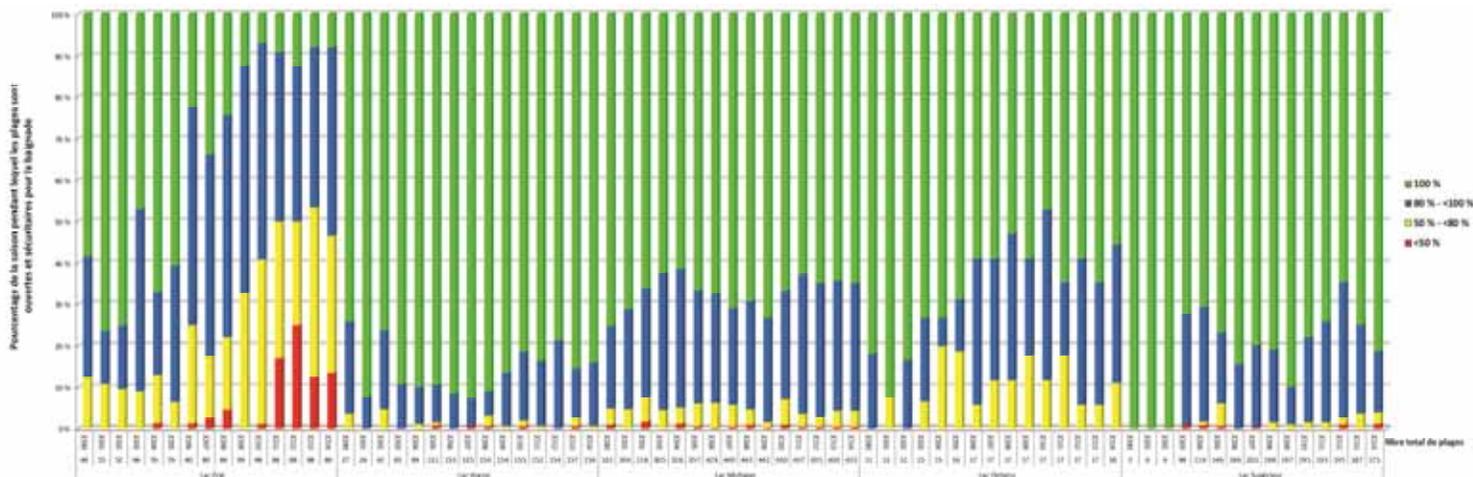
Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

**Figure 13.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages canadiennes du lac Ontario étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 1999 et 2014

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), 2015

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs de 2017, Rapport technique*

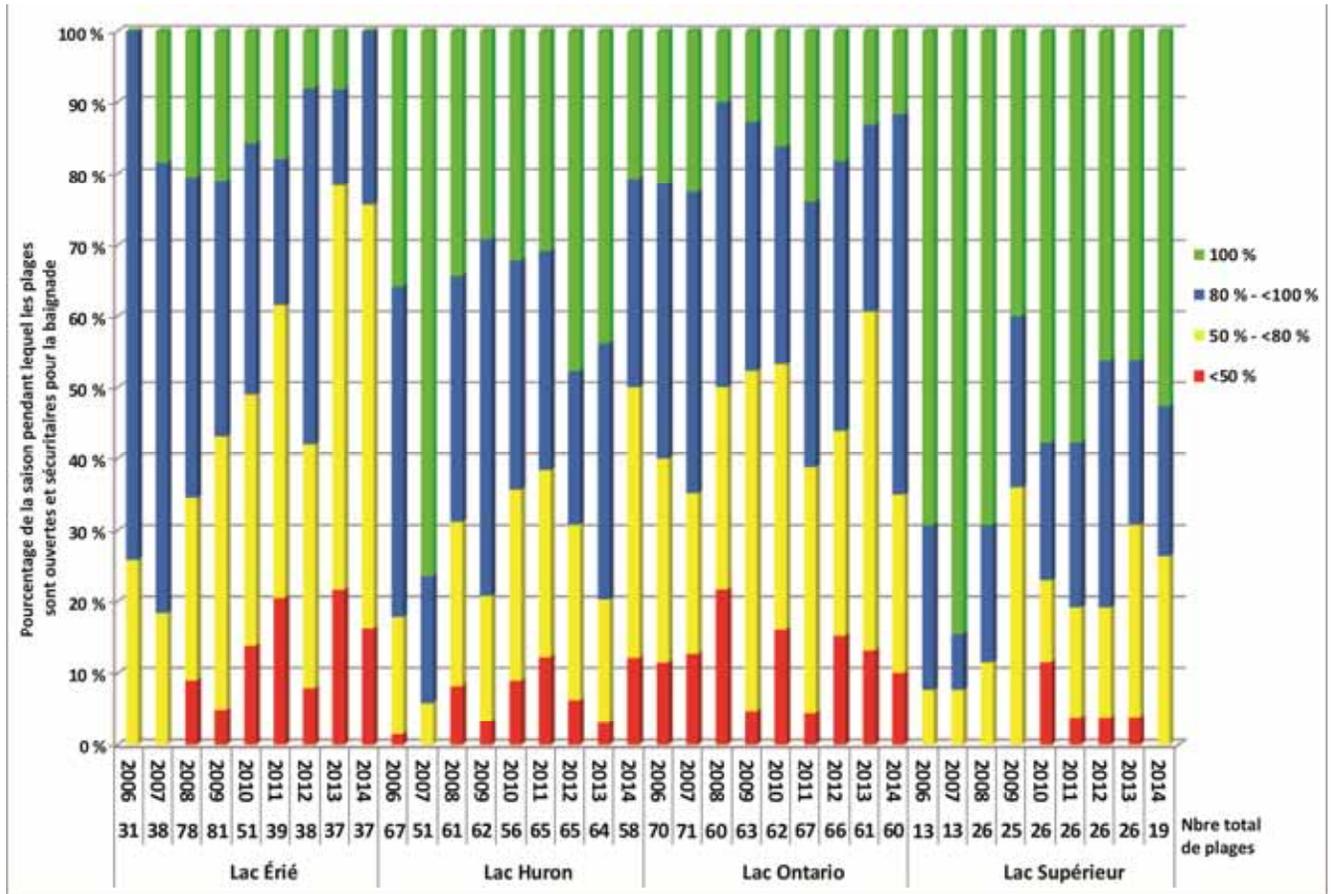


**Figure 1.** Pourcentage des plages étatsuniennes ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages de 2000 à 2014

Le vert représente le pourcentage de plages qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages; le bleu, le pourcentage de plages qui ont été ouvertes entre 80 % et <100 % de la saison des plages; le jaune, le pourcentage de plages qui ont été ouvertes entre 50 % et <80 % de la saison des plages et le rouge, le pourcentage de plages qui ont été ouvertes pendant moins de 50 % de la saison des plages.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA



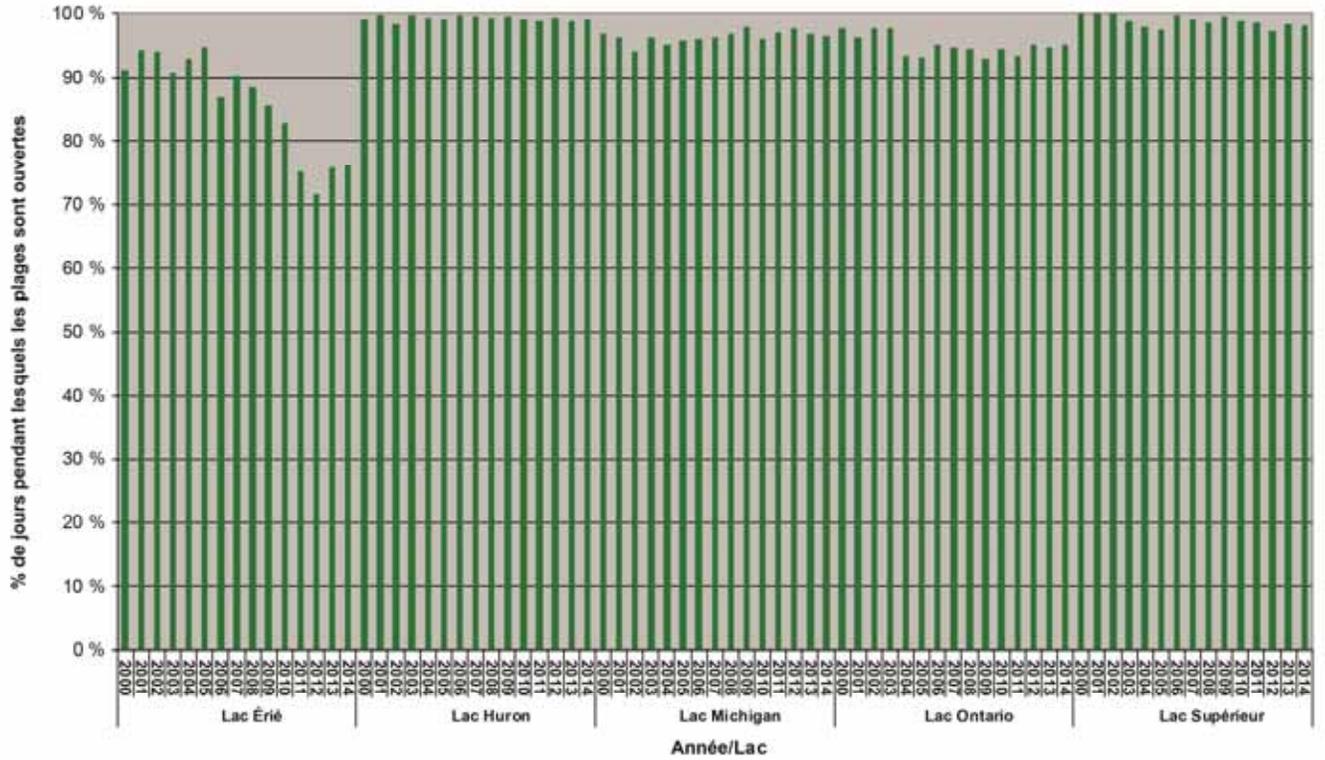
**Figure 2.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages surveillées des Grands Lacs au Canada étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade de 2006 à 2014

Le vert représente le pourcentage de plages qui ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages; le bleu, le pourcentage de plages qui ont été ouvertes entre 80 % et <100 % de la saison des plages; le jaune, le pourcentage de plages qui ont été ouvertes entre 50 % et <80 % de la saison des plages et le rouge, le pourcentage de plages qui ont été ouvertes pendant moins de 50 % de la saison des plages.

Par exemple, en 2014, dans le lac Ontario, 11 % des plages surveillées ont été ouvertes pendant toute (100 %) la saison des plages, ce qui représente environ sept plages surveillées.

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), 2015

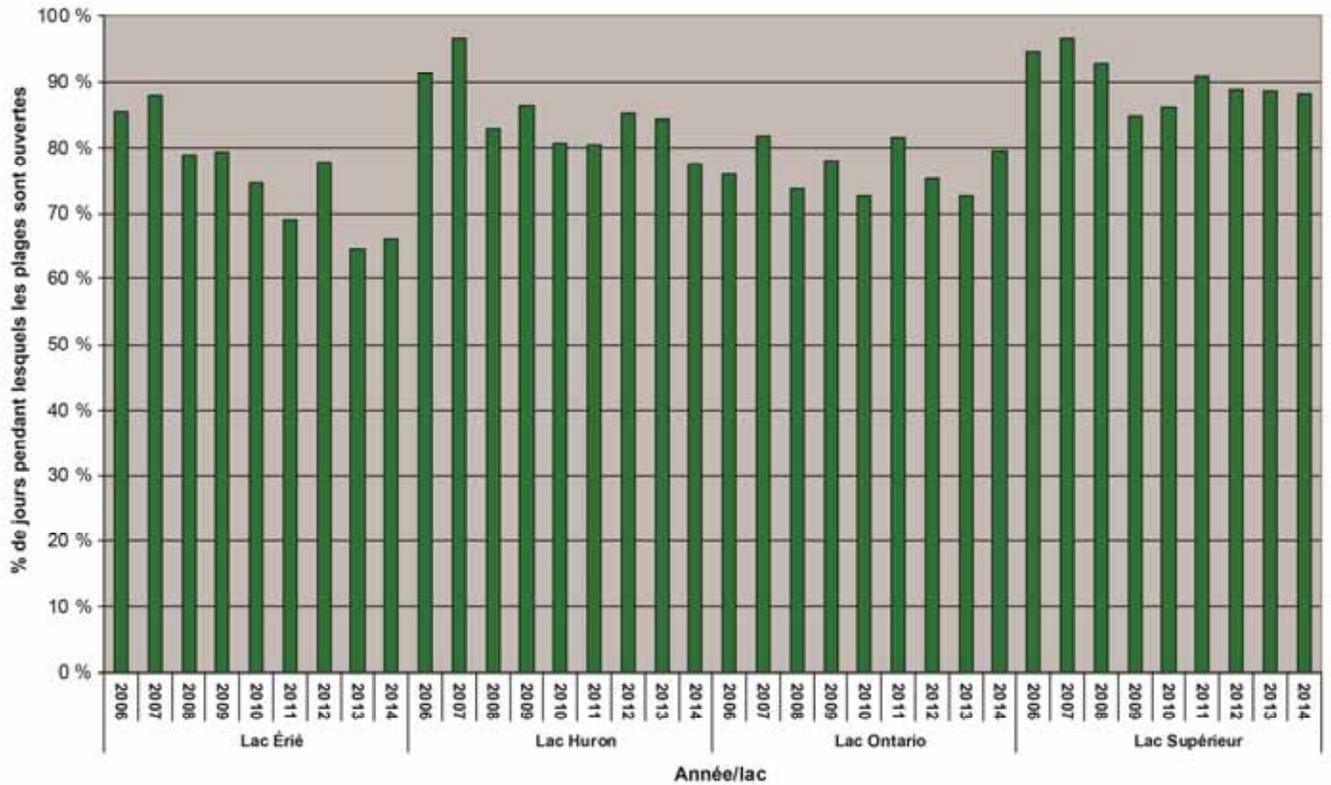
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 3.** Pourcentage des jours pendant lesquels les plages étatsuniennes étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade entre 2000 et 2014

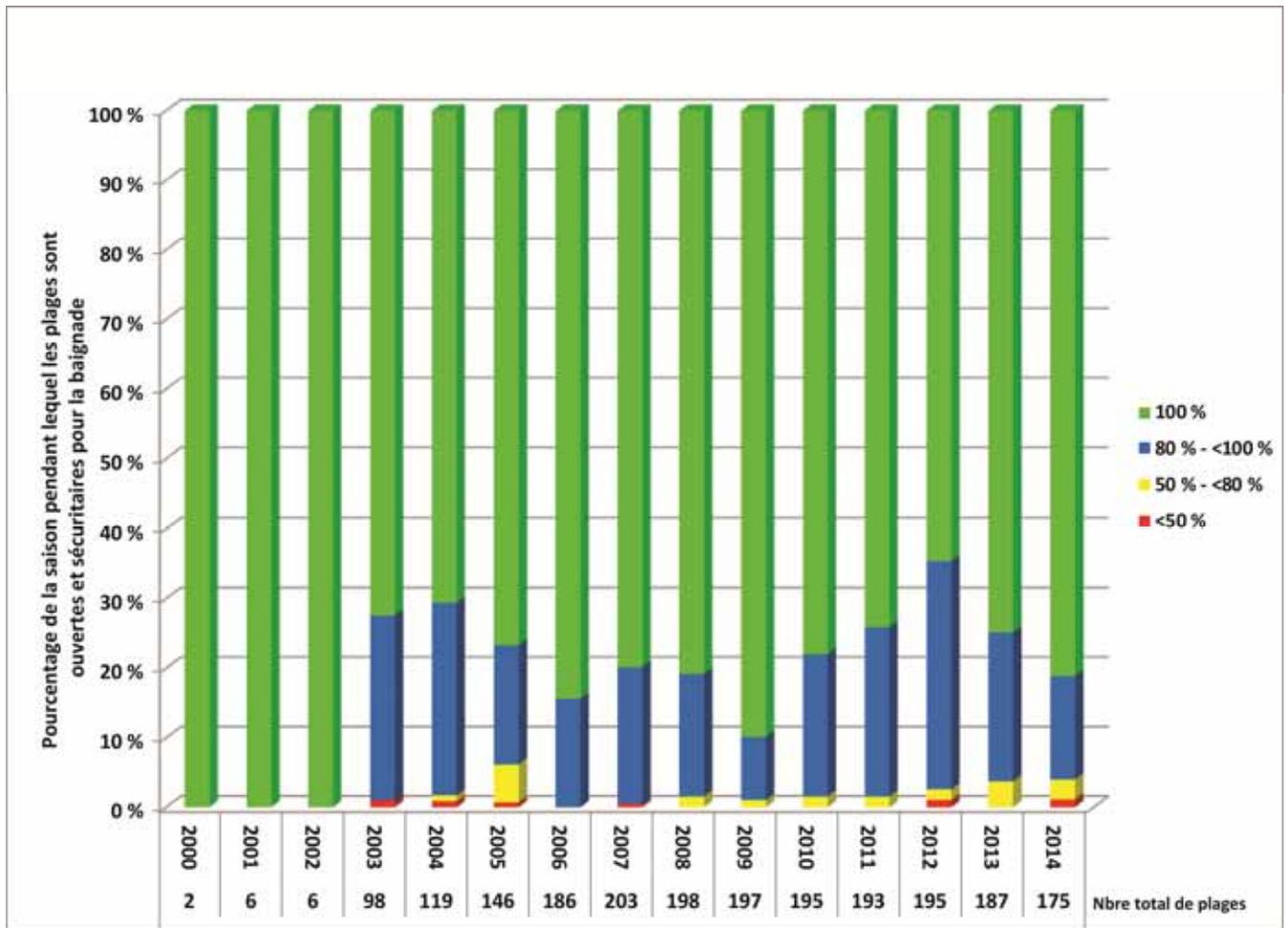
Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 4.** Pourcentage des jours pendant lesquels les plages canadiennes étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade entre 2006 et 2014 pendant la saison des plages de chacun des bassins lacustres  
 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), 2015

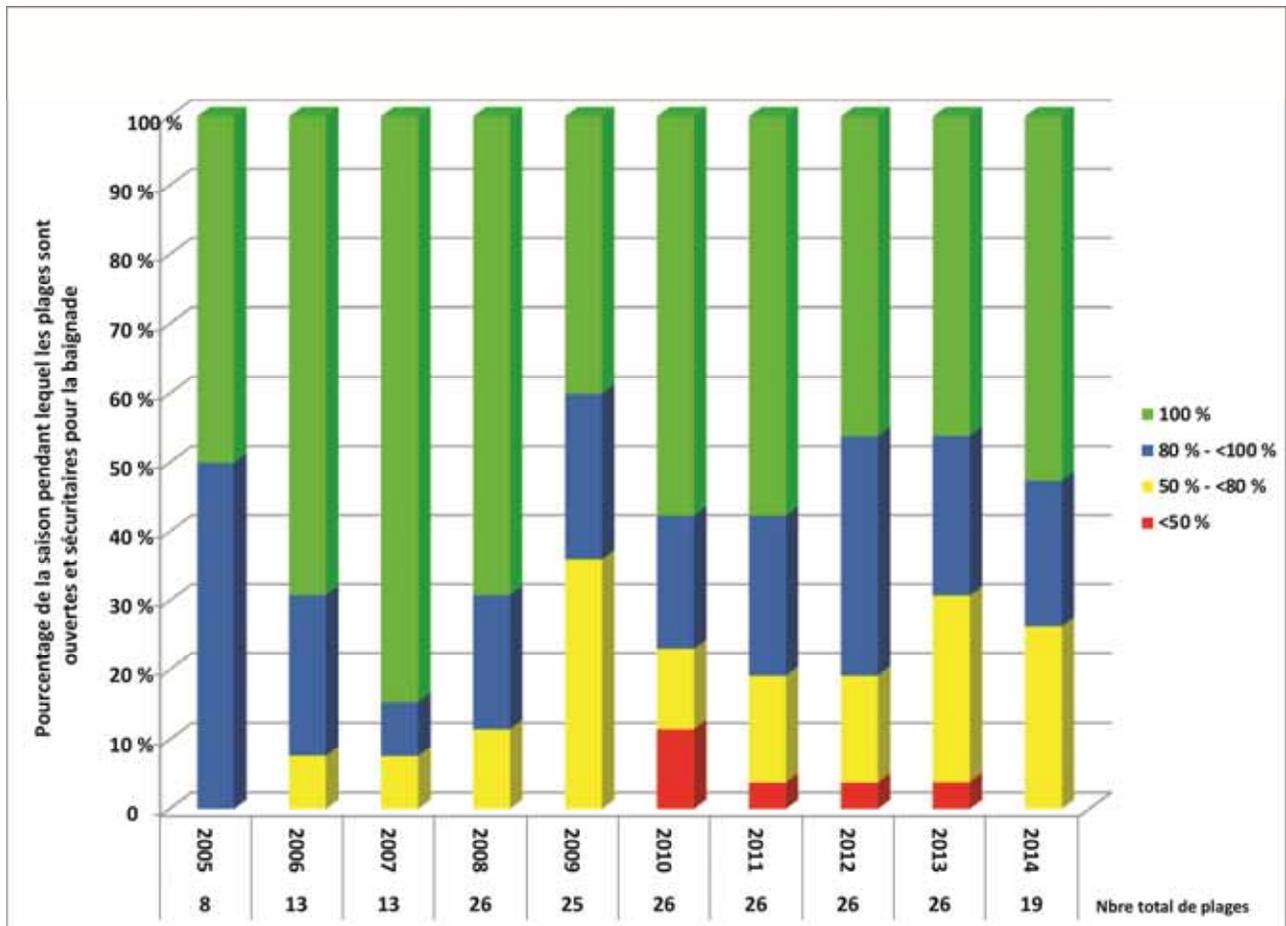
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 5.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages étatsuniennes du lac Supérieur étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2000 et 2014

Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

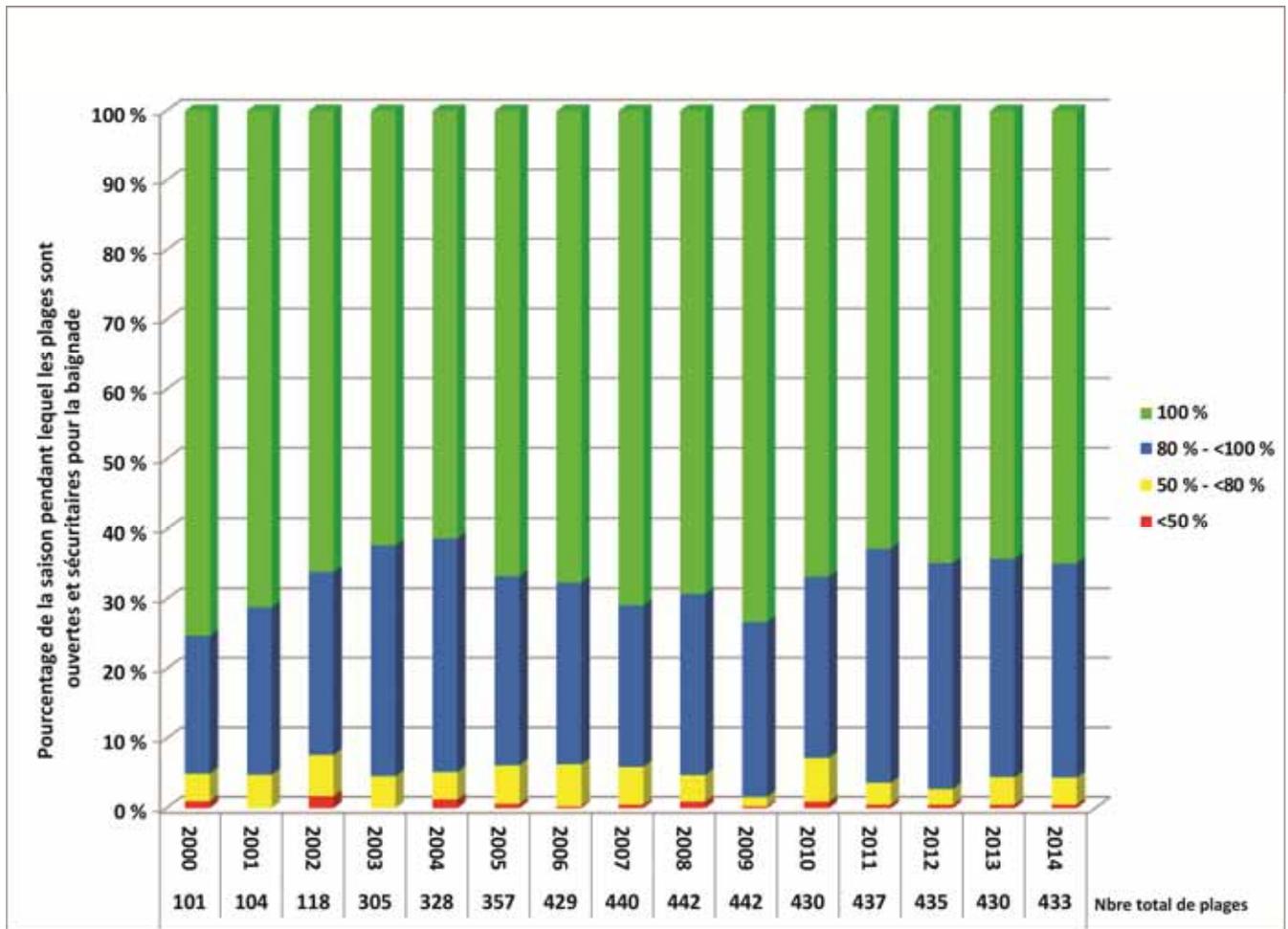
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 6.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages canadiennes du lac Supérieur étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2005 et 2014 \*Données insuffisantes avant 2005

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), 2015

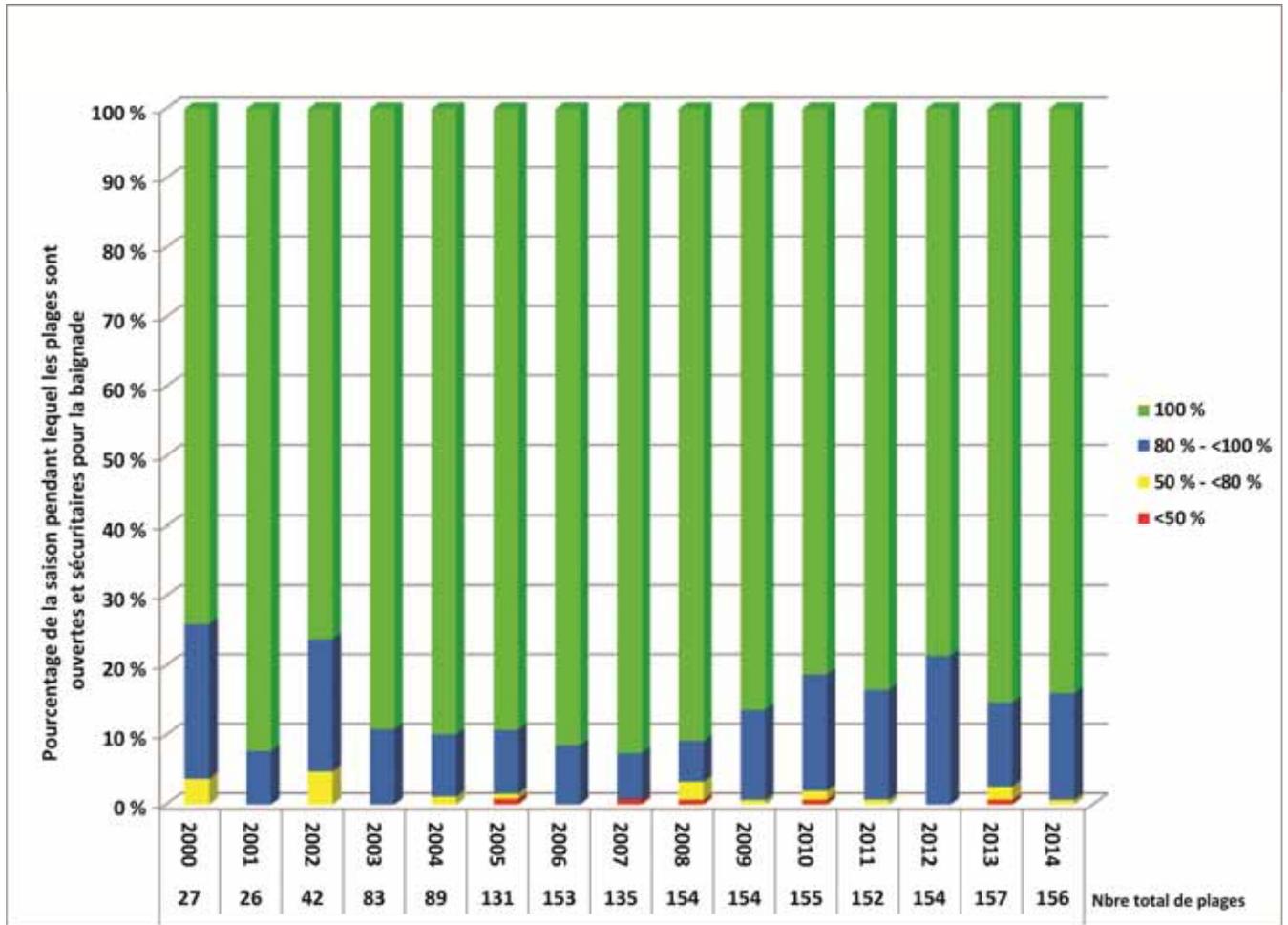
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 7.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages du lac Michigan étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2000 et 2014

Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

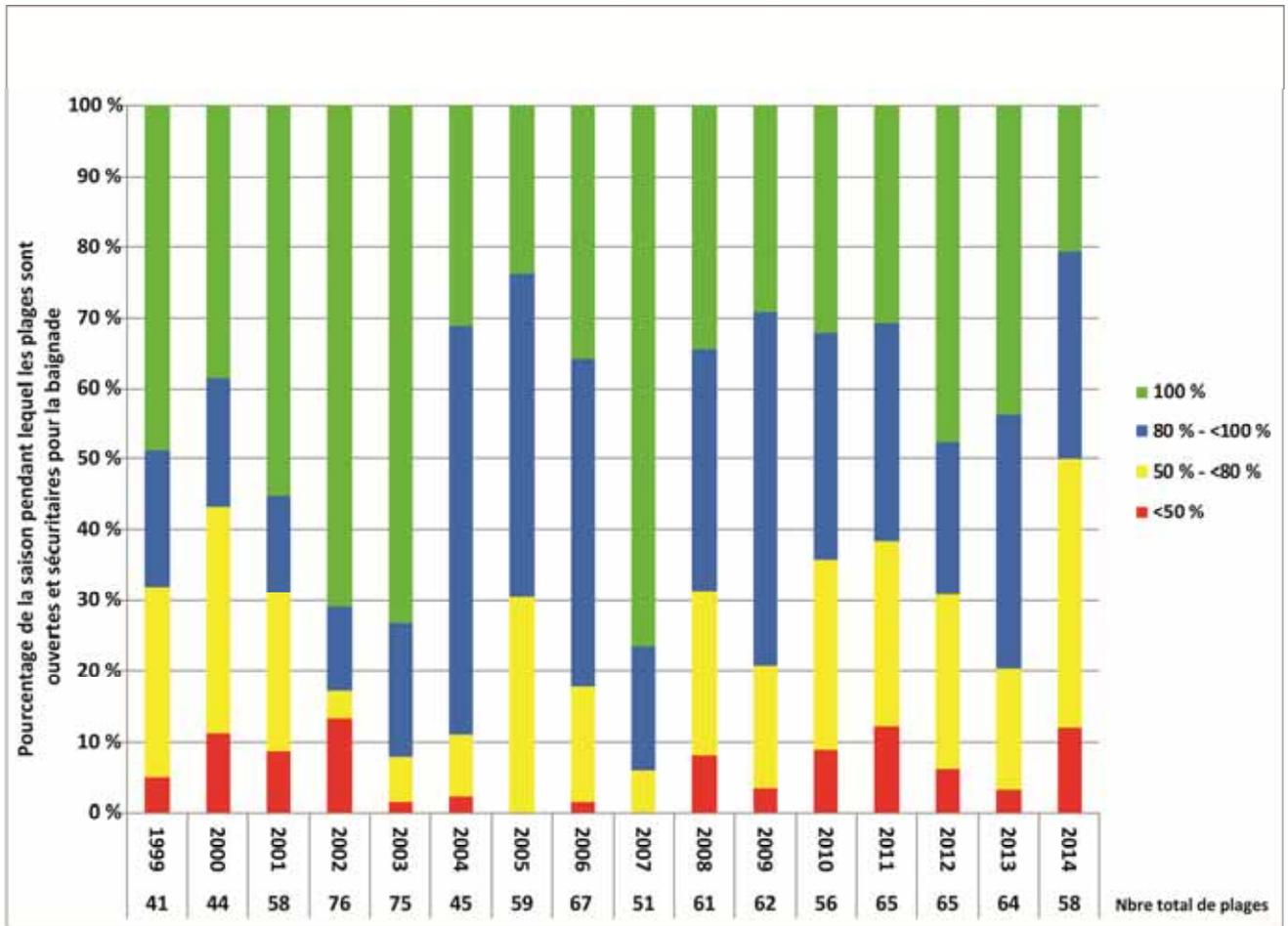
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 8.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages étatsuniennes du lac Huron étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2000 et 2014

Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

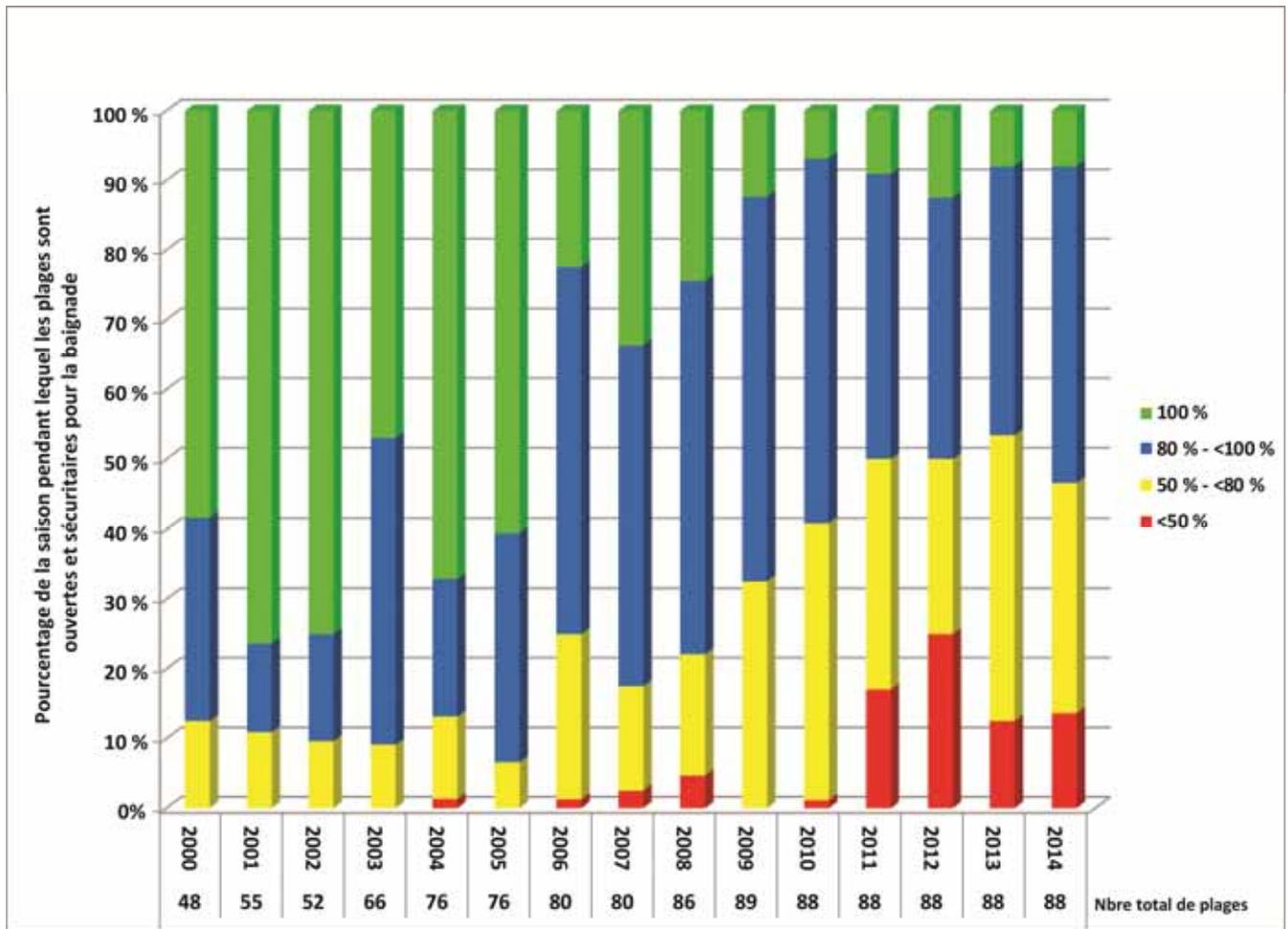
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 9.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages canadiennes du lac Huron étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 1999 et 2014

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), 2015

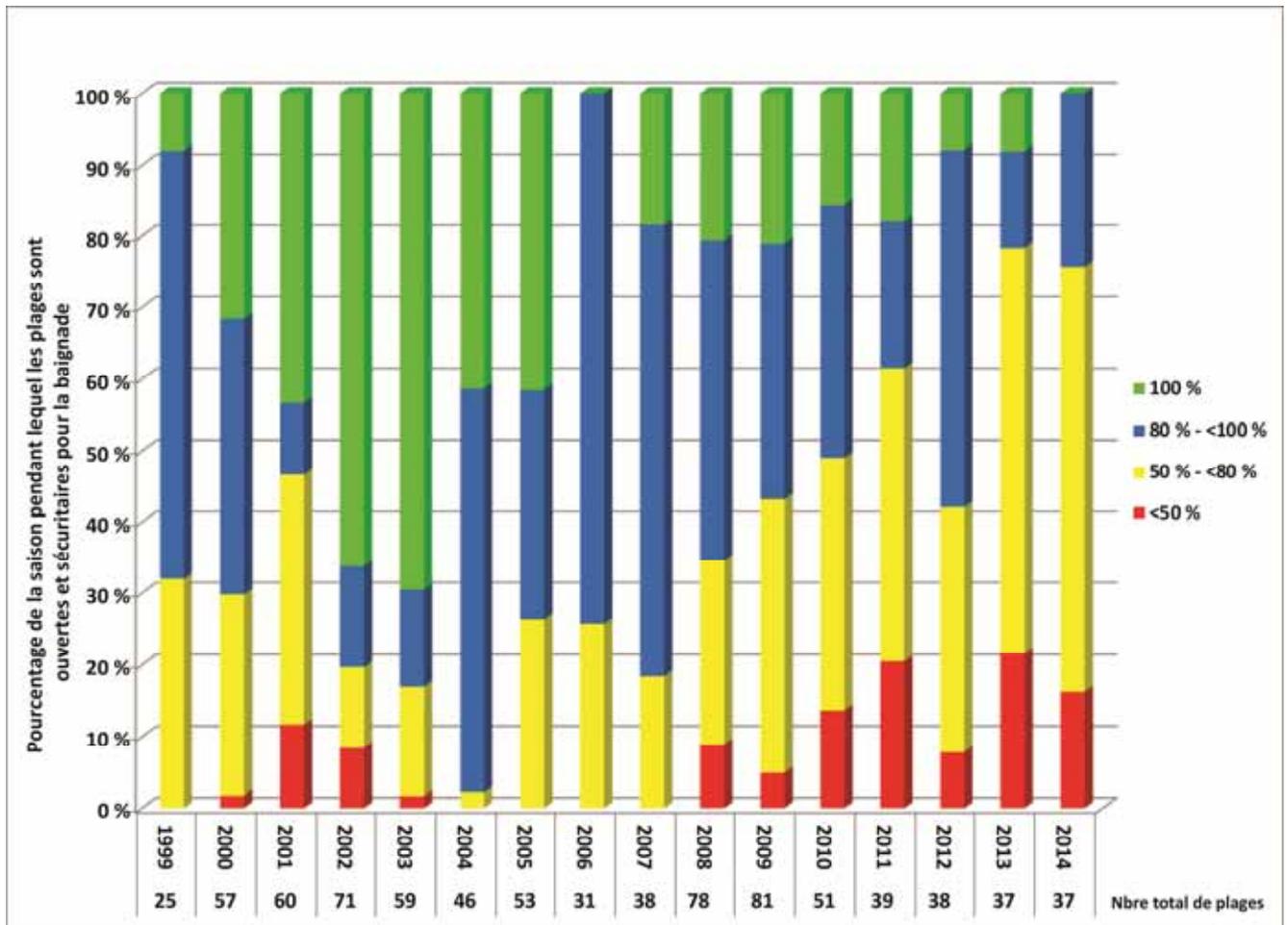
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 10.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages étatsuniennes du lac Érié étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2000 et 2014

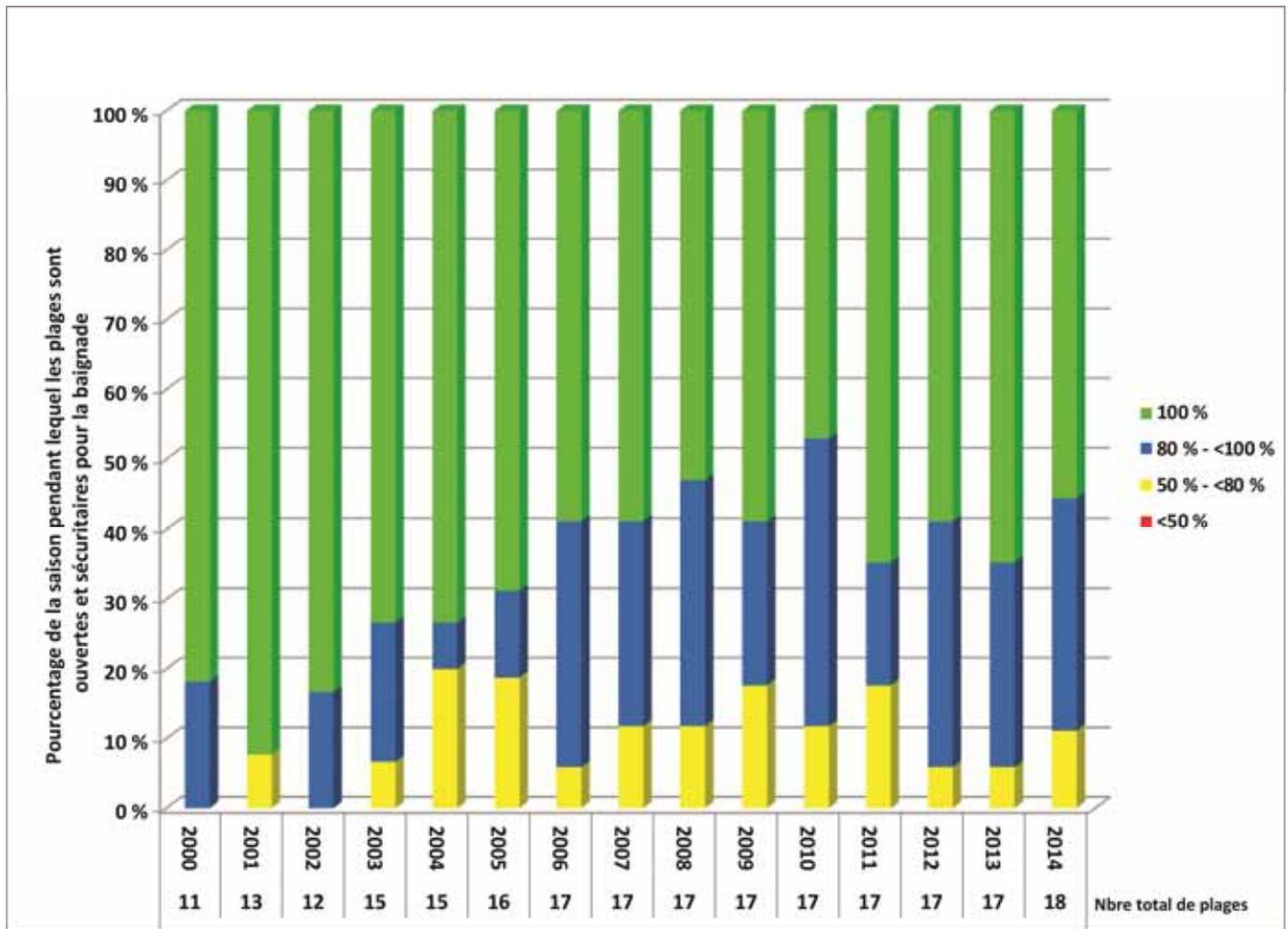
Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 11.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages canadiennes du lac Érié étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 1999 et 2014

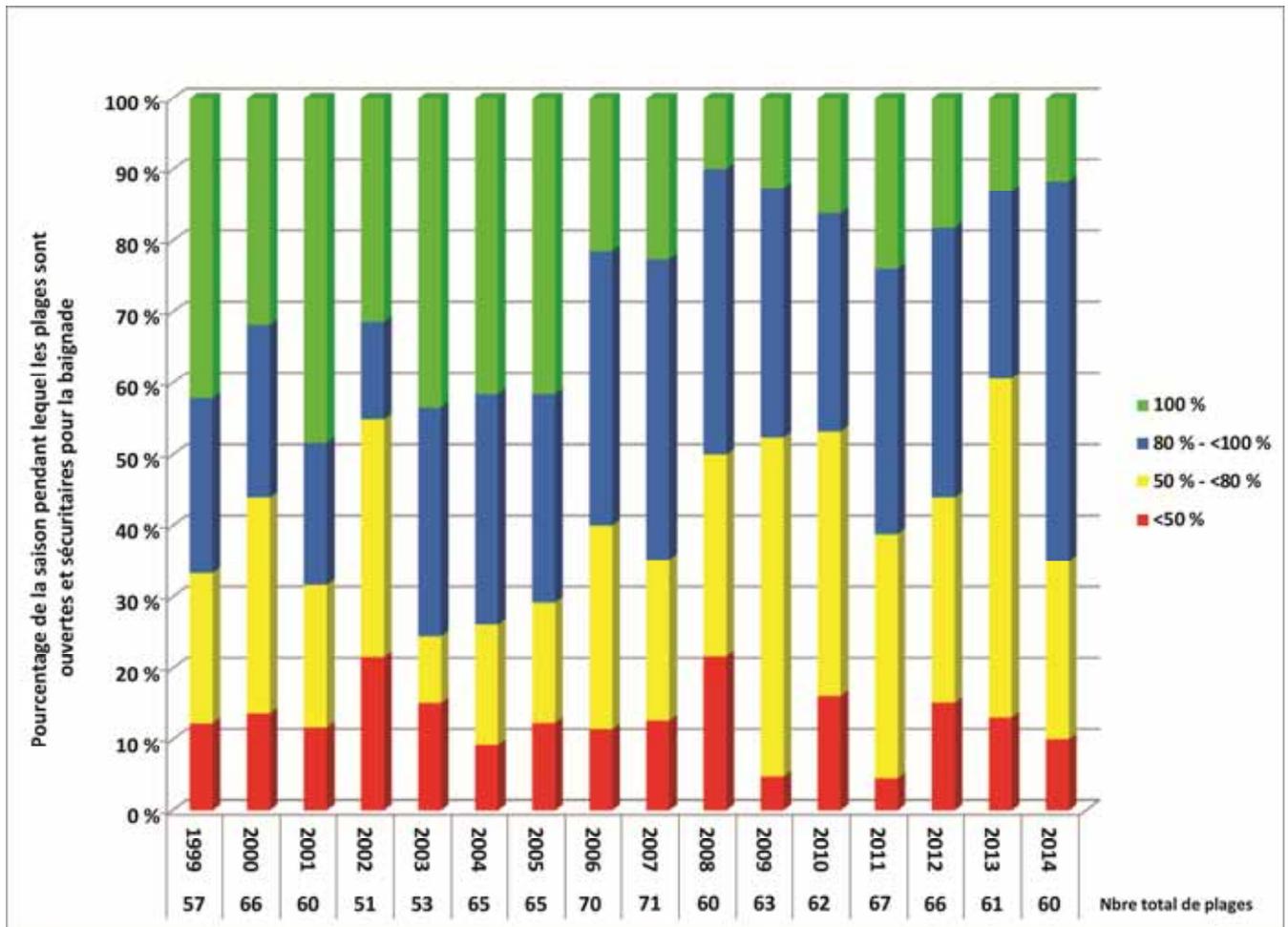
Source : Données recueillies par les bureaux de santé de l'Ontario situés à proximité des Grands Lacs (voir la liste des bureaux de santé à la section des sources d'information), 2015



**Figure 12.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages étatsunienne du lac Ontario étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 2000 et 2014

Source : Données recueillies par les États des États-Unis et transmises au système Beach Advisory and Closing On-Line Notification (BEACON) de l'EPA

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 13.** Aperçu des jours pendant lesquels les plages canadiennes du lac Ontario étaient ouvertes et sécuritaires pour la baignade pendant la saison des plages entre 1999 et 2014

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), 2015

# Consommation de poissons

État : Passable Tendance : Inchangée

Les Grands Lacs soutiennent l'industrie de la pêche commerciale, récréative et de subsistance. Cependant, certaines substances chimiques présentes dans les Grands Lacs, comme les BPC, le mercure et les dioxines, s'accumulent dans les tissus des poissons et peuvent atteindre des concentrations susceptibles de nuire à la santé humaine.

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 énonce que « l'eau des Grands Lacs devrait [...] permettre la consommation par les humains de poissons et d'espèces sauvages sans restriction due à la contamination par des polluants nocifs ».

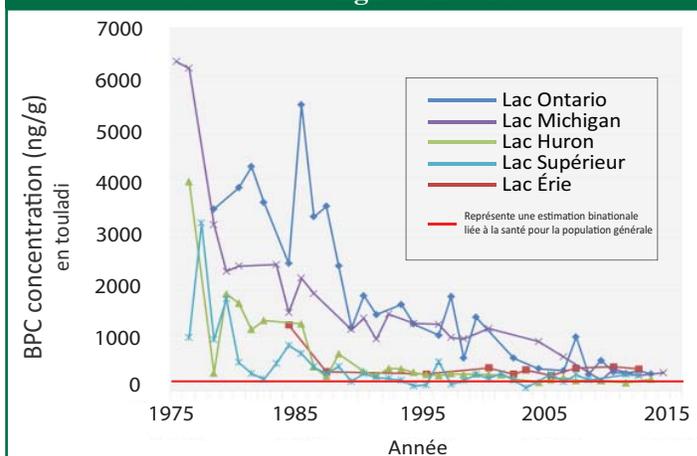
## Points saillants de l'évaluation

L'indicateur Consommation de poissons révèle que dans tous les Grands Lacs, les contaminants présents dans les parties comestibles des poissons avaient diminué avec le temps. Cependant, dans les lacs Érié et Huron, les concentrations récentes de BPC et de mercure sont stables ou légèrement en hausse. L'état des contaminants dans les parties comestibles des poissons est considéré comme **passable** et la tendance est **inchangée** depuis le dernier rapport en 2011.

Les contaminants entraînant des restrictions à la consommation de poissons des Grands Lacs comprennent généralement les BPC, le mercure et les dioxines. Les BPC sont à l'origine de la majorité des directives diffusées en matière de consommation de poisson aux États-Unis et au Canada. Les niveaux de BPC dans les parties comestibles des tissus des poissons ont diminué de 90 % dans certains cas, mais sont toujours supérieurs aux niveaux de référence pour la consommation. Les niveaux de mercure ont généralement baissé depuis les quatre dernières décennies et, selon l'espèce de poisson et le lac, sont inférieurs à la plupart des niveaux de référence recommandés pour la consommation. Néanmoins, dans les lacs Érié et Huron, les concentrations de BPC et de mercure sont restées stables ou augmentent légèrement. Les contaminants non hérités du passé,

comme l'acide perfluorooctanesulfonique ou le PFOS (un produit antitaches), continuent d'être suivis en priorité et seront inclus dans de futurs rapports sur l'état des Grands Lacs le cas échéant. Des stressors additionnels comme le réchauffement des eaux et les espèces envahissantes continueront vraisemblablement de compliquer le cycle des contaminants dans les Grands Lacs et pourraient influencer les niveaux de contaminants présents dans les poissons.

## Les concentrations de BPC dans les tissus des poissons comestibles ont diminué, mais se situent toujours au-dessus des lignes directrices



## Sous-indicateurs appuyant l'évaluation de l'indicateur

Sous-Indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Contaminants dans le poisson comestible	Inchangée	S'améliore	Inchangée	Se détériore	S'améliore

État : **BON** **PASSABLE** **MÉDIOCRE** **INDÉTERMINÉ**



## Sous-indicateur : Contaminants dans le poisson comestible

### Évaluation globale

**Situation :** Passable

**Tendance :** Inchangée

**Justification :** Les concentrations des principaux contaminants à l'origine de la diffusion d'avis sur la consommation du poisson comestible des Grands Lacs (BPC et Hg) diminuent en général ou demeurent stables depuis quelques années. Les 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 Huron et Supérieur, et augmenter légèrement dans celui du lac Érié. 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. Le ralentissement des diminutions et l'oscillation des tendances temporelles des concentrations de contaminants dans le poisson sont normales et l'on peut s'attendre à ce que les concentrations de BPC diminuent encore au cours des prochaines années. Les concentrations de mercure sont à la baisse, demeurent stables ou augmentent légèrement selon l'espèce de poisson et le lac, mais elles n'atteignent pas la plupart des paramètres des avis sur la consommation de poisson et ne semblent pas constituer une source de préoccupation importante. Les concentrations récentes de tout autre contaminant actuel ou de contaminants nouvellement connus préoccupants n'entraînent habituellement pas de restrictions de la consommation de poisson. D'autres facteurs de stress comme les espèces envahissantes peuvent modifier la structure de la chaîne alimentaire et la dynamique des contaminants en recyclant des contaminants déposés existants, ce qui peut avoir une incidence sur les tendances futures des contaminants dans le poisson. La situation globale et la tendance de cet indicateur regroupent à la fois des périodes courtes et des délais plus longs. On évalue la situation en comparant les concentrations courantes à une catégorie recommandée tandis que la tendance est évaluée en fonction de l'ensemble des données à long terme et de l'importance statistique de la tendance.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

**Situation :** Passable

**Tendance :** Inchangée

**Justification :** Les concentrations de BPC et de mercure dans le poisson du lac Supérieur ont diminué considérablement avec le temps, mais elles semblent stables depuis quelques années. Le toxaphène demeure présent dans certains poissons du lac Supérieur, mais il entraîne quelques restrictions mineures seulement (entre 1 et 4 repas par mois). Environ 41,5 % des avis portant sur les eaux canadiennes des Grands Lacs demeurent restrictifs (<8 repas par mois) (MEACC 2015).

#### Lac Michigan

**Situation :** Passable

**Tendance :** 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. 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.

#### Lac Huron

**Situation :** Passable

**Tendance :** Inchangée

**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 42 % des avis portant sur les eaux canadiennes des Grands Lacs demeurent restrictifs (<8 repas par mois) (MEACC 2015).

## Lac Érié

**Situation :** Passable

**Tendance :** Se détériore

**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. Ces tendances semblent toutefois se redresser légèrement, particulièrement dans le cas du mercure et des BPC, phénomène confirmé par des analyses statistiques détaillées des données de surveillance (Bhavsar et coll. 2010; Azim et coll. 2011; French et coll. 2011; Sadraddini et coll. 2011). L'altération de la chaîne alimentaire du lac Érié par des espèces envahissantes comme les moules dressénidés 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 portant sur les eaux canadiennes des Grands Lacs demeurent restrictifs (< 8 repas par mois) (MEACC 2015).

## Lac Ontario

**Situation :** Passable

**Tendance :** 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 au fil du temps ont toutefois produit des concentrations presque semblables ou, dans certains cas, plus faibles que dans les autres lacs depuis peu. Les concentrations de BPC et de mercure semblent surtout à la baisse dans les deux cas. Environ 58,4 % des avis portant sur les eaux canadiennes des Grands Lacs demeurent restrictifs (< 8 repas par mois) (MEACC 2015).

### 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 biphényles polychlorés (BPC) dans les filets de poissons des Grands Lacs.

### 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 n° 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 ».

### Contexte

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 n° 3 de l'AQEGL.

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 Fillet Tissue Study réalisée en 2010 par l'EPA des É.-U.

## Programme de surveillance des contaminants des poissons de l'Ontario

L'Ontario a commencé à surveiller les contaminants dans le poisson à la fin de la décennie 1960. La province a lancé officiellement son programme de surveillance des contaminants des poissons en 1976 et a diffusé ses premiers avis sur la consommation du poisson en 1977. Les membres du personnel du ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario et du ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario prélèvent le poisson que le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario 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 polybromodiphényléthers (PBDE), les acides perfluoroalkyliques (APFA)). 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.

L'Office of Water, le Great Lakes National Program Office et l'Office of Research and Development de l'EPA des É.-U. collaborent 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 dans les cinq Grands Lacs et analysé des échantillons de tissus de filet pour y repérer la présence de mercure, de BPC, de PBDE et d'APFA. On a aussi analysé les échantillons de filet pour en déterminer la concentration en acides gras oméga-3. Les résultats dans le cas des APFA ont été publiés en 2014. Les résultats sur les autres substances devraient faire l'objet de rapports en 2016. La répétition de cette étude a commencé en 2015.

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. Les objectifs suivants des avis sur la consommation du poisson guident le travail continu du Consortium : (1) utiliser une science crédible et compréhensible; (2) minimiser le risque d'exposition à des contaminants toxiques; (3) maintenir le bienfait pour la santé que représente la consommation de poisson; (4) présenter l'information d'une manière qui entraînera la conformité volontaire. Les États membres ont fourni des données sur la concentration de contaminants pour ce sous-indicateur.

## **Mesure**

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 nouveaux contaminants préoccupants ou NCP (Gandhi et coll. 2014, 2015). La surveillance des NCP comme les acides perfluoroalkylés (APFA) et les polybromodiphényléthers (PBDE) 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 APFA mais non des PBDE parce que la consommation de poisson n'est pas considérée comme la voie d'exposition principale pour le moment, que leur concentration dans les filets de poisson semble avoir diminué dans une proportion de 46 % à 74 % entre 2006-2007 et 2012 et que 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; Lorber 2008).

## Conditions écologiques

### 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 fixé à environ 2 000 ng/g (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 ou légèrement à la hausse commence à se dégager dans les lacs Érié, Huron 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 ou la montée 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, ce qui préoccupe.

### 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 au moins 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, Michigan et Supérieur. Comme dans le cas des BPC, les concentrations semblent toutefois demeurer stables ou augmenter légèrement 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.

### APFA

Des contaminants émergents, comme les acides perfluoroalkylés (APFA), 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. Le Minnesota étudie des sources d'acides perfluoroalkylés dans le poisson du Minnesota et diffuse des recommandations propres à chaque site où l'on a trouvé une forte concentration d'acide perfluorooctane sulfonique (PFOS). De même, on a découvert des concentrations élevées d'acide PFOS dans le poisson de cinq endroits en Ontario et l'on a diffusé des recommandations propres à chaque site. Dans une publication récente sur les APFA, 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 l'APFA le plus dominant contenu 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'entraînent toutefois pas 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 APFA cette année, mais il en sera tenu compte au besoin dans des rapports à venir.

## Toxaphène

Des recherches récentes sur les concentrations de toxaphène dans le poisson des Grands Lacs ont incité à recommander de mettre fin à la surveillance de routine du toxaphène (Gandhi et coll. 2014). Dans les eaux canadiennes des Grands Lacs, le toxaphène cause pour le moment des restrictions mineures (7 %) seulement dans le cas du lac Supérieur. Il se peut toutefois que la présence de contaminants plus dominants à l'origine des avis, comme le BPC et le mercure, ait masqué le danger posé par le toxaphène. Dans le cadre d'une étude réalisée par le MEACC, on a simulé des avis excluant la présence d'autres contaminants et visant seulement le toxaphène. L'étude a révélé que les avis devenaient plus restrictifs dans un faible pourcentage seulement d'échantillons des lacs Supérieur, Huron et Ontario, ce qui n'était pas du tout le cas pour le lac Érié (Gandhi et coll. 2014). L'étude du MEACC n'a pas porté sur le lac Michigan. Les résultats de cette étude ont indiqué que le toxaphène est moins préoccupant 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 ne fera plus l'objet d'un rapport dans ce sous-indicateur.

## Mirex

Le mirex a toujours été une préoccupation dans le cas du poisson du lac Ontario seulement à cause de rejets historiques provenant d'activités manufacturières à grande échelle déversés dans le lac Ontario via les rivières Niagara et Oswego. Les données de surveillance à long terme réunies par la province de l'Ontario montrent que les mesures des concentrations de mirex et de photomirex mesurées dans le poisson se situaient majoritairement en deçà du seuil de détection dans tous les lacs sauf le lac Ontario et que les concentrations dans le lac Ontario ont diminué d'environ 90 % entre 1975 et 2010 (Gandhi et coll. 2015). Les tendances à la baisse et les concentrations courantes de mirex indiquent que la surveillance de routine de ce produit chimique sera remplacée par une surveillance périodique (Gandhi et coll. 2015). Les demi-vies du mirex et du photomirex ont diminué depuis quelques années, ce qui indique un rétablissement accéléré, qui pourrait découler de mesures de remise en état. Gandhi et coll. (2015) prédisent que dans moins de 15 ans, les concentrations de mirex et de photomirex dans le poisson du lac Ontario permettront d'en consommer au moins huit repas par mois, et que la présence d'autres produits chimiques comme les BPC et le mercure contribue davantage à la recommandation en vigueur. C'est pourquoi le mirex ne fera plus l'objet de rapports 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, la réduction du risque de maladie d'Alzheimer et le ralentissement du vieillissement du cerveau, notamment. 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  $\alpha$ -linoléique (AAL), l'acide eicosapentaénoïque (AEP) et l'acide docosahexaénoïque (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 qu'offre la consommation d'acides gras oméga-3 comprennent une amélioration de la capacité cognitive et de la santé cardiovasculaire. Il se peut toutefois 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 (Neff et coll. 2014; 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. 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 crustacés commerciaux comme le thon à nageoires jaunes, la crevette, la morue du Pacifique, le flétan, le homard et le pétoncle (Neff et coll. 2014a). Compte tenu de mesures simultanées des concentrations en contaminants et en acides gras, on a conclu que la consommation de certains poissons du lac Érié ne dépasse pas les 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 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 tous les autres sous-indicateurs de l'indicateur des produits chimiques toxiques.

## Commentaires des auteurs

Pour le moment, les BPC, le mercure et le chlordanes 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 (aussi appelés rapports de la CEEGL) à mesure qu'ils sont reçus.

Le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique 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 polybromodiphényléthers (PBDE), les acides perfluoroalkyliques (APFA) et le naphthalène polychloré (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.

## Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	x					
2. Il est possible de remonter à la source des données.	x					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	x					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	x					

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		x				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	x					

## Remerciements

Auteurs : Elizabeth Murphy, Environmental Protection Agency des É.-U., GLNPO  
 Satyendra P. Bhavsar, Programme de surveillance des contaminants des poissons, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario

## Sources d'information

MEACC Guide de consommation du poisson de l'Ontario – [www.ontario.ca/fishguide](http://www.ontario.ca/fishguide)  
 Programmes de surveillance et de conseil des États – <http://fishadvisoryonline.epa.gov/Contacts.aspx>  
 Site Specific PFAA Advice, Minnesota – <http://www.health.state.mn.us/divs/eh/fish/eating/sitespecific.html>

GLHHFTS – <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

Données des États incluses dans le présent sous-indicateur  
 Tom Hornshaw, Illinois Environmental Protection Agency  
 Candy Schrank, Wisconsin Department of Natural Resources  
 Jim Stahl, 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.

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, 2015. Guide de consommation du poisson de l'Ontario 2015-2016. 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.

Turyk, M.E., Bhavsar, S.P., Bowerman, W., Boysen, E., Clark, M., Diamond, M., Mergler, D., Pantazopoulos, P., Schantz, S., Carpenter, D.O. 2012. *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. Sources : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et Great Lakes Sport Fish Advisory Task Force (protocole sur les BPC 1993, protocole sur le mercure 2007).

\* Femmes en âge de procréer et enfants de moins de 15 ans

## Liste des figures

**Figure 1.** Concentrations totales de BPC (ng/g) dans cinq espèces des Grands Lacs. 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.

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 2.** Concentrations de mercure total (µg/g) dans cinq espèces des Grands Lacs. 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.

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.

Sources : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et Environmental Protection Agency des É.-U.

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs de 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

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
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

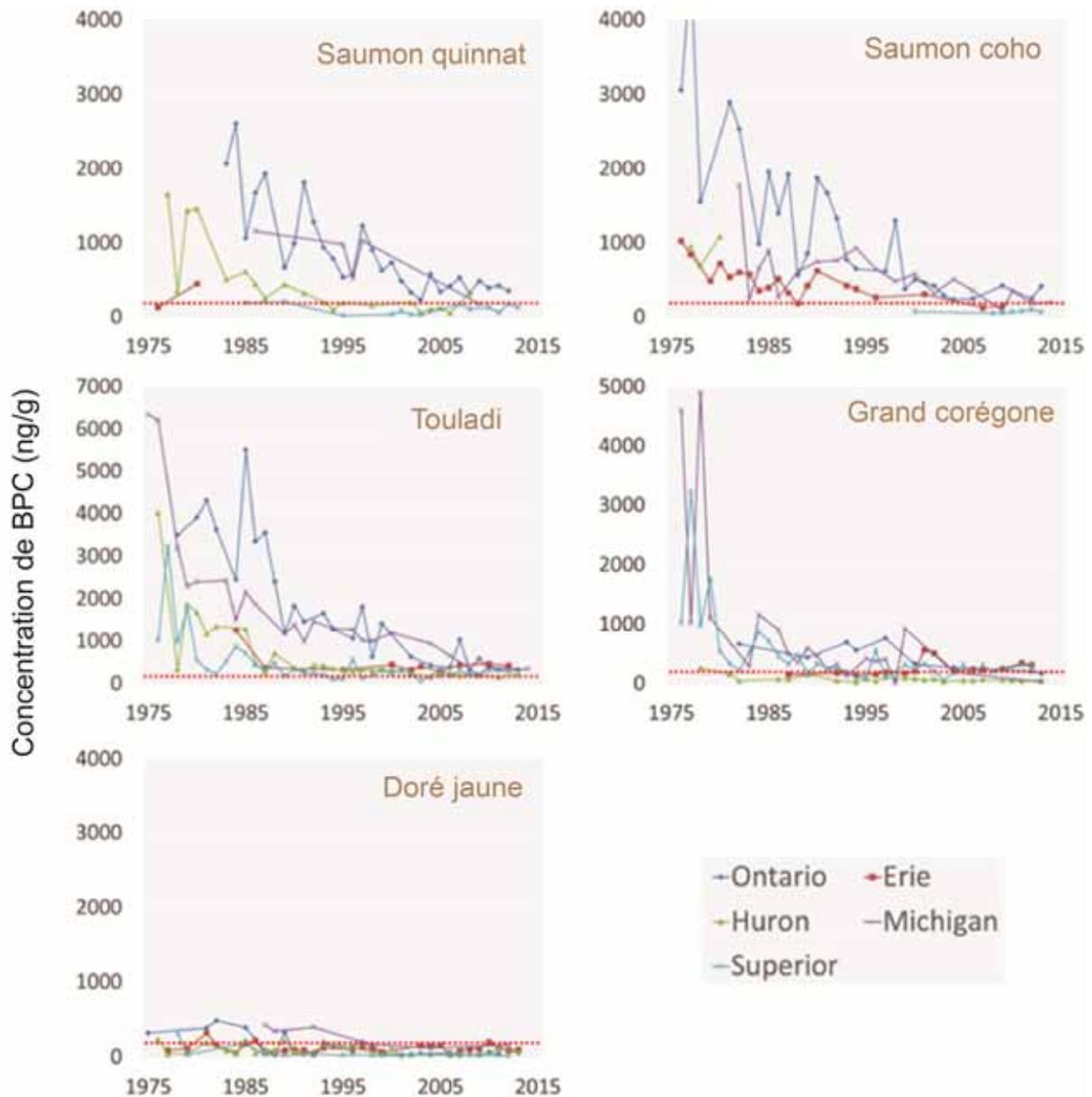
\* Protocole du Consortium consultatif sur le poisson sportif

\*\* 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. Sources : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et Great Lakes Sport Fish Advisory Task Force (protocole sur les BPC 1993, protocole sur le mercure 2007).

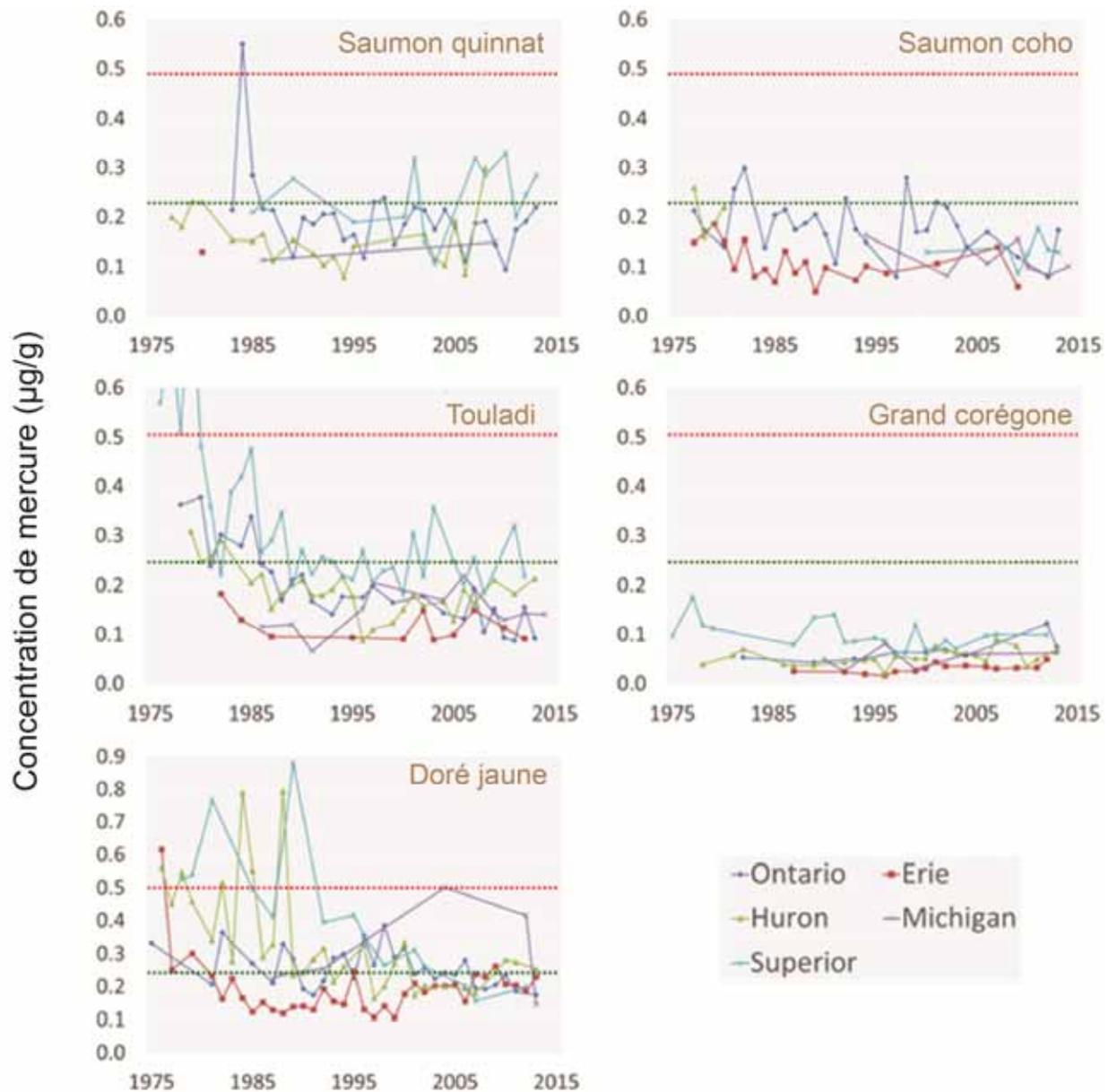
\* Femmes en âge de procréer et enfants de moins de 15 ans

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



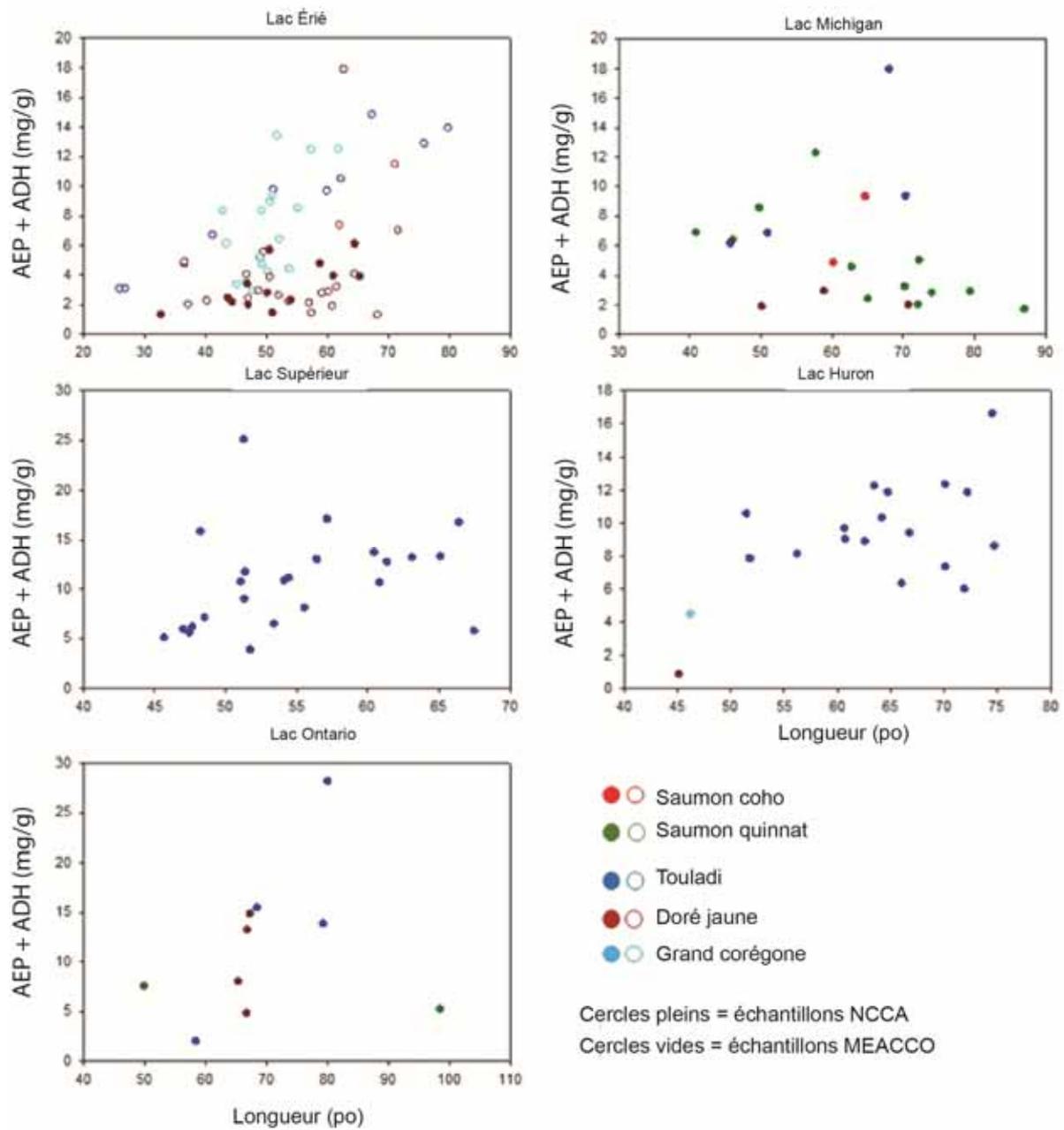
**Figure 1.** Concentrations totales de BPC (ng/g) dans cinq espèces des Grands Lacs. Dans le cas du lac Michigan, les mesures portaient sur les filets avec la peau et dans celui des autres lacs, sur les filets sans la peau.  
Sources : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et Environmental Protection Agency des É.-U.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 2.** Concentrations de mercure total (µg/g) dans cinq espèces des Grands Lacs. 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 (voir le tableau 1). Sources : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et Environmental Protection Agency des É.-U.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 3.** Comparaison des APE + ADH (mg/g) à la longueur (cm) d'espèces communes des Grands Lacs. Sources : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et Environmental Protection Agency des É.-U.



# Produits chimiques toxiques

État : Passable Tendance : Inchangée à S'améliore

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 énonce 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 ».



Au cours des quarante dernières années, la concentration de certains produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs a fortement diminué. Malgré ces progrès importants, les Grands Lacs contiennent toujours des concentrations de substances chimiques toxiques, comme les BPC, qui présentent un risque pour la santé humaine et l'environnement.

# Produits chimiques toxiques

## Points saillants de l'évaluation

L'indicateur Produits chimiques toxiques montre que la quasi-totalité des anciens produits chimiques réglementés ou bannis, que l'on appelle généralement les « contaminants hérités du passé » et qui englobent les biphényles polychlorés (BPC) et le mercure, ont diminué au cours des 40 dernières années. De façon générale, les composés non hérités du passé, comme les éthers diphenyliques polybromés (EDP), ont affiché de lentes diminutions au cours des dernières années, bien que certains produits de remplacement de ces composés augmentent dans l'environnement. Globalement, l'état des produits chimiques toxiques est **passable** et la tendance se situe entre « **inchangée** » et « **s'améliore** ».

Dans les eaux du large des Grands Lacs, les tendances à long terme affichées par de nombreux contaminants, comme les BPC et les EDP, indiquent une baisse vers des niveaux plus faibles et la dernière tendance montre peu ou pas de changement, bien que les concentrations soient plus élevées dans les lacs inférieurs. Cependant, concernant les BPC, les objectifs de qualité de l'eau sont dépassés à l'occasion.

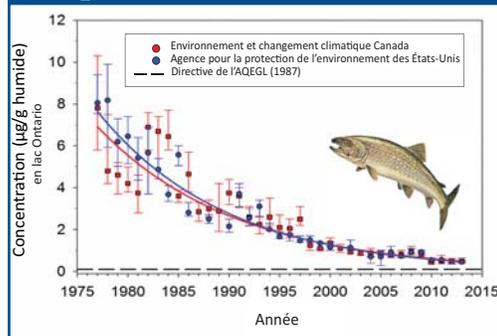
Les niveaux de contaminants dans les poissons entiers et les œufs de goélands argentés des Grands Lacs ont considérablement diminué depuis les années 1970. Bien qu'on assiste à des déclin, les concentrations de certains produits comme les BPC et les EDP peuvent toujours excéder les directives ou objectifs de qualité environnementale.

Des zones restreintes contenant des sédiments hautement contaminés dans des secteurs préoccupants et des sites de déchets dangereux peuvent toujours constituer des sources des contaminants susmentionnés et d'autres contaminants. Des sources résiduelles de BPC demeurent dans le bassin des Grands Lacs et à de nombreux endroits dans le monde. Les BPC et d'autres produits chimiques peuvent être transportés par les courants atmosphériques vers le bassin des Grands Lacs ou depuis celui-ci; par conséquent, les dépôts atmosphériques resteront une source importante de BPC et d'autres contaminants durant des décennies à venir.

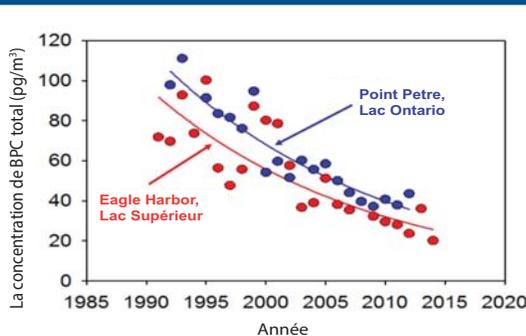
L'indicateur Produits chimiques toxiques comprend des données provenant de plusieurs programmes de surveillance à long terme. Grâce à ces programmes, un vaste éventail de produits chimiques, notamment le mercure, les BPC et les EDP, sont surveillés dans l'environnement depuis des années et, dans certains cas, depuis des décennies. Le nombre de substances surveillées augmente et évolue, ce qui nous permet d'améliorer notre base de connaissances et donc de mener des évaluations plus solides, y compris sur des produits chimiques comme les pesticides d'usage courant, les produits pharmaceutiques et les produits de soins personnels.

Consultez l'*État des Grands Lacs 2017 – Rapport technique* pour savoir quels produits chimiques sont surveillés dans les Grands Lacs.

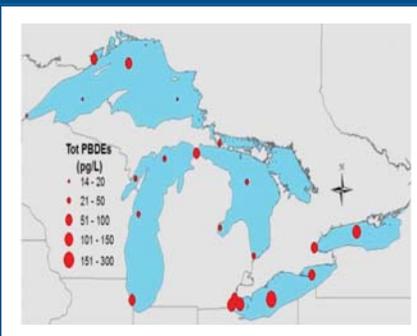
### Les concentrations de BPC dans les poissons entiers diminuent



### Les concentrations de BPC dans l'air diminuent



### Les concentrations d'EDP sont plus élevées dans les lacs Érié et Ontario



## Sous-indicateurs appuyant l'évaluation de l'indicateur

Sous-Indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Concentrations chimiques toxiques	S'améliore	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée
Produits chimiques toxiques dans les sédiments	Inchangée	Inchangée	Inchangée	S'améliore	S'améliore
Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers des Grands Lacs	Inchangée	S'améliore	Inchangée	Inchangée	S'améliore
Substances chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs	S'améliore	S'améliore	S'améliore	Inchangée	Inchangée
Dépôt atmosphérique de substances chimiques toxiques	Aucun lac n'a été évalué de manière isolée L'évaluation globale pour le bassin des Grands Lacs est <b>passable</b> et <b>en amélioration</b>				

État : **BON** **PASSABLE** **MÉDIOCRE** **INDÉTERMINÉ**



## Sous-indicateur : Concentrations chimiques toxiques

### Eaux du large

#### Évaluation globale

**Situation : Bon**

**Tendance : Inchangée**

**Justification :** Les contaminants du passé qui sont persistants, biocumulatifs et/ou toxiques ont diminué dans les eaux des Grands Lacs. Les tendances à long terme pour beaucoup de ces contaminants dont le mercure, sont à la baisse des concentrations et à l'absence relative d'évolution plus récemment. On observe des dépassements occasionnels des valeurs recommandées pour la qualité de l'eau dans le cas des BPC totaux. Le nombre de composés surveillés s'accroît, ce qui enrichit nos connaissances.

#### Évaluation lac par lac

##### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : S'améliore

**Justification :** En général, la situation est bonne au lac Supérieur, mais celui-ci présente les plus fortes concentrations de certains composés, dont l'alpha-HCN, le gamma-chlordane, le lindane et la toxaphène qui sont en accumulation dans les basses eaux froides du lac Supérieur et qui sont lents à disparaître en raison de leur persistance et de leur long séjour dans l'eau. La concentration de ces composés décroît à long terme, mais elle n'a pas évolué ces dernières années. D'autres composés surveillés ne présentent pas de tendances à la hausse qui soient statistiquement significatives. Le lac Supérieur présente des concentrations parmi les plus faibles pour divers nouveaux composés, dont les surfactifs perfluorés et les ignifuges bromés.

##### Lac Michigan

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** On dispose de moins de données sur le lac Michigan, parce qu'Environnement et Changement climatique Canada n'y a mené que trois campagnes d'observation. Les données indiquent que la situation n'évolue pas pour un grand nombre de composés (mais les concentrations de dieldrine évolueraient en 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 ont été présentées par l'EPA américaine et figureront dans de futurs rapports sur cet indicateur dans État des Grands Lacs (Conférences sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs ou CÉÉGL).

##### Lac Huron

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** Le lac Huron présente des concentrations parmi les plus basses pour nombre de contaminants, parce que les sources sont peu nombreuses et que ce lac s'expose moins 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. La tendance est également à la baisse pour le mercure et plusieurs importants organochlorés du passé.

##### Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

**Justification :** Le lac Érié présente des concentrations relativement fortes de sous-produits industriels et de certains organochlorés du passé, parce qu'il se trouve en aval des sources de pollution du passé. Les concentrations de certains HAP sont aussi les plus élevées au lac Érié. Les pesticides actuellement en usage sont en général les plus concentrés au lac Érié et dans ses affluents surveillés. Dans les relevés les plus récents, on n'a constaté aucun dépassement des valeurs recommandées pour la qualité de l'eau. La variabilité observée est la plus marquée au lac Érié pour

la plupart des paramètres contrôlés et peu de tendances ressortent. On relève une baisse significative du mercure total dans le bassin de l'est seulement.

## Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : Comme ce lac se situe en aval des autres Grands Lacs et dans une région peuplée, on y relève des concentrations relativement fortes de certains contaminants comme les HAP. Les concentrations d'autres composés typiques des sources de produits de consommation (p. ex., EDPB et composés perfluorés) y culminent aussi. On constate une augmentation des concentrations de HAP totaux et de certains composés industriels. Les concentrations sont décroissantes pour plusieurs organochlorés comme dans les autres Grands Lacs.

## 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 ces eaux 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 toxiques et l'élaboration de stratégies de gestion des risques, d'orienter les recommandations pour la qualité de l'environnement et de déclarer les 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 le mieux 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 « 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 ».

## Conditions écologiques

### Mesure

Ce sous-indicateur permet d'évaluer l'état actuel des substances chimiques toxiques et de suivre la situation pour juger si les concentrations sont décroissantes, stationnaires ou croissantes avec le temps dans les eaux des Grands Lacs. Les produits chimiques d'intérêt sont notamment les toxiques actuellement ou éventuellement préoccupants. Les données de surveillance serviront à jauger les progrès et l'efficacité de la prévention de la pollution et des mesures visant à maîtriser les produits chimiques qui sont source de préoccupations mutuelles (voir l'annexe 3 de l'AQEGL). Elles serviront également à éclairer la sélection d'autres composés source de préoccupations mutuelles à l'annexe 3. Le présent sous-indicateur permettra principalement de déclarer les données des eaux au large qui sont notre point de mire pour la surveillance des tendances. Nous tiendrons compte pour ce sous-indicateur des eaux littorales quand les données nécessaires seront disponibles (voir la section sur les limites des données).

Un ensemble de composés fait l'objet d'une surveillance dans le calendrier de renouvellement (aux cinq ans) de l'initiative CSMI. Le nombre de stations d'échantillonnage varie selon les lacs. Au Canada, on accroît l'échantillonnage des composés biocumulatifs dans les stations des Grands Lacs et des bassins à grand risque dont les affluents peuvent être source d'apports de substances chimiques toxiques aux Grands Lacs.

### Critères d'effet

La cible ou le critère d'effet pour ce sous-indicateur aura été respecté quand les eaux des Grands Lacs seront « 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 ». On dressera des constats au cas par cas et selon le poids de la preuve au moment de porter un jugement d'expert, notamment sur le nombre de composés détectables et/ou se situant sous la barre des valeurs recommandées pour la qualité de l'eau (Recommandations canadiennes du CCME pour la qualité des eaux dans la protection de la vie aquatique, objectifs précis et objectifs écosystémiques panlacustres de l'AQEGL ou autres recommandations existantes des organismes des Grands Lacs pour la qualité de l'eau), ainsi que sur l'effet relatif des composés en question si on le connaît. On jugera des progrès en se demandant quelle tendance positive ou négative présentent les toxiques, quel est le taux de variation des concentrations et quel est le nombre de substances chimiques dont les concentrations évoluent.

## Programmes et méthodes

Les gouvernements fédéraux canadien et américain surveillent les concentrations de substances chimiques toxiques dans les eaux au large des Grands Lacs. Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) a des navires qui sillonnent les eaux pour 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 toxiques à l'aide d'une technique spécialisée et améliorée permettant une détection de précision des faibles concentrations et pouvant aussi servir à la détermination des tendances dans le temps. 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 du passé (Williams *et al.*, 2001), bien que les concentrations estivales servent, elles, à constater les concentrations maximales des pesticides actuellement en usage. De 2004 à 2013, on a observé les contaminants dans chaque lac à intervalles biennaux ou triennaux. Depuis 2013, les mesures de surveillance sont coordonnées avec la Cooperative Science and Monitoring Initiative (CSMI) et, par conséquent, le travail se fait sur un des Grands Lacs chaque année. Dans le cas du lac Michigan, la surveillance a eu lieu pendant la même période par les deux parties à l'aide des techniques d'ECCC. L'Université Clarkson se charge aujourd'hui, grâce à une subvention de l'EPA américaine, de la surveillance des nouveaux contaminants préoccupants au lac Michigan. Des données supplémentaires ont été recueillies dans 18 stations disséminées dans les cinq Grands Lacs dans le cadre d'activités binationales d'échantillonnage en 2011-2012 où on a employé 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 permettent d'évaluer l'état d'autres composés qui seraient peut-être indétectables dans des échantillons de moindre taille.

Toutes les grandes zones des Grands Lacs (à la côte, au large et dans les échancrures du rivage) font l'objet d'une surveillance. Comme l'utilisation de navires et de laboratoires coûte foncièrement cher, les tailles d'échantillon sont généralement des plus modestes, ce qui permet moins d'évaluer toutes les zones littorales. On dresse l'état des contaminants des Grands Lacs à l'aide de toutes les données récentes 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. L'observation courante porte sur un large éventail de paramètres dans les Grands Lacs. Le tableau 1 énumère ces paramètres et indique ceux qui sont relevés dans plus de 10 % des échantillons de chacun des lacs.

## *Pesticides organochlorés et sous-produits industriels*

Des mesures d'interdiction, de restriction ou de suspension ont frappé les pesticides organochlorés, mais beaucoup 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 1) sont les plus fortes au lac Supérieur. Les concentrations de dieldrine sont les plus élevées au lac Michigan, mais des données récentes indiquent qu'elles culminent dans l'ouest du lac Érié. À cause de sa grande superficie, de la froideur de ses eaux et de la longueur des séjours, le lac Supérieur se prête le plus à l'accumulation de ces composés. Les trois substances évoluent à la baisse avec le temps. Le mouvement décroissant du lindane est considérable (figure 2). 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 américaine 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 2 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 les plus fortes dans les Grands Lacs inférieurs (lacs Érié et Ontario), parce que les sources de ces substances ont toujours été plus importantes dans les régions plus industrialisées et que ces composés ne sont pas charriés par les courants atmosphériques. On observe des tendances à la hausse pour les deux 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 au lac Ontario.

## *Biphényles polychlorés (PBC)*

Bien qu'ayant été interdits en 1977 aux États-Unis et au Canada, les PBC 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 PBC totaux qui sont observées suivent la tendance spatiale suivante : Ontario  $\approx$  Érié  $>$  Huron  $\approx$  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 baissent 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 du large. Au lac Huron, les concentrations culminent à la baie Saginaw; les concentrations au large sont moindres et paraissent en décroissance du sud au nord dans le corps de ce 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 depuis 40 ans. 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 (Venier *et al.*, 2014) confirment la répartition spatiale déjà décrite, mais aucun dépassement de la valeur de référence n'a été constaté. Il n'y a pas de tendance qui se dégage pour les BPC totaux depuis 2004 dans les eaux des Grands Lacs.

### *Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)*

Les HAP les plus abondants qui aient été observés dans les Grands Lacs sont notamment le naphthalène, le phénanthrène, le fluoranthène, le fluorène et le pyrène. Les HAP de plus grand poids moléculaire sont moins fréquemment détectés, parce qu'ils sont généralement moins hydrosolubles et se séparent plutôt pour sédimenter. Les concentrations de HAP totaux (somme des 17 composés HAP) sont les plus hautes aux lacs Érié et Ontario, intermédiaires aux lacs Huron et Michigan et les plus basses au lac Supérieur. Cette répartition spatiale est conforme aux tendances de leur utilisation, l'activité industrielle et l'urbanisation observées étant plus intenses dans les Grands Lacs inférieurs. On relève généralement des tendances stationnaires ou croissantes. Les HAP totaux (somme des 17 HAP) sont demeurés inchangés dans la plupart des lacs, mais des hausses statistiquement significatives sont constatées au lac Ontario et à la baie Georgienne avec surtout une augmentation des concentrations de naphthalène et de fluorène. En milieu urbain, on a pu voir que les apports au lac Ontario se faisaient avant tout par les affluents. Ainsi, toute réduction devra venir en définitive des sources diffuses (Melymuk *et al.*, 2014).

### *Mercur*

Les concentrations de mercure total (ensemble de la colonne d'eau) sont les plus fortes au lac Érié et significativement moindres dans les eaux au large des autres Grands Lacs (figure 3). 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) aient approché de cette valeur limite. On a observé des concentrations supérieures de mercure au lac Érié par le passé (Dove *et al.*, 2011) à cause de la présence antérieure d'établissements de production de chloralcali et d'autres établissements industriels dans le canal reliant la rivière Sainte-Clair 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 marqué un recul significatif entre 2003 et 2009 (Dove *et al.*, 2011), mais depuis lors ce mouvement a ralenti ou cessé (voir la figure 4). Pendant cette période, les Grands Lacs inférieurs (Érié et Ontario) ont aussi présenté des tendances stationnaires ou faiblement croissantes pour le mercure dans le poisson (Bhavsar *et al.*, 2010, rapport sur le sous-indicateur des produits chimiques toxiques dans les poissons entiers). Que le mercure accroisse ses concentrations dans le poisson sans augmentation simultanée dans l'eau, cela implique que le cycle du mercure pourrait être en voie de changer dans les Grands Lacs inférieurs.

### *Pesticides en usage*

On surveille les pesticides actuellement en usage dans les Grands Lacs depuis 1994 environ et dans les affluents jugés hautement prioritaires par le gouvernement fédéral depuis 2002 en gros. On vise notamment des catégories de composés appelés herbicides acides, herbicides neutres et insecticides organophosphorés (Struger *et al.*, 2004). Plus récemment, on s'est mis à observer d'autres composés comme le glyphosate et les carbamates dont l'utilisation a considérablement augmenté. Les insecticides organophosphorés sont rarement observés dans les eaux au large et leur surveillance a pris fin. Les composés les plus contrôlés sont 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, signe que la situation est bonne. Aucune tendance temporelle n'a été constatée. Les concentrations de ces composés sont les plus fortes dans les Grands Lacs inférieurs (lacs Érié et Ontario). Les concentrations maximales généralement relevées se trouvent dans l'ouest du lac Érié (glyphosate, par exemple). Dans les affluents, les concen-

trations ont tendance à culminer dans les régions agricoles et urbaines, bien qu'on ait noté une récente baisse marquée des concentrations de pesticides urbains dans les cours d'eau ontariens, principalement à cause d'une réglementation renforcée des produits antiparasitaires dans cette province (Todd et Struger, 2014). Les concentrations de pesticides dans les affluents surveillés indiquent que les valeurs recommandées sont occasionnellement dépassées (le phénomène est courant dans certains sites de surveillance) (p. ex., 2,4-D, atrazine, métolachlore et chlorpyrifos) et qu'un plus grand nombre de composés antiparasitaires sont répandus (Struger, communication personnelle; Struger *et al.*, 2016). Une lacune de nos données qui doit commander notre attention est l'absence d'observation des effets cumulatifs de l'exposition chronique aux mélanges de pesticides.

## *Toxaphène*

La toxaphène ne fait pas l'objet d'une surveillance courante, mais son examen se justifie par son caractère préoccupant pour la région des Grands Lacs. Cette substance a été interdite il y a presque 40 ans et son utilisation dans le bassin des Grands Lacs est infime. Il reste que son transport et son dépôt atmosphériques, joints à une persistance et une longueur de séjour importantes en eau froide, font qu'elle est relativement très concentrée dans les eaux (Muir *et al.*, 2006) et les poissons (Xia *et al.*, 2012) des Grands Lacs. Ses concentrations sont les plus élevées dans le lac Supérieur parmi les Grands Lacs et elle est à l'origine d'environ 7 % des avis de non-consommation de poisson (ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, 2015). Ses concentrations sont décroissantes et sa demi-vie modélisée est de 9,2 ans au 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 compter 30 ans pour que les concentrations dans les tissus du touladi au lac Supérieur diminuent jusqu'aux concentrations observées dans les autres Grands Lacs (Xia *et al.*, 2011).

## *Ignifuges*

Dans de récents travaux dans chacun des Grands Lacs, on a échantillonné les éthers diphenyliques polybromés (EDPB) et d'autres ignifuges (Venier *et al.*, 2014). On a ainsi relevé des concentrations plus élevées dans les Grands Lacs inférieurs et leur configuration spatiale s'accordait avec celle des produits de consommation comme source principale (figure 5). La configuration des congénères de l'EDPB rappelle celle des mélanges de penta-EDB et de déca-EDB. On a détecté d'autres ignifuges bromés dont la configuration reflète la large utilisation de ces produits de substitution pour le mélange commercial penta-EDB. 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 et le maintien des activités d'évaluation des risques demeurera important si on entend surveiller les concentrations ambiantes et contrôler les progrès dans l'éventualité d'une réglementation de ces composés.

## *Autres composés préoccupants*

D'autres composés pouvant être préoccupants, dont les composés perfluorés (CPF comme groupe de surfactifs hautement persistants), le bisphénol A (entrant dans la composition d'un certain nombre de plastiques) et le triclosan (agent antibactérien destiné aux produits de consommation) font l'objet d'une surveillance dans les Grands Lacs et dans les bassins à haut risque dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques du gouvernement du Canada. Les résultats pour les CPF reflètent la configuration des sources de produits de consommation et des concentrations plus importantes ont été relevées à proximité des régions urbaines (Gewurtz *et al.*, 2013). L'information sur ces composés est promptement communiquée aux organismes d'évaluation et de gestion des risques, de sorte que les décisions à prendre soient fondées sur les meilleures données scientifiques récentes.

## **Liens**

Voici les 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 toxiques des Grands Lacs par les analyses rétrospectives 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; un inconvénient est qu'il faut parfois très longtemps pour bien suivre les progrès.

- Dépôt atmosphérique de produits chimiques toxiques – on a besoin de données sur la qualité de l'eau pour calculer les flux et de données temporelles pour interpréter les tendances des concentrations et des variations des taux de dépôt atmosphériques.

### Commentaires des auteurs

L'évaluation des contaminants organiques dans l'eau peut se révéler ardue compte tenu des exigences relativement complexes sur le terrain et en laboratoire, mais 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'évaluation des contaminants dans les eaux au large des Grands Lacs est un moyen viable de cerner les tendances à long terme des composés d'intérêt en gestion et pour la santé de l'écosystème. C'est aussi là un milieu important à analyser en combinaison avec des données sur les contaminants dans les milieux atmosphérique, sédimentaire et biologique.

Plusieurs des recommandations pour la qualité de l'environnement auparavant faites pour les contaminants organiques du passé ont été retirées (le Conseil canadien des ministres de l'environnement l'a fait pour l'alpha-HCN et les BPC en optant plutôt pour des recommandations relatives aux poissons et aux sédiments, car les composés en cause sont hydrophobes et/ou biocumulatifs). On manque donc de valeurs de référence pour juger de 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 est 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 du passé sont faibles dans les eaux au large des Grands Lacs. Elles ont quitté leurs maxima du passé et se trouvent en évolution lente. L'harmonisation du calendrier de surveillance avec la CSMI fera que des données seront recueillies moins fréquemment sur ces composés, ce qui se justifie. Pour les nouveaux composés à surveiller et pour ceux qui sont à évaluer plus fréquemment à cause de leur évolution plus rapide, le calendrier de surveillance pourrait s'écarter des exigences de la CSMI pour une surveillance suffisante.

### Évaluation de la qualité des données

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

## Note explicative :

Les données figurant ici sont directement comparables à l'échelle des Grands Lacs; d'autres données américaines sont actuellement recueillies et seront intégrées aux futurs rapports État des Grands Lacs (Conférences sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs ou CÉÉGL) sur ce sous-indicateur.

## 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](mailto: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](mailto: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-rcqc.cmme.ca/fr/index.html>. Consultation le 15 janvier 2016.

Dove, A., B. Hill, P. Klawunn, J. Waltho, S. Backus et R.C. McCrea, 2011. Spatial distribution and trends of total mercury in waters of the Great Lakes and connecting channels using an improved sampling technique, Environmental Pollution 161: 328 - 334, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.004>.

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.

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](http://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. Managing Potentially Toxic Substances in Canada, <http://ouvert.canada.ca/vl/fr/doc/publications-403630.pdf>. Consultation le 8 janvier 2016.

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, 2015, guide Consommation du poisson de l'Ontario, <https://www.ontario.ca/fr/document/guide-de-consommation-du-poisson-de-lontario/>. 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 n° 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.** Contaminants organiques du passé surveillés 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 à la suite de prélèvements printaniers par navire d'échantillons dissous (et filtrés) de fort volume (16-24 l) à l'aide de techniques d'épuration. 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 lindane dissous (gamma hexachlorocyclohexane) dans les Grands Lacs. L'information consiste en données printanières de surface le plus récemment disponibles dans toutes les stations. Source : Environnement et Changement climatique Canada, Programme de surveillance des Grands Lacs.

**Figure 1.** 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 : Environnement et Changement climatique Canada, Programme de surveillance des Grands Lacs

**Figure 2.** Variations temporelles du mercure total dans les Grands Lacs. L'information consiste en a) données printanières de surface dans les stations au large 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 : Environnement et Changement climatique Canada, Programme de surveillance des Grands Lacs

**Figure 4.** Répartition spatiale du mercure total dans les Grands Lacs. L'information consiste en données printanières de surface le plus récemment disponibles dans toutes les stations.

Source : Environnement et Changement climatique Canada, Programme de surveillance des Grands Lacs

**Figure 5.** Répartition spatiale de la concentration EDPB total, pg/L.

Source : Vernier et al.

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs de 2017, Rapport technique*

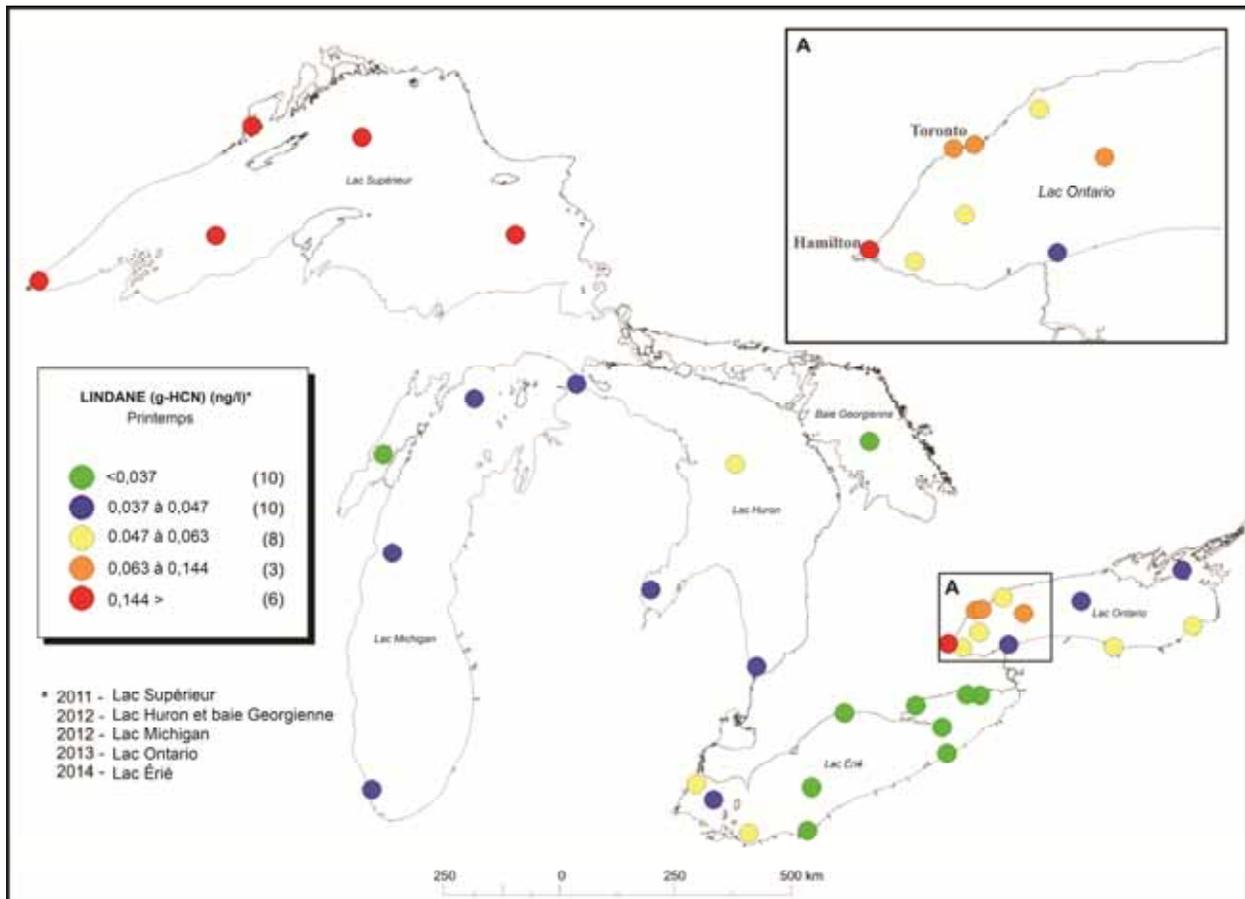
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Paramètre	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Baie Georgienne	Lac Érié	Lac Ontario
<b>Organochlorés</b>						
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						
<b>Sous-produits industriels</b>						
Hexachlorobenzène	×	×	×	×	×	×
Hexachlorobutadiène					×	×
Pentachlorobenzène	×	×	×	×	×	×
Biphényles polychlorés <sup>1</sup>	×	×	×	×	×	×
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)</b>						
Acénaphène		×	×		×	×
Acénaphylène					×	×
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 1.** Contaminants organiques du passé surveillés 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 à la suite de prélèvements printaniers par navire d'échantillons dissous (et filtrés) de fort volume (16-24 l) à l'aide de techniques d'épuration. Les paramètres relevés dans plus de 10 % des échantillons sont marqués d'un x.

Source : Environnement et Changement climatique Canada

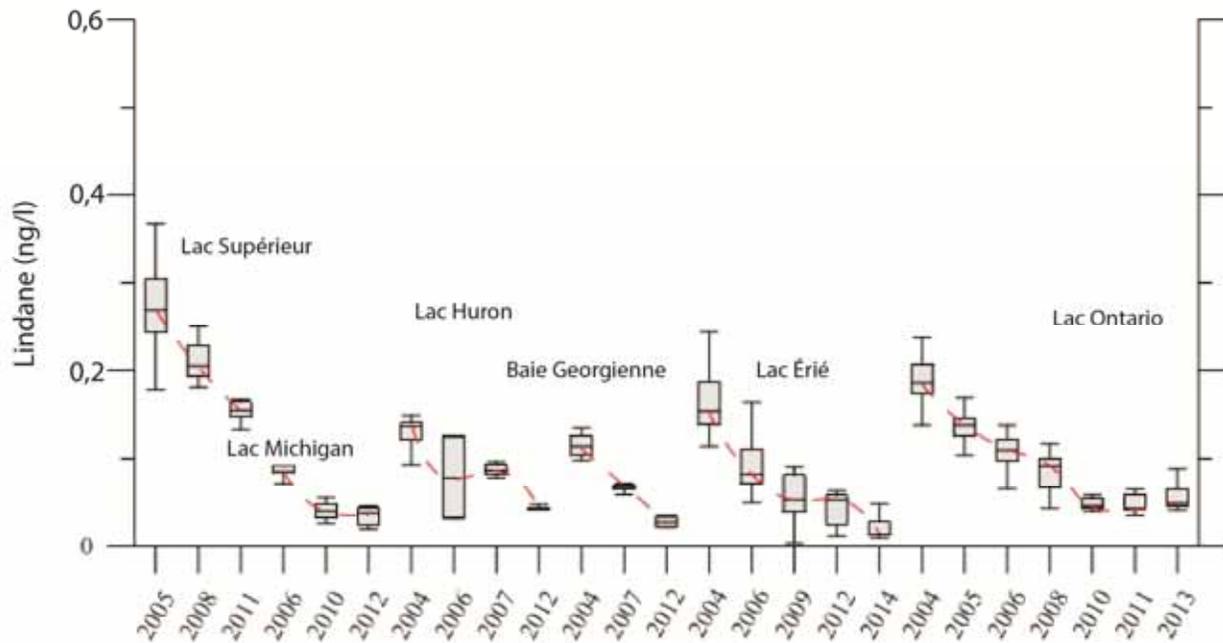
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 1.** Répartition spatiale du lindane dissous (gamma-HCN) dans les Grands Lacs. L'information consiste en données printanières de surface le plus récemment disponibles dans toutes les stations. L'année d'échantillonnage est indiquée sous la légende et le nombre d'échantillons dans chaque catégorie, entre parenthèses dans la légende même.

Source : Environnement et Changement climatique Canada, Programme de surveillance des Grands Lacs

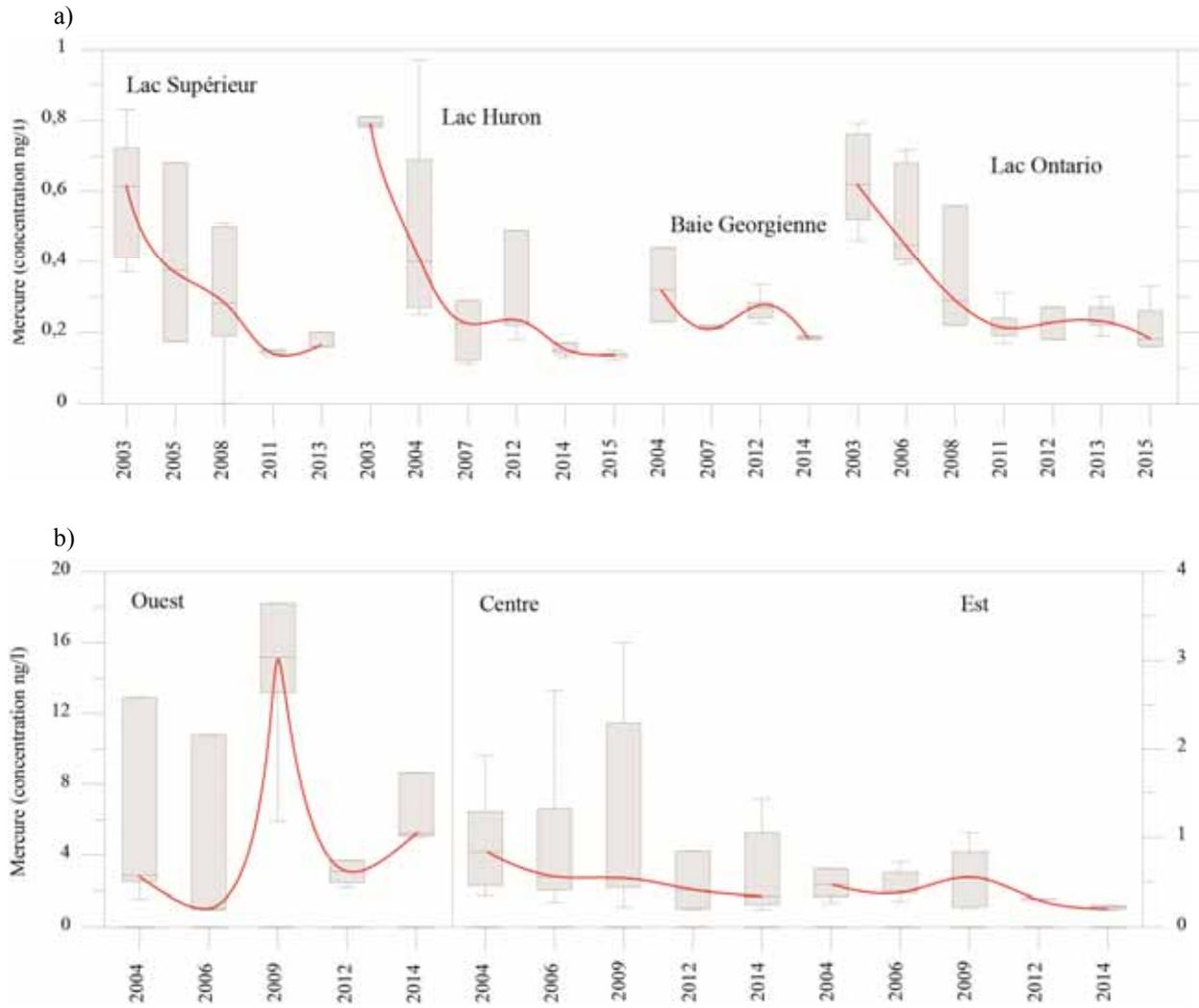
## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 3.** Variations temporelles du lindane dissous (gamma-HCN) 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.

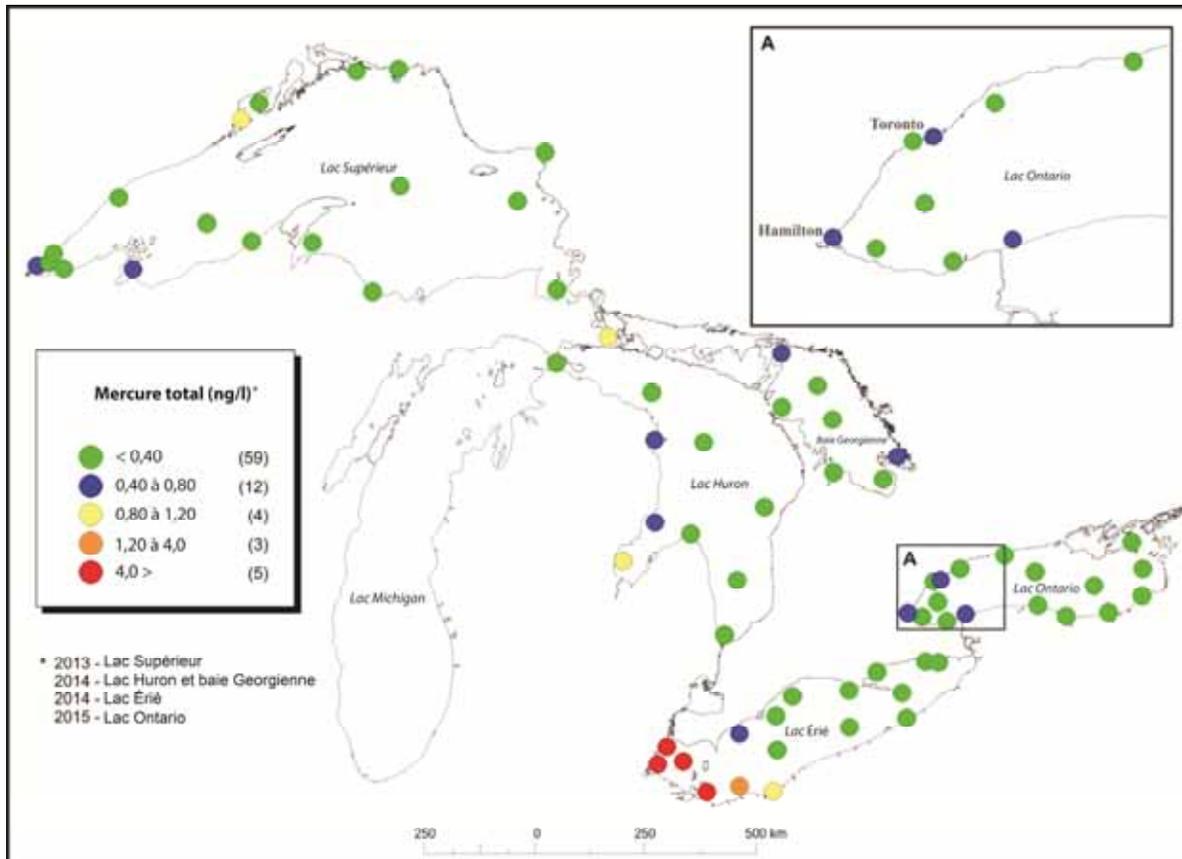
Source : Environnement et Changement climatique Canada, Programme de surveillance des Grands Lacs

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



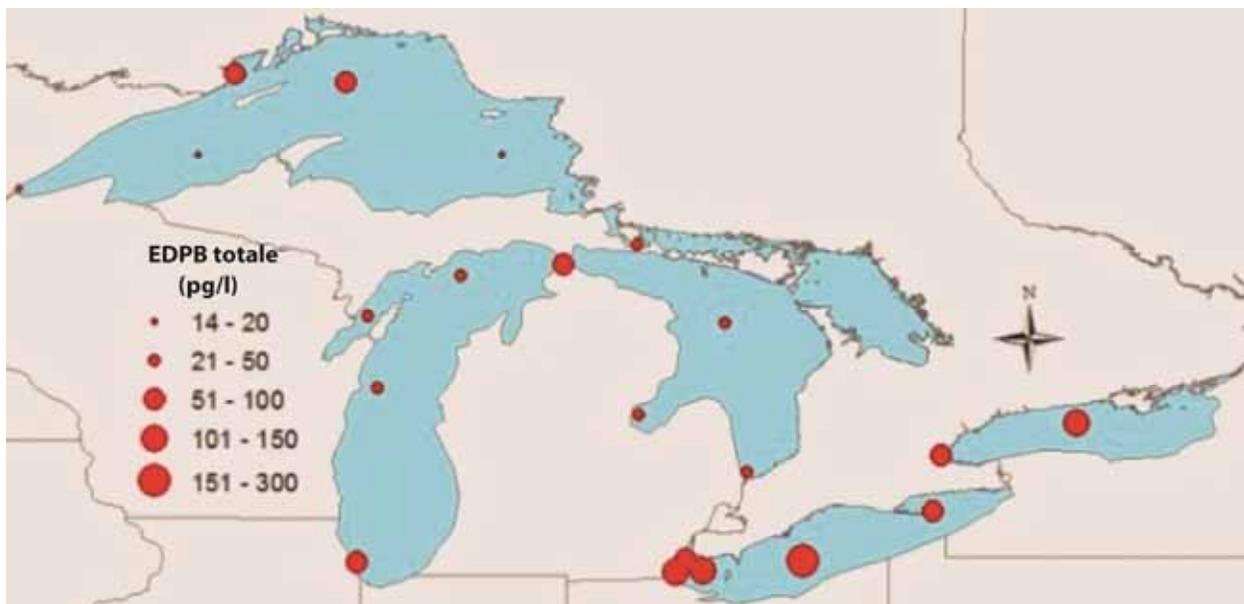
**Figure 4.** Variations temporelles du mercure total dans les Grands Lacs. L'information consiste en a) données printanières de surface dans les stations au large et b) pour le lac Érié, en données printanières de surface dans l'ensemble des stations par bassin. Les données relatives au bassin de l'ouest 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 : Environnement et Changement climatique Canada, Programme de surveillance des Grands Lacs

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 4.** Répartition spatiale du mercure total dans les Grands Lacs. L'information consiste en données printanières de surface le plus récemment disponibles dans toutes les stations. L'année d'échantillonnage est indiquée sous la légende et le nombre d'échantillons dans chaque catégorie, entre parenthèses dans la légende même.

Source : Environnement et Changement climatique Canada, Programme de surveillance des Grands Lacs



**Figure 5.** Répartition spatiale de la concentration EDPB total, pg/L.

Source : Vernier et al.



## Sous-indicateur : Produits chimiques toxiques dans les sédiments

### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

**Justification : 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 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 préoccupent de plus en plus, car leurs concentrations ont tendance à augmenter dans beaucoup de cas et il faut les étudier plus à fond pour déterminer les limites acceptables.**

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

Justification : Le lac Supérieur est le plus grand, le plus froid et le plus profond des Grands Lacs. Les cycles des contaminants qui y durent plus longtemps et les 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. Même si elles demeurent les plus élevées des Grands Lacs, ces concentrations de toxaphène ont diminué d'un ordre de grandeur depuis le plafond qu'elles ont atteint au cours de la décennie 1980. Les concentrations de certains métaux dépassent les recommandations les plus rigoureuses sur la qualité des sédiments à cause de la géochimie du bassin hydrographique (bouclier précambrien) et des sources régionales historiques associées à l'exploitation minière et aux fonderies. 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 7 à 24 ans, de 5 à 38 ans et de 5 à 16 ans respectivement pour doubler (Guo 2015).

#### Lac Michigan

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : C'est la première fois qu'on évalue les sédiments dans le lac Michigan pour le rapport sur la situation des Grands Lacs (aussi appelé rapport de la CÉÉGL). 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 aussi (Lepak et coll. 2015; Zhang et coll. 2009; Eisenreich et Strachan 1992). Les concentrations de certains produits chimiques dans les sédiments sont élevées 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). Les concentrations de certains ignifugeants sont les plus élevées dans le lac Michigan comparativement à la partie supérieure des 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 les sédiments du lac Michigan et il leur faut de 32 à 179 ans pour diminuer de moitié (Li et coll. 2009). Les CPF, qui ont remplacé les SPFO et les APFO plus connus, atteignent maintenant des concentrations comparables dans les sédiments du lac Michigan (Codling et coll. 2014).

## Lac Huron

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

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 taux de sédimentation très faibles ont une incidence négative sur le rétablissement naturel dans le secteur. Comme dans le cas du lac Supérieur, les concentrations de certains métaux dépassent les recommandations les plus rigoureuses. La géochimie naturelle du bassin hydrographique (bouclier précambrien) joue un rôle à cet égard.

## Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : La contamination du lac Érié montre un gradient spatial certain, les concentrations diminuant 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 Detroit et Sainte-Claire qui, avec la Maumee, ont des répercussions hydrodynamiques sur la rive sud tandis que 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 réduit vraiment 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 demeure au-dessus de la concentration sans effet prévu (CSEP) fédérale établie par le CCME pour les trois bassins, mais la concentration produisant un effet probable (CEP) est rarement dépassée.

## Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : C'est dans le lac Ontario que la qualité des sédiments demeure la plus mauvaise de tous les Grands Lacs. Ce sont les concentrations de DDPC/DFPC 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, mais les concentrations actuelles de contamination par les DDPC/DFPC représentent une diminution de 53 % par rapport au sommet atteint au cours de la décennie 1970. Le mercure continue de dépasser la CEP dans des secteurs de dépôt situés au large tout en ayant diminué de 94 % dans tout le lac. Les tendances de la plupart des produits chimiques existants dans le lac Ontario indiquent que la qualité des sédiments s'améliore 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. Les concentrations de la plupart des IB ne diminuent pas.

## 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 substances chimiques préoccupantes d'intérêt mutuel; 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 n° 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs 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 ».

## État de l'écosystème

### 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 produits chimiques de 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 bromés et d'autres composés émergents. 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, ainsi que des publications courantes sur les contaminants dans les sédiments des Grands Lacs. Les données de surveillance serviront à éclairer la sélection des substances chimiques d'intérêt mutuel 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, on mesurera les concentrations de produits chimiques toxiques dans des carottes de sédiments prélevées à certains endroits des Grands Lacs à des intervalles appropriés pour dégager des tendances dans les lacs où les taux de sédimentation sont faibles (p. ex., 10 ans). L'échantillonnage dans chaque lac suivra le calendrier de l'Initiative des sciences coopératives et de surveillance (ISCS). Les produits chimiques préoccupants comprennent les produits chimiques préoccupants 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 de 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 dans le cas de chaque section de base.

Comme sous-indicateur des tendances spatiales, on mesurera les concentrations de produits chimiques toxiques dans les sédiments superficiels à des intervalles semblables à ceux des tendances temporelles. L'échantillonnage suivra habituellement le calendrier de l'ISCS. Les points d'échantillonnage incluront non seulement les zones de dépôt des lacs, mais aussi des endroits situés à proximité des côtes. Les sédiments superficiels peuvent représenter les trois premiers centimètres dans les lacs Michigan, Érié et Ontario, et les premiers centimètres dans les lacs Supérieur et Huron, ou un échantillon homogénéisé prélevé à l'aide d'une benne ponar.

### Paramètres

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. On déterminera la situation des sédiments superficiels (distribution spatiale) en la comparant aux critères de qualité des sédiments en vigueur (p. ex., les Lignes directrices canadiennes sur la qualité des sédiments en concentrations produisant un effet probable adoptées par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement) là où elles existent. Dans les cas où il n'y a pas de recommandation sur la qualité des sédiments, on procédera au cas par cas en suivant une démarche fondée sur des éléments de preuve pour poser un jugement d'expert, qui portera notamment sur le nombre de composés détectables au-dessus ou au-dessous des recommandations sur la qualité des sédiments (le cas échéant) et l'effet relatif du composé, s'il est connu. On déterminera la situation des tendances temporelles en mesurant le segment supérieur de la carotte pour le comparer aux recommandations sur la qualité des sédiments. Les progrès seront déterminés en fonction du caractère positif ou négatif des tendances des produits chimiques toxiques, du taux de changement des concentrations et du nombre de produits chimiques dont les concentrations changent.

## Situation des contaminants dans les sédiments

Les sédiments des Grands Lacs représentent en général un puits principal de contaminants, mais ils peuvent aussi constituer une source par resuspension et redistribution subséquentes. L'enfouissement dans les sédiments repré-

sente aussi un mécanisme de premier plan par lequel les contaminants sont séquestrés et ne peuvent pénétrer de nouveau dans la colonne d'eau. Dans le cadre d'une nouvelle initiative d'Environnement et Changement climatique Canada (2014), des échantillons de sédiments des Grands Lacs prélevés suivant le calendrier de l'ISCS permettront d'établir 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 (aussi appelés rapports de la CÉÉGL).

Les comparaisons entre les concentrations de contaminants dans les sédiments superficiels et les concentrations maximales sous la surface indiquent que les concentrations de contaminants ont en général diminué de plus de 35 % et, dans certains cas, de jusqu'à 80 % au cours des quatre dernières décennies (tableau 1).

Il est aussi possible d'évaluer les concentrations de sédiments en fonction des valeurs recommandées 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). Il est possible d'utiliser ces recommandations pour évaluer le risque possible et pour déterminer les préoccupations soulevées par la qualité relative des sédiments.

## **Mercuré 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, 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 les plus élevées de mercure dans les sédiments des lacs Michigan, Érié et Ontario dans les zones de dépôt au large caractérisées par leurs sédiments à grains fins (figure 1). 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. 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 (Marvin et coll. 2004). La contamination du lac Érié présente un gradient orienté vers une diminution des concentrations depuis le bassin occidental (moyenne de 370 ng/g) vers le bassin central (230 ng/g) et le bassin oriental (100 ng/g). 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 il n'existe aucune tendance spatiale apparente. La contamination courante des sédiments est beaucoup moins élevée que les concentrations de pointe enregistrées du milieu de la décennie 1950 jusqu'au début de la décennie 1970 pour tous les lacs, ainsi que les réductions concomitantes dans les chenaux connecteurs, y compris la rivière Niagara, le secteur aval de la rivière Detroit et le secteur amont de la rivière Sainte-Claire, qu'on a tous associés à une contamination historique par le mercure. 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 PBC. Une étude réalisée plus récemment de 2012 à 2014 (Lepak et coll. 2015) concorde avec des études antérieures et révèle 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 constate au large dans le lac Michigan (Green Bay) et le lac Supérieur (Thunder Bay et à proximité de la rivière Saint-Louis).

Dans le cas des métaux, les concentrations de plomb, de cadmium et de zinc ont souvent dépassé celles qui sont indiquées dans les recommandations. Les recommandations (CEP) ont été rarement dépassées dans tous les autres lacs, sauf dans le cas du plomb dans le lac Michigan, où la CEP (91,3 µg/g) était dépassée à plus de la moitié des sites.

## **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 diminué de 30 % dans les Grands Lacs comparativement aux résultats de l'étude Eisenreich (1987), le lac Ontario affichant la diminution la plus importante. Les changements de la méthodologie d'analyse suscitent la confusion dans les comparaisons des concentrations totales de BPC aux résultats d'études historiques. La comparaison de sédiments de surface (moyenne dans tous les lacs) aux

maximums sous-marins basée sur des techniques d'analyse semblables pourrait produire des résultats plus représentatifs. 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 85 % dans le lac Ontario. Dans le cas des BPC, même si une diminution de la production contribue à cette baisse, une recherche récente sur les tendances de la distribution des congénères dans les sédiments des Grands Lacs indique que 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, ceux-ci pourraient réduire la toxicité des 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 2. On trouve des demi-vies plus brèves à certains endroits (Ontario, Érié, Supérieur) plus proches des sources d'affluents et qui réagissent donc davantage aux réductions des sources de BPC (Li et coll. 2009). On a exclu du tableau les sites qui ont ressenti l'effet de la remise en suspension des sédiments et de la bioturbation, car ces processus ont tendance à homogénéiser les sédiments et à déformer ainsi le profil enterré (Hornbuckle et coll. 2006). Les concentrations de BPC n'ont pas dépassé les recommandations relatives à la CEP (277 ng/g BPC totaux) dans les sédiments d'aucun des Grands Lacs.

## 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 une bioaccumulation d'ignifugeants dans le poisson des Grands Lacs et le lait maternel des femmes nord-américaines. 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 d'intrants à l'heure actuelle. 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 BDE du lac Ontario indique que l'accumulation s'est stabilisée au cours de la dernière décennie, ce qui est peut-être attribuable au fait qu'on a cessé volontairement de produire ces composés en Amérique du Nord. D'autres études modernes ont toutefois montré que les PBDE totaux, et en particulier le BDE 209 déca-substitué, continuent d'augmenter dans les cinq Grands Lacs et qu'il leur faut de quatre ans 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 % (Guo, 2015; Zhu et Hites, 2005) des PBDE mesurés. La situation préoccupe parce que le BDE 209 peut se dégrader dans le biote et former des sédiments avec des BDE plus toxiques (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 (*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 2; source de données : lacs Supérieur, Michigan, Huron (Guo 2015)); lac Érié (Environnement et Changement climatique Canada); lac Ontario (Yang et coll. 2011 et 2012), mais les concentrations se sont stabilisées au cours des dernières années (figure 3). Source de données : Shen et coll. 2010. Les concentrations de la plupart des ignifugeants ont augmenté considérablement après 1920 pour se stabiliser ou diminuer depuis 2000, mais les concentrations de Dec604 et de DBDPE augmentent toujours. Sur le plan spatial, dans la partie supérieure des Grands Lacs, les concentrations de PBDE et de 1,2-Bis (2,4,6-tribromophénoxy)éthane (BTBPE) dominant 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 au cours des dernières décennies.

## Composés perfluoroalkylés

Les composés perfluoroalkylés (CPF) constituent une vaste gamme de substances qui suscitent beaucoup d'intérêt scientifique et réglementaire depuis quelques années après qu'on en a détecté la présence dans le monde entier chez les humains et dans la faune. On détecte régulièrement des CPF dans les précipitations et l'air d'environnements urbains et ruraux. Ces composés ont une multitude d'applications, mais ils sont utilisés surtout comme agents antisa-

lissants et hydrofuges dans les papiers, les textiles et les moquettes. La production de CPF comme agent anti-taches dans les moquettes dépasse le milliard de dollars par année.

Deux catégories de CPF, soient les acides sulfonates perfluoroalkyliques (ASPF), et en particulier le sulfonate de perfluorooctane (SPFO), et les perfluorocarboxylates, en particulier l'acide perfluorooctanoïque (APFO), constituent les CPF mesurés le plus souvent dans les sédiments et les carottes de sédiments. Très stables et persistants dans l'environnement, ces composés peuvent être toxiques. Les concentrations de sulfonate de perfluorobutane (SPFB) et d'acide perfluorobutanoïque (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 loin de zones urbaines, y compris 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 caractéristiques hydrophiles et hydrophobes. Même s'ils sont persistants et bioaccumulatifs, les CPF peuvent être transportés en phase aqueuse et non aqueuse. Les CPF de sédiments de fond peuvent en outre se diffuser jusqu'à la surface et devenir biodisponibles. Ces caractéristiques ont un effet important sur leur voie de pénétration dans l'environnement.

Les concentrations de CPF dans les sédiments des affluents des Grands Lacs sont les plus élevées dans les bassins urbanisés ou industrialisés. Les concentrations d'acide sulfonate perfluoroalkylique et de SPFO dans les affluents (Environnement et Changement climatique Canada, 2009) et les eaux libres des Grands Lacs dépassent légèrement celles des perfluorocarboxylates, les concentrations les plus fortes de CPF se trouvant en général dans les zones du lac Ontario, à l'extrémité ouest du lac Érié et dans le couloir de la rivière Detroit (Environnement et Changement climatique Canada, 2009). Les concentrations de CPF ont tendance à augmenter entre le secteur supérieur des Grands Lacs (Supérieur et Huron) et les Grands Lacs inférieurs (Érié et Ontario) dans le cas des sédiments à la fois des affluents et des eaux libres des lacs. Les concentrations de CPF dans les sédiments des eaux libres des lacs sont attribuables non seulement à la proximité des sources, mais aussi à des processus physiques et aux caractéristiques bathymétriques. Les concentrations les plus fortes de CPF dans les sédiments des eaux libres des lacs ont été enregistrées dans le lac Ontario. Les distributions spatiales de CPF dans le lac Ontario sont assez uniformes d'un bout à l'autre du lac, ce qui est attribuable principalement aux courants du lac qui distribuent également les particules en suspension entre les trois principaux bassins sédimentaires.

Les distributions spatiales des CPF dans les sédiments des Grands Lacs subissent une forte influence des activités urbaines et industrielles, ce qui s'écarte dans certains cas des distributions de contaminants existants comme les BPC. Ces résultats indiquent que les grandes zones urbaines peuvent agir comme sources diffuses de CPF associés à des produits industriels et grand public modernes.

## **Carbazoles**

Les carbazoles polyhalogénés constituent un contaminant émergent dont la persistance et la toxicité probables sont démontrées. Certains congénères sont un sous-produit de la production de colorant indigo halogéné, mais il existe probablement d'autres sources anthropiques ou naturelles (Parette et coll. 2015). Une étude sur les sédiments des lacs Michigan, Supérieur et Huron réalisée par Guo (2015) a révélé la présence de 26 carbazoles polyhalogénés (CPH) au total et du carbazole, ce qui préoccupe parce que des études animales ont révélé que le carbazole et ses dérivés sont cancérigènes et mutagènes. On a détecté la plupart des carbazoles halogénés dans plus de 50 % des échantillons de sédiments superficiels du lac Michigan et dans moins de 25 % des échantillons prélevés dans les lacs Supérieur et Huron. Dans les trois lacs, les concentrations de chaque CPH ont varié considérablement, soit d'au-dessous de la limite de détection jusqu'à 261 ng/g (figure 4). Comparativement aux PBDE (sauf le BDE 209), les concentrations de carbazoles halogénés étaient en général d'une à trois fois plus élevées et celles de plusieurs CPH se comparaient à celles du BDE209. Les tendances temporelles ont varié d'une augmentation importante avec le temps (carbazole et 1368-TeCC) à une augmentation depuis la décennie 1950 (flux de dibromo et de tribromo-carbazoles) et à une diminution depuis la décennie 1900 (1368-TeBC et certains carbazoles halogénés mélangés) (Guo 2015)

## **Autres produits chimiques**

On trouve de plus en plus d'autres contaminants dans les sédiments des Grands Lacs, y compris des produits chimiques industriels, des hormones, des stéroïdes, des produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP). Une étude récente (Guo, 2015) portant sur les pesticides dans les sédiments des lacs Michigan, Supérieur et Huron révèle

que les concentrations d'atrazine et de simazine augmentent de façon exponentielle. On a intégré une évaluation de la présence et du sort de composés nouveaux dans les études d'évaluation des sédiments.

Des recherches s'imposent pour déterminer l'effet de contaminants émergents sur l'écosystème des Grands Lacs, y compris l'établissement de CEP dans le cas des contaminants émergents les plus prioritaires.

### 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 constituant des indicateurs que sont les produits chimiques toxiques, l'habitat et les espèces et comprennent les « concentrations de substances chimiques toxiques » et les « dépôts atmosphériques de substances chimiques toxiques ».

### Commentaires des auteurs

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, des produits antiparasitaires d'usage courant, des produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP) représentent 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 appuyer les habitudes 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 aux niveaux 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 trois à 220 ans.

### Évaluation de la qualité des données

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

## 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.

## Remerciements

Auteurs : Debbie Burniston, Division de la surveillance de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada, 867, promenade Lakeshore, Burlington ON 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, IL

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

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

## 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)

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

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.

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, pp 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.

Environnement Canada. Perfluoroalkyl Compounds in Sediments of Tributaries and Open Waters of the Great Lakes. 2009 N° ISBN 978-1-100-14025-4.

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.

Gewurtz, S. B., Shen, L., Helm, P. A., Waltho, J., Reiner, E. J., Painter, S., Brindle, I. D. et Marvin, C. H. Spatial Distributions of Legacy Contaminants in Sediments of Lakes Huron and Superior: *Journal of Great Lakes Research*, 2008 (34) 153-168.

Guo, Jiehong. Spatial Distribution and Time Ten of Organic Pollutant Chemicals in the Sediments of the Upper Great Lakes. PhD Dissertation. 2015. University of Illinois at Chicago

Hornbuckle, K.C., Carlson, D.L., Baker, J.E., Eisenreich, S.J. PCBs in the Great Lakes R.A. Hites (dir.), Persistent Organic Pollutants in the Great Lakes, Springer-Verlag, Heidelberg (2006), pp33-95.

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, An, Rockne, Karl J, Sturchio, Neil C., Mills, William J., Song, Wenlu, Ford, Justin C., Buckley, Dave R. Chronology of PBDE Air Deposition in the Great Lakes from Sedimentary Records. 2006. Publié par Great lake Atmospheric Deposition Program Office Air and Radiation Division USEPA Region V.

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.H., Charleton, M.N., Stern, G.A., Braekevelt, E., Reiner, E.J., Painter, S. Spatial and Temporal Trends in Sediment Contamination in Lake Ontario. *J. Great Lakes Res* 2003 29(2) 317-331.

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

Parette, R., McCrindle, R., McMahon, K.S., Pena-Abaurrea, M., Reiner, E., Chittim, B., Riddell, N., Voss, G., Dorman, F., Pearson, W.N. Halogenated indigo dyes: a likely source of 1,3,6,8-tetrabromocarbazole and some other halogenated carbazoles in the environment. *Chemosphere* 2015 127:18-26

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.

Xia, Xiaoyan, Hopke, Philip K.; Holsen, Thomas M.; Crimmins, Bernard S. Modeling Toxaphene Behaviour in the Great Lakes. *Science of the Total Environ.* 2011, 409 792-799.

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 aux concentrations maximales en profondeur dans des carottes de sédiments.

Source de données : Environnement et Changement climatique Canada; Lepak (2015); Li (2006); Marvin (2004)

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

Source de données : 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 affluents des Grands Lacs, échantillonnage 2012-2014. Sources : Rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire, rivière Detroit et lac Érié – Environnement et Changement climatique Canada; lacs Supérieur, Huron, Michigan, Ontario – Lepak 2015

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Lepak 2015

**Figure 2.** Distribution spatiale du BTBPE et du dechlorane plus (somme des versions sym et anti) dans les Grands Lacs (échantillonnage : 2010-2014).

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

**Figure 3.** Tendances temporelles du dechlorane plus total (syn + anti), du BDE209 et du mirex dans une carotte tirée du lac Ontario.

Sources : Shen et coll. 2010.

**Figure 4.** Distribution spatiale des concentrations de CPH (ng/g ps) dans des échantillons de sédiments prélevés par benne ponar dans les lacs Michigan, Supérieur et Huron.

Sources : Guo 2015.

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

	Lac Supérieur	Lac Huron	Lac Michigan	Lac Érié	Lac Ontario	Lac Sainte-Claire
Mercure	0	64	49	60	94	86
BPC	45	9	5	51	85	97
DDPC/DFPC	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	53	S.O.
HCB	S.O.	S.O.	S.O.	78	40	97
DDT	S.O.	93	S.O.	60	60	95
Plomb	10	43	S.O.	71	65	75

**Tableau 3.** 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 aux concentrations maximales en profondeur dans des carottes de sédiments.

Source de données : Environnement et Changement climatique Canada; Lepak (2015); Li (2006); Marvin (2004)

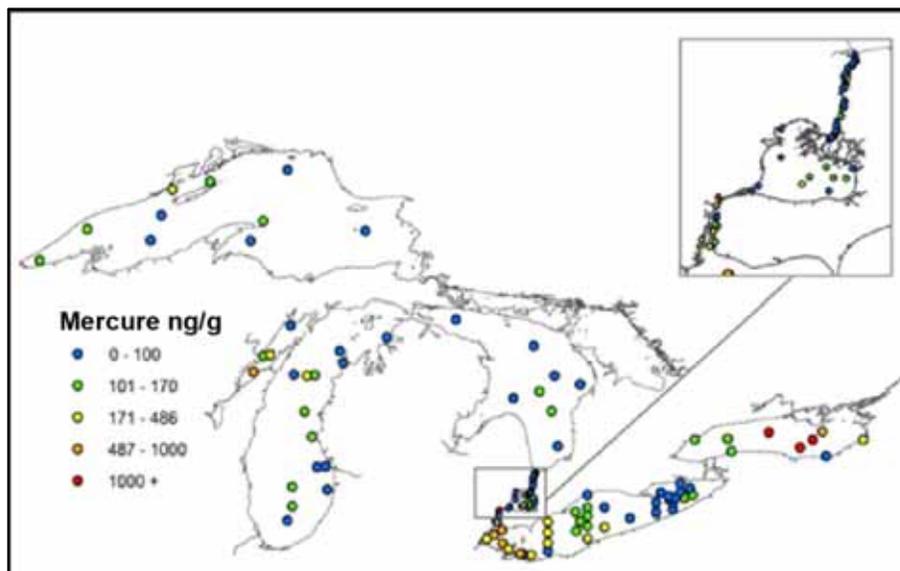
Lac	Lieu	Année de pointe	Demi-vie ( $t_{1/2}$ ), ans
Supérieur	SU22	1993	9,7±7,9
Michigan	LM41 <sup>b</sup>	1979	31,7±14,3
Huron	HU12 <sup>b</sup>	1981	44,9±1,0
Érié	ER37	1981	16,6±2,2
Ontario	ON-30	1973	11,0±1,0
Ontario	ON-40	1963	17,0±4,4

<sup>a</sup> 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 grave de sédiments (ER09).

<sup>b</sup> Le segment supérieur a été exclu dans les calculs de la  $t_{1/2}$  à ces endroits.

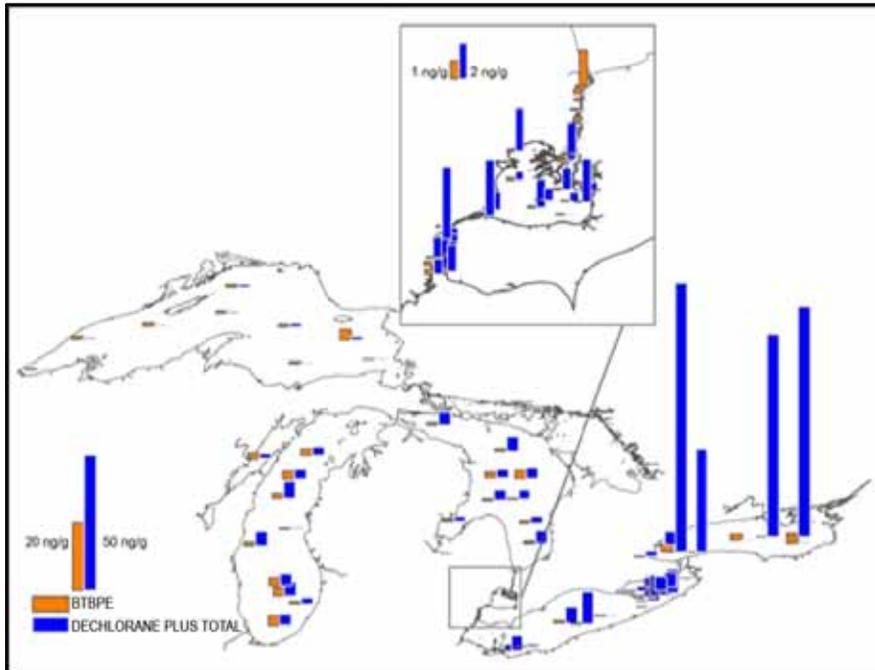
**Tableau 4.** Demi-vie ( $t_{1/2}$ ) de premier ordre du BPC dans les sédiments des Grands Lacs.

Source de données : Li et coll. (2009)



**Figure 1.** Distribution spatiale de la contamination de mercure dans les sédiments superficiels dans les secteurs à eaux libres et les affluents des Grands Lacs, échantillonnage 2012-2014. Sources : Rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire, rivière Detroit et lac Érié – Environnement et Changement climatique Canada; lacs Supérieur, Huron, Michigan, Ontario – Lepak 2015

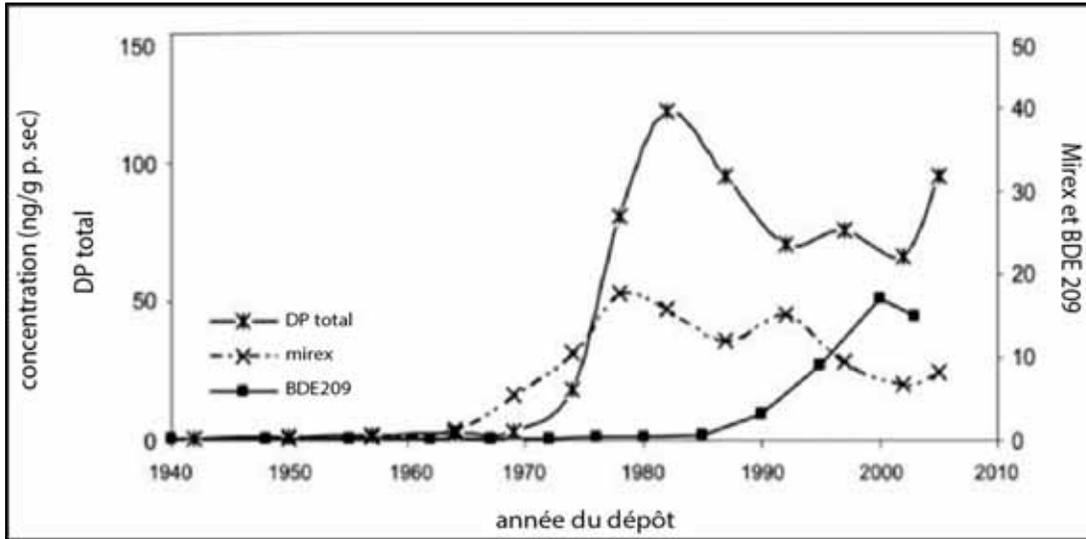
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Lepak 2015



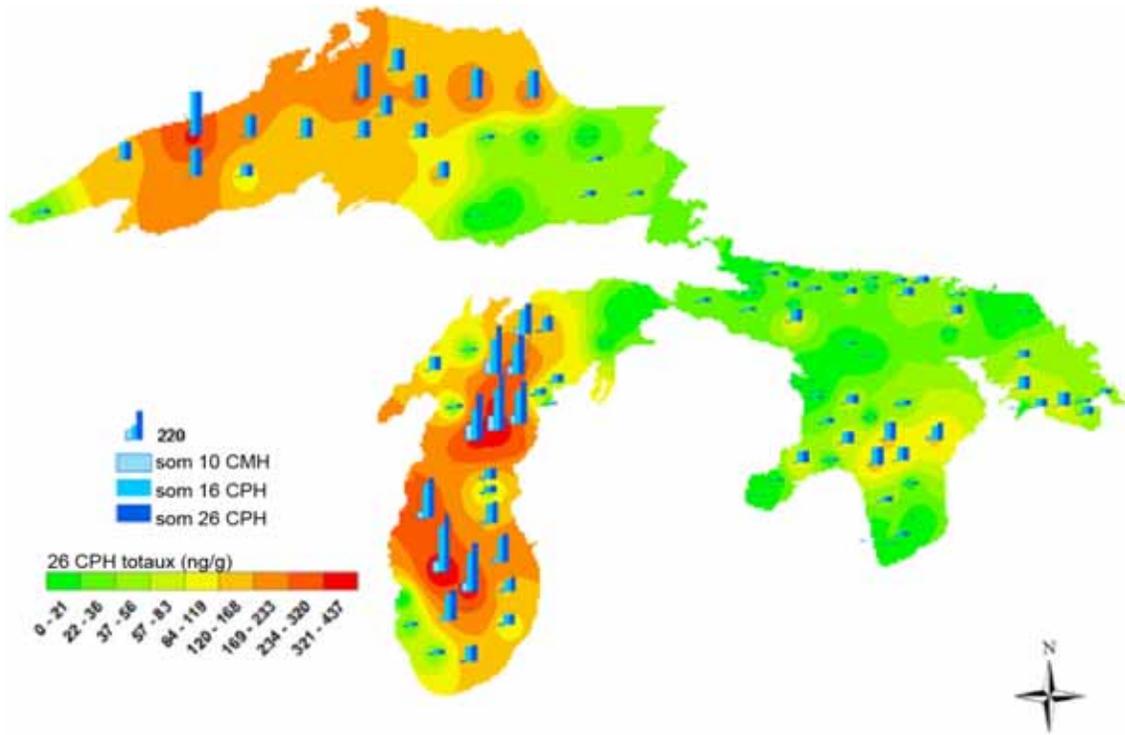
**Figure 2.** Distribution spatiale du BTBPE et du dechlorane plus (somme des versions sym et anti) dans les Grands Lacs (échantillonnage : 2010-2014).

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

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 3.** Tendance temporelle du dechlorane plus total (syn + anti), du BDE209 et du mirex dans une carotte tirée du lac Ontario.  
Sources : Shen et coll. 2010.



**Figure 4.** Distribution spatiale des concentrations de CPH (ng/g ps) dans des échantillons de sédiments prélevés par benne ponar dans les lacs Michigan, Supérieur et Huron.  
Sources : Guo 2015.



## Sous-indicateur : Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers des Grands Lacs Touladi/doré jaune

### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : L'évaluation de la situation et de la tendance porte sur de multiples contaminants tirés de multiples espèces dans les cinq Grands Lacs au fil du temps. On a suivi une nouvelle approche pour essayer de mieux refléter les multiples variables dans l'évaluation globale de la situation et de la tendance dans le cas de ce sous-indicateur. On a calculé un facteur de déviation moyenne (FDM) pour le TeBDE, le HxBDE, le PeBDE, le mercure total, les BPC totaux, le DDT total et le SPFO. Cette nouvelle approche indique que la situation globale des substances chimiques toxiques dans les poissons entiers est passable et que la situation s'est améliorée en 15 ans (1999-2013) (figure 1). Comme la méthodologie d'évaluation a changé depuis le rapport au rapport précédent, les résultats ne se comparent pas directement. Il convient toutefois de signaler que les tendances des concentrations individuelles de produits chimiques ressemblent toujours à celles du rapport précédent. Le changement de situation et de tendance du sous-indicateur de 2016 découle de la méthodologie révisée de calcul du facteur de déviation moyenne.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : Dans le lac Supérieur, la situation des produits chimiques toxiques dans le poisson est jugée passable et est demeurée n'a pas changé en 15 ans (1999 à 2012) (figure 2). La courbe du FDM du lac Supérieur semble varier considérablement au cours de la période de surveillance et présenter une tendance à la hausse importante en 2000. L'ajout des PBDE aux programmes de surveillance en 2000 a fait grimper le FDM à cause de dépassements de cibles dans le cas de ces composés (figure 2). On continue de mesurer, dans le touladi du lac Supérieur, des concentrations de toxaphène plus élevées que dans celui des autres Grands Lacs.

#### Lac Michigan

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : La situation des produits chimiques toxiques dans le poisson du lac Michigan est jugée passable et la situation s'est améliorée en 15 ans (1999 à 2013) (figure 3). Le lac Michigan est souvent celui des lacs surveillés des États-Unis qui affiche les concentrations les plus élevées de contaminants surveillés dans les Grands Lacs. Une évaluation récente des composés les plus abondants mesurés dans les poissons entiers des Grands Lacs a révélé que les pesticides organochlorés et les BPC totaux sont les principales substances qui contribuent (~75 %) à la charge de contaminants présente dans le touladi du lac Michigan.

#### Lac Huron

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : La situation actuelle des produits chimiques toxiques dans les poissons entiers du lac Huron est jugée passable et n'a pas changé en 15 ans (1999 à 2013) (figure 4). Le FDM semble augmenter depuis 2006, mais des changements des chaînes alimentaires dans tout le bassin du lac Huron ont ralenti les taux de croissance du touladi. Ces changements ont entraîné l'inclusion de poissons plus âgés dans les échantillons composés mesurés par l'EPA des É.-U. Comme le poisson plus âgé contient en général des concentrations plus fortes de contaminants bioaccumulables, les augmentations récentes découlent probablement de ce phénomène. Le problème a été cerné et la surveillance future en tiendra compte.

#### Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : Les conditions de ce sous-indicateur dans le lac Érié sont jugées passables et n'ont pas changé en 15 ans (1999 à 2013) (figure 5). Même si, en moyenne, la situation n'a pas changé dans le lac Érié compte tenu du FDM, il importe de signaler que les concentrations de mercure dans le poisson du bassin occidental du lac continuent d'augmenter. Les concentrations observées demeurent en deçà des objectifs fixés par l'AQEGL de 1987, mais elles se rapprochent des concentrations qui peuvent être préoccupantes.

## Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : Dans le lac Ontario, la situation de ce sous-indicateur est jugée passable compte tenu du FDM et elle s'est améliorée en 15 ans (1999 à 2013) (figure 6). Le lac Ontario est souvent celui des lacs surveillés par les deux pays qui contient les concentrations les plus élevées de contaminants surveillés dans les Grands Lacs, mais elles demeurent stables ou diminuent légèrement dans le touladi.

## 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 polluants 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 ».

## Conditions écologiques

### Contexte et méthodes

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 par le Great Lakes National Program Office de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (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'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). Ces programmes visent à déterminer les risques que posent les contaminants pour le poisson 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 toxiques dans les poissons entiers des Grands Lacs* fait partie de l'évaluation des indicateurs des produits chimiques toxiques dans les eaux des Grands Lacs, car les tendances à long terme des contaminants dans le biote fournissent de précieux indices de l'abondance relative des contaminants bioaccumulatifs dans l'environnement. Les poissons absorbent les contaminants avec le temps et dans 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).

### Prélèvement de poissons et conception des programmes

Environnement et Changement climatique Canada produit des rapports annuels sur les charges de contaminants chez les touladis d'âge semblable (4 ans et plus à 6 ans et plus), les dorés jaunes (lac Érié) et les éperlans arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), qui sont des espèces de poisson fourrage communes. L'EPA des É.-U. surveille chaque année les charges de contaminants chez les touladis et les dorés jaunes (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. Les stations de surveillance d'ECOC de l'EPA des É.-U. sont illustrées à la figure 9. Les différences supplémentaires entre les programmes d'ECOC et de l'EPA des É.-U. comprennent la mesure des contaminants dans des poissons en particulier (ECOC) et la mesure d'échantillons composés (EPA des É.-U.). L'EPA des É.-U. a en outre commencé à prélever des touladis dans le bassin oriental du lac Érié, Environnement et Changement climatique Canada ne prélève pas d'échantillons dans le lac Michigan et les listes de contaminants de chaque programme en particulier ne sont pas identiques, comme le montre le tableau 1. En dépit de ces différences relatives au prélèvement et à l'analyse, les tendances et les interprétations se ressemblent énormément. Les tendances ont été jugées significatives si la pente du modèle de régression appliqué à la médiane ou aux moyennes annuelles était supérieure ou inférieure à zéro pour un  $\alpha = 0,05$ . On compare les concentrations de contaminants et les tendances aux critères disponibles au tableau 2. Dans des rapports précédents, on a utilisé les critères binationaux décrits dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs (AQEGL) signé en 1987 pour analyser les tendances. L'AQEGL a été renégocié en 2012 et le document issu des renégociations n'inclut plus d'objectifs écologiques portant sur des contaminants en particulier. Comme l'AQEGL de 2012 ne contient pas de cibles binationales, on comparera les concentrations de contaminants aux critères de l'AQEGL de 1987, le cas échéant. L'AQEGL, signé à l'origine en 1972, renouvelé en 1978, puis modifié en 1987, exprime l'engagement du Canada et des États-Unis à restaurer et à maintenir l'intégrité chimique, physique et biologique de l'écosystème du bassin des Grands Lacs.

Les sites Web suivants offrent plus de renseignements sur les programmes de surveillance :

<http://www.epa.gov/glnpo/monitoring/fish/index.html> et  
<http://www.ec.gc.ca/scitech/default.asp?lang=fr&n=828EB4D2-1>

## Évaluation dans le lac et dans tout le bassin (facteur de déviation moyenne)

Le facteur de déviation moyenne (FDM) est un outil de communication simple et efficace avec un auditoire public et qui permet de tenir compte de multiples variables pour répondre à une seule question : « Quelle est la situation des produits chimiques préoccupants dans les poissons entiers des Grands Lacs? » Cette nouvelle façon de procéder répond aux fluctuations temporelles des concentrations dans l'environnement et reflète les conditions réelles. Le FDM est facile à réviser à mesure que l'on dispose de renseignements supplémentaires sur les produits chimiques ou que l'on élabore des critères ou des lignes directrices. Pour une description plus détaillée de la méthodologie relative au FDM, veuillez consulter la description de l'indicateur qui s'applique à ce sous-indicateur.

## Évaluation de la situation

Les rapports sur l'état des Grands Lacs (aussi appelés rapports de la CÉÉGL) évaluent l'état de chaque sous-indicateur qui est jugé MÉDIOCRE, PASSABLE ou BON. Afin d'évaluer l'état du présent sous-indicateur, on a appliqué à toutes les étapes du calcul la variation du FDM estimée pour chaque lac/année à toutes les étapes du calcul. On a ensuite converti l'écart moyen des dix années précédentes en estimation de la déviation moyenne du FDM pour chaque lac. Dans les courbes, la valeur 1 (c.-à-d. que les concentrations moyennes de contaminants correspondent à celles que prévoient les lignes directrices pertinentes) est limitée de chaque côté par un écart type. On a considéré que cette bande centrale représentait un état PASSABLE, car tout FDM se situant dans cette zone chevaucherait 1 lorsqu'il serait tenu compte de la variation. On a jugé que les valeurs au-dessus et au-dessous de la bande centrale représentaient un état MÉDIOCRE et BON respectivement, car le FDM de ces zones dépasserait le niveau 1 de plus d'un écart type.

## **Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers des Grands Lacs**

Résumé portant sur tout le bassin

Depuis la fin de la décennie 1970, les concentrations de polluants organiques persistants 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 où, même si elles demeurent au-dessous de la cible établie dans l'AQEGL de 1987, les concentrations sont toujours à la hausse dans le bassin occidental du lac Érié. Dans le cas de certains pesticides organochlorés, il n'y a pas de cibles ni d'objectifs environnementaux quant aux concentrations dans les poissons entiers ou lorsqu'il existe des cibles, les concentrations sont demeurées au-dessous des critères (tableau 2). C'est pourquoi le rapport sur le présent sous-indicateur n'inclut pas le chlordane, la dieldrine, le mirex dans tous les lacs sauf le lac Ontario, ni le toxaphène dans tous les lacs sauf le lac Supérieur. Les activités récentes de surveillance et de contrôle des produits chimiques

émergents et émergés ont produit un volume important de données au sujet des composés reconnus comme produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCSPM) en vertu de l'annexe 3 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs de 2012. Les polybromodiphényléthers (PBDE) et le sulphonate de perfluorooctane (SPFO) sont des exemples de produits chimiques émergés tandis que les produits chimiques émergents comprennent notamment les siloxanes, le nonylphénol et les substituts ignifugeants bromés. 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 niveau trophique supérieur 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 du lac, 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 objectifs relatifs à la qualité de l'environnement.

Les résultats d'une évaluation de tous les contaminants organiques et des mesures du mercure dans des touladis et des dorés jaunes entiers produits par Environnement et Changement climatique Canada et l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA des É.-U.) entre 2008 et 2012 ont montré que les contaminants dits « existants », les BPC et les pesticides organochlorés représentaient environ 2/3 de la charge de contaminants dans le touladi et le doré jaune des Grands Lacs, comme le montre la figure 7, (McGoldrick et coll. 2015). Cela peut sembler étonnant compte tenu du repli à long terme des concentrations de BPC et de pesticides organochlorés observé depuis le début de la surveillance au cours de la décennie 1970, mais cela reflète probablement la rapidité relative de la réglementation ou de l'élimination graduelle des nouveaux produits chimiques avant que d'importants stocks environnementaux s'accumulent dans les flux de déchets ou d'autres compartiments (c.-à-d. sédiments). Les nouvelles catégories de contaminants, soit les PBDE, les CPF, les siloxanes et d'autres ignifugeants constituent la majeure partie de la charge restante de contaminants mesurée dans le poisson des Grands Lacs.

## *Résumés particuliers aux produits chimiques*

### Biphényles polychlorés (BPC) totaux

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 10). Les concentrations médianes de BPC chez les touladis des lacs Supérieur, Huron et Ontario et chez les dorés jaunes du lac Érié continuent de diminuer, mais elles demeurent au-dessus de l'objectif de 0,1 µg/g (ph) établi dans l'amendement de l'AQEGL adopté en 1987. Les concentrations sont les plus élevées dans le lac Michigan, et ensuite dans les lacs Ontario, Huron, Érié et Supérieur. Les données de régression log-linéaire sur les concentrations de BPC dans le temps montrent des déclinés annuels continus à long terme de 4 à -5 % chez les touladis du lac Supérieur, de 4 à -9 % dans ceux du lac Huron et de 8 % dans ceux du lac Ontario. Les concentrations de BPC chez le doré jaune du lac Érié diminuent de 2 à -3 % par année. Les concentrations de BPC déclarées par l'EPA des É.-U. dans le touladi du lac Huron semblent avoir augmenté temporairement entre 2003 et 2012, comme le montre la figure 8. Des analyses approfondies du poisson provenant de ce secteur ont toutefois révélé que le poisson du lac Huron grossit plus lentement, peut-être à cause de la présence d'espèces envahissantes et d'une diminution de la disponibilité de la nourriture, ce qui a fait vieillir le poisson utilisé dans les échantillons composés des États-Unis. Il y a un lien positif entre l'âge et les concentrations observées de contaminants dans le poisson, ce qui explique probablement la montée des concentrations de BPC. Cette interprétation est appuyée par les données d'ECCC qui ne révèlent pas de tendance à la hausse et reposent sur les concentrations de BPC dans des poissons d'âge semblable (4 à 6 ans). Les données recueillies depuis le dernier rapport sur ce sous-indicateur de la situation des Grands Lacs (CÉÉGL) portant sur cet indicateur (-2011-2014) montrent que les concentrations de BPC totaux dans les échantillons composés d'éperlans arc-en-ciel mesurées par Environnement et Changement climatique Canada étaient toutes inférieures à 0,05 µg/g (ph) dans le lac Supérieur et à 0,1 µg/g dans le lac Ontario. Dans les autres Grands Lacs canadiens, 91 % et 83 % des BPC totaux mesurés dans l'éperlan arc-en-ciel n'atteignaient pas 0,1 µg/g ph dans les lacs Huron et Érié respectivement. En 2016, les parties, soit le Canada et les États-Unis d'Amérique, ont désigné les BPC produits chimiques sources de préoccupations mutuelles en vertu de l'AQEGL.

### Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) et métabolites

Les concentrations de DDT total, qui regroupe le DDTop et ses métabolites DDDop et DDEop chez les poissons

prédateurs de niveaux trophiques supérieurs des Grands Lacs ont diminué continuellement depuis que l'utilisation de ce produit chimique a été interdite, en 1972. Les concentrations moyennes mesurées depuis le dernier rapport portant sur ce sous-indicateur (2010-2014) demeurent bien en deçà de l'objectif de 1,0 µg/g (ph) visé dans l'amendement apporté à l'AQEGL en 1987, et ce, dans l'ensemble du bassin (figure 11). La cible fixée à 1,0 µg/g n'a pas été dépassée souvent : elle l'a été dans les lacs Supérieur, Huron et Ontario seulement. La variabilité accrue des données d'Environnement et Changement climatique Canada par rapport à celles de l'EPA des É.-U. découle de la différence entre l'analyse de poissons individuels (ECCC) et celle d'échantillons composés (EPA des É.-U.). Les échantillons composés représentent une moyenne de poissons utilisés pour composer l'échantillon et varient moins en général.

## Mercuré total

Les concentrations observées de mercure ont varié dans l'espace dans tout le bassin et entre les programmes de surveillance administrés par ECCC et l'EPA des É.-U. au cours des deux derniers cycles de production de rapports sur la situation des Grands Lacs. Le rapport de 2011 indique une montée des tendances du mercure dans le poisson prélevé dans les lacs Supérieur, Érié et Huron et des concentrations stables dans les lacs Ontario et Michigan. Le contrôle et la surveillance continus du mercure par ECCC et l'EPA des É.-U. ont permis de comprendre ces tendances (figure 12). La régression linéaire par morceaux à deux segments de l'ensemble de données d'ECCC indique que les déclinés des concentrations de mercure ont cessé à la fin de la décennie 1980 dans les lacs Supérieur et Huron, et au début des années 1990 dans les lacs Érié et Ontario. À la suite des points de changement dans chaque lac, les concentrations de mercure sont demeurées stables dans les lacs Huron et Ontario et semblent augmenter dans les lacs Supérieur et Érié. Dans le lac Supérieur, la grande variabilité des concentrations de mercure observées entre 2002 et 2010 semble être revenue à des niveaux plus typiques et même si les tendances récentes semblent se redresser, leurs pentes ne sont pas statistiquement différentes de zéro. Comme dans le cas des BPC, les concentrations de mercure déclarées par l'EPA des É.-U. pour le touladi du lac Huron semblent à la hausse parce que les échantillons composés de l'EPA des É.-U. incluent du poisson plus âgé. L'EPA des É.-U. a depuis révisé sa méthodologie de composition afin de faire vieillir les échantillons avant de les composer pour regrouper des poissons d'âge semblable. La tendance à la hausse des concentrations de mercure dans le doré jaune du bassin occidental du lac Érié se manifeste toujours dans les données réunies par ECCC (figure 12). Depuis 1993, les concentrations de mercure dans le doré jaune du bassin occidental du lac Érié augmentent de 3,4 % par année. Les mécanismes qui sous-tendent cette augmentation ne sont peut-être pas certains pour le moment, mais les augmentations des trois dernières années coïncident avec une remontée de grandes proliférations d'algues dans le bassin occidental du lac. Conjuguées à l'anoxie qu'elles entraînent dans l'hypolimnion, ces proliférations pourraient créer des conditions favorables à la formation de méthylmercure, forme bioaccumulative du mercure.

On observe aussi des tendances temporelles semblables des concentrations de mercure dans l'éperlan arc-en-ciel, poisson fourrage commun de beaucoup de poissons et d'oiseaux du bassin des Grands Lacs (figure 18). 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.

## Mirex

Les concentrations mesurées des mirex sont importantes seulement dans le poisson du lac Ontario à cause des rejets historiques dans la rivière Niagara et ailleurs dans le bassin hydrographique du lac. Entre 2008 et 2012, les concentrations moyennes dans les touladis entiers du lac Ontario s'établissaient à quelque 0,7 µg/g ph tandis que dans les quatre autres lacs, elles ont varié de <0,005 à 0,03 µg/g ph pendant la même période (McGoldrick et coll. 2015). La régression log linéaire des concentrations de mirex dans le touladi du lac Ontario montre que les concentrations ont diminué d'environ 13 % par année depuis 2000. Selon les lignes directrices énumérées dans la modification apportée à l'AQEGL en 1987, le mirex devrait être « substantiellement absent » du poisson des Grands Lacs. Comme il n'y a pas de cible numérique pour le mirex, il est difficile de l'intégrer dans le calcul du FDM et c'est pourquoi il n'a pas été inclus dans l'évaluation.

## Toxaphène

Des diminutions des concentrations de toxaphène ont été observées dans tous les milieux de tous les Grands Lacs à la suite de son interdiction imposée au milieu de la décennie 1980 (Xia et coll. 2012). Les concentrations de toxaphène sont beaucoup plus élevées dans le lac Supérieur, où les concentrations moyennes s'établissaient à

231 ng/g ph au cours de la période de 2008 à 2012 comparativement aux autres lacs où elles variaient de 25 à 78 ng/g ph (McGoldrick et coll. 2015). Les concentrations élevées de toxaphène dans le lac Supérieur, par rapport à celles des autres Grands Lacs, reflètent probablement l'importance du transport atmosphérique comme source de toxaphène dans le bassin des Grands Lacs, l'importance des dépôts atmosphériques comme source de contaminants dans le lac Supérieur et les températures froides, la lenteur des taux de sédimentation et la longueur de la période de résidence du lac (James et coll. 2001; Muir et coll. 2004; Swackhamer et coll. 1998). Il n'y a pas actuellement d'objectifs écologiques précis à l'égard de ce composé dans les Grands Lacs et c'est pourquoi il n'a pas été intégré dans le calcul du FDM dans ce sous-indicateur.

## Polybromodiphényléthers (PBDE)

L'industrie nord-américaine a cessé ou cesse volontairement de produire et d'utiliser trois formules commerciales populaires de PBDE. Amorcée en 2004, l'élimination graduelle des composés penta et octa-EDP plus toxiques s'est poursuivie jusqu'en 2012. 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). Environnement et Changement climatique Canada a élaboré les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) pour ces trois groupes homologues. Ces recommandations visent à fournir des objectifs acceptables de qualité de l'environnement, à évaluer l'importance des concentrations observées et à mesurer le succès des activités de gestion des risques. Les concentrations moyennes de BDE 47 (TeBDE) dans les cinq lacs demeurent inférieures aux RFQE qui les fixent à 44 ng/g ph. Elles diminuent en général dans tout le bassin (figure 13). Les concentrations moyennes de BDE 99 + 100 (PeBDE) dans les cinq lacs demeurent supérieures aux RFQE qui les fixent à 1,0 ng/g ph, sont à la baisse dans les lacs Ontario, Huron et Michigan, et présentent des tendances mixtes dans les lacs Supérieur et Érié (figure 14). Les concentrations moyennes de BDE 153 + 154 (HxBDE) n'atteignent pas les niveaux fixés par les RFQE à 4,0 ng/g ph dans les lacs Supérieur et Érié et elles dépassent les recommandations dans les lacs Michigan, Huron et Ontario. Les concentrations moyennes de BDE totaux (tétra + penta + hexa) étaient les plus élevées dans le lac Ontario, et ensuite dans les lacs Supérieur, Michigan, Huron et Érié. Les ratios TeBDE:PeBDE:HxBDE dans chacun des lacs se ressemblaient et s'établissaient à 6:3:1 en moyenne. L'ensemble de données de l'EPA des É.-U. publié depuis le rapport précédent sur la situation des Grands Lacs indique que ce ratio peut indiquer une tendance à la hausse des concentrations de congénères bromés au cours des dernières années et que la cause de ce changement n'a pas été déterminée clairement jusqu'à maintenant (Crimmins et coll. 2010). Les parties, soit le Canada et les États-Unis d'Amérique, ont désigné à l'AQEGL, des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles.

## Acides perfluorés

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. Son principal fournisseur en 2002 a éliminé volontairement progressivement le SPFO de la production. Toutefois, le Canada et les États-Unis utilisent toujours le SPFO en raison de certaines exemptions précises. Les concentrations moyennes de SPFO dépassent en général les RFQE qui l'établissent à 4,6 ng/g ph dans les cinq Grands Lacs (figure 16). Les SPFO observés dans le cadre des programmes de l'EPA des É.-U. et de ceux d'ECCC montrent des tendances semblables, et les tendances et les concentrations semblent à la baisse dans la plupart des endroits, même si ces replis sont statistiquement significatifs dans les lacs Ontario (depuis 2002), Huron et Michigan seulement (figure 16). Une analyse segmentée de la série chronologique la plus longue disponible (lac Ontario) a déterminé que la pente de la relation entre le SPFO et l'année a commencé à changer en 2002. C'est au cours de cette année-là que le principal fabricant des États-Unis a cessé de le produire graduellement, ce qui est intéressant. Le SPFO et l'APFO ont été désignés produits chimiques sources de préoccupations mutuelles par les parties, à l'AQEGL soit le Canada et les États-Unis d'Amérique.

## **Autres contaminants émergents**

Dans le cadre de leurs programmes de surveillance et de contrôle, les États-Unis et le Canada ont investi pour déterminer et quantifier des produits chimiques émergents dans le cadre de l'Initiative de restauration des Grands Lacs aux États-Unis et du Plan de gestion des produits chimiques du Canada. Les composés décrits dans les

paragraphes qui suivent viennent d'être identifiés ou des données sont disponibles depuis peu seulement, et c'est pourquoi il n'est pas possible d'en préciser la situation et 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 la situation des Grands Lacs dont les sous-indicateurs porteront sur les produits chimiques toxiques dans les poissons entiers. Il importe aussi de signaler que la surveillance des produits chimiques émergents constitue un élément essentiel des programmes des deux pays. De nouveaux composés sont signalés dans des publications critiquées par des pairs, les rapports sur la situation des lacs et beaucoup d'autres moyens d'information. De nouveaux contaminants surfactants fluorés (Chu et coll. 2016) et de nouveaux composés polyfluorés (Fakouri Baygi et coll. sous presse) décrites dans des publications récentes sont deux exemples seulement d'identification et de surveillance de produits chimiques émergents dans les Grands Lacs.

### Alcanes polychlorés (APC) ou paraffines chlorées

Ces produits chimiques regroupent des mélanges complexes de composés classés en fonction de la longueur de la chaîne alcane et servent d'additifs dans des lubrifiants, des liquides de coupe de métaux, des peintures et des plastiques et ils ont des propriétés ignifugeantes. Une récente étude portant sur les concentrations d'APC 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 concentrations d'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. Les alcanes polychlorés à chaîne courte (APCCC) ont été désignés produits chimiques sources de préoccupations mutuelles par les parties à l'AQEGL, soit le Canada et les États-Unis d'Amérique.

### 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. Les concentrations d' $\alpha$ -HBCDD, l'isomère dominant présent dans les tissus de poisson, évaluées par Environnement et Changement climatique Canada dans le touladi du lac Ontario se sont établies à 4,7 ng/g ph en moyenne dans les échantillons prélevés entre 2008 et 2012. Les concentrations observées se situaient à l'extrémité supérieure de l'échelle indiquée dans une étude antérieure portant sur le HBCDD réalisée au même endroit du lac Ontario (Ismail, Gewurtz et coll. 2009) et elles étaient plus faibles que les concentrations déterminées dans les anguilles prélevées dans des eaux douces hollandaises (van Leeuwen et de Boer 2008). Le HBCDD a été désigné produit chimique source de préoccupation mutuelle (PCSPM) par les parties à l'AQEGL, soit le Canada et les États-Unis d'Amérique, et il a donc été ajouté aux listes de surveillance de routine des programmes de surveillance des États-Unis et du Canada.

### Nonylphénol et éthoxylates de nonylphénol (ENP)

Les ENP sont des ingrédients utilisés couramment dans les détergents, les émulsifiants et les agents dispersants contenus dans des produits ménagers, industriels et agricoles et les effluents des usines d'assainissement constituaient la principale voie de rejet dans l'environnement (Kannan, Keith et coll. 2003). La concentration moyenne d'ENP déterminée par Environnement et Changement climatique Canada dans le touladi du lac Ontario s'établissait à 14 ng/g ph (McGoldrick et coll. 2015). La moyenne se situait à l'intérieur de la plage de concentrations signalée dans les tissus de poissons provenant de rivières du Michigan, aux États-Unis (Keith, Snyder et coll. 2001) et du lac Biwa au Japon (Tsuda, Takino et coll. 2000). Les ENP ont été considérés comme des produits chimiques sources de préoccupations mutuelles par le sous-comité de l'annexe 3 (C3) de l'AQEGL, mais le Comité exécutif des Grands Lacs n'a pas proposé de les inscrire à la liste.

### Siloxanes

Les siloxanes sont des produits chimiques fabriqués en grande quantité qui sont des ingrédients courants dans beaucoup de produits de soins personnels, de beauté, de nettoyage industriels et de dégraissage (Environnement Canada 2008a, Environnement Canada et Santé Canada 2008b, Environnement Canada et Santé Canada 2008b, Horii et Kannan 2008, Wang, Moody et coll. 2009) et sont connus sous leur forme abrégée D4, D5 et D6. Environnement et Changement climatique Canada a mesuré récemment la présence de ces composés dans le poisson des Grands Lacs (McGoldrick et coll. 2014). En général, les concentrations de D5 sont plus élevées que celles de D4 ou de D6 dans les poissons entiers des Grands Lacs et la concentration de D5 est la plus élevée dans le lac Ontario (140 ng/g) et ensuite dans les lacs Supérieur (76 ng/g), Érié (34 ng/g) et Huron (16,5 ng/g). Selon la concentration de masse, le D5 fait aussi partie des dix composés les plus abondants mesurés dans le touladi ou le doré jaune des

Grands Lacs (McGoldrick et coll. 2015). Il n’y a actuellement pas d’objectifs écosystémiques dans le cas des siloxanes, qui ne sont pas considérés comme des PCSPM à l’annexe 3 de l’AQEGL.

### Liens

Les concentrations de contaminants dans le touladi et le doré 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, dans l’air, dans les sédiments et dans 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 constitutifs de produits de consommation, d’hygiène personnel 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.

### Commentaires des auteurs

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’établir, assez rapidement, des tendances à long terme.

Il devient beaucoup plus important de comprendre et de quantifier l’ampleur des 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 qui entraîne une élévation des concentrations chimiques de substances PBT qui en découlent. Les évaluations de la chaîne alimentaire portant sur les concentrations d’acides gras servant au transfert chimique et les quantités d’acides gras (Crimmins et coll. en prép.) en cours aux États-Unis visent à aider à interpréter les résultats chimiques et les tendances.

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 lignes directrices 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.

### Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X					
2. Il est possible de remonter à la source des données.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X					

5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X					

## Remerciements

Auteurs :

Daryl McGoldrick, Environnement et Changement climatique Canada  
 Mandi Clark, Environnement et Changement climatique Canada  
 Elizabeth Murphy, Environmental Protection Agency des États-Unis

## Sources d'information

Un merci spécial à Michael Kier, Environnement et Changement climatique Canada, qui a passé plus de 35 ans à prélever et à maintenir des échantillons afin d'appuyer les activités de contrôle et de surveillance des contaminants dans le poisson des Grands Lacs.

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.

Crimmins, B.S., Pagano, J.J., Xia, X., Hopke, P.K., Milligan, M.S., Holsen, T.M., 2012. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Great Lakes lake trout: Turning the corner on PBDEs in the Great Lakes 1982 -2008. *Environmental Science and Technology*, 46:9890-9897

Chu, S., Letcher, R.J., McGoldrick, D.J., Backus, S.M., 2016. A New Fluorinated Surfactant Contaminant in Biota: Perfluorobutane Sulfonamide in Several Fish Species. *Environmental Science & Technology* 50, 669-675.

Environnement Canada, Santé Canada, 2008a. Évaluation préalable finale pour le défi décaméthylcyclopentasiloxane (D5), 97 p.

Environnement Canada, Santé Canada, 2008b. Évaluation préalable finale pour le défi dodécaméthylcyclohexasiloxane (D6), 83 p.

Environnement Canada, Santé Canada, 2008c. Évaluation préalable finale pour le défi octaméthylcyclotétrasiloxane (D4), 90 p.

Fakouri Baygi, S., Crimmins, B.S., Hopke, P.K., Holsen, T.M., sous presse. Novel Polyfluorinated Compounds in Lake Michigan Trout. *Environmental Science and Technology*

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 Tendances of polybrominated diphenyl ethers in Canadian fish and implications for long-term monitoring. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 1564-1575.

Goedkoop, W., Sonesten, L., Ahlgren, A., Boberg, M., 2000. Fatty acids in profundal benthic invertebrates and their major food resources in Lake Erken, Sweden: seasonal variation and trophic indications. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 2267-2279.

- Horii, Y., Kannan, K., 2008. Survey of organosilicone compounds, including cyclic and linear siloxanes, in personal-care and household products. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55, 701-710.
- Ismail, N., Gewurtz, S.B., Pleskach, K., Whittle, M., Helm, P.A., Marvin, C.H., Tomy, G.T., 2009. Brominated and chlorinated flame retardants in Lake Ontario, Canada, Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) Between 1979 and 2004 and possible influences of food-web changes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28, 910-920.
- James, R.R., McDonald, J.G., Symonik, D.M., Swackhamer, D.L., Hites, R.A., 2001. Volatilization of Toxaphene from Lakes Michigan and Superior. *Environmental Science & Technology* 35, 3653-3660.
- Kannan, K., Keith, T.L., Naylor, C.G., Staples, C.A., Snyder, S.A., Giesy, J.P., 2003. Nonylphenol and Nonylphenol Ethoxylates in Fish, Sediment, and Water from the Kalamazoo River, Michigan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 44, 0077-0082.
- Keith, T.L., Snyder, S.A., Naylor, C.G., Staples, C.A., Summer, C., Kannan, K., Giesy, J.P., 2001. Identification and Quantitation of Nonylphenol Ethoxylates and Nonylphenol in Fish Tissues from Michigan. *Environmental Science & Technology* 35, 10-13.
- McGoldrick, D.J., Clark, M.G., Keir, M.J., Backus, S.M., Malecki, M.M., 2010. Canada's national aquatic biological specimen bank and database. *Journal of Great Lakes Research* 36, 393-398.
- McGoldrick, D.J., Letcher, R.J., Barresi, E., Keir, M.J., Small, J., Clark, M.G., Sverko, E., Backus, S.M., 2014. Produits ignifuges organophosphorés et à base d'organosiloxanes dans les poissons d'eau douce prédateurs à partir d'emplacements dans tout le Canada. *Environmental Pollution* 193, 254-261.
- McGoldrick, D.J., Murphy, E.W., Concentration and distribution of contaminants in Lake Trout and Walleye from the Laurentian Great Lakes (2008 – 2012). – *Environmental Pollution*, 0.1016/j.envpol.2015.12.019
- Muir, D.C.G., Whittle, D.M., De Vault, D.S., Bronte, C.R., Karlsson, H., Backus, S.M., Teixeira, C., 2004. Bioaccumulation of toxaphene congeners in the Lake Superior food web. *Journal of Great Lakes Research* 30, 316-340.
- Saborido Basconcillo, L., Backus, S.M., McGoldrick, D.J., Zaruk, D., Sverko, E., Muir, D.C.G., 2015. Current Situation of short- and medium chain polychlorinated n-alkanes in top predatory fish across Canada. *Chemosphere* 127, 93-100.
- Swackhamer, D.L., Pearson, R.F., Schottler, S.P., 1998. Toxaphene in the Great Lakes. *Chemosphere* 37, 2545-2561.
- Tsuda, T., Takino, A., Kojima, M., Harada, H., Muraki, K., Tsuji, M., 2000. 4-Nonylphenols and 4-tert-octylphenol in water and fish from rivers flowing into Lake Biwa. *Chemosphere* 41, 757-762.
- EPA des É.-U. [Environmental Protection Agency des États-Unis], 2010. Nonylphenol (NP) and Nonylphenol
- van Leeuwen, S.P.J., de Boer, J., 2008. Brominated flame retardants in fish and shellfish – levels and contribution of fish consumption to dietary exposure of Dutch citizens to HBCD. *Molecular Nutrition & Food Research* 52, 194-203.
- Wang, R., Moody, R.P., Koniecki, D., Zhu, J., 2009. Low molecular weight cyclic volatile methylsiloxanes in cosmetic products sold in Canada: Implication for dermal exposure. *Environment International* 35, 900-904.
- Watkins, J., Rudstam, L., Mills, E., Teece, M., 2012. Coexistence of the native benthic amphipod *Diporeia spp.* and exotic dreszenid musels in the New York Finger Lakes. *J Great Lakes Res.* 38, 226-235.

Xia, X., Hopke, P.K., Crimmins, B.S., Pagano, J.J., Milligan, M.S., Holsen, T.M., 2012. Toxaphene Tendances in the Great Lakes fish. *Journal of Great Lakes Research*, 38:31-38.

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.** 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 2.** 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.

## Liste des figures

**Figure 1.** Facteur de déviation moyenne 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 pour le lac Supérieur.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

**Figure 3.** Facteur de déviation moyenne pour le lac Michigan.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

**Figure 4.** Facteur de déviation moyenne pour le lac Huron.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

**Figure 5.** Facteur de déviation moyenne pour le lac Érié.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

**Figure 6.** Facteur de déviation moyenne pour le lac Ontario.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

**Figure 7.** Contribution chimique dans tout le bassin à la charge corporelle de prédateurs de niveaux trophiques supérieurs entiers.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

**Figure 8.** Tendance temporelle des concentrations de BPC totaux dans le touladi du lac Huron et la biomasse de zooplancton du lac Huron.

Source : Environmental Protection Agency des É.-U. et Barbiero et coll.

**Figure 9.** 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 10.** 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 tendancielle 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.** DDT total (DDD + DDE + DDT) pour 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, 2012.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

**Figure 12.** 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 tendancielle 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, U.S. Environmental Protection Agency

**Figure 13.** 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 tendancielle 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 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 tendancielle 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 15.** 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 tendancielle 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 16.** 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 tendancielle 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 17.** Concentrations moyennes de mercure total (points) mesurées dans des échantillons composés d'éperlans arc-en-ciel par Environnement 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.

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs de 2017, Rapport technique*

Composé ou classe	Organisme		Grands Lacs				
	Environnement et Changement climatique Canada	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 ( $\alpha$ -, $\gamma$ -HBCD)	X		X				
Naphthalènes polychlorés (NPC) <sup>1</sup>	X		X				
Phosphate tris(2-butoxyéthyl) (pTBE)	X		X	X			
Alcanes chlorés (à chaîne courte et moyenne)	X		X	X	X		X

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Composé ou classe	Organisme		Grands Lacs				
	Environnement et Changement climatique Canada	EPA É.-U.	Ontario	Érié	Huron	Michigan	Supérieur
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
Acide perfluorooctane sulfonique (PFOSA)	X		X	X	X		X
Acide perfluorooctanoïque (APFO)	X		X	X	X		X
Chlordane ( $\alpha$ -, $\gamma$ -)	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 ( $\alpha$ -, $\gamma$ -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
Perfluorodécane sulfonate (PFDS)	X	X	X	X	X	X	X
Acide perfluorodécanoïque (APFD)	X	X	X	X	X	X	X
Acide perfluorododécanoïque (APFDo)	X	X	X	X	X	X	X

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Composé ou classe	Organisme		Grands Lacs				
	Environnement et Changement climatique Canada	EPA É.-U.	Ontario	Érié	Huron	Michigan	Supérieur
Acide perfluorononanoïque (APFN)	X	X	X	X	X	X	X
Sulfonate de perfluorooctane (SPFO)	X	X	X	X	X	X	X
Acide perfluorotridécanoïque (APFTr)	X	X	X	X	X	X	X
Acide perfluoroundécanoïque (APFUn)	X	X	X	X	X	X	X
Polybromodiphényléthers (PBDE) <sup>1</sup>	X	X	X	X	X	X	X
Biphényles polychlorés (BPC)	X	X	X	X	X	X	X
Endrine		X	X	X	X	X	X
cis-nonachlor		X	X	X	X	X	X
Endosulfan (I, II)		X	X	X	X	X	X
Sulfate d'endosulfan		X	X	X	X	X	X
Hexachlorocyclohexane ( $\beta$ -, $\delta$ -HCH)		X	X	X	X	X	X
Octachlorostyrène		X	X	X	X	X	X
Oxychlorane		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-nonachlor		X	X	X	X	X	X
Produits chimiques détectés à une fréquence supérieure à 10 % identifiés par les programmes de contrôle et de surveillance.							

**Tableau 1.** 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.

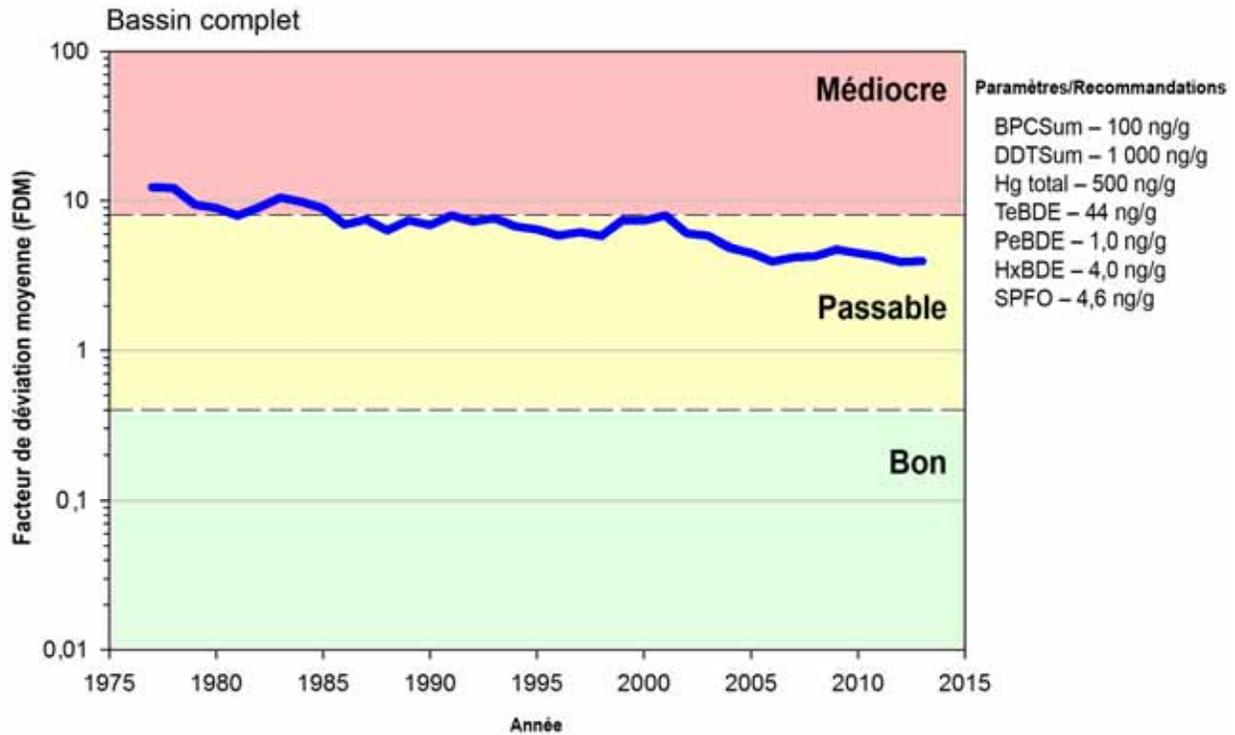
## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Contaminant	Source de critères	Type de critères	Valeur (ng/g pp)
TétraBDE (TeBDE)	Environnement Canada Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement	Alimentation de la faune	44
PentaBDE (PeBDE)	Environnement Canada Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement	Alimentation de la faune	1,0
HexaBDE (HeBDE)	Environnement Canada Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement	Alimentation de la faune	4,0
SPFO	Environnement Canada Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement	Alimentation des mammifères	4,6
BPC totaux	Modification de l'AQEGL 1987	Alimentation de la faune	100 (0,1 µg/g)
DDT total	Modification de l'AQEGL 1987	Alimentation de la faune	1 000 (1,0 µg/g)
Mercure total	Modification de l'AQEGL 1987	Alimentation de la faune	500 (0,5 µg/g)

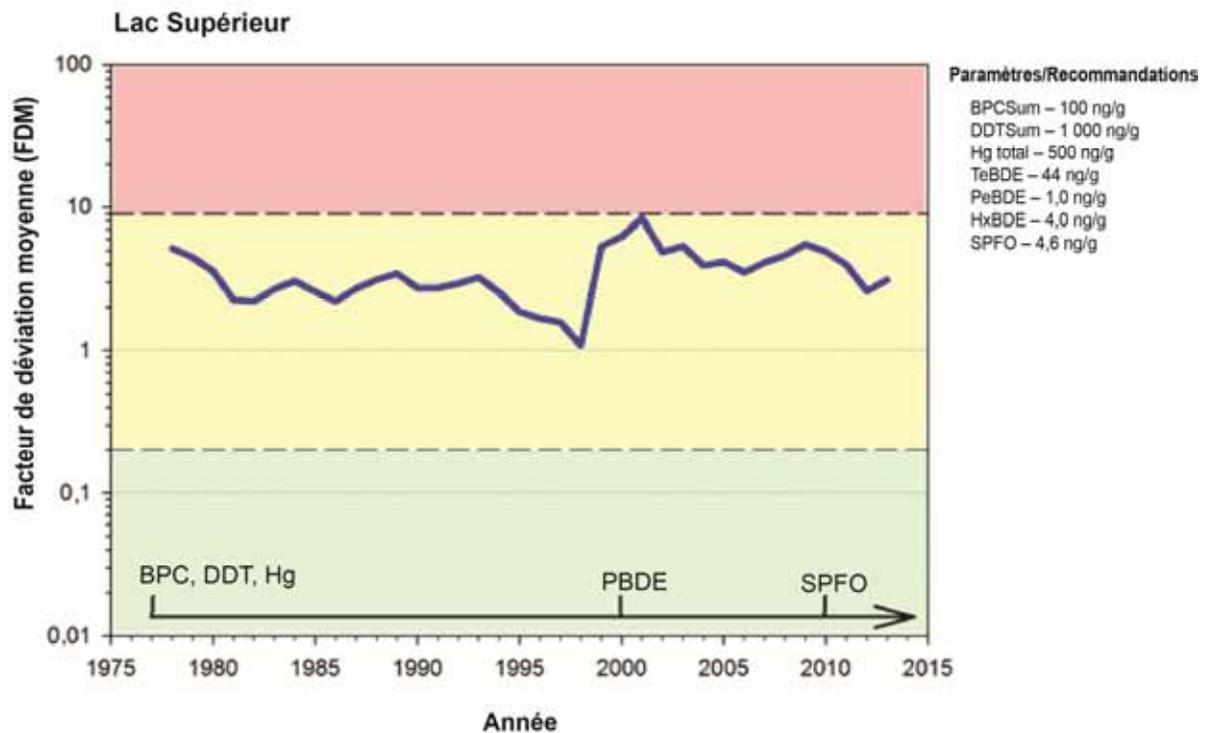
**Tableau 2.** Critères relatifs aux contaminants pour les programmes de contrôle et de surveillance de l'environnement.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

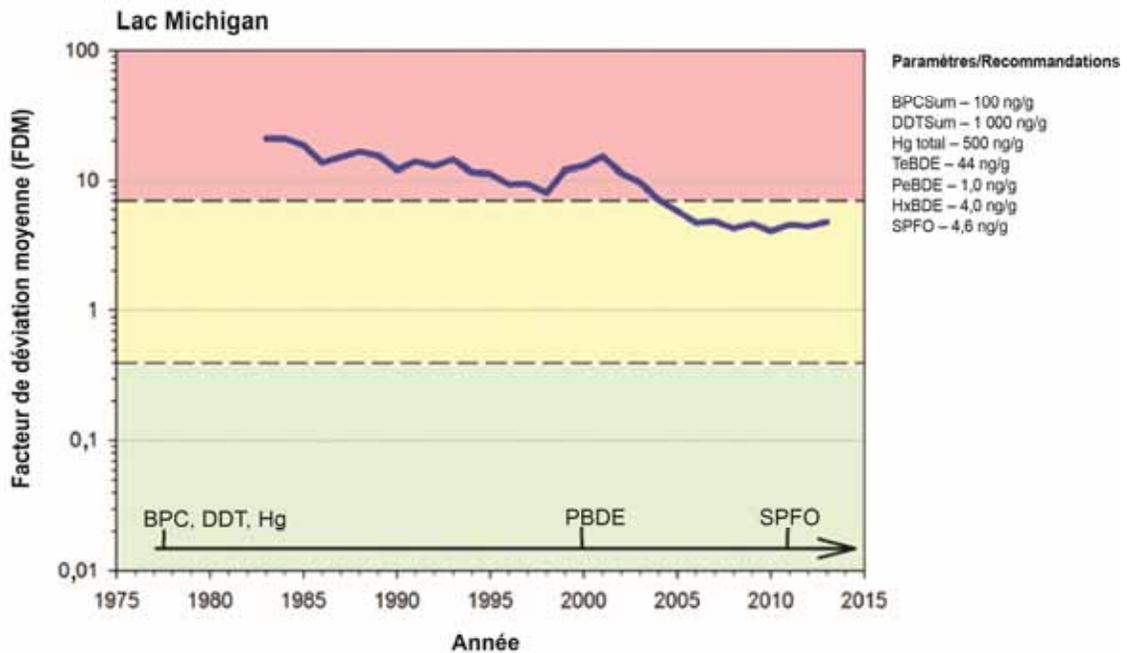


**Figure 1.** Facteur de déviation moyenne pour le bassin des Grands Lacs.  
 Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

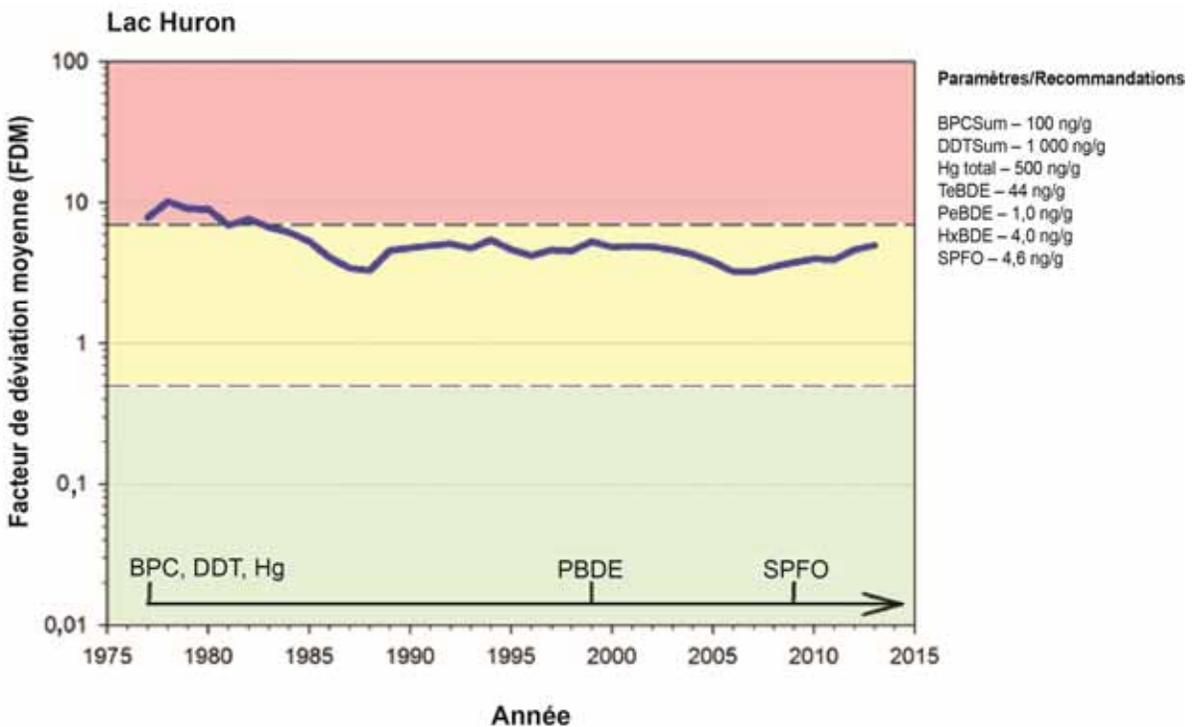


**Figure 2.** Facteur de déviation moyenne pour le lac Supérieur.  
 Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

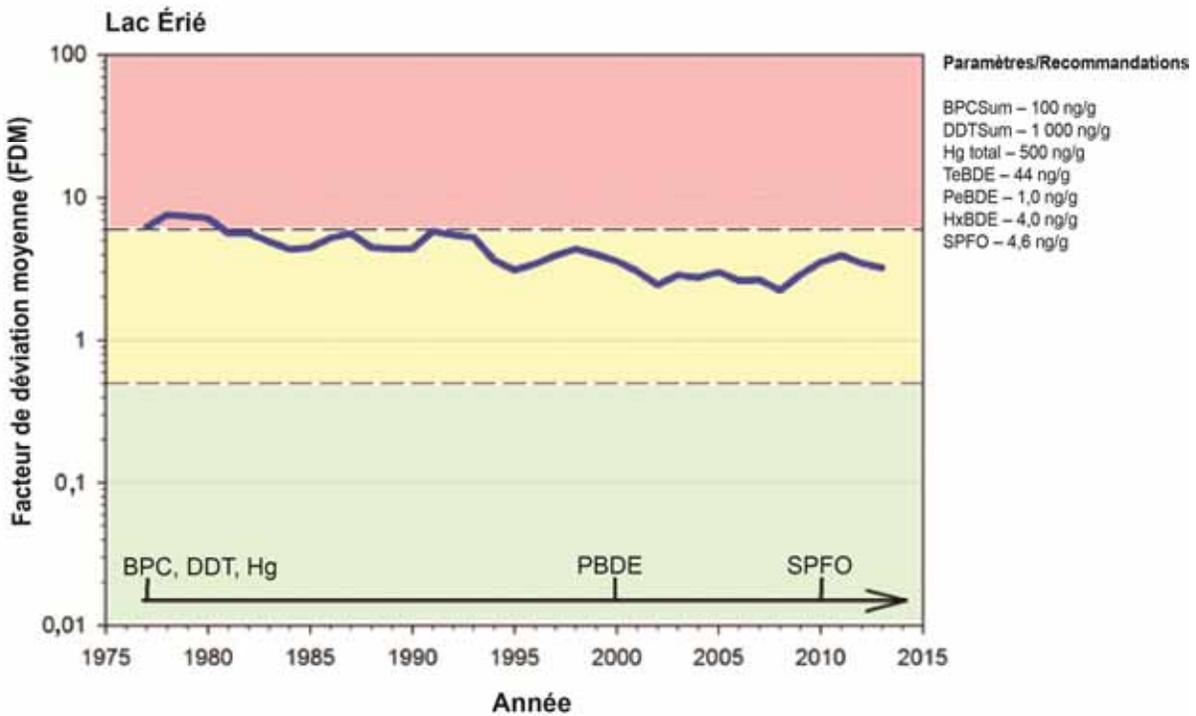


**Figure 3.** Facteur de déviation moyenne pour le lac Michigan.  
 Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

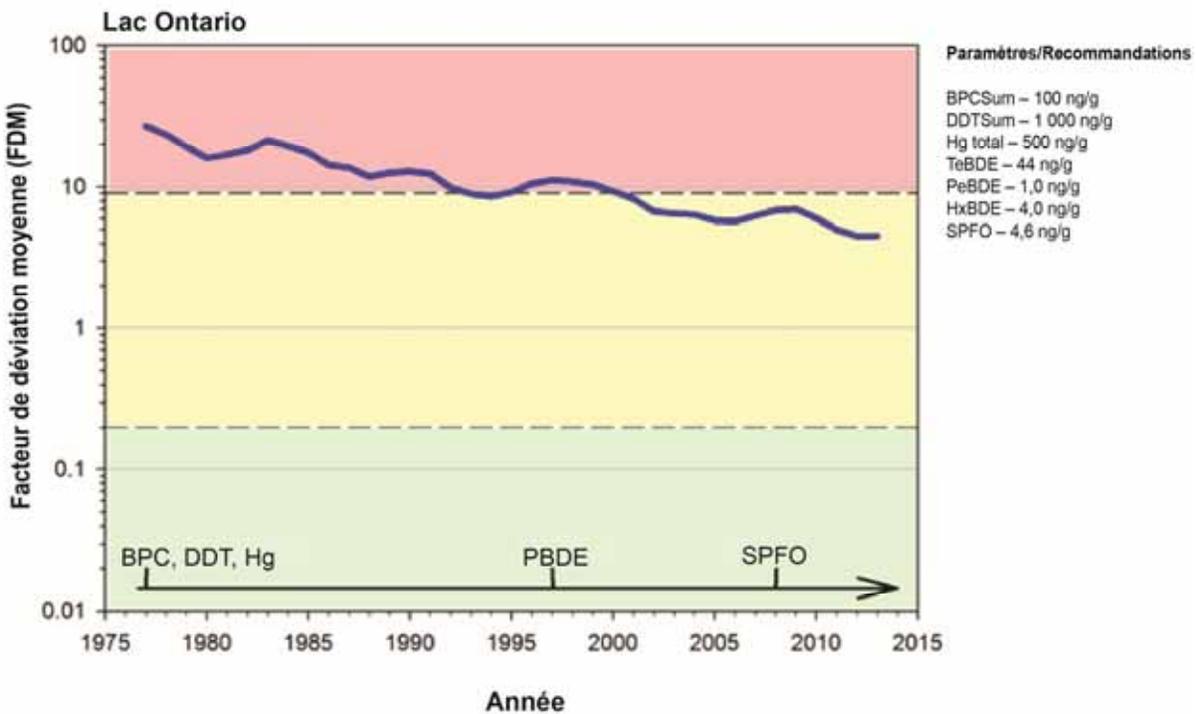


**Figure 4.** Facteur de déviation moyenne pour le lac Huron.  
 Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

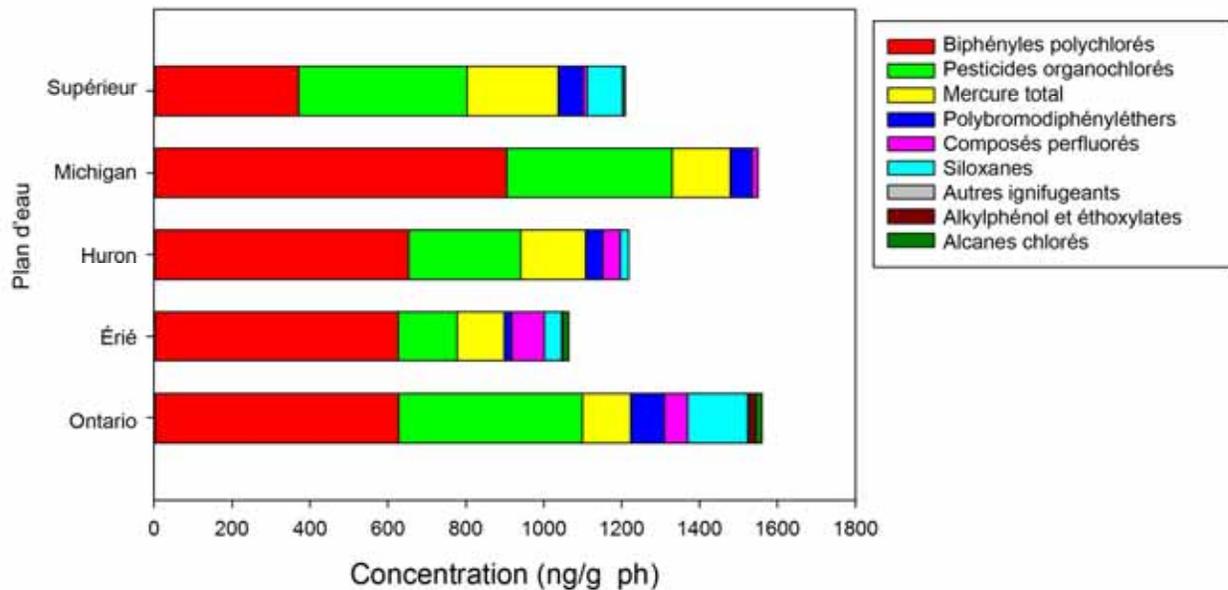


**Figure 5.** Facteur de déviation moyenne pour le lac Érié.  
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.



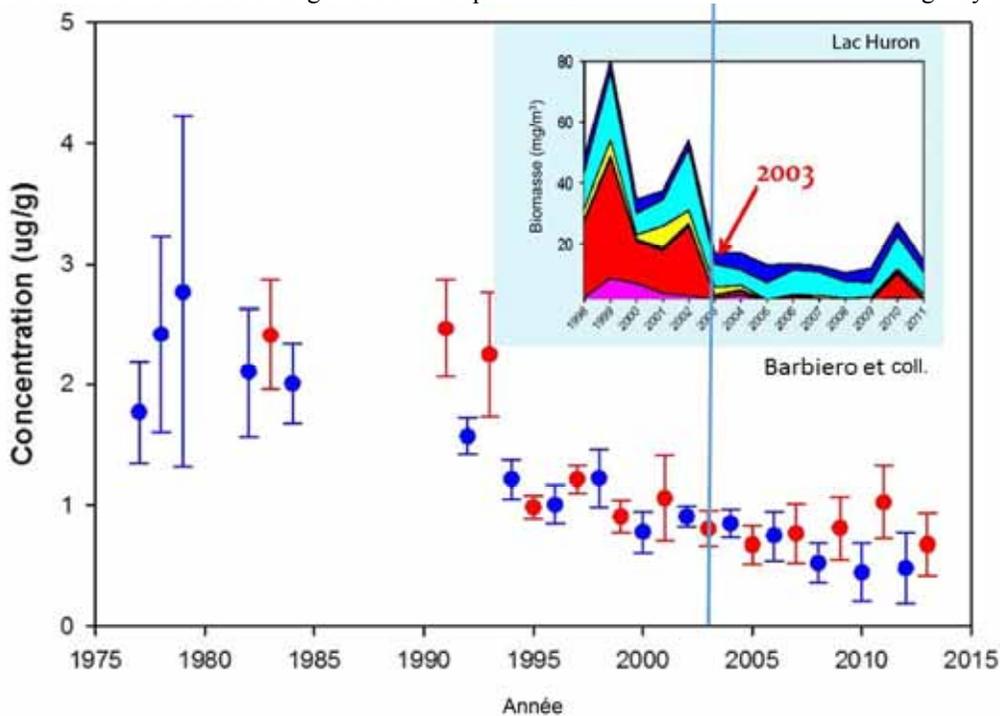
**Figure 6.** Facteur de déviation moyenne pour le lac Ontario.  
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



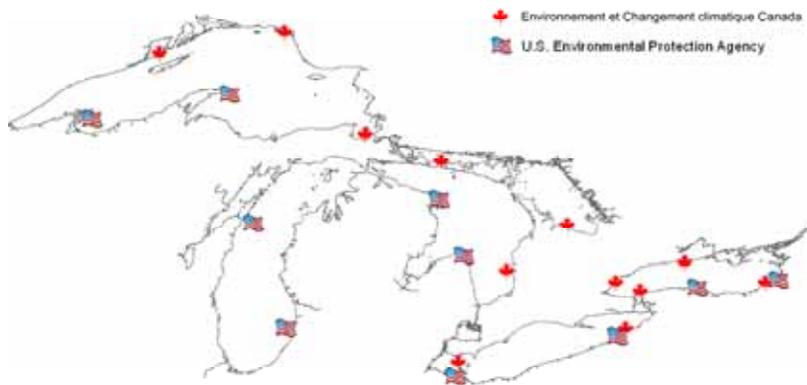
**Figure 7.** Contribution chimique dans tout le bassin à la charge corporelle de prédateurs de niveaux trophiques supérieurs entiers.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.



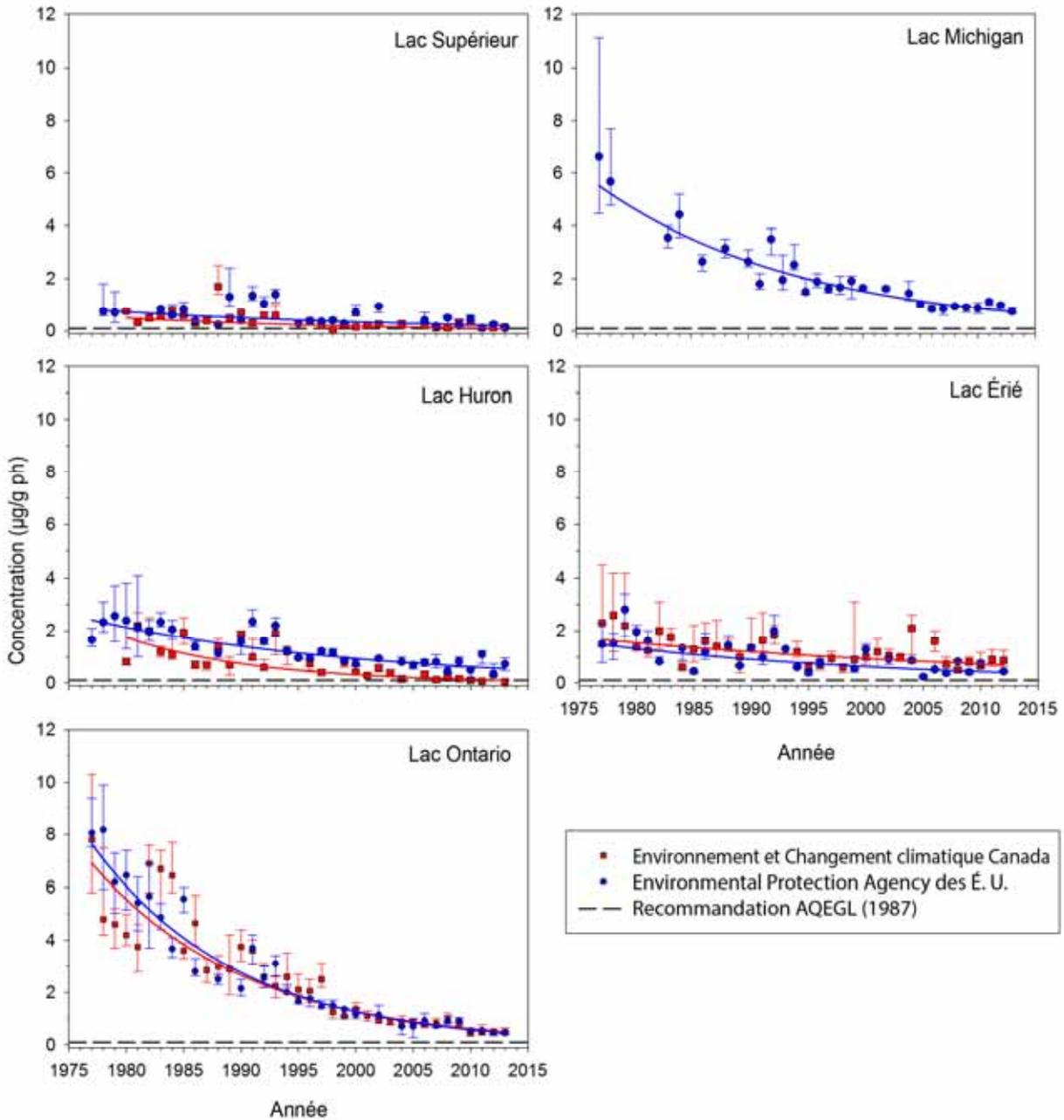
**Figure 8.** Tendence temporelle des concentrations de BPC totaux dans le touladi du lac Huron et la biomasse de zooplancton du lac Huron.

Source : Environmental Protection Agency des É.-U. et Barbiero et coll.



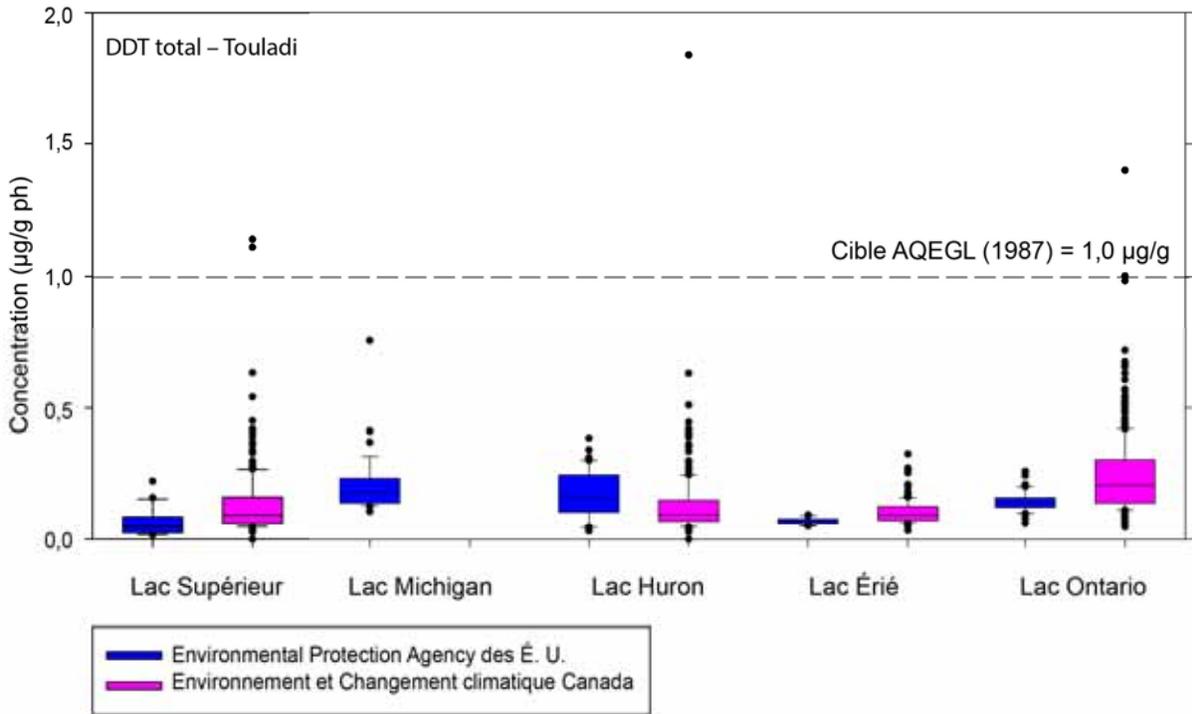
**Figure 9.** Carte des Grands Lacs indiquant les stations de surveillance de contaminants du poisson d'Environnement et Changement climatique Canada et de l'Environmental Protection Agency des É.-U.  
Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 10.** 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 tendancielle 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. ( $\alpha = 0,05$ ).

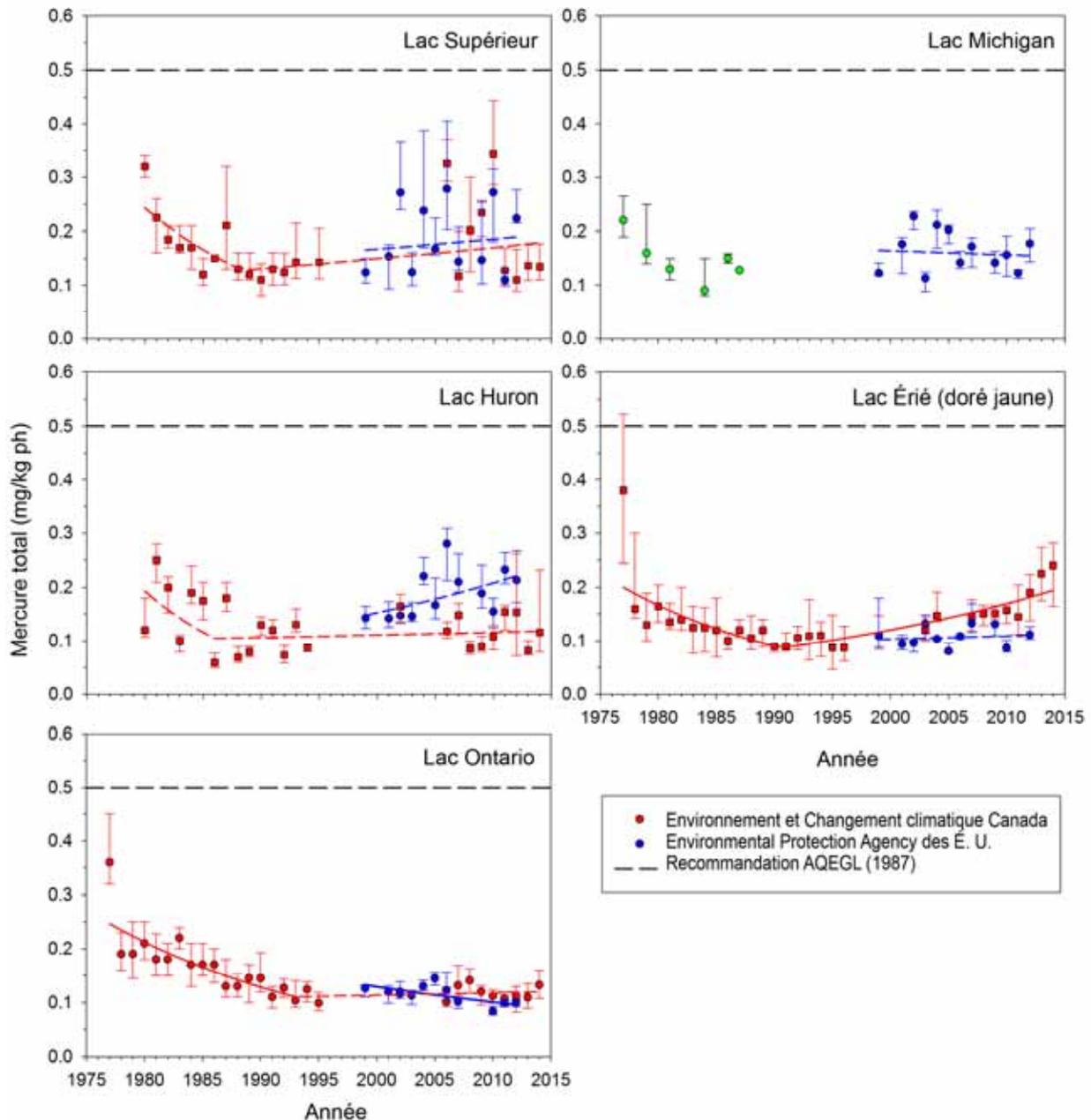
**Source :** Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.



**Figure 11.** DDT total (DDD + DDE + DDT) pour 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, 2012.

Source : Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U.

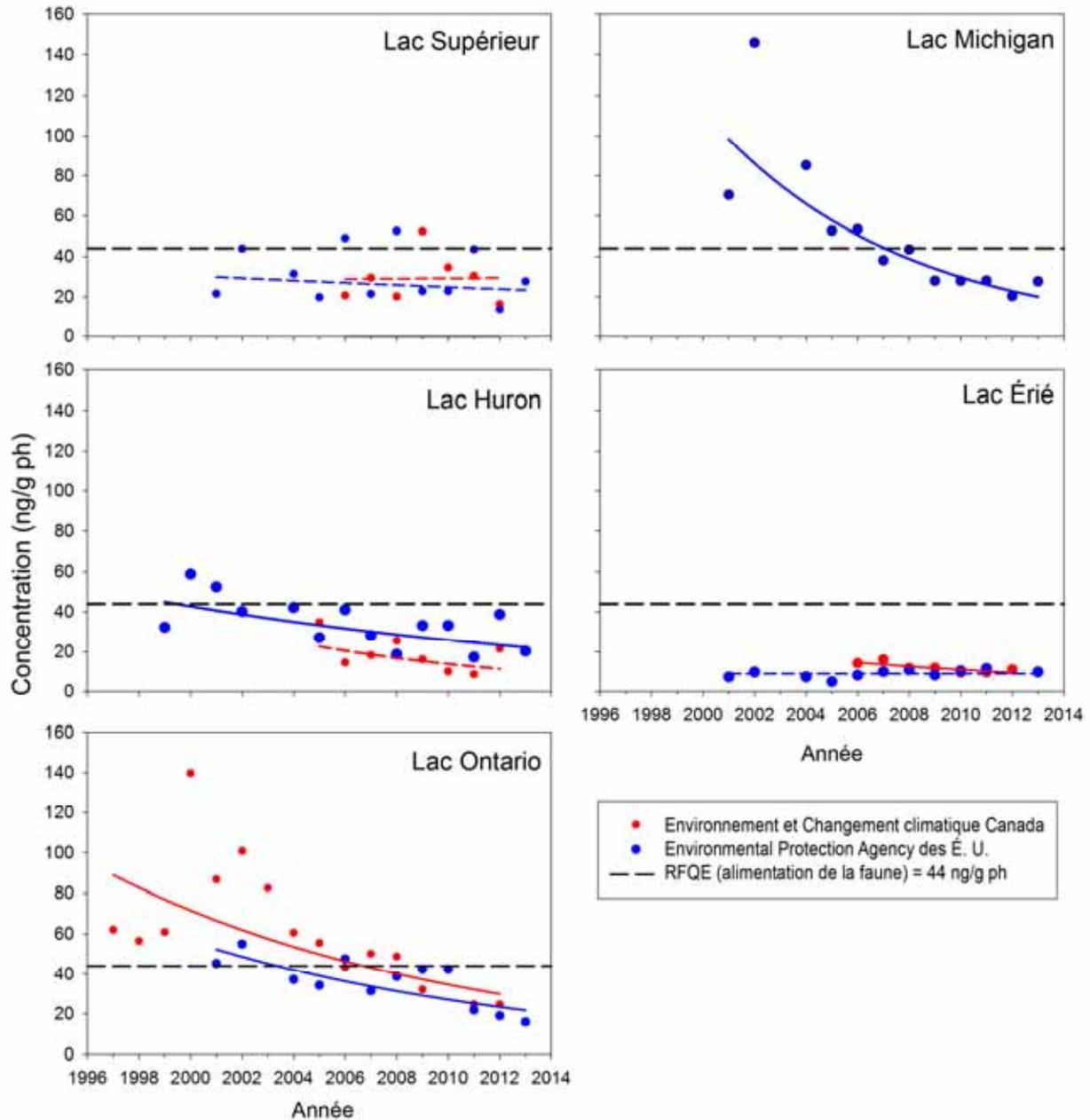
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 12.** 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, Environmental Protection Agency des É.-U.

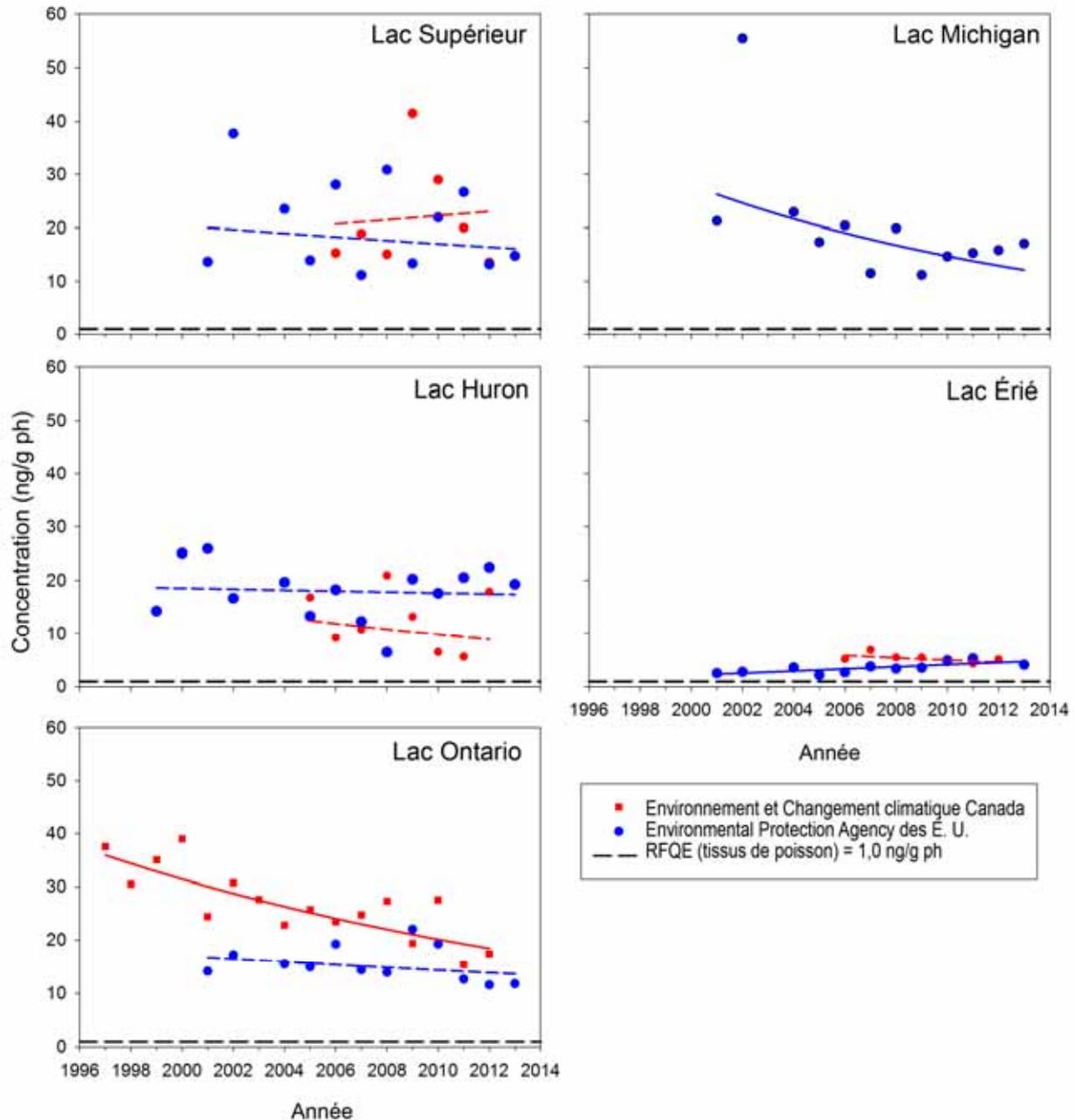
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 13.** 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.

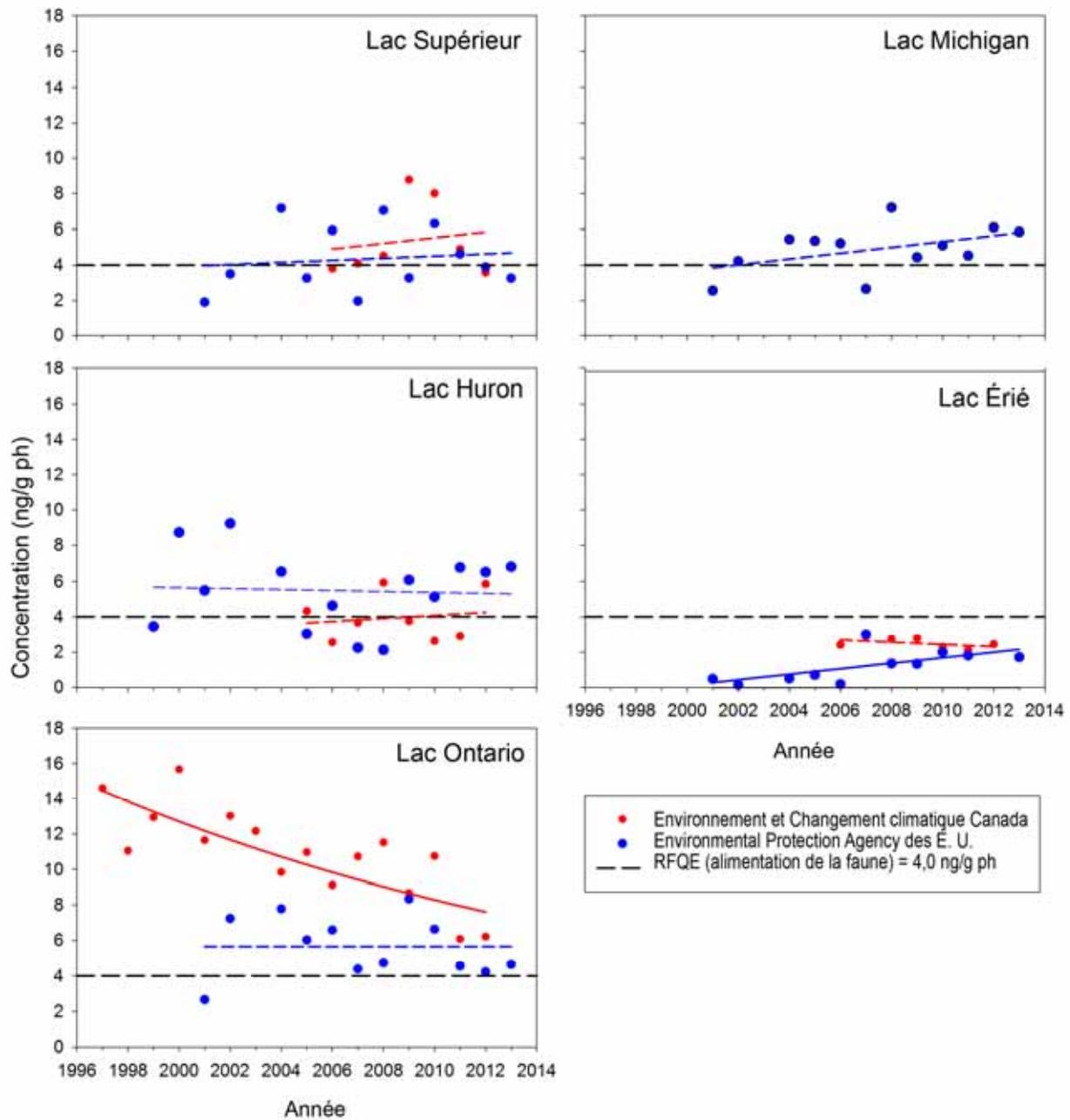
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 14.** 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.

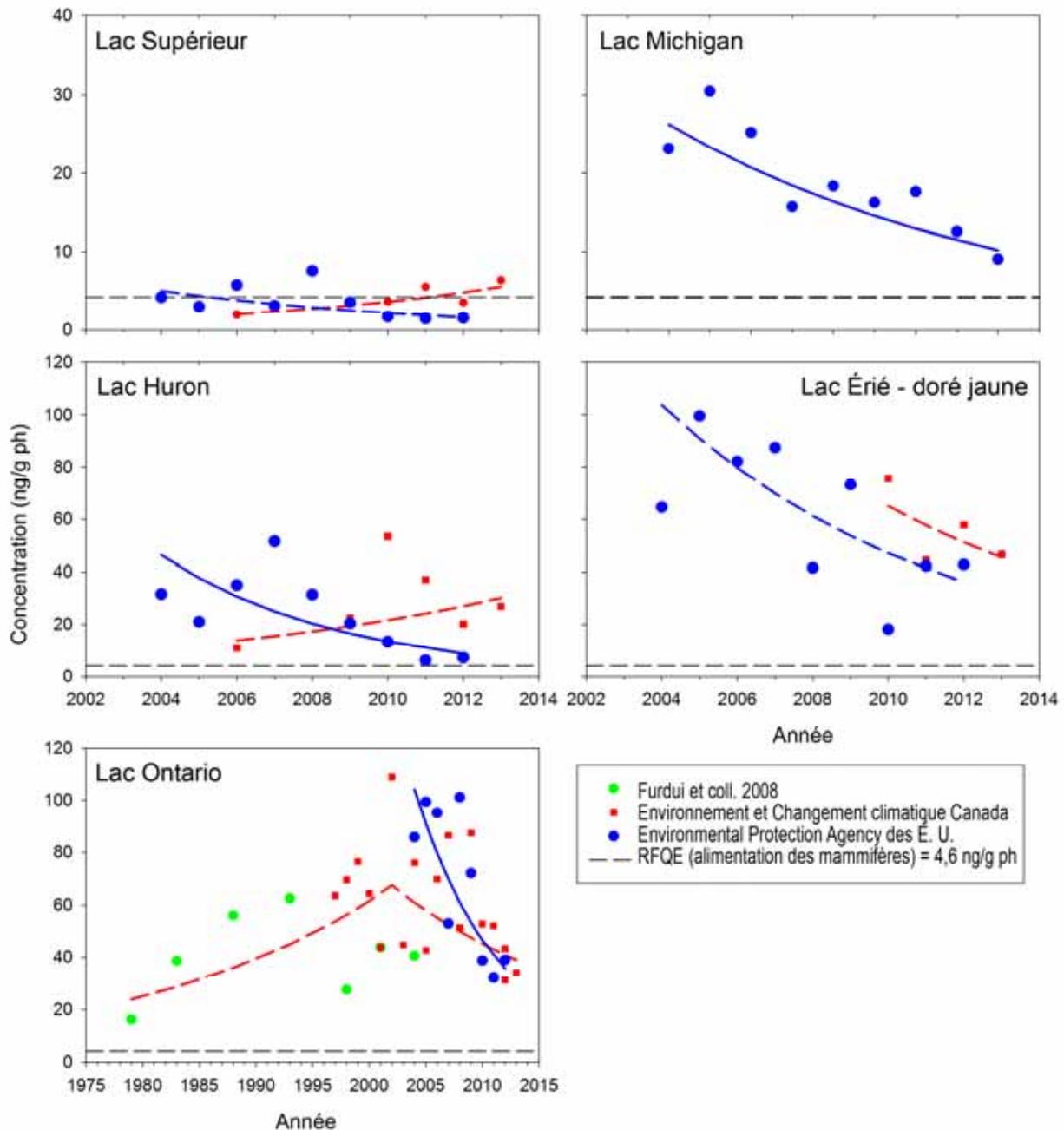
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



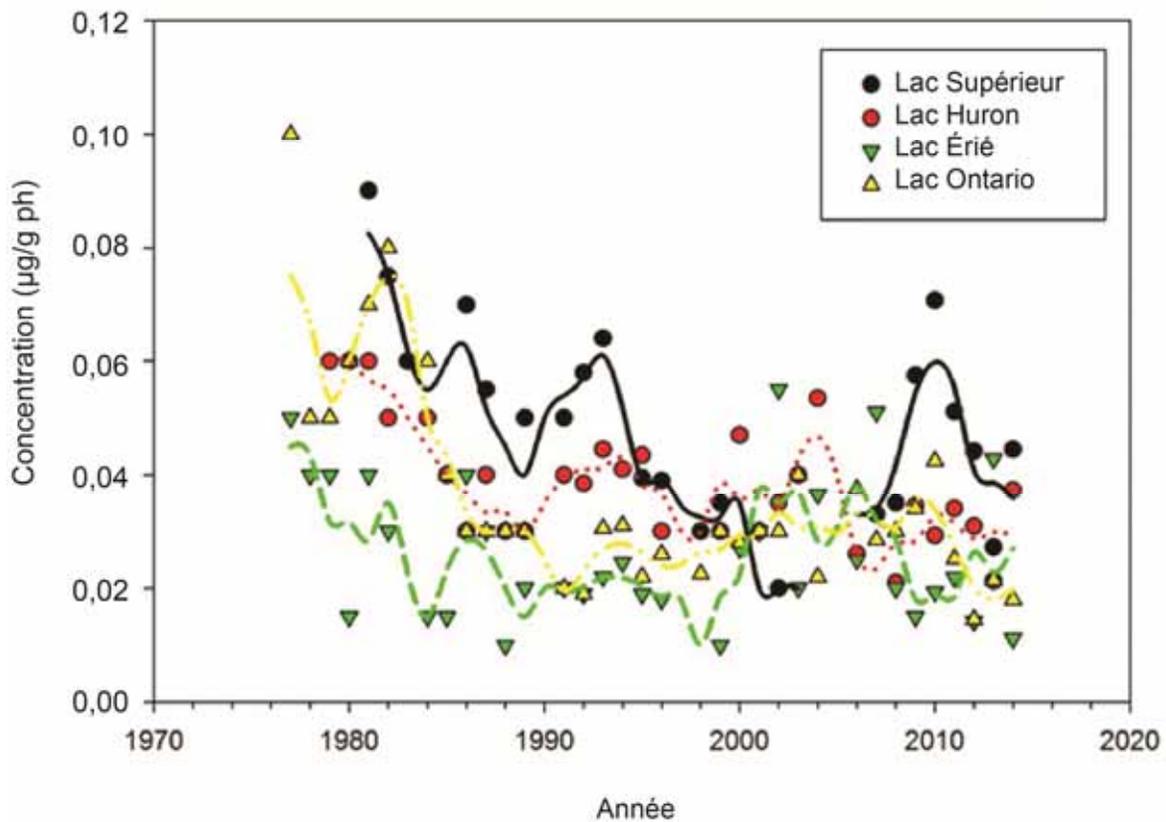
**Figure 15.** Concentrations moyennes de HxBDE dans des échantillons individuels (Environnement et Changement climatique Canada) et composés (Environmental Protection Agency des É.-U.) de touladis ou de dorés jaunes (lac Érié) entiers prélevés dans chacun des Grands Lacs. Les chiffres accompagnant les lignes tendancielle 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.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 16.** 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 tendanciennes 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 17.** Concentrations moyennes de mercure total (points) mesurées dans des échantillons composés d'éperlans arc-en-ciel par Environnement 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



## Sous-indicateur : Substances chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs

### Évaluation globale

Situation : Bon

Tendance : S'améliore

**Justification :** Les tendances relatives aux concentrations de la presque totalité des contaminants que nous avons hérités des générations précédentes (BPC, dioxines et furanes, pesticides organochlorés) sont à la baisse à long terme (1974 à nos jours). Les tendances à court terme, c'est-à-dire celles de la dernière décennie, sont un mélange de certains contaminants qui connaissent un recul et d'autres pour lesquels il n'y a aucun changement important. Toutefois, les concentrations de composés non traditionnels comme les polybromodiphényléthers pleinement substitués (p. ex., BDE-209), le Dechlorane Plus (DP) (isomères *syn* et *anti*) et l'hexabromocyclododécane (HBCDD) ont augmenté au cours des dernières années. Celles des sulfonates perfluorés (SAPF) ont diminué au fil du temps, mais celles de certains acides perfluorocarboxyliques (APFC) ont augmenté de 1990 à 2010 dans les œufs de certaines colonies de goélands.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : S'améliore

**Justification :** Les concentrations des contaminants traditionnels hérités des générations précédentes, comme le DDE, la somme des BPC ( $\Sigma$ BPC) et la TCDD, ont connu une diminution importante à long terme (1974-2013) et à court terme (2000-2013). Les concentrations de mercure ont beaucoup diminué à long terme, mais, pas plus que les concentrations totales des PBDE ( $\Sigma$ PBDE), elles n'ont pas beaucoup reculé à court terme. Les concentrations de BDE-209, de HBCDD et de DP se sont accrues de 2006-2008 à 2012. À la colonie du rocher Agawa, la somme des APFC ( $\Sigma$ APFC) a augmenté de 1990 à 2010. Voir la figure 2 pour obtenir plus de précisions sur les tendances à court et à long terme par composé et par plan d'eau.

#### Lac Michigan

Situation : Bon

Tendance : S'améliore

**Justification :** Les concentrations des contaminants traditionnels hérités des générations précédentes, comme le DDE, la  $\Sigma$ BPC et la TCDD, ont beaucoup diminué depuis les années 1970 (1974-2013) et au cours de la dernière décennie (2000-2013). Les concentrations de mercure ont beaucoup diminué à long terme mais, pas plus que la  $\Sigma$ PBDE, elles n'ont pas tellement reculé à court terme. Les concentrations de BDE-209, de HBCDD et de DP ont augmenté de 2006-2008 à 2012.

#### Lac Huron

Situation : Bon

Tendance : S'améliore

**Justification :** Les concentrations des contaminants traditionnels hérités des générations précédentes, comme le DDE, la  $\Sigma$ BPC, la TCDD et le mercure, ont beaucoup diminué depuis les années 1970 (1974-2013) et au cours de la dernière décennie (2000-2013). Il ne s'est produit aucun changement à court terme important en ce qui concerne la  $\Sigma$ PBDE. Les concentrations de BDE-209, de HBCDD et de DP se sont accrues de 2006-2008 à 2012, alors que la  $\Sigma$ APFC a augmenté de 1990 à 2010 dans la colonie de la rivière Détroit.

#### Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

**Justification :** Les concentrations des contaminants hérités des générations précédentes, comme le DDE, la  $\Sigma$ BPC, la TCDD et le mercure, ont toutes beaucoup reculé depuis les années 1970 (1974-2013). Cependant, aucune d'entre elles, pas plus que la  $\Sigma$ PBDE, n'a tellement diminué au cours de la dernière décennie (2000-2013). Les concentrations de la  $\Sigma$ APFC ont augmenté de 1990 à 2010 dans les colonies de la rivière Détroit et des chutes Niagara.

## Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : Les concentrations des contaminants hérités des générations précédentes, comme le DDE, la ΣBPC, la TCDD et le mercure, ont toutes considérablement diminué depuis les années 1970 (1974-2013). Aucune d'entre elles cependant, pas plus que la ΣPBDE, n'a tellement reculé au cours de la dernière décennie. Les concentrations de la ΣAPFC se sont accrues de 1990 à 2010 dans les colonies du havre de Toronto et de la rivière Niagara. Celles de BDE-209, de HBCDD et de DP ont augmenté de 2006-2008 à 2012.

### Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à évaluer les concentrations de contaminants chimiques chez un oiseau aquatique colonial ichtyophage représentatif; il permettra de déduire l'incidence de ces contaminants sur la physiologie de cet oiseau.

Ce 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 coloniaux et d'évaluer les points terminaux 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 pour l'écosystème

Suivre les progrès des oiseaux aquatiques coloniaux ichtyophages des Grands Lacs vers un état de l'environnement dans lequel il n'y aurait aucune différence entre les concentrations de contaminants et les paramètres biologiques connexes chez les oiseaux de la région des Grands Lacs et ceux des autres régions. Ce sous-indicateur mesure aussi les concentrations de contaminants dans les œufs de Goéland argenté pour vérifier qu'elles continuent de diminuer.

Ce 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 ».

### État de l'écosystème

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 nous disposons d'un ensemble de données historiques aussi important. À mesure que les concentrations de contaminants continueront de diminuer (à supposer qu'elles le fassent), 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 habituellement surtout de poissons, le Goéland argenté est une excellente espèce nichant au sol indicatrice de la communauté aquatique. L'ensemble de données sur les concentrations de contaminants dans les œufs de Goéland argenté est aussi l'ensemble de données continues (annuelles) sur les contaminants dans les espèces fauniques qui existe depuis le plus longtemps au monde. 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.

### Charges en contaminants

Les concentrations annuelles des composés hérités des générations précédentes, 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) (figure 1) 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 similaires 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.

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 coll., 2016; tableau 1). Les concentrations de BPC (équivalents en Aroclor 1254:1260 1:1) allaient de 50,1 à 165,6 µg/g dans les 10 colonies surveillées au début des années 1970, alors qu'en 2013, la concentration maximale était de 14,8 µg/g (tableau 1). En 2013, les concentrations de TCDD, de BPC et des pesticides OC les plus répandus oscillaient entre 3,3 % et 20,1 % des concentrations de l'année où elles ont été mesurées pour la première fois (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 (figure 2; tableau 3). 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 (tableau 3). En ce qui concerne la ΣBPC, 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, certaines diminutions des concentrations de BPC et de pesticides OC sont évidentes. Les BPC, le *p,p'*-DDE et le mercure total ont diminué de 2002-2006 à 2008-2012 dans les colonies des lacs Michigan et Huron et une colonie du lac Érié (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.

Ces diminutions des concentrations de POP hérités des générations précédentes correspondent à des composés dont la production a cessé dans les années 1970; 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 (figure 3; Letcher et coll., 2015). À l'inverse, les concentrations de PBDE pleinement bromés (p. ex., BDE-209), de Dechlorane Plus (DP) (isomères *syn* et *anti*) et d'hexabromocyclododécane (HBCDD) ont augmenté de 2006 à 2012 (figure 3; Letcher et coll., 2015).

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. Les 15 colonies ont été classées pour les données de 2013 à l'aide de la méthodologie de Weseloh et coll. (2006), qui classe les colonies depuis la plus contaminée jusqu'à la moins contaminée par les POP hérités des générations précédentes à l'aide de critères relatifs à la chair des poissons comme facteurs de pondération. Globalement, les œufs de Goéland argenté de l'île Fighting (rivière Détroit), de l'île Middle (ouest du lac Érié), du havre de Toronto et du havre Hamilton (lac Ontario), et de l'île Channel-Shelter (lac Huron) étaient les plus contaminés par les POP hérités des générations précédentes. À l'inverse, les colonies de l'est du lac Érié et de l'ouest du lac Ontario étaient en général les moins contaminées par les sulfonates perfluorés (SAPF) et les acides perfluorocarboxyliques (APFC; figure 4; Letcher et coll., 2015).

### 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 Goéland argenté et de Cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) recueillis dans les colonies aux abords du secteur préoccupant 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 coll., 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 coll., 2013).

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 coll., 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 coll., 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 ichtyophages et les Contaminants dans les poissons entiers, ainsi qu'avec l'Esturgeon jaune, le Touladi et les Poissons-proies. Les modifications de la productivité des poissons des Grands Lacs se répercutent chez les oiseaux ichtyophages (figure 5; Paterson et coll., 2014). Les changements dans le temps de la densité énergétique des œufs du poisson fourrage se reflètent dans ceux des poissons prédateurs de niveau supérieur (le touladi) et des oiseaux ichtyophages (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. Il y a un lien direct entre les concentrations de contaminants chez les Goélands argentés et la perturbation endocrinienne et, en ce qui concerne la santé des oiseaux ichtyophages des Grands Lacs, entre le Goéland argenté et les flambées de botulisme et l'occurrence de maladies des poissons.

## Commentaires des auteurs

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 coll., 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.

## Évaluation de la qualité des données

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

## Remerciements

Auteur :

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

Collaborateurs :

Doug Crump, Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0N5 0H3. Doug.Crump@canada.ca

Kim Williams, Centre national de la recherche faunique, Environnement et Changement climatique Canada, Université Carleton, Ottawa (Ontario) K1A 0N5 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 0N5 0H3. Robert.Letcher@canada.ca

## Sources d'information

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.

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 [<sup>14</sup>C]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 et de pesticides organochlorés (µg/g, poids humide) et des 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxines (TCDD) (pg/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs pendant la première et la dernière année de déclaration. de Solla et coll., sous presse

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)

**Tableau 2.** Concentrations de BPC, de p,p'-DDE et d'équivalents toxiques des dioxines (ETD) dans les œufs de Goéland argenté dans Grands Lacs étatsuniens de 2002 à 2006 et de 2008 à 2012

Source : Données de Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

**Tableau 3.** Diminutions moyennes (ET), constantes de décroissance moyenne (ET) et demi-vies moyennes (ET) pour les BPC, les pesticides organochlorés et les 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxines (TCDD) dans les œufs de Goéland argenté de 15 colonies des Grands Lacs, de la première année de déclaration à 2013 (à l'exception de l'île Fighting, où la dernière année de déclaration a été 2010). Les valeurs minimales et maximales et les colonies associées sont aussi présentées. Veuillez remarquer que les colonies dont la constante de décroissance est la plus faible (minimum) sont aussi elles qui ont la demi-vie la plus longue (maximum) et vice versa.

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)

## Liste des figures

**Figure 1.** Colonies de Goélands argentés surveillées chaque année dans les Grands Lacs et les voies interlacustres, 1974-2013

Les sites indiqués en vert sont les 15 colonies surveillées chaque année par Environnement et Changement climatique Canada (Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs); ceux qui sont en rouge sont surveillés à intervalles réguliers par le Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan.

Source : de Solla et coll., sous presse; données inédites

**Figure 2.** Changements temporels (modèles exponentiels) des concentrations de BPC (équivalents en Aroclor 1254:1260 1:1) et de six pesticides organochlorés ( $\mu\text{g/g}$ , poids humide) et des 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxines (TCDD) ( $\text{pg/g}$ , poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs, 1974-2013. Pour chacun des composés, les données dont il est fait état sont celles des deux colonies ayant les constantes de décroissance la plus élevée (●) et la plus faible (□).

Source : de Solla et coll., sous presse; données inédites

**Figure 3.** Comparaisons à certains points dans le temps, pendant six ans, de la moyenne arithmétique des concentrations de  $\Sigma 7\text{PBDE}$  (PBDE-28, -47, -100, -99, -154, -153 et -183), de BDE-209, de HBCDD et des concentrations de  $\Sigma 2\text{DP}$  dans les œufs de Goéland argenté combinés recueillis en 2006, en 2008 et en 2012 au rocher Agawa (lac Supérieur), à l'île Gull (lac Michigan), à l'île Channel-Shelter (lac Huron), à l'île Chantry (lac Huron), aux rochers Weseloh (rivière Niagara, au-dessus des chutes) et au havre de Toronto (lac Ontario).

Source : Su et coll., 2015

**Figure 4.** Concentrations arithmétiques moyennes de la somme de quatre sulfonates perfluorés (SAPF) et de la somme de neuf acides perfluorocarboxyliques (APFC), et emplacement de l'échantillonnage des œufs de Goéland argenté dans les Grands Lacs d'Amérique du Nord. Les 14 colonies échantillonnées par Environnement et Changement climatique Canada dans le cadre du Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (PSGAGL) sont indiquées par des points noirs; les cinq colonies étatsuniennes de Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF) sont indiquées par des points jaunes.

Source : Letcher et coll., 2015

**Figure 5.** Tendances relatives à la densité énergétique ( $\text{kJ/g}$ ) pour les œufs de l'éperlan arc-en-ciel (EAC) du lac Huron, du touladi (T) âgé de quatre à sept ans et du Goéland argenté (GA) recueillis dans les colonies nicheuses des îles Chantry, Channel-Shelter et Double de 1989 à 2011. Les lignes continue, pointillée et tiretée représentent respectivement les droites de régression linéaire (ajustement optimal par la méthode des moindres carrés) pour le touladi, l'éperlan arc-en-ciel et les œufs de Goéland argenté.

Source : Paterson et coll., 2014

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Lac	Colonie	Année	BPC 1:1	<i>p,p'</i> -DDE	HE	ΣChlordane	HCB	Mirex	Dieldrine	TCDD <sup>1</sup>
Saint-Laurent	Île Strachan	1986	35,79	7,44	0,06	0,22	0,07	0,94	0,16	57,0
		2013	5,33	0,65	0,01	0,03	0,01	0,12	0,02	4,8
Lac Ontario	Île Snake	1974	140,51	21,37	0,17	0,25	0,56	6,59	0,47	185,0
		2013	7,01	0,79	0,01	0,06	0,03	0,15	0,03	9,7
Lac Ontario	Flèche littorale rue Leslie	1974	165,56	23,32	0,14	0,17	0,60	7,44	0,46	60,0
		2013	8,78	1,48	0,02	0,13	0,03	0,20	0,08	11,2
Lac Ontario	Havre Hamilton	1981	79,33	11,10	0,12	0,72	0,23	1,94	0,26	50,0
		2013	7,05	0,83	0,01	0,06	0,02	0,10	0,03	6,6
Lac Érié	Port Colborne	1974	72,56	8,71	0,16	0,16	0,21	0,84	0,37	32,0
		2013	5,82	0,42	0,01	0,05	0,02	0,02	0,04	2,9
Lac Érié	Rochers Weseloh	1979	50,47	4,01	0,09	0,24	0,17	0,49	0,20	87,0
		2013	5,90	0,52	0,01	0,05	0,03	0,04	0,04	4,3
Lac Érié	Île Middle	1974	72,36	5,55	0,16	0,24	0,38	0,44	0,34	25,0
		2013	14,79	0,69	0,01	0,06	0,02	0,01	0,04	6,7
Rivière Détroit	Île Fighting	1972	115,09	48,10	0,08	0,20	0,31	0,13	0,27	49,0
		2010	15,52	0,73	0,01	0,04	0,01	0,01	0,02	2,9
Lac Huron	Île Double	1974	56,34	13,83	0,16	0,40	0,30	0,52	0,53	28,0
		2013	4,14	0,47	0,04	0,17	0,02	0,03	0,02	4,2
Lac Huron	Île Chantry	1974	85,67	20,97	0,16	0,36	0,47	2,16	0,47	45,0
		2013	2,84	0,42	0,01	0,05	0,02	0,04	0,02	4,4
Lac Huron	Île Channel-Shelter	1980	69,55	8,90	0,13	0,29	0,19	0,20	0,18	155,0
		2013	10,64	1,04	0,01	0,04	0,08	0,02	0,02	25,0
Lac Michigan	Île Gull	1977	111,60	27,76	0,26	0,89	0,12	0,21	0,72	58,0
		2013	7,49	1,00	0,02	0,13	0,03	0,02	0,06	3,2
Lac Michigan	Île Big Sister	1971	141,67	60,98	0,39	0,62	0,42	0,68	0,83	45,0
		2013	4,15	0,69	0,01	0,05	0,02	0,01	0,04	1,5
Lac Supérieur	Rocher Agawa	1974	50,07	14,19	0,13	0,38	0,29	0,76	0,42	79,0
		2013	3,38	0,34	0,02	0,07	0,02	0,02	0,03	3,0
Lac Supérieur	Île Granite	1973	75,43	25,25	0,06	0,08	0,21	1,35	0,35	14,0
		2013	3,15	0,40	0,01	0,06	0,02	0,02	0,03	3,0

<sup>1</sup>La TCDD n'a pas été mesurée avant 1981 au plus tôt.

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

**Tableau 1.** Concentrations de BPC et de pesticides organochlorés ( $\mu\text{g/g}$ , poids humide) et des 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxines (TCDD) ( $\text{pg/g}$ , poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs pendant la première et la dernière année de déclaration. De Solla et coll., sous presse.

Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)

Site	N		BPC (mg/kg)		<i>p,p'</i> - DDE (mg/kg)		ETD (ng/kg)		Hg (mg/kg)	
	02/06	08/12	02/06	08/12	02/06	08/12	02/06	08/12	02/06	08/12
<b>Lac Michigan</b>										
Baie Grand Traverse	5	5	3,1	1,8	2,2	0,8	759	251	0,69	0,41
<b>Lac Huron</b>										
SP de la baie Saginaw	3	5	6,0	3,6	1,3	0,7	768	466	0,47	0,40
SP de la rivière Ste-Marie	9	7	3,1	1,5	1,0	0,4	226	239	0,65	0,40
<b>Lac Supérieur</b>										
Réserve nationale de faune Huron	10	6	3,4	2,1	1,5	0,7	200	305	0,82	0,50
	2	3	3	1,5	1,5	0,5	391	188	0,72	0,45
<b>Lac Érié</b>										
SP de la rivière Raisin	5	5	10,8	7,8	1,1	0,8	719	511	0,42	0,32
<b>Tous les sites qui ne sont pas des SP combinés</b>	25	15	3,4	1,9	1,6	0,7	219	314	0,75	0,43

**Tableau 2.** Concentrations de BPC, de *p,p'*-DDE et d'équivalents toxiques des dioxines (ETD) dans les œufs de Goéland argenté dans Grands Lacs étatsuniens de 2002 à 2006 et de 2008 à 2012.

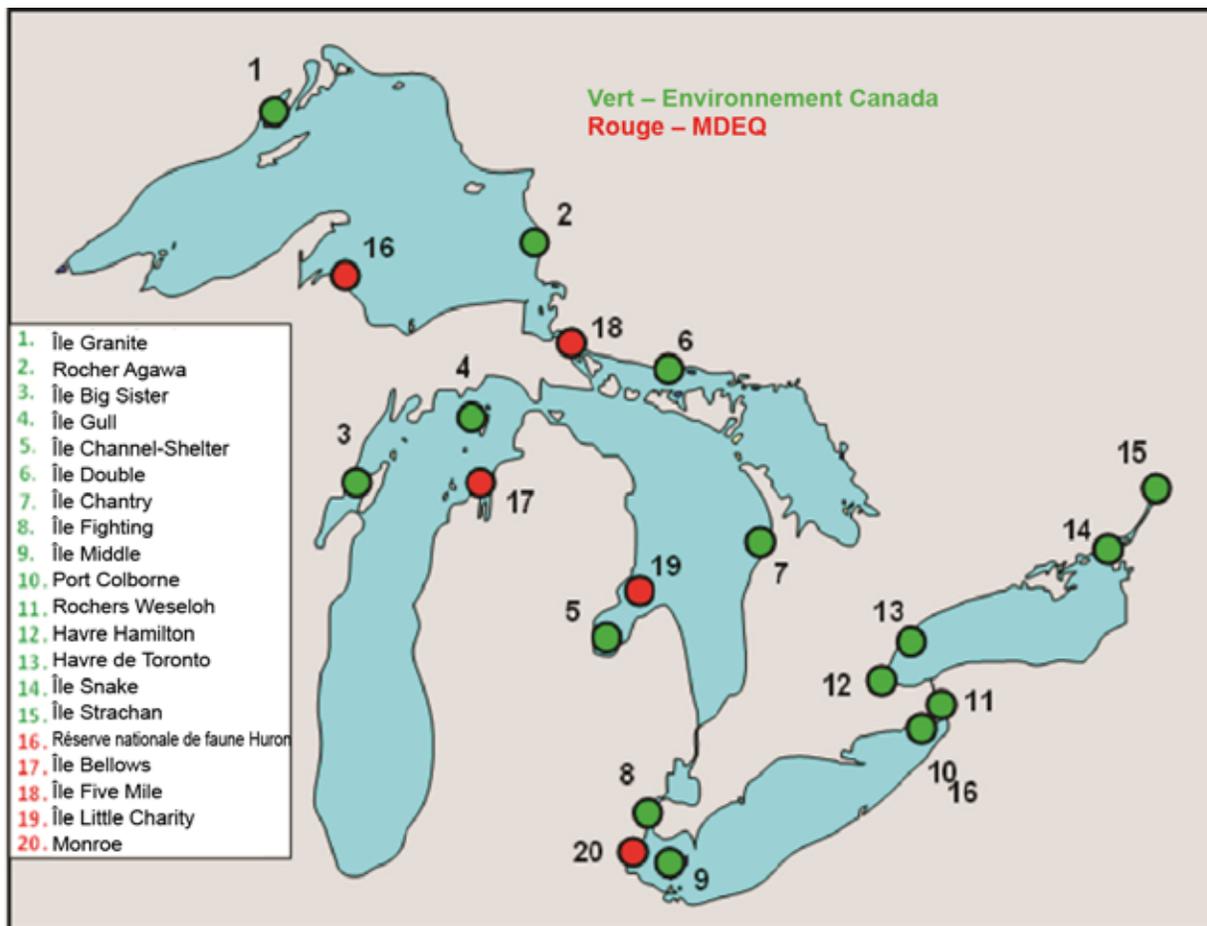
Source : Données de Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF; Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan)

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Année	BPC 1260	BPC 1:1	Σ BPC	<i>p,p'</i> -DDE	HE	ΣChlordane	HCB	Mirex	Dieldrine	TCDD
<b>Moyenne</b>	-93,66 %	-91,05 %	-65,17 %	-94,42 %	-89,25 %	-72,74 %	-88,61 %	-95,15 %	-90,15 %	-88,84 %
<b>ET</b>	0,04	0,05	0,13	0,04	0,06	0,21	0,11	0,04	0,05	0,07
<b>Min.</b>	-82,10 %	-79,55 %	-39,08 %	-87,14 %	-77,17 %	-23,63 %	-57,16 %	-87,23 %	-80,40 %	-73,28 %
<b>Max.</b>	-98,62 %	-97,07 %	-88,33 %	-98,87 %	-96,78 %	-91,94 %	-96,92 %	-98,90 %	-96,12 %	-96,69 %
<b>Colonie min.</b>	Î Middle	Î Middle	R Weseloh	R Weseloh	Î Double	Flè. rue Leslie	Î Channel Sh	Î Strachan	R Weseloh	Î Middle
<b>Colonie max.</b>	Î Big Sister	Î Big Sister	Î Big Sister	Î Big Sister	Î Big Sister	Î Big Sister	Î Fighting	Î Big Sister	Î Double	Î Big Sister
<b>Constante de décroissance (<math>\lambda</math>)</b>										
<b>Moyenne</b>	-0,116	-0,091	-0,054	-0,123	-0,063	-0,056	-0,140	-0,236	-0,075	-0,097
<b>ET</b>	0,029	0,025	0,010	0,056	0,019	0,020	0,045	0,343	0,017	0,028
<b>Min. <math>\lambda</math></b>	-0,056	-0,042	-0,029	-0,044	-0,039	-0,034	-0,072	-0,065	-0,055	-0,041
<b>Max. <math>\lambda</math></b>	-0,161	-0,128	-0,070	-0,244	-0,103	-0,110	-0,234	-1,334	-0,119	-0,146
<b>Colonie min.</b>	Î Middle	Î Middle	Î Middle	Î Channel-Sh	Î Granite	Î Granite	Î Gull	Î Gull	Î Granite	Î Middle
<b>Colonie max.</b>	Î Gull	Î Chantry	Î Strachan	Î Fighting	Î Strachan	H Hamilton	Î Chantry	Î Chantry	Î Strachan	R Weseloh
<b>Demi-vie (en années)</b>										
<b>Moyenne</b>	6,42	8,43	13,43	6,86	11,82	13,67	5,46	6,03	9,58	7,91
<b>ET</b>	2,06	3,24	3,43	3,28	3,16	3,72	1,77	3,10	1,87	3,07
<b>Minimum</b>	4,29	5,42	9,92	2,84	6,72	6,33	2,96	0,52	5,80	4,73
<b>Maximum</b>	12,41	16,35	24,27	15,63	17,77	20,24	9,57	10,67	12,63	16,95

**Tableau 3.** Diminutions moyennes (ET), constantes de décroissance moyenne (ET) et demi-vies moyennes (ET) pour les BPC, les pesticides organochlorés et les 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxines (TCDD) dans les œufs de Goéland argenté de 15 colonies des Grands Lacs, de la première année de déclaration à 2013 (à l'exception de l'île Fighting, où la dernière année de déclaration a été 2010). Les valeurs minimales et maximales et les colonies associées sont aussi présentées. Veuillez remarquer que les colonies dont la constante de décroissance est la plus faible (minimum) sont aussi elles qui ont la demi-vie la plus longue (maximum) et vice versa.

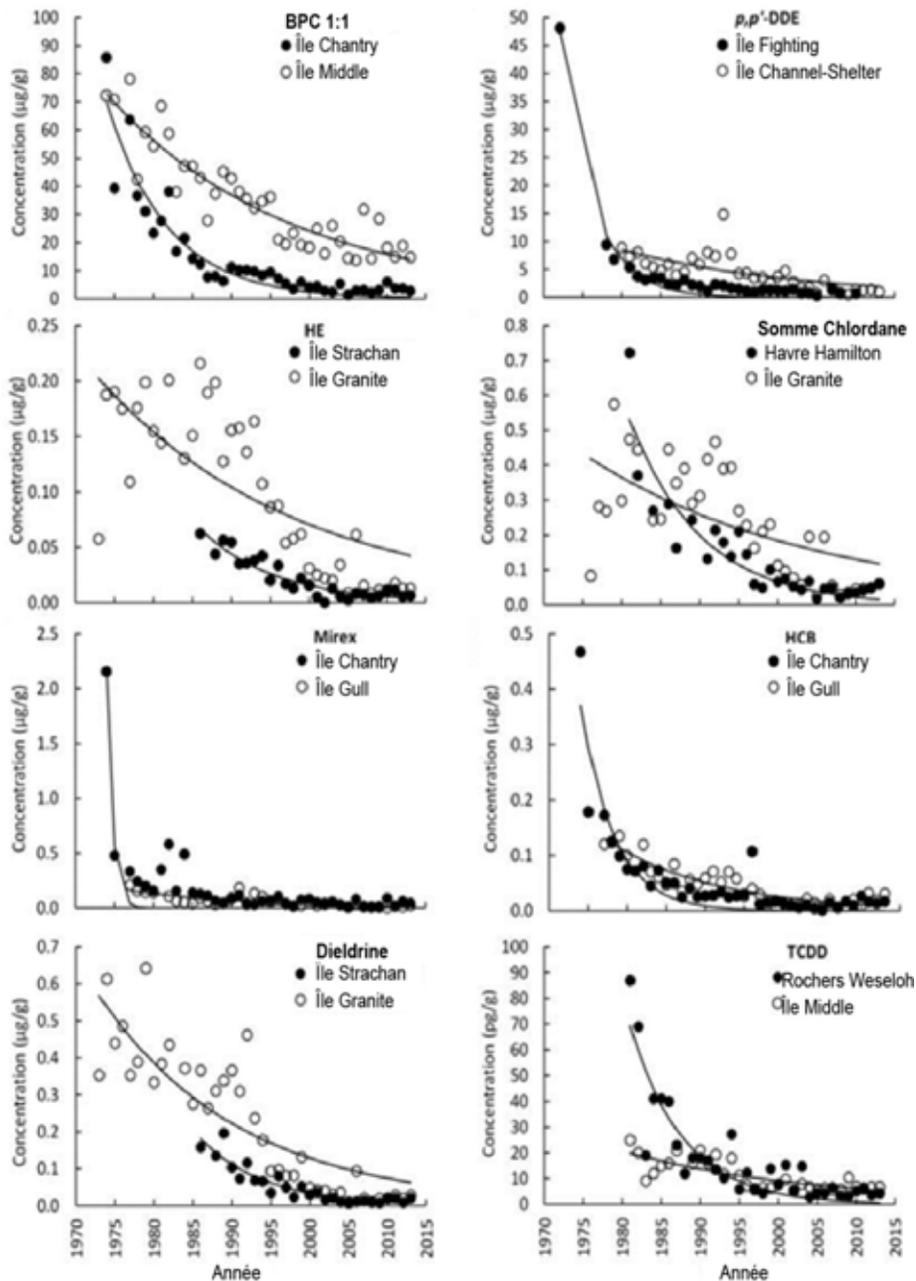
Source : Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada)



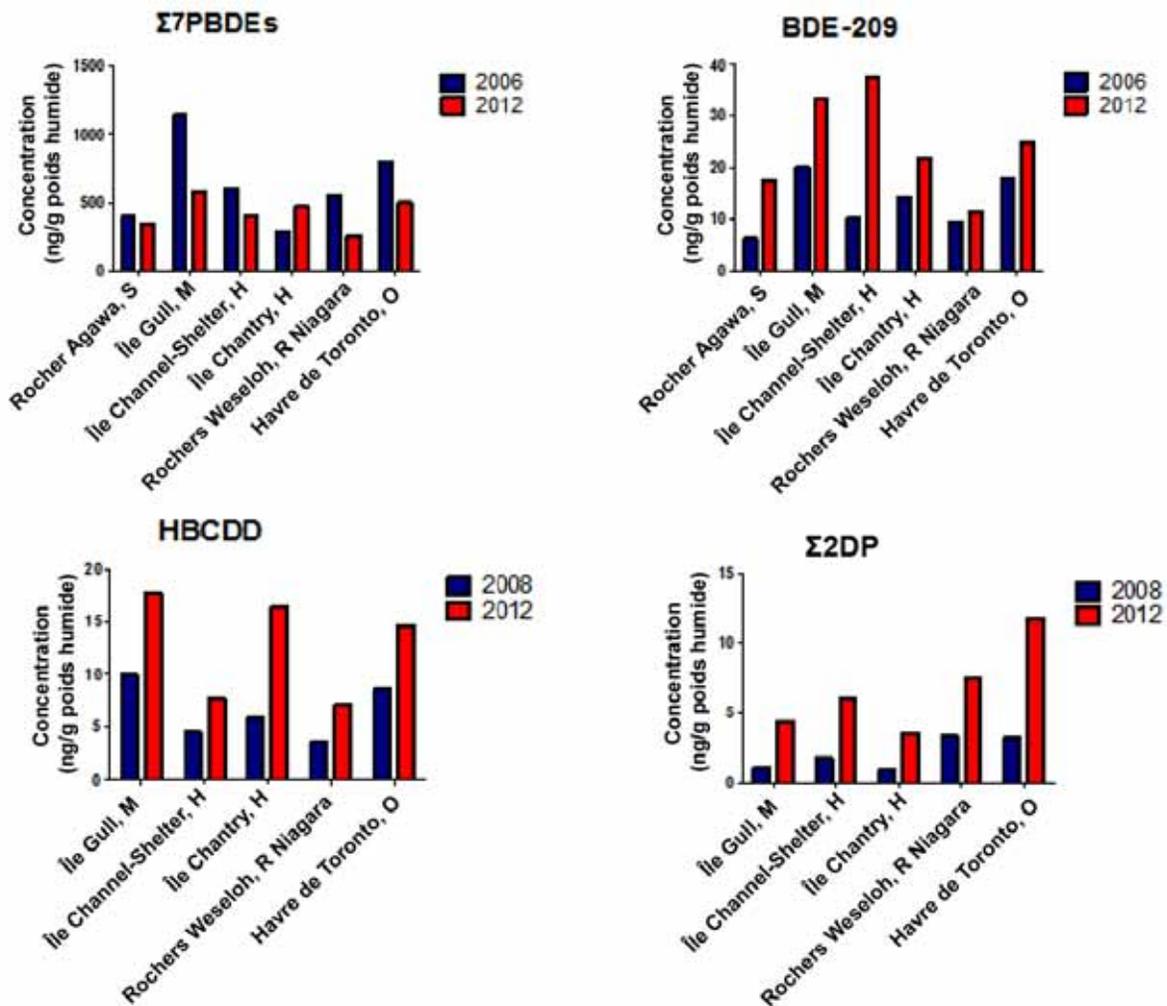
**Figure 1.** Colonies de Goélands argentés surveillées chaque année dans les Grands Lacs et les voies interlacustres pour détecter la présence de composés hérités des générations précédentes, 1974-2013

Les sites indiqués en vert sont les 15 colonies surveillées chaque année par Environnement et Changement climatique Canada (Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs); ceux qui sont en rouge sont surveillés à intervalles réguliers par le Département de la qualité de l'environnement de l'État du Michigan (MDEQ).

Source : de Sollà et coll., sous presse; données inédites

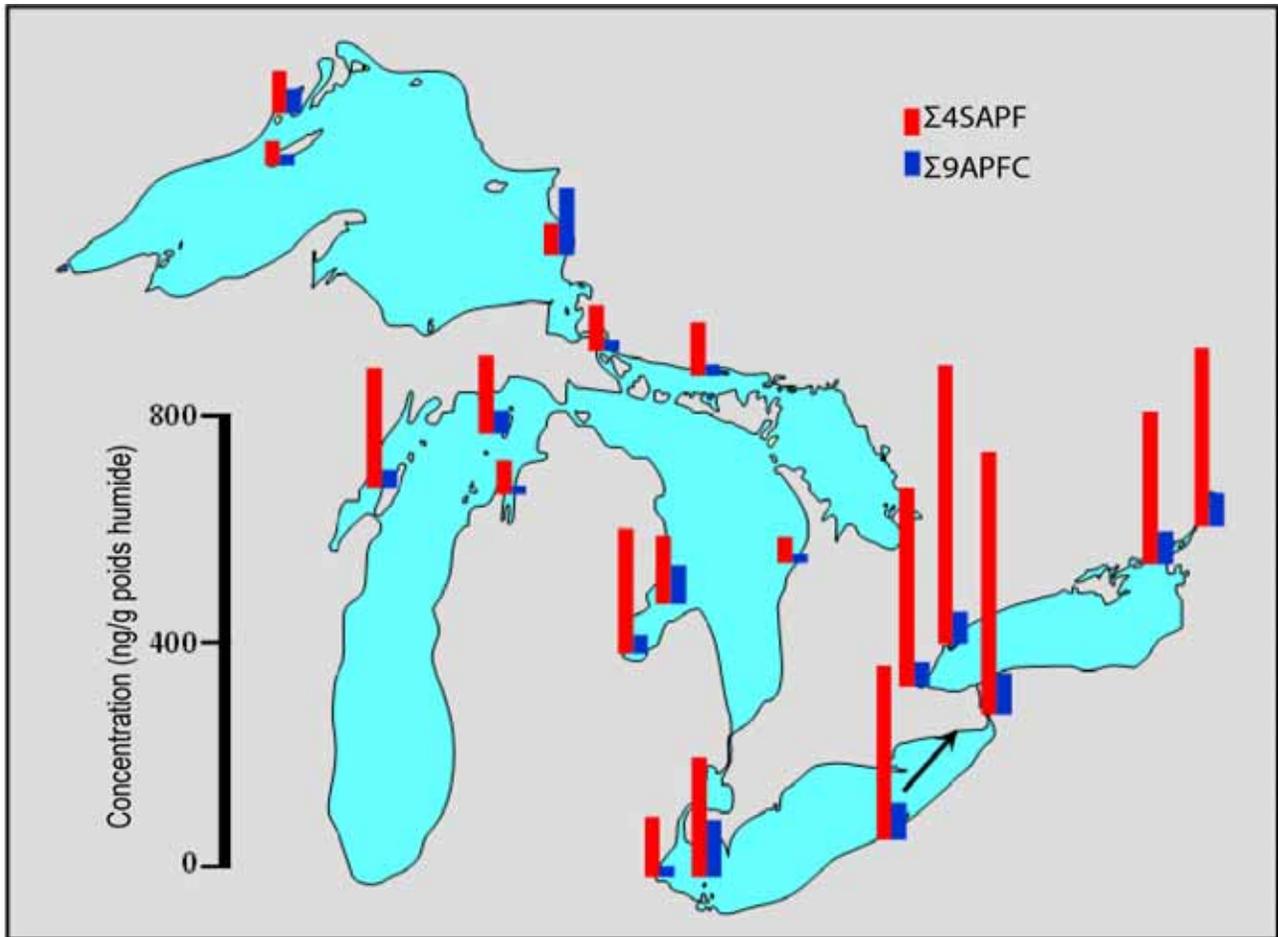


**Figure 2.** Changements temporels (modèles exponentiels) des concentrations de BPC (équivalents en Aroclor 1254:1260 1:1) et de six pesticides organochlorés (µg/g, poids humide) et des 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxines (TCDD) (pg/g, poids humide) dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs, 1974-2013. Pour chacun des composés, les données dont il est fait état sont celles des deux colonies ayant les constantes de décroissance la plus élevée (●) et la plus faible (□).  
Source : de Solla et coll., sous presse, données inédites



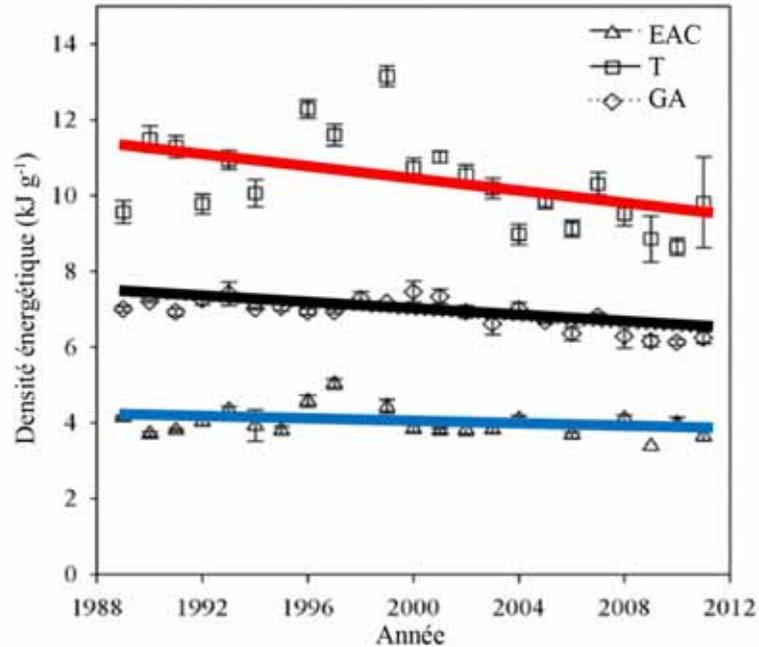
**Figure 3.** Comparaisons à certains points dans le temps, pendant six ans, de la moyenne arithmétique des concentrations de  $\Sigma 7$ PBDE (PBDE-28, -47, -100, -99, -154, -153 et -183), de BDE-209, de HBCDD et des concentrations de  $\Sigma 2$ DP dans les œufs de Goéland argenté combinés recueillis en 2006, en 2008 et en 2012 au rocher Agawa (lac Supérieur), à l'île Gull (lac Michigan), à l'île Channel-Shelter (lac Huron), à l'île Chantry (lac Huron), aux rochers Weseloh (rivière Niagara, au-dessus des chutes) et au havre de Toronto (lac Ontario).

Source : Su et coll., 2015



**Figure 4.** Concentrations arithmétiques moyennes de la somme de quatre sulfonates perfluorés (SAPF) et de la somme de neuf acides perfluorocarboxyliques (APFC), et emplacement de l'échantillonnage des œufs de Goéland argenté dans les Grands Lacs d'Amérique du Nord. Les 14 colonies échantillonnées par Environnement et Changement climatique Canada dans le cadre du Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs (PSGAGL) sont indiquées par des points noirs; les cinq colonies étatsuniennes de Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund (CMI-CWF) sont indiquées par des points jaunes.

Source : Letcher et coll., 2015



**Figure 5.** Comparaisons à certains points dans le temps, pendant six ans, de la moyenne arithmétique des concentrations de  $\Sigma 7$ PBDE (PBDE-28, -47, -100, -99, -154, -153 et -183), de BDE-209, de HBCDD et des concentrations de  $\Sigma 2$ DP dans les œufs de Goéland argenté combinés recueillis en 2006, en 2008 et en 2012 au rocher Agawa (lac Supérieur), à l'île Gull (lac Michigan), à l'île Channel-Shelter (lac Huron), à l'île Chantry (lac Huron), aux rochers Weseloh (rivière Niagara, au-dessus des chutes) et au havre de Toronto (lac Ontario). EAC = éperlan arc-en-ciel; T = touladi et GA = Goéland argenté  
 Source : Paterson et coll., 2014



## Sous-indicateur: Dépôt atmosphérique de substances chimiques toxiques

### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

**Justification :** De façon générale, les niveaux de 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 (Eisenreich et Strachan, 1992). Bien que les concentrations de certaines de ces substances soient très faibles en milieu rural, elles peuvent être beaucoup plus élevées dans les « 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.

La tendance générale en ce qui concerne les retombées atmosphériques de substances chimiques toxiques s'améliore dans le cas des produits chimiques que nous avons hérités des générations précédentes, comme les BPC, mais des variations ont été observées pour différentes substances chimiques. Amélioration des tendances pour ce qui est des HAP, des pesticides organochlorés, des dioxines et des furanes; tendance inchangée ou qui s'améliore légèrement pour le mercure, les BPC ou les PBDE. Le dépôt des composés toxiques de l'atmosphère dans les Grands Lacs se poursuivra vraisemblablement. Le niveau des composés qui ne sont plus utilisés, dont de nombreux pesticides organochlorés, pourrait diminuer jusqu'à devenir impossibles à détecter. Le dépôt atmosphérique de BPC continuera pendant des décennies parce qu'il en reste des sources partout dans le monde. La diminution lente ou la stabilité des concentrations de HAP et de métaux pourrait se poursuivre, selon les activités de réduction de la pollution ou les exigences réglementaires. Bien que les émissions de mercure et de dioxines aient diminué au cours de la dernière décennie, des niveaux élevés sont encore observés dans l'environnement.

Le dépôt atmosphérique de nouvelles substances préoccupantes depuis peu, comme les produits ignifuges autres que les BDE et d'autres composés qui peuvent actuellement ne pas retenir l'attention, pourrait également devenir un facteur de stress pour les Grands Lacs. Des efforts sont faits pour repérer d'autres produits chimiques potentiellement préoccupants, afin de les ajouter aux programmes de surveillance des Grands Lacs, à supposer que les méthodes soient disponibles et que les ressources soient suffisantes.

### Évaluation lac par lac

La situation et la tendance de chacun des lacs en particulier n'ont pas été établies parce que le nombre limité de stations d'échantillonnage pour chacun des bassins lacustres ne le permet pas. Les tendances relatives à un site donné existent pour de nombreuses substances chimiques (Salamova et coll., 2015). Les charges calculées pour chacun des lacs, y compris les tendances au fil du temps, sont disponibles aussi (U.S. EPA et Environnement Canada, 2008; Shunthirasingham et coll., 2016).

### Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à mesurer les substances chimiques toxiques dans l'atmosphère et dans les précipitations dans la région des Grands Lacs. Ce sous-indicateur permettra de déduire les incidences éventuelles des substances chimiques toxiques présentes dans les retombées atmosphériques sur l'écosystème aquatique des Grands Lacs et de faire des progrès en vue de la quasi-élimination des produits chimiques d'origine anthropique sources de préoccupations mutuelles (PCPM). 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, dont les PCPM, les polluants organiques persistants (POP) et les autres substances nuisibles.

### Objectif pour l'écosystème

Ce 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 pol-

luants 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'AQEG, 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 ». L'annexe 3 enjoint de plus les Parties d'assurer 1. le suivi et l'évaluation des progrès et de l'efficacité des mesures de prévention et de contrôle de la pollution, 2. l'échange régulier de renseignements sur le suivi, la surveillance... , 3. la détermination et l'évaluation des événements, des sources, du transport et des effets associés aux produits chimiques sources de préoccupations mutuelles, y compris l'étude des tendances spatiales et temporelles dans l'atmosphère... , 4. la détermination et l'évaluation de l'apport de produits chimiques... de l'atmosphère et 5. 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.

## **État de l'écosystème**

Le réseau intégré de mesure des retombées atmosphériques (Integrated Atmospheric Deposition Network – IADN) des États-Unis et le programme canadien de contrôle et de surveillance du bassin des Grands Lacs (PBGL) sont la principale source de données pour le rapport sur ce sous-indicateur. L'IADN et le PBGL forment depuis 1990 un réseau de surveillance binational comptant cinq stations principales, une près de chacun des Grands Lacs, et plusieurs stations satellites (figure 1). Depuis ce temps, plus d'un million de mesures des concentrations des BPC, des pesticides, des HAP, des produits ignifuges et des métaux à l'état de traces ont été effectuées à ces stations. Les concentrations des substances chimiques toxiques, persistantes et bioaccumulatives (TPB) sont mesurées en phases gazeuse et particulaire dans l'atmosphère et 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. Les données d'autres réseaux et d'études de surveillance sont utilisées ici pour compléter celles de l'IADN et du PBGL, en particulier pour le mercure, les dioxines et les furanes.

## **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 dans les sites canadiens (Shunthirasingham et coll., 2016) et de 15 ans environ dans les sites étatsuniens (Salamova et coll., 2015); voir la figure 2. Il n'y a pas de différence entre les temps de demi-décroissance des BPC des cinq sites aux États-Unis et des trois sites au Canada, ce qui semble indiquer que la vitesse de la diminution est relativement homogène dans la région des Grands Lacs (Salamova et coll., 2015; Shunthirasingham 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), les produits de scellement utilisés dans les constructions (Shanahan et coll., 2015; et d'autres), les boues d'épuration en voie de sécher (Shanahan et coll., 2015; Yi et coll., 2008) et les 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). Les flux de l'ensemble des BPC indiquent que la volatilisation augmente et que l'absorption des gaz et les retombées humides diminuent. Les retombées humides représentent une petite portion des flux. Il n'a pas été fait état des retombées humides dans les lacs Érié, Michigan et Supérieur après 2006, ni dans le lac Huron après 2008, parce que les concentrations des précipitations ont atteint les limites de la détection. Les flux d'absorption du lac Érié ont continué d'être beaucoup plus élevés que ceux des autres lacs, ce qui est peut-être dû à des influences du nord de l'État de New York et de la côte Est (Hafner et Hites, 2003).

## **Pesticides organochlorés (POC)**

Les concentrations de POC qui ont été interdits diminuent en règle générale dans l'air dans le bassin des Grands Lacs. Les chlordanes, la dieldrine et les substances semblables au DDT ont un temps de demi-décroissance de

l'ordre de 7 à 13 ans (Salamova et coll., 2015). Les concentrations d'hexachlorobenzène,  $\alpha$ -HCH et  $\gamma$ -HCH) diminuent rapidement dans l'air, leur temps de demi-décroissance étant de cinq ans dans les sites canadiens (Shunthirasingham et coll., 2016) et de quatre ans environ dans les sites étatsuniens (Salamova et coll., 2015); voir la figure 3. Ce sont les temps de demi-décroissance les plus courts qui aient été observés pour les composés mesurés par l'IADN et le PBGL.

Les insecticides  $\alpha$ -endosulfan et  $\beta$ -endosulfan sont encore sur le marché, mais ils sont censés être éliminés complètement en 2016. Il est intéressant de constater que, bien que l'endosulfan soit utilisé à l'heure actuelle, ses concentrations en phase gazeuse dans l'atmosphère autour des Grands Lacs diminuent, son temps de demi-décroissance allant de 7 à 13 ans (Salamova et coll., 2015; Shunthirasingham et coll., 2016) (figure 4). En se basant sur une estimation des taux d'utilisation de l'endosulfan aux États-Unis de 1997 à 2009, Salamova et coll. (2015) estiment qu'il faut quatre ans à peu près pour que la dégradation chimique de ce produit dans l'atmosphère soit terminée, ce qui donne à penser que l'endosulfan est moins persistant dans l'environnement que les composés connexes.

La station satellite d'Egbert, située entre les lacs Ontario et Huron et entourée de terres agricoles, présentait de plus hautes concentrations de dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), de dieldrine, de  $\gamma$ -HCH (lindane) et d'endosulfan que les stations principales plus éloignées sur les lacs Huron et Ontario. Cette observation a été imputée aux applications agricoles passées (DDT, lindane et dieldrine) et actuelles (endosulfan) de ces POC dans la région. Elle semble indiquer que les zones agricoles sont une source de POC 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 de *o,p'*-DDT et de *p,p'*-DDT dans l'air a considérablement augmenté à cinq sites aux États-Unis et à deux sites canadiens au cours des deux dernières décennies (figure 5). L'hypothèse selon laquelle le dicofol (un pesticide fabriqué à partir du DDT), dont le ratio *o,p'*-/*p,p'*-DDT est plus élevé que celui du DDT technique, constitue peut-être maintenant une source supplémentaire importante de DDT dans les Grands Lacs a été formulée (Venier et Hites, 2014; Shunthirasingham et coll., 2016). Le ratio moyen de la concentration de  $\gamma$ -HCH (lindane) à la somme des concentrations de  $\gamma$ -HCH +  $\alpha$ -HCH n'a pas beaucoup varié dans le temps, mais sa signature est 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).

## **Produits ignifuges**

Les concentrations des produits ignifuges halogénés sont mesurées dans les échantillons de l'IADN et du PBGL depuis janvier 2005. Plus précisément, les concentrations dans l'atmosphère des polybromodiphényléthers (PBDE) et de huit produits ignifuges halogénés de remplacement [pentabromo-ethylbenzène (PBEB), hexabromobenzène (HBB), 2,3,4,5-tétrabromobenzoate de 2-éthylhexyle (TBB), 3,4,5,6-tétrabromophtalate de *bis*(2-éthylhexyle) (TBPH), *syn*-Dechlorane Plus (*syn*-DP), *anti*-Dechlorane Plus (*anti*-DP), 1,2-*bis*(2,4,6-tribromophénoxy)éthane (TBE) et décabromodiphényléthane (DBDPE)] ont été mesurées dans chacun des échantillons de l'IADN. Le niveau de presque tous ces produits ignifuges, à l'exception du PBEB, du HBB et du DP, était beaucoup plus élevé à Chicago, à Cleveland et à la pointe Sturgeon qu'ailleurs. Les concentrations de PBEB et de HBB étaient relativement élevées à Eagle Harbor et à la pointe Sturgeon, respectivement, pour des raisons inconnues, et les concentrations de DP étaient relativement élevées à Cleveland et à la pointe Sturgeon, les deux endroits les plus proches du lieu de production de ce composé, à Niagara Falls (État de New York).

Ces données ont été analysées à l'aide d'un modèle de régression linéaire multiple pour déterminer les tendances temporelles importantes de ces concentrations atmosphériques; certaines de ces données sont présentées à la figure 6 (Liu et coll., 2016). Les concentrations des PBDE étaient à la baisse dans les sites urbains de Chicago et de Cleveland, mais elles n'avaient généralement pas changé dans les régions éloignées, les dunes Sleeping Bear et Eagle Harbor. Les données du PBGL montrent que la tendance est à la diminution des concentrations de BDE-47 et de BDE-99 aux stations principales des lacs Ontario et Huron. Une diminution plus rapide a été observée à la station du lac Ontario de la pointe Petre (temps de demi-décroissance de trois à six ans), située plus près d'une zone urbaine, probablement parce que ces substances ont été remplacées dans les villes (PNUE, 2015). Un échantillonnage passif de l'air et de l'eau effectué en 2011 dans le lac Supérieur a montré que les concentrations de PBDE atmosphérique (gazeux) et dissous, en particulier le BDE-47, étaient plus élevées près des centres urbains et des lieux peuplés (Ruge et coll., 2015). Le dépôt gazeux net de BDE-47 a été observé dans des sites côtiers, alors que les PBDE, sur-

tout le BDE-47, étaient volatilisés dans l'atmosphère au centre du lac et à la station principale du lac Supérieur à Eagle Harbor.

Les concentrations de PBEB étaient à la baisse à presque tous les sites, à l'exception d'Eagle Harbor, où les niveaux de PBEB les plus élevés ont été observés. Les concentrations de HBB étaient à la baisse à tous les sites à l'exception de la pointe Sturgeon, où les niveaux étaient les plus élevés. Les raisons pour lesquelles les niveaux de PBEB et de HBB sont relativement élevés à Eagle Harbor et à la pointe Sturgeon ne sont pas claires. Les concentrations de DP étaient à la hausse, le temps de demi-décroissance étant de trois à neuf ans à tous les sites, sauf Cleveland et la pointe Sturgeon, où les concentrations n'ont pour la plupart pas changé (figure 7).

Le TBB et le TBPH sont les deux principales composantes de FireMaster 550, qui remplace le mélange commercial de pentaBDE. L'IADN a commencé à inclure le TBB et le TBPH dans les analyses des échantillons recueillis à partir de 2008. Parce que le TBB et le TBPH ensemble sont les principales composantes de FireMaster 550, leurs concentrations sont additionnées (appelées ici TBB+TBPH) et la régression de cette somme a été calculée en fonction du temps. Les concentrations de TBB+TBPH dans l'atmosphère augmentaient aussi de manière rapide et importante aux cinq sites, le temps de demi-décroissance allant de deux à cinq ans (figure 7).

À la station canadienne de la pointe Petre, les concentrations atmosphériques d'éther allylique de 2,4,6-tribromophényle (EAT) et de HBB ont atteint des sommets pendant les mois d'été, tout comme les PDBE. Cette tendance saisonnière n'a toutefois pas été observée, la plupart des années, à l'île Burnt, un endroit éloigné. Une corrélation statistiquement significative entre le logarithme naturel des concentrations atmosphériques ( $\ln C$ ) d'EAT et l'inverse des températures [ $1/T(K)$ ] a été observée à la pointe Petre ( $p < 0,01$ ), mais non à l'île Burnt. En ce qui concerne le HBB, la corrélation entre  $\ln C$  et  $1/T$  était statistiquement significative aux deux sites ( $p < 0,01$ ), mais la pente était bien plus abrupte à la pointe Petre qu'à l'île Burnt. Ces observations signifient que la volatilisation de ces composés est importante aux abords de la pointe Petre, qui se trouve à proximité de centres urbains, alors que le transport dans l'atmosphère vers l'île Burnt, qui est plus éloignée, est important (Hung et coll., 2016). Les DP, qui ont été observés surtout en phase particulaire, n'ont manifesté aucune dépendance envers la température à l'un ou l'autre site. Aucun changement apparent des concentrations dans l'atmosphère n'a été observé pour l'*anti*-DP et le *syn*-DP à l'île Burnt et à la pointe Petre entre 2008 et 2013. Une tendance légèrement à la baisse a été constatée pour l'EAT et le HBB à la pointe Petre, mais non à l'île Burnt.

## **Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)**

Les données de l'IADN relatives aux concentrations totales de HAP dans l'air (voir la figure 8) indiquent quelques diminutions importantes au fil du temps, les temps de demi-décroissance allant de 7 à 24 ans (Salamova et coll., 2015). Les niveaux de HAP à Chicago et à Cleveland étaient dix fois plus élevés que les concentrations aux autres sites de l'IADN. Cependant, ces concentrations diminuaient aussi plus rapidement à ces stations qu'aux autres. Ces reculs peuvent probablement être attribués à la réduction des émissions consécutives à la mise en œuvre de la législation sur l'air pur (*Clean Air Act*). Les concentrations de HAP diminuaient aussi à Eagle Harbor, le site de l'IADN le plus éloigné aux États-Unis.

Les concentrations de phénanthrène diminuent à peu près au même rythme que les HAP totaux, sauf aux dunes Sleeping Bear et à la pointe 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 la pointe Sturgeon, le temps de demi-décroissance à Chicago correspondant à la moitié environ de celui de la pointe Sturgeon (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 étaient plus élevées dans les sites urbains (Ruge et coll., 2015). Le dépôt net air dans l'eau des HAP a été observé près des zones peuplées, mais les retombées dans l'eau et les apports dans l'air s'équilibrent presque au large (Ruge et coll., 2015). Une étude semblable effectuée dans la partie inférieure des Grands Lacs à l'aide d'échantillons passifs de polyéthylène dans l'air et dans l'eau a montré qu'il existe une forte corrélation entre les concentrations de 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 atmosphériques et aqueux, ce qui signifie qu'outre les retombées atmosphériques, le ruissellement et l'échange sédiments-eau jouent un rôle dans les concentrations dissoutes.

Les calculs des charges pour les cinq lacs ont montré que l'atmosphère est une source de HAP dans ceux-ci. Les flux de retombées humides et sèches dominaient pour les HAP de poids moléculaire élevé, surtout les retombées hu-

mides, alors que les flux d'absorption dominaient pour le phénanthrène et le pyrène. Les flux de retombées étaient plus importants pendant l'hiver, en raison de la combustion accrue pour le chauffage des habitations au cours des mois les plus froids (PBGL, données inédites). Les flux de HAP les plus élevés ont constamment été ceux du lac Érié; cependant, les flux d'absorption du phénanthrène et du pyrène ont diminué de plus de trois fois de 1992 à 2010.

## **Dioxines et furanes (PCDD/F)**

Les concentrations atmosphériques annuelles moyennes de PCDD/F sont en Amérique du Nord généralement plus élevées dans les régions où la population est concentrée (CCE, 2014; Venier et coll., 2009; Cleverly et coll., 2007). Les mesures des concentrations dans l'air effectuées dans le cadre du programme du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) montrent que l'équivalence toxique (ET) est élevée à 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 la plus faible contribution de l'octachlorodibenzo-*p*-dioxine et la contribution accrue des dibenzofuranes. Ce profil indique peut-être l'incidence d'une source locale d'émissions (CCE, 2014). Les niveaux 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. Ce recul est peut-être attribuable aux mesures prises par le Canada en ce qui concerne les émissions de PCDD/F. Après 2005, la tendance n'est pas claire (CCE, 2014).

## **Métaux à l'état de traces**

Les retombées humides et particulaires d'arsenic, de cadmium, de plomb et de sélénium ont été estimées aux stations principales du PBGL pour les lacs Huron et Ontario jusqu'en 2010 (PBGL, données inédites). À l'exception du sélénium et du plomb, les flux de ces métaux ne présentent aucune tendance évidente à la hausse ou à la baisse. Les retombées humides sont plus importantes que les retombées de particules de sélénium dans les lacs. Cependant, les flux de retombées de particules ont augmenté au fil du temps pour le lac Huron et le lac Ontario (voir la figure 9). Les retombées humides de plomb dans les lacs dominant aussi les flux atmosphériques, mais ceux-ci ont semble-t-il diminué au fil des années, en conséquence des mesures de gestion des risques visant à réduire les émissions de plomb.

## **Mercur**

Les concentrations de mercure dans l'atmosphère ( $\text{Hg}^0$ ) et les retombées humides de mercure ( $\text{Hg}^{\text{II}}$ ) ont diminué de façon générale depuis les années 1990 (Zhang et coll., 2016). Les concentrations de  $\text{Hg}^0$  dans l'atmosphère ont reculé d'environ 2 % par année depuis 2005, selon les mesures effectuées dans la Région des lacs expérimentaux (au Canada, à l'ouest du lac Supérieur). Les mesures des retombées humides du réseau nord-américain des retombées de mercure (North American Mercury Deposition Network) suivent ces tendances, les retombées 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 réduit les émissions d'origine anthropique à l'échelle mondiale ainsi que les retombées sur les écosystèmes qui leur sont associées.

Lepak et coll. (2015) ont utilisé la signature d'isotopes stables pour déterminer quelles sont les sources de mercure dans les sédiments et les poissons prédateurs des Grands Lacs. Ils ont conclu que les sources atmosphériques dominent dans les sédiments des lacs Huron, Supérieur et Michigan, alors que les sources industrielles et celles qui sont associées aux bassins versants dominant dans les sédiments des lacs Érié et Ontario. Les signatures isotopiques chez les poissons prédateurs, comme  $\Delta^{200}\text{Hg}$ , qui est conservé pendant le traitement biogéochimique dans les lacs Ontario, Supérieur et Michigan, ont toutefois montré que le mercure qui s'est bioaccumulé est plus semblable sur le plan des isotopes au mercure dérivé de 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.

## **Liens**

Les retombées atmosphériques sont une voie importante par laquelle des substances chimiques persistantes, bioaccumulables et toxiques (PBT), comme les BPC, se retrouvent dans les Grands Lacs. Les augmentations de la concentration et des charges en substances chimiques préoccupantes dans l'atmosphère, y compris les substances TPB, peuvent accroître la contamination des sédiments, les quantités de substances toxiques chimiques dans les eaux au large et les contaminants dans les poissons entiers et les oiseaux aquatiques. La bioaccumulation de ces substances TPB chez les poissons peut donner lieu à la diffusion d'avis sur la consommation de poisson.

## Commentaires des auteurs

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 l'IADN 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.

L'élimination progressive du lindane a récemment été décidée aux États-Unis et au Canada, et l'endosulfan devrait disparaître progressivement aux États-Unis et au Canada d'ici à 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 la surveillance régulière des PBDE et de certains produits ignifuges qui ne sont pas des PBDE aux programmes de l'IADN et au PBGL. Un examen préalable et l'élaboration de méthodes pour ces autres produits ignifuges et les substances perfluoroalkyliques (PFAS) sont en cours. Les résultats de ces activités de surveillance de substances chimiques préoccupantes depuis peu s'ajouteront à l'information scientifique dont il faut disposer pour évaluer les risques et repérer les produits chimiques sources de préoccupations mutuelles (PCPM).

## Évaluation de la qualité des données

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

## Remerciements

Auteurs : Le présent rapport a été préparé au nom du comité directeur de l'IADN par Todd Nettesheim, gestionnaire de programme de l'IADN, U.S. Environmental Protection Agency, Great Lakes National Program Office, ainsi que

par Hayley Hung, chercheur principal du programme 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, et Ron Hites, Marta Venier et Amina Salamova, University of Indiana.

Personne-ressource du PBGL :

Hayley Hung, chercheur principal du programme 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](mailto:hayley.hung@canada.ca), 416-739-5944.

Personne-ressource de l'IADN :

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

Données de l'IADN et du PBGL : <http://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/531d6054-4179-4883-8022-1175cdfb6911> ou communiquer avec Helena Dryfhout-Clark, gestionnaire des données de l'IADN et du PBGL, Section de la recherche sur les processus de la qualité de l'air, Environnement et Changement climatique Canada, 6248 Eighth Line, Egbert (Ontario) L0L 1N0, [Helena.Dryfhout-Clark@canada.ca](mailto:Helena.Dryfhout-Clark@canada.ca), 705-458-3316

Lien vers les sites Web de l'IADN : <http://www.ec.gc.ca/rs-mn/> et <http://epa.gov/greatlakes/monitoring/air2/index.html>

## Sources d'information

Ouvrages cités :

Buehler, S. et coll., 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.

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.

Eisenreich, S.J., W.M.J. Strachan. (1992). *Estimating Atmospheric Deposition of Toxic Substances to the Great Lakes - An Update*, rapport au Gray Freshwater Biological Institute, University of Minnesota, P. O. Box 100, Navarre, MN 55392.

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, 2006. Great Lakes Binational Toxics Strategy 2005 Progress Report. En161-1/2005E/ 0-662-42910-9, 108 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>

- 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.
- 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
- Hu, D., K.C. Hornbuckle. 2010. Inadvertent polychlorinated biphenyls in commercial paint pigments. *Environmental Science and Technology* 44(8) : 2822-2827.
- Hung, H., N. Alexandrou, K. Brice, C. Shunthirasingham, H. Dryfhout-Clark, K. Su, R. Park, R. Noronha, C. Shin. 2016. Emerging Flame Retardants in Air in the Canadian Great Lakes Basin. *SETAC Europe 2016 Extended Abstract*. ID63,
- Khairy, M., D. Muir, C. Teixeira, 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.
- Liu, L. Y., A. Salamova, M. Venier, 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, 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.
- 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>
- Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). 2015. Global Monitoring Plan for Persistent Organic Pollutants under the Stockholm Convention Article 16 on Effectiveness Evaluation 2<sup>nd</sup> Regional Monitoring Report. Western Europe and Other Group (WEOG) Region. <http://chm.pops.int/Implementation/GlobalMonitoringPlan/MonitoringReports/tabid/525/Default.aspx>
- Ruge, Z., D. Muir, P. Helm, 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., M. Venier, 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.
- Shanahan, C. E., S.N. Spak, A. Martinez, 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.
- Shunthirasingham, C., A. Gawor, H. Hung, K.A. Brice, K. Su, N. Alexandrou, H. Dryfhout-Clark, S. Backus, E. Sverko, C. Shin, R. Park, 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.

Totten, L. A., P.A. Brunciak, C.L. Gigliotti, J. Dachs, T.R. Glenn 4<sup>th</sup>, E.D. Nelson, S.J. Eisenreich. Dynamic air-water exchange of polychlorinated biphenyls in the New York-New Jersey Harbor Estuary. *Environmental Science & Technology*, 2001, 35(19), 3834-3840.

Venier, M., 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, J. Ferrario, R.A. Hites. Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in the Atmosphere Around the Great Lakes, *Environmental Science & Technology* 2009, 43 (4), 1036–1041.

Wethington, D. M. 3rd, K.C. Hornbuckle, W.I. Milwaukee, as a source of atmospheric PCBs to Lake Michigan. *Environmental Science & Technology* 2005, 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, 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, n° 3, 526-531.

## Liste des figures

**Figure 1.** Carte du bassin des Grands Lacs indiquant les principales stations de surveillance du réseau intégré de mesure des retombées atmosphériques (IADN) des États-Unis et du programme de contrôle et de surveillance dans le bassin des Grands Lacs (PBGL) du Canada (une près de chacun des Grands Lacs).

**Figure 2. A.** Moyenne géométrique annuelle des concentrations en phase gazeuse de tous les congénères des BPC mesurés, additionnés et portés sur les graphiques selon l'année d'échantillonnage. Les cercles vides des graphiques de Chicago (2007) et de la pointe Sturgeon (1996) représentent des valeurs aberrantes qui n'ont pas été utilisées pour les régressions présentées ici. Veuillez remarquer que les échelles sont dix fois plus concentrées pour les données de Chicago et de Cleveland que pour les autres sites. (Source : Salamova et al, 2015)

B. Tendances des concentrations de BPC 52 et de BPC 101 en phase gazeuse à l'île Burnt et à la pointe Petre.  $r^2$  est le coefficient de détermination linéaire; la droite d'ajustement de la tendance est dérivée à l'aide de la méthode de la filtration numérique.

Source : Shunthirasingham et coll., 2016

**Figure 3. A.** Moyennes géométriques annuelles des concentrations de  $\gamma$ -HCH (aussi appelé lindane) en phase gazeuse à cinq stations de l'IADN aux États-Unis selon l'année d'échantillonnage.

Source : Salamova et coll., 2015

B. Tendances relatives aux concentrations de  $\alpha$ - et  $\gamma$ -HCH en phase gazeuse à deux stations du PBGL au Canada, l'île Burnt et la pointe Petre.  $r^2$  est le coefficient de détermination linéaire; la droite d'ajustement de la tendance est dérivée à l'aide de la méthode de la filtration numérique.

Source : Shunthirasingham et coll., 2016

**Figure 4.** Tendances relatives aux concentrations de  $\alpha$ -endosulfan en phase gazeuse à deux stations canadiennes du PBGL, l'île Burnt et la pointe Petre.  $r^2$  est le coefficient de détermination linéaire; la droite d'ajustement de la tendance est dérivée à l'aide de la méthode de la filtration numérique.

Source : Shunthirasingham et coll., 2016

**Figure 5.** Moyennes annuelles du ratio  $o,p'$ -DDT/( $o,p'$ -DDT+ $p,p'$ -DDT) ( $R_{o,p'}$ ) dans l'air échantillonné près des Grands Lacs selon l'année d'échantillonnage. Les moyennes sont celles des cinq sites pour chacune des années. Les barres d'erreur sont les erreurs types. Le chiffre entre parenthèses est la valeur  $r^2$  de la régression, qui est statistiquement significative au seuil  $P < 0,2\%$ .

Source : Venier et Hites, 2014

**Figure 6.** Exemples de tendances à la baisse (à une exception près) des concentrations de BDE-47, de BDE-209, de la  $\Sigma$ PBDE, de PBEB et de HBB dans l'atmosphère (phases gazeuses et particulières) aux deux sites urbains de

l'IADN (Chicago et Cleveland). Les lignes rouges sont les régressions, qui sont statistiquement significatives au seuil  $P < 5 \%$ . Les temps de demi-décroissance sont notés  $t_{1/2}$ ; les temps de doublement sont notés  $t_2$ .

Source : Liu et coll., 2016

**Figure 7.** Exemples de tendances à la hausse des concentrations de TBB+TBPH et de la  $\Sigma$ DP (somme des Dechlorane Plus *syn* et *anti*) dans l'atmosphère (phases gazeuses et particulaires) aux cinq sites de l'IADN aux États-Unis. La ligne rouge est  $\ln(C)=a_0+a_3 t$ , où  $a_0$  et  $a_3$  proviennent de la régression utilisant Eq. (1). Si le terme  $a_3$  n'était pas statistiquement significatif ( $P < 0,05$ ), il n'y a pas de ligne.  $t_2$  représente les temps de doublement.

Source :

**Figure 8.** Moyenne géométrique annuelle des concentrations de la phase gazeuse et de la phase particulaire de tous les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) mesurés, additionnés et portés sur le graphique en fonction de l'année d'échantillonnage. Les cercles vides des graphiques de Cleveland (2012) et de la pointe Petre (2008) sont des valeurs aberrantes qui n'ont pas été utilisées pour les régressions présentées ici. La régression des données des dunes Sleeping Bear n'était pas statistiquement significative au seuil  $P < 0,05$ .

Source : Salamova et coll., 2015

**Figure 9.** Charges atmosphériques de sélénium dans les lacs Huron et Ontario.

Source : PBGL, résultats inédits

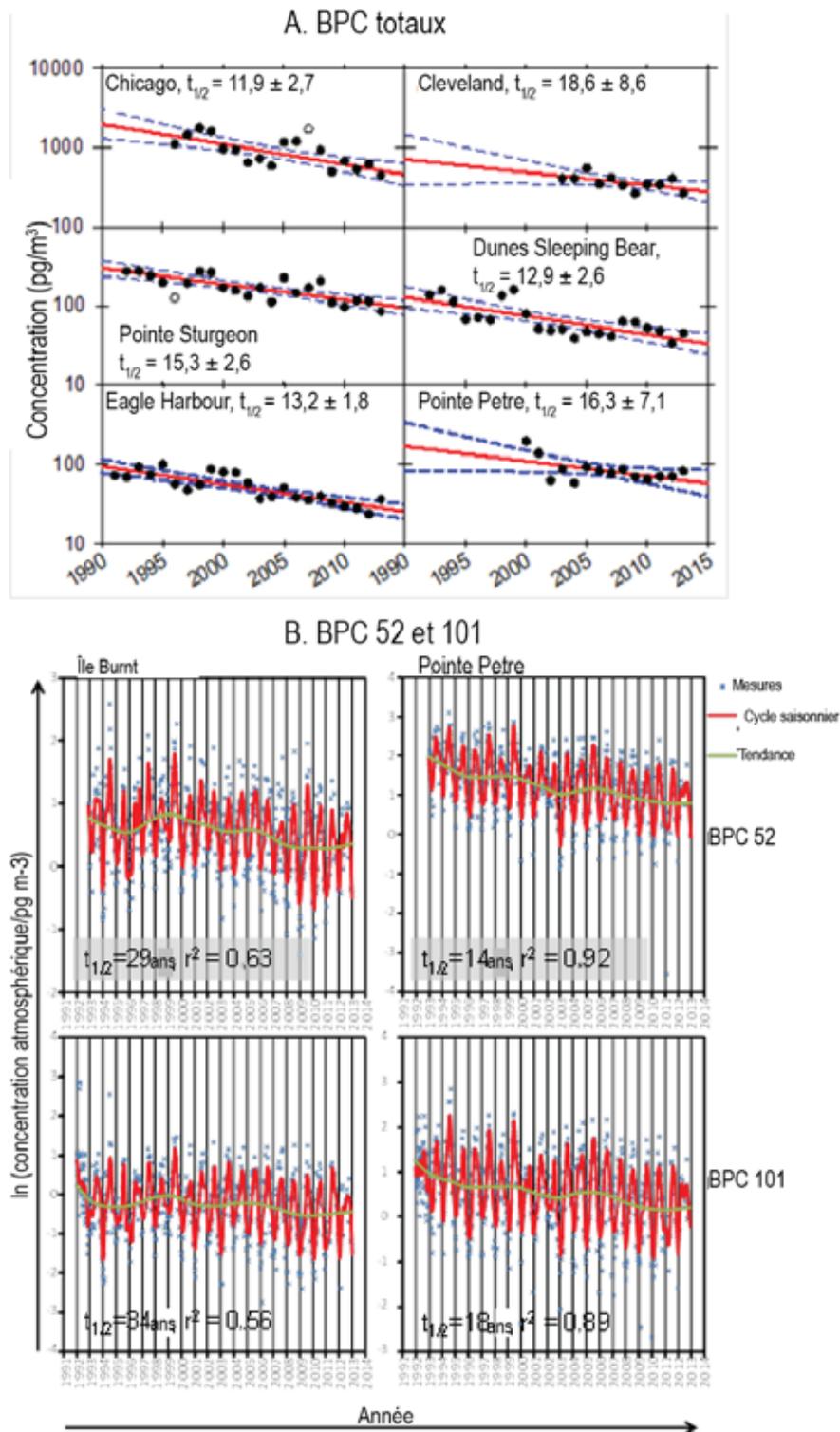
## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*



**Figure 1.** Carte du bassin des Grands Lacs indiquant les principales stations de surveillance du réseau intégré de mesure des retombées atmosphériques (IADN) des États-Unis et du programme de contrôle et de surveillance dans le bassin des Grands Lacs (PBGL) du Canada (une près de chacun des Grands Lacs).

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

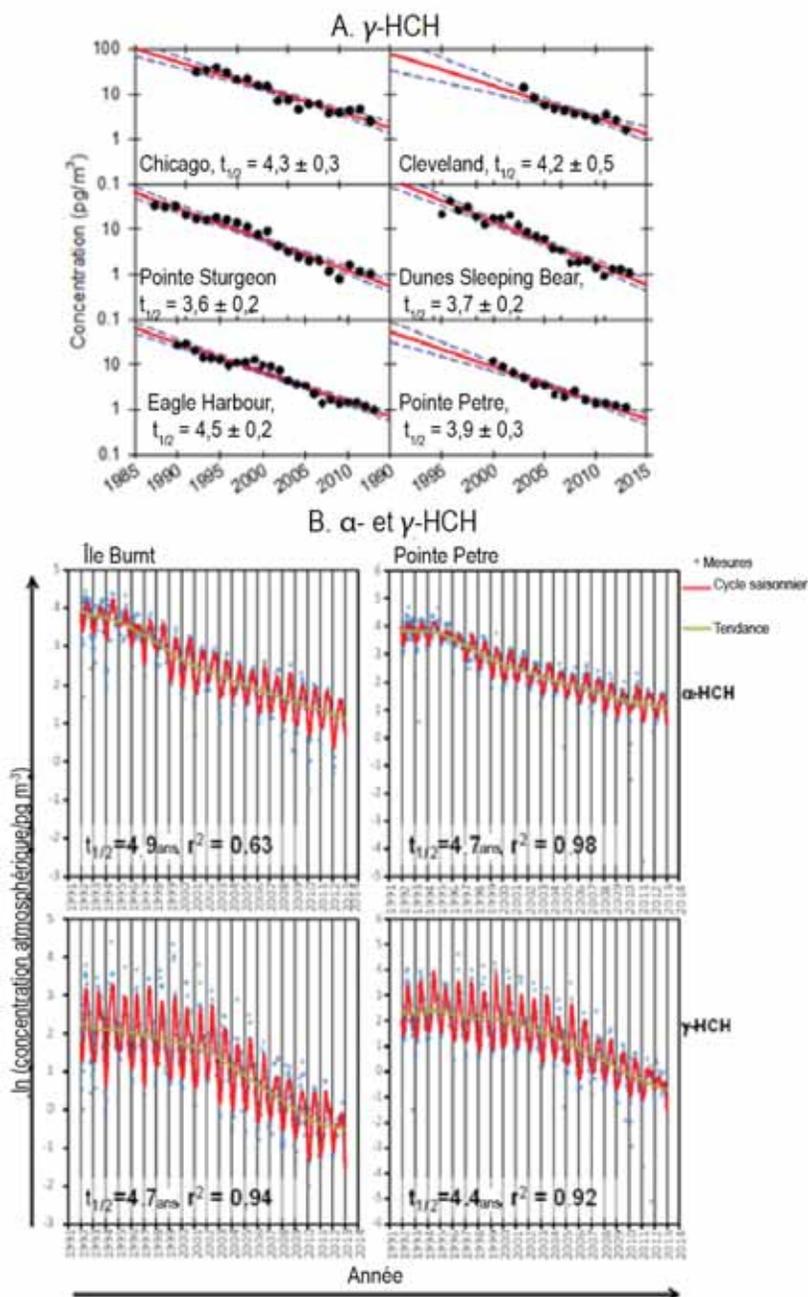


**Figure 2.** A. Moyenne géométrique annuelle des concentrations en phase gazeuse de tous les congénères des BPC mesurés, additionnés et portés sur les graphiques selon l'année d'échantillonnage. Les cercles vides des graphiques de Chicago (2007) et de la pointe Sturgeon (1996) représentent des valeurs aberrantes qui n'ont pas été utilisées pour les régressions présentées ici. Veuillez remarquer que les échelles sont dix fois plus concentrées pour les données de Chicago et de Cleveland que pour les autres sites. (Source : Salamova et coll., 2015)

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

B. Tendances des concentrations de BPC 52 et de BPC 101 en phase gazeuse à l'île Burnt et à la pointe Petre.  $r^2$  est le coefficient de détermination linéaire; la droite d'ajustement de la tendance est dérivée à l'aide de la méthode de la filtration numérique.

Source : Shunthirasingham et coll., 2016



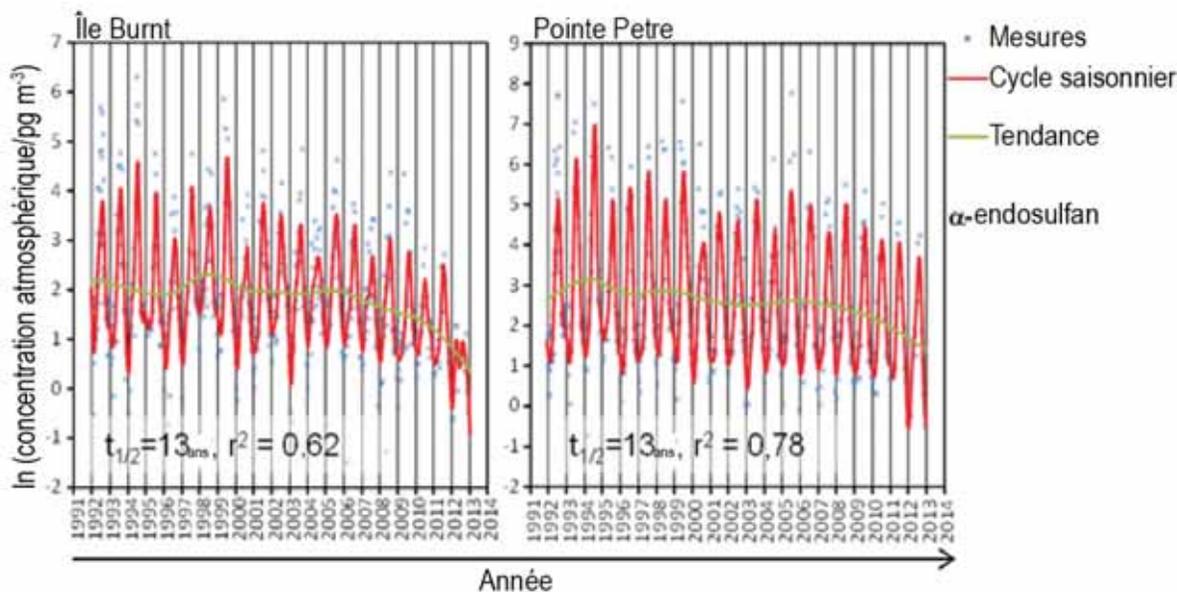
**Figure 3.** A. Moyennes géométriques annuelles des concentrations de  $\gamma$ -HCH (aussi appelé lindane) en phase gazeuse à cinq stations de l'IADN aux États-Unis selon l'année d'échantillonnage.

Source : Salamova et coll., 2015

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

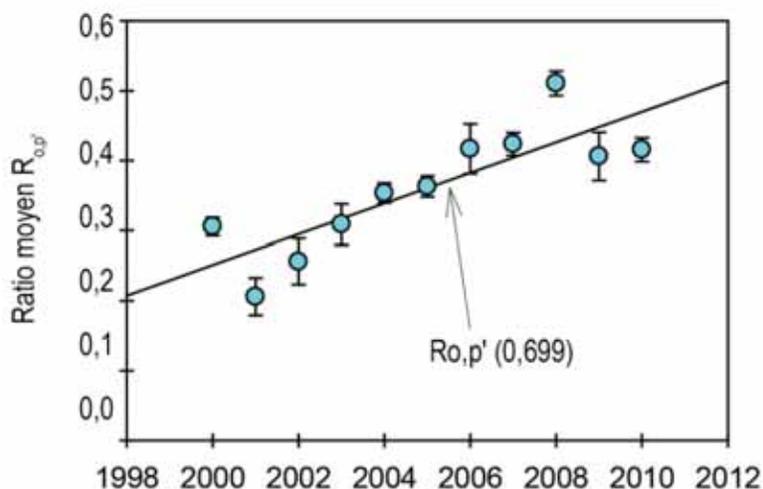
B. Tendances relatives aux concentrations de  $\alpha$ - et  $\gamma$ -HCH en phase gazeuse à deux stations du PBGL au Canada, l'île Burnt et la pointe Petre.  $r^2$  est le coefficient de détermination linéaire; la droite d'ajustement de la tendance est dérivée à l'aide de la méthode de la filtration numérique.

Source : Shunthirasingham et coll., 2016



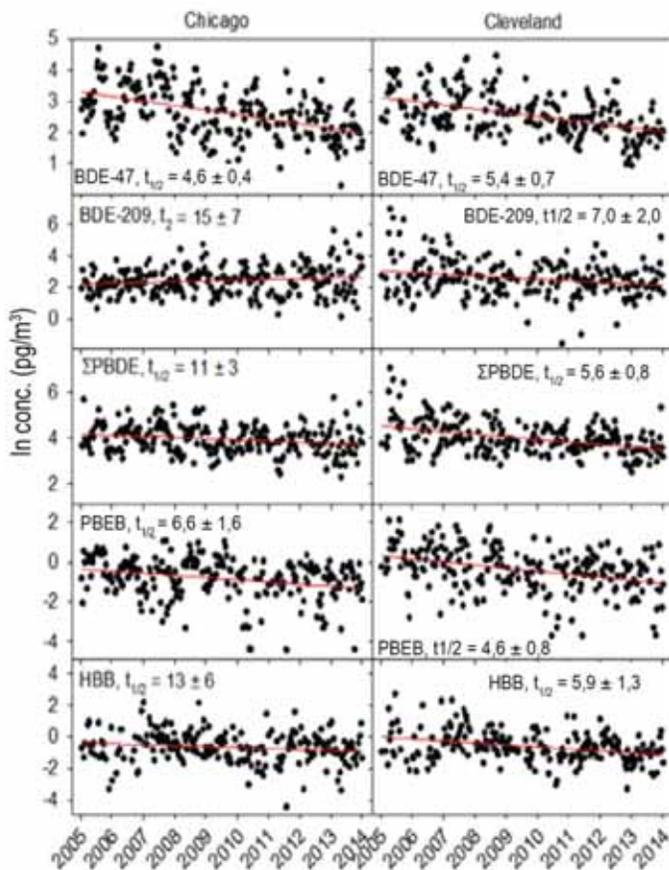
**Figure 4.** Tendances relatives aux concentrations de  $\alpha$ -endosulfan en phase gazeuse à deux stations canadiennes du PBGL, l'île Burnt et la pointe Petre.  $r^2$  est le coefficient de détermination linéaire; la droite d'ajustement de la tendance est dérivée à l'aide de la méthode de la filtration numérique.

Source : Shunthirasingham et coll., 2016



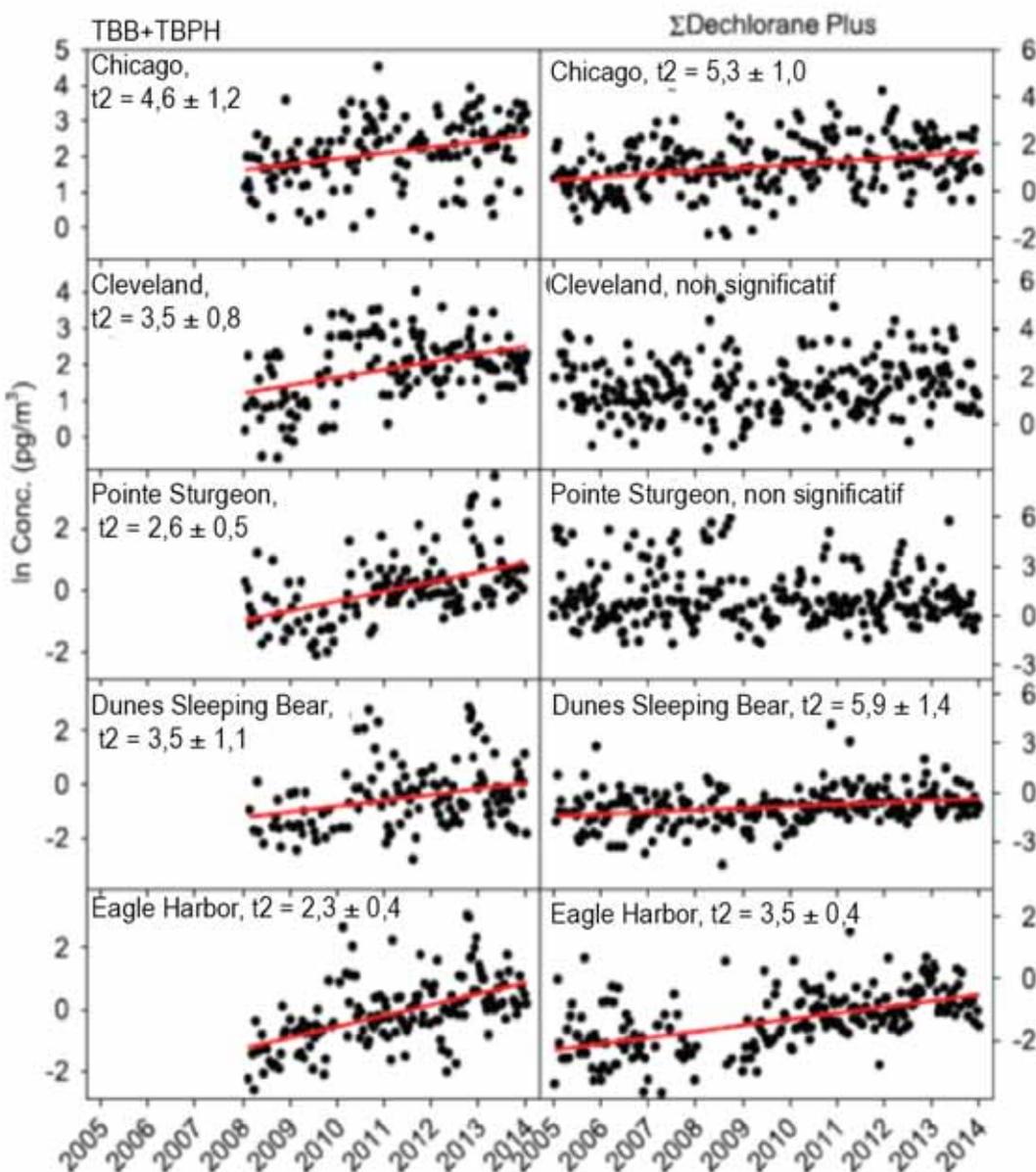
**Figure 5.** Moyennes annuelles du ratio  $o,p'$ -DDT/( $o,p'$ -DDT+ $p,p'$ -DDT) ( $R_{o,p'}$ ) dans l'air échantillonné près des Grands Lacs selon l'année d'échantillonnage. Les moyennes sont celles des cinq sites pour chacune des années. Les barres d'erreur sont les erreurs types. Le chiffre entre parenthèses est la valeur  $r^2$  de la régression, qui est statistiquement significative au seuil  $P < 0,2 \%$ .

Source : Venier et Hites, 2014



**Figure 6.** Exemples de tendances à la baisse (à une exception près) des concentrations de BDE-47, de BDE-209, de la  $\Sigma$ PBDE, de PBEB et de HBB dans l'atmosphère (phases gazeuses et particulaires) aux deux sites urbains de l'IADN (Chicago et Cleveland). Les lignes rouges sont les régressions, qui sont statistiquement significatives au seuil  $P < 5\%$ . Les temps de demi-décroissance sont notés  $t_{1/2}$ ; les temps de doublement sont notés  $t_2$ .

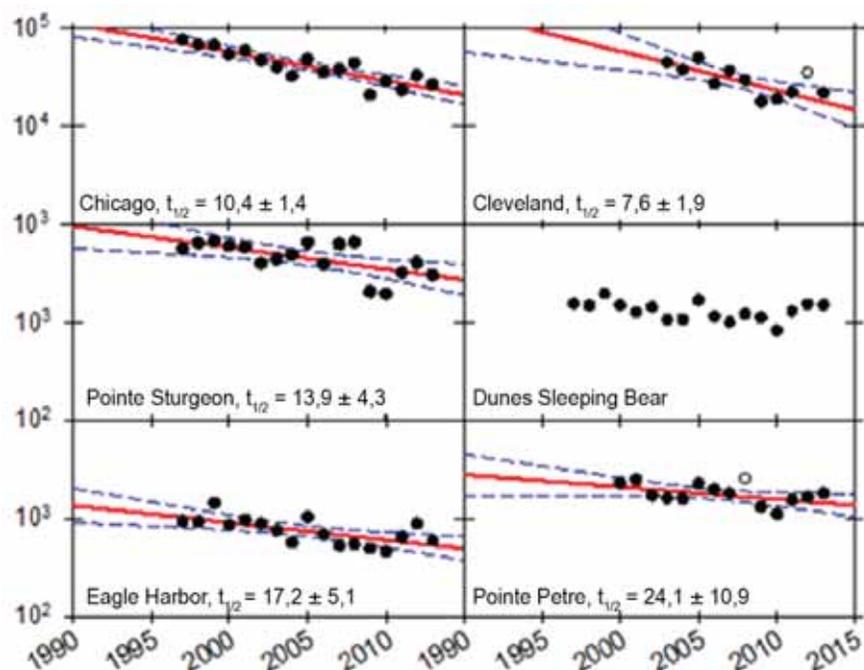
Source : Liu et coll., 2016



**Figure 7.** Exemples de tendances à la hausse des concentrations de TBB+TBPH et de la  $\Sigma$ DP (somme des Dechlorane Plus *syn* et *anti*) dans l'atmosphère (phases gazeuses et particulaires) aux cinq sites de l'IADN aux États-Unis. La ligne rouge est  $\ln(C)=a_0+a_3 t$ , où  $a_0$  et  $a_3$  proviennent de la régression utilisant Eq. (1). Si le terme  $a_3$  n'était pas statistiquement significatif ( $P < 0,05$ ), il n'y a pas de ligne.  $t_2$  représente les temps de doublement.

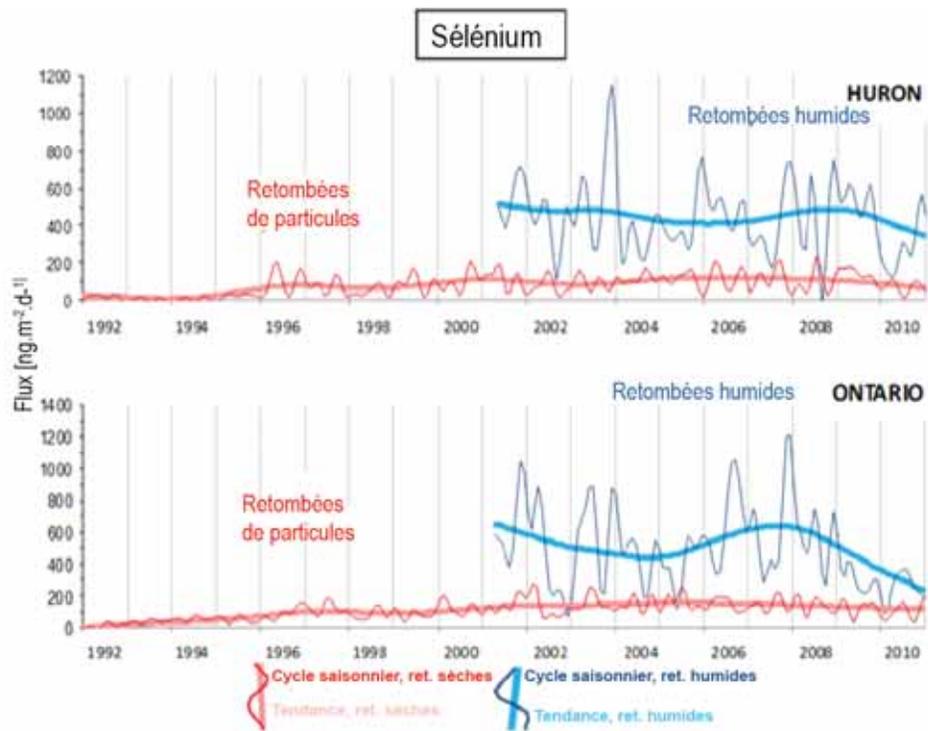
Source :

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 8.** Moyenne géométrique annuelle des concentrations de la phase gazeuse et de la phase particulaire de tous les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) mesurés, additionnés et portés sur le graphique en fonction de l'année d'échantillonnage. Les cercles vides des graphiques de Cleveland (2012) et de la pointe Petre (2008) sont des valeurs aberrantes qui n'ont pas été utilisées pour les régressions présentées ici. La régression des données des dunes Sleeping Bear n'était pas statistiquement significative au seuil  $P < 0,05$ .

Source : Salamova et coll., 2015



**Figure 9.** Charges atmosphériques de sélénium dans les lacs Huron et Ontario.

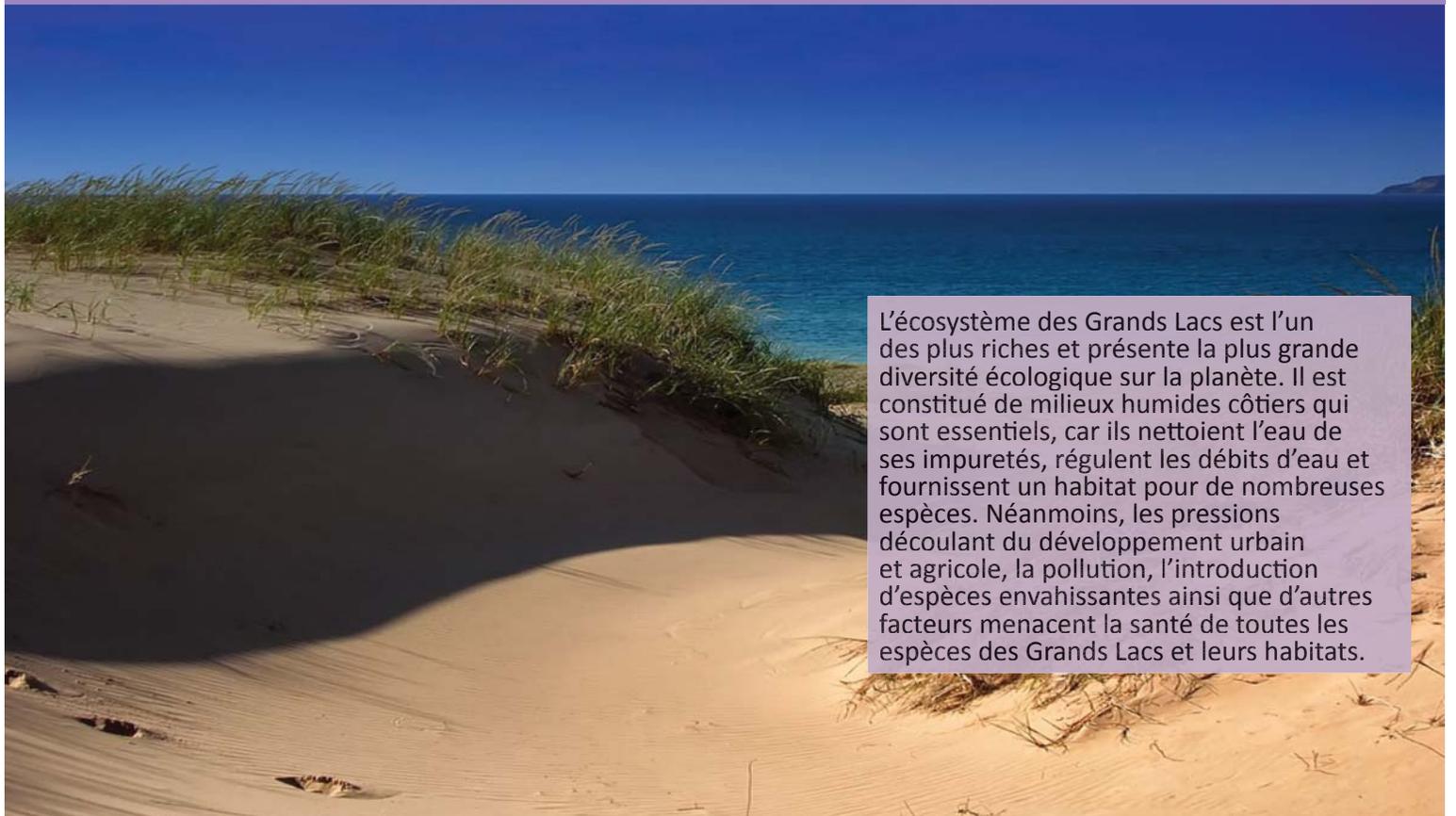
Source : PBGL, résultats inédits



# Habitat et espèces

État : Passable    Tendance : Inchangée

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 énonce 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 ».



L'écosystème des Grands Lacs est l'un des plus riches et présente la plus grande diversité écologique sur la planète. Il est constitué de milieux humides côtiers qui sont essentiels, car ils nettoient l'eau de ses impuretés, régulent les débits d'eau et fournissent un habitat pour de nombreuses espèces. Néanmoins, les pressions découlant du développement urbain et agricole, la pollution, l'introduction d'espèces envahissantes ainsi que d'autres facteurs menacent la santé de toutes les espèces des Grands Lacs et leurs habitats.

# Habitat et espèces

## Points saillants de l'évaluation

L'indicateur Habitat et espèces sert à évaluer les habitats comme les milieux humides et les espèces qui y habitent. Cet indicateur démontre qu'à l'échelle du bassin, l'état varie passablement, allant de « bon » à « médiocre » et de « s'améliore » à « se détériore », selon le bassin de lac et l'habitat ou les espèces d'intérêt. La santé des diverses espèces des Grands Lacs reflète aussi la disponibilité et les conditions de l'habitat où celles-ci vivent. Globalement, l'indicateur Habitat et espèces est évalué comme étant **passable** et **inchangé**.

### Milieux humides côtiers

Les milieux humides continuent de disparaître et de se détériorer, malgré que des efforts de restauration et de protection aient amélioré l'état de secteurs précis. Des efforts sont actuellement déployés pour améliorer le suivi et la détermination de l'étendue de ces pertes. Dans la partie sud des Grands Lacs, la quasi-totalité des milieux humides côtiers sont dégradés à cause de l'enrichissement en nutriments, de la sédimentation ou d'une combinaison de ces facteurs. Dans le lac Ontario, la régulation du niveau d'eau limite également la variation naturelle des milieux humides, bien que des travaux soient en cours pour régler la situation. Un sujet de préoccupation plus récent est l'expansion de l'hydrocaride grenouillette, une plante envahissante, dans la partie sud des Grands Lacs et au lac Huron. Cette plante flottante forme des tapis très denses pouvant éliminer les plantes submergées indigènes dans les milieux humides côtiers. Autre préoccupation semblable, la châtaigne d'eau envahit rapidement le lac Ontario.

Les habitats des milieux humides côtiers de certaines régions des Grands Lacs, en particulier les parties septentrionales, sont intacts et montrent peu de signes de dégradation. À l'échelle du bassin, des améliorations ont aussi été observées

quant à la diversité des espèces de poissons vivant dans les milieux humides côtiers; des données récentes font état d'une moyenne de 10 à 13 espèces par milieu humide côtier, certains milieux en comptant jusqu'à 28. Même si de nombreux invertébrés, oiseaux et plantes ont connu un déclin à long terme, pour certains oiseaux et amphibiens, la tendance a récemment été évaluée comme inchangée. Ces populations stables pourraient porter à croire qu'un certain progrès a été accompli dans la remise en état et la restauration des milieux humides côtiers.



## Sous-indicateurs appuyant l'évaluation de l'indicateur

Sous-Indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Amphibiens des terres humides côtières	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée
Oiseaux des terres humides côtières	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Se détériore	S'améliore
Poissons des milieux humides côtiers	Aucun lac n'a été évalué de manière isolée L'évaluation globale pour le bassin des Grands Lacs est <b>passable</b> et <b>en amélioration</b>				
Invertébrés des terres humides côtières	Aucun lac n'a été évalué de manière isolée L'évaluation globale pour le bassin des Grands Lacs est <b>passable</b> et <b>en détérioration</b>				
Végétaux des terres humides côtières	Indéterminée	Indéterminée	Se détériore	Se détériore	Inchangée
Milieux humides côtiers : échelle et composition	Aucun lac n'a été évalué de manière isolée L'évaluation globale pour le bassin des Grands Lacs est <b>indéterminée</b>				
Connectivité des habitats aquatiques	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore

État :	BON	PASSABLE	MÉDIOCRE	INDÉTERMINÉ
--------	-----	----------	----------	-------------

# Habitat et espèces

## Réseau trophique aquatique

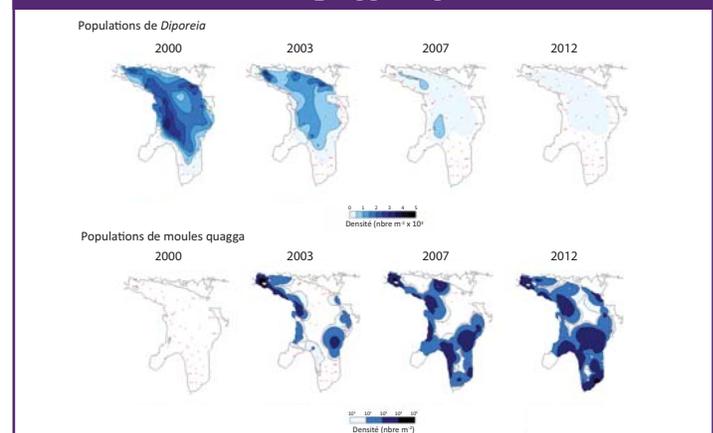
Le réseau trophique aquatique des Grands Lacs se compose de plusieurs espèces importantes allant de plantes et d'animaux minuscules (phytoplancton et zooplancton) à des poissons prédateurs du niveau supérieur. Les communautés de zooplancton dans tous les lacs, sauf le lac Huron, sont généralement en bon état, malgré des changements sur le plan de la quantité, de la densité et du type de zooplanctons observés dans les lacs Michigan et Ontario. Les changements qui surviennent dans les communautés de zooplancton correspondent aux baisses des concentrations de nutriments dans les eaux extracôtières. Les bas niveaux de nutriments se traduisent par une diminution des algues servant de nourriture au zooplancton. En outre, *Diporeia*, une petite espèce benthique semblable à une crevette qui constitue une importante source de nourriture pour les poissons, est en forte baisse dans tous les lacs, sauf le lac Supérieur. Les envahissantes moules de la famille des Dreissenidés (notamment les moules zébrées et quagga) ont probablement aggravé le problème. Les moules de la famille des Dreissenidés se nourrissent de phytoplancton et de petit zooplancton en plus de filtrer et d'emmagasiner des nutriments, ce qui peut empêcher ceux-ci de se rendre dans les eaux libres du lac. La situation est complexe et les mécanismes précis qui causent ces changements dans *Diporeia* et le zooplancton n'ont pas encore été pleinement déterminés.

Les communautés de zooplancton et de phytoplancton constituent la principale source de nourriture des poissons prédateurs et sont essentielles au maintien d'un réseau trophique sain. Les communautés de poissons prédateurs continuent de changer dans l'ensemble des Grands Lacs, bien que la direction et l'ampleur de ces changements varient. La communauté de poissons prédateurs est considérée comme globalement passable étant donné la diversité et la proportion d'espèces de poissons prédateurs indigènes dans les Grands Lacs malgré les fluctuations des niveaux de population. L'abondance de poissons prédateurs est influencée par la disponibilité de nourriture et par

l'abondance de poissons comme le touladi et le doré jaune, qui se nourrissent de poissons prédateurs pour survivre. Un équilibre doit exister entre le nombre de poissons prédateurs de niveau supérieur et le nombre de poissons prédateurs disponibles dans les lacs.

L'état des populations de poissons prédateurs indigènes, tels que le doré jaune et le touladi, est variable; cependant, les populations de ces espèces s'améliorent dans certains cas. Les populations de touladi, par exemple, s'améliorent dans certaines régions des Grands Lacs grâce à des efforts d'ensemencement et de remise en état. En fait, les populations de touladi à reproduction naturelle sont maintenant régulièrement détectées dans la partie sud-ouest du lac Michigan, et les touladis forment près de 50 % de la population du lac Huron. Même si les changements dans l'état de la population d'esturgeons jaunes prendront du temps à se manifester, des activités comme l'amélioration des habitats, l'enlèvement de barrages et les efforts d'ensemencement indiquent une tendance qui s'améliore en ce qui concerne cette espèce.

## Les populations de *Diporeia* déclinent – les populations de moules quagga augmentent



## Sous-indicateurs appuyant l'évaluation de l'indicateur

Sous-Indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Phytoplancton	Inchangée	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Inchangée
Zooplancton	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée
Benthos	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Se détériore	Inchangée
<i>Diporeia</i>	Inchangée	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore
Poissons-proies	Inchangée	Se détériore	Indéterminée	S'améliore	Se détériore
Esturgeon jaune	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore
Doré jaune	Inchangée	Inchangée	Inchangée	S'améliore	Inchangée
Touladi	Inchangée	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore
Oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux et ichtyophages	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée

État :	BON	PASSABLE	MÉDIOCRE	INDÉTERMINÉ
--------	-----	----------	----------	-------------



## Sous-indicateur : Amphibiens des terres humides côtières

### Évaluation globale

Situation : Médiocre

Tendance : Inchangée

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 5,6 (sur 10) en 2014 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative de 1995 à 2014, ou de 2011 à 2014.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : L'IEE moyen dans les terres humides côtières était de 5,9 en 2014 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative de 2002 à 2014 ou de 2011 à 2014.

#### Lac Michigan

Situation : Médiocre

Tendance : Inchangée

Justification : L'IEE moyen dans les terres humides côtières était de 5,4 en 2014 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative de 2002 à 2014 ou de 2011 à 2014.

#### Lac Huron

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : L'IEE moyen dans les terres humides côtières était de 5,9 en 2014 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative de 2002 à 2014 ou de 2011 à 2014.

#### Lac Érié

Situation : Médiocre

Tendance : Inchangée

Rationale : L'IEE moyen dans les terres humides côtières était de 5,4 en 2014 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative de 2002 à 2014 ou de 2011 à 2014.

#### Lac Ontario

Situation : Médiocre

Tendance : Inchangée

Justification : L'IEE moyen dans les terres humides côtières était de 5,6 en 2014 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative de 2002 à 2014 ou de 2011 à 2014.

### Autres échelles spatiales

#### Arrière-pays

Les situations et les tendances basées sur l'IEE ont aussi été calculées pour les terres humides de l'arrière-pays afin de pouvoir comparer celles-ci aux terres humides côtières. Les résultats étaient similaires à ceux des terres humides côtières.

Il n'y a pas eu d'évaluations distinctes pour les voies interlacustres des Grands Lacs. L'information relative à ces voies est incluse avec le lac adjacent en aval, comme le montrent les cartes des points d'échantillonnage.

### Raison d'être du sous-indicateur

- Mesurer directement la composition des espèces, et la diversité et l'abondance relative des espèces d'anoures au fil du temps, et mesurer indirectement l'état de l'habitat humide côtier en ce qui a trait à la santé de cette composante importante sur le plan écologique des communautés des milieux humides. Pour restaurer ou maintenir l'intégrité biologique globale des terres humides côtières des Grands Lacs, il faut

examiner diverses composantes écologiques, y compris les communautés d'amphibiens des milieux humides côtiers.

## Objectif pour l'écosystème

Les terres humides côtières offrent un habitat essentiel aux divers stades du cycle biologique de nombreuses espèces sauvages, dont les amphibiens. 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; ce sous-indicateur permet de faire état des progrès réalisés en ce sens.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail visant à atteindre l'objectif général n° 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel 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 ».

## État de l'écosystème

### Contexte

Les anoues 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 coll., 1999; Crosbie et Chow Fraser, 1999; Kolozsvary et Swihart, 1999; Houlahan et Findlay, 2003, Price et coll., 2004; Brazner et coll., 2007a, 2007b; Gagné et Fahrig, 2007; Eigenbrod et coll., 2008a, 2008b). L'occurrence ou l'abondance des anoues sensibles qui se reproduisent dans les terres humides est par conséquent un indicateur précieux de la santé des milieux humides et du paysage environnant.

### Mesures

*Méthodologie* – Plusieurs initiatives surveillent les anoues 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). Les 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 (GLEI) qui visait à évaluer la santé biotique globale des terres humides côtières dans la partie étatsunienne des Grands Lacs (Howe et coll., 2007a, 2007b; Hanowski et coll., 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 devrait se poursuivre au moins jusqu'en 2020 partout dans les zones côtières canadiennes et étatsuniennes des Grands Lacs (Cooper et coll., 2014). Ces projets 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 points d'échantillonnage, une méthode qui se justifie si on suppose que ces points sont à peu près représentatifs des terres humides de la région visée. Par contre, le projet GLEI et le CWMP choisissent les points par un échantillonnage aléatoire stratifié des terres humides côtières, et du personnel professionnel rémunéré procède au dénombrement. Néanmoins, tous les projets 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 pour la première fois afin de générer l'analyse la plus complète possible de la situation des anoues reproducteurs des terres humides côtières des Grands Lacs, de la tendance les concernant, et de la santé des terres humides auxquelles ils sont associés.

*Dénombrement des anoues* – Les anoues reproducteurs ont été échantillonnés jusqu'à une distance qui n'était pas limitée depuis un point situé près de l'interface entre les terres humides et l'arrière-pays (littoral) d'un milieu humide (appelé ci-après, « point d'échantillonnage »). Chacun des points d'échantillonnage a été dénombré pendant 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, à partir d'au moins une demi-heure 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 coll., 2009, 2014).

*Analyses* – Il existe de nombreuses méthodes d'analyse des données sur les anoures qui se reproduisent dans les terres humides côtières des Grands Lacs. Des 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 les concernant en matière d'occupation (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 coll., 2014). Cette dernière façon de procéder est probablement plus objective et plus pratique pour les besoins de l'État des Grands Lacs (aussi appelé rapport de la 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 coll., 1997), sont en général robustes parce que des valeurs instructives sont produites 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 pendant la période où celui-ci est réalisé, même si ces individus subsistent dans le milieu humide en question. De même, une espèce peut être absente de terres humides de haute qualité en raison d'une épidémie régionale qui touche les individus indépendamment de l'état des terres humides.

Dans le présent rapport, une nouvelle méthode d'évaluation de la santé des communautés d'anoures basée sur les données de plusieurs espèces d'anoures des terres humides de tout le bassin des Grands Lacs est utilisée (Howe et coll., 2007a, 2007b; Hanowski et coll., 2007a, 2007b; Tozer, 2013). Des données quantitatives ont été utilisées pour les anoures reproducteurs à quelque 6 000 points d'échantillonnage partout dans les Grands Lacs, au Canada et aux É.-U. À bon nombre de ces points d'échantillonnage, il y a de l'information sur trois facteurs de stress environnementaux éventuels : 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 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, 2007b).

On a supposé que le mauvais état des terres humides était associé, pour ce qui est des anoures, à beaucoup d'agriculture, à beaucoup d'aménagement et à une petite superficie de milieux humides. Les valeurs pour les facteurs de stress que sont l'agriculture et l'aménagement étaient donc fortement asymétriques en faveur de terres humides dégradées ou malsaines, mais les valeurs pour la superficie des milieux humides souffraient du problème inverse. Pour réduire le biais que ces distributions asymétriques pourraient causer par la suite lors des analyses, c.-à-d. pour réduire l'influence des sites peu nombreux, mais ayant beaucoup d'influence, où les valeurs sont extrêmes, la transformation de Yeo et Johnson a été appliquée (Yeo et Johnson, 2000) sur R (version 3.1.3, R Core Team, 2015), avec le programme « car » (Fox et Weisberg, 2011). Cette transformation normalisatrice ressemble à la transformation exponentielle générale Box-Cox, mais autorise les valeurs zéro dans les données. Pour éviter les transformations exponentielles de valeurs décimales, on a d'abord multiplié le gradient environnemental par une grosse constante (p. ex., 100). Après la transformation, chacun des facteurs de stress a été converti sur une échelle standard dont les valeurs extrêmes représentaient les points d'échantillonnage les plus touchés (0) et les moins touchés (10) par le facteur de stress en question. Les distributions des variables transformées et uniformisées pour

l'agriculture, l'aménagement et la superficie des terres humides ressemblaient à la normalité et pouvaient être évaluées seules ou en combinaison. Pour obtenir une mesure globale de la santé de l'écosystème fondée sur les anoures reproducteurs, on s'est servi de l'analyse en composantes principales (ACP) afin de combiner les facteurs de stress (l'agriculture, l'aménagement et la superficie des terres humides) en une seule « empreinte anthropique » multivariée, qui a été utilisée (Gnass Giese et coll., 2015) dans toute l'analyse décrite ci-après. Les scores de deux des trois axes de l'ACP pouvaient être portés sur une échelle ordonnée, depuis le plus grand stress (état = 0) jusqu'au plus petit (état = 10) selon les corrélations avec les variables initiales des facteurs de stress. (La direction de l'ampleur des scores sur un axe était opposée à celle de l'autre axe, de sorte qu'il suffisait d'intervertir les valeurs pour les aligner avec l'échelle de 0 à 10.) Les scores des deux axes ont été pondérés selon la variance en pourcentage expliquée (total = 61 %), additionnés, puis reportés sur une échelle de 0 à 10 pour obtenir le gradient de l'« empreinte anthropique » multivariée.

La santé des terres humides côtières a été évaluée à l'aide de l'*indice de l'état écologique* (IEE), un indicateur biotique objectif présenté par Howe et coll. (2007a, 2007b), amélioré par Gnass Giese et coll. (2015) et comparé à d'autres indices semblables (à l'aide de données sur les oiseaux) par Chin et coll. (2015). Les données existant déjà sur les anoures reproducteurs des terres humides côtières des Grands Lacs décrites en détail ci-après ont été utilisées pour la première étape de la mise au point de l'IEE. La réponse quantitative d'une variable d'une espèce ou de plusieurs espèces au gradient d'un facteur de stress donné peut être modélisée à partir de la présence ou de l'absence, ou de l'abondance de l'espèce dans les terres humides lorsqu'il existe des données connexes sur l'agent stressant. 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 résultats de cette analyse ont donné trois paramètres (la moyenne, l'écart-type et la hauteur) décrivant une fonction gaussienne tronquée ou en forme de cloche ayant un intervalle de 0-10. L'estimation de la santé des terres humides côtières fondée sur les observations d'anoures (figure 1) repose sur ces fonctions de réponse biotique (RB). En consignait les espèces présentes dans un milieu humide, on peut essentiellement travailler à rebours pour calculer l'IEE. Les espèces (ou les variables biotiques connexes) qui ont déjà manifesté leur préférence pour les terres humides qui subissent peu de stress indiqueront les conditions écologiquement saines et obtiendront des scores élevés pour l'IEE. À l'inverse, les espèces (ou les variables biotiques connexes) qui favorisent les terres humides où le stress est important indiqueront les conditions dégradées ou écologiquement malsaines et les scores 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 coll., *en prép.*) et à l'adresse <http://www.uwgb.edu/BIODIVERSITY/forest-index/iec.asp> – site en anglais).

Les données du CWMP ont été utilisées (2011-2014) pour construire les fonctions de RB parce que ces échantillons peuvent être associés aux données sur les facteurs de stress particuliers à un site. Les échantillons ( $n = 848$ ) consistaient en la présence de chacune des espèces d'anoures détectées au cours de relevés effectués la nuit à un point d'échantillonnage sur le terrain trois fois au cours d'une même année (la première fois lorsque les températures nocturnes avaient atteint plus de 5 °C, la deuxième lorsqu'elles avaient atteint plus de 10 °C et la troisième lorsqu'elles avaient atteint plus de 17 °C). Bien que la répartition de certaines espèces varie dans la région, toutes les espèces utilisées dans cette analyse étaient présentes dans chacun des Grands Lacs, de sorte que les fonctions de RB ont été générées à l'aide de données de tout le bassin des Grands Lacs. L'utilisation de plusieurs autres méthodes a été envisagée pour déterminer quel indicateur fondé sur les anoures est le plus instructif. Ainsi, des modèles utilisant les fonctions de RB de toutes les espèces pouvant être présentes ont été comparés à des modèles n'utilisant que les fonctions de RB des espèces qui étaient présentes au point d'échantillonnage. Ces derniers sont souhaitables parce qu'ils évitent les « pénalités » quantitatives pour l'absence d'espèces qui étaient présentes, mais n'ont pas été détectées, ou d'espèces auxquelles les conditions du microhabitat au point d'échantillonnage ne conviennent pas. Pour éviter l'excès de zéros dans la variable de la réponse, les données ont été regroupées en « lots » de 10 échantillons ayant des valeurs similaires pour les facteurs de stress. La variable de la réponse était alors la fréquence de l'occurrence dans les 10 échantillons, qui fournit une estimation de la probabilité d'occurrence. Outre les mesures relatives à une seule espèce, un certain nombre de mesures concernant plusieurs espèces ont aussi été calculées, entre autres des variables telles que la richesse totale en espèces, la richesse totale en espèces de la famille des Hylidés et la richesse totale en espèces de la famille des Ranidés. Pour ces variables, les données « en lots » étaient formées des valeurs moyennes pour chacun des groupes de 10 échantillons. Les données du CWMP ont servi à dériver une série finale de fonctions de RB, qui ont quant à elles été utilisées pour dériver les scores de l'IEE pour

les terres humides du PSMGL, du projet GLEI et du CWMP. Les résultats dont il est fait état dans le présent rapport reposent sur les données relatives à l'absence et à la présence n'utilisant que les fonctions de RB de chacune des espèces qui étaient présentes à chacun des points d'échantillonnage. Selon cet examen des résultats des nombreuses méthodes de rechange décrites ci-dessus, il s'agissait de l'approche la plus instructive et la plus rentable pour déterminer quel est l'état de santé des terres humides côtières en se fondant sur les anoues qui s'y reproduisent.

La série définitive des espèces pour le calcul des fonctions de RB et des IEE a été établie de la façon suivante. Le processus a débuté avec toutes les espèces de l'ensemble de données, puis toutes les espèces qui étaient présentes à moins de cinq des points d'échantillonnage ont été éliminées. Les espèces pour lesquelles les fonctions de RB n'étaient pas instructives (10 % inférieurs de l'intervalle entre la réponse prévue minimale et la réponse prévue maximale) ou étaient hautement variables (10 % des ajustements les moins précis) ont ensuite été éliminées. Les sept espèces restantes ayant servi à générer les fonctions de RB pour le calcul des IEE sont présentées au tableau 1.

Les IEE pour chacun des points d'échantillonnage ont été calculés pour chaque année en fonction des espèces observées au cours de toutes les visites sur le terrain. 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 des terres humides renfermant un nombre différent de points d'échantillonnage. Il est fait état pour chaque année des moyennes de ces IEE 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 »). C'est sur ces moyennes que reposent les évaluations des situations et des tendances, mais il est aussi fait état de mesures semblables de l'IEE pour les terres humides de l'arrière-pays. Pour les dernières années, de 2011 à 2014, il est également fait état des distributions des IEE pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays de chacun des bassins et de l'ensemble afin d'illustrer la variation de la santé des terres humides. Dans ces calculs, la moyenne des valeurs annuelles de l'IEE fondé sur les anoues a été faite pour les terres humides qui ont été échantillonnées plusieurs années. Veuillez remarquer que les données de 2011-2014 ont été utilisées dans ces calculs pour augmenter la taille des échantillons afin d'illustrer la répartition des IEE des terres humides de l'arrière-pays, mais que les évaluations de la situation actuelle des terres humides côtières ne reposent que sur les données de 2014.

*Situation* – Les IEE à l'échelle des terres humides de toutes les années et pour toutes les terres humides de tous les bassins ( $n = 4\ 804$ ) ont servi à établir la définition des situations bonne, passable et mauvaise. Les valeurs de l'IEE supérieures au 66<sup>e</sup> percentile étaient bonnes, les valeurs entre le 33<sup>e</sup> et le 66<sup>e</sup> percentile, et y compris le 33<sup>e</sup> et le 66<sup>e</sup> percentile, étaient passables, et les valeurs inférieures au 33<sup>e</sup> percentile étaient mauvaises. Ce qui a donné les définitions suivantes :

- **Bonne** –  $IEE > 6,1$
- **Passable** –  $5,7 \leq IEE \leq 6,1$
- **Médiocre** –  $IEE < 5,7$

*Tendance* – Les termes « s'améliore », « inchangée » et « se détériore » ont été appliqués en fonction de la moyenne géométrique des taux de changement (% de changement/année) 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). 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. Les tendances à court et à long terme ont été calculées, mais les évaluations des tendances pour le bassin des Grands Lacs et pour le bassin de chacun des lacs sont basées sur les changements à court terme des assemblages d'anoues. Le court terme a été défini comme étant la période 2011-2014, alors que le long terme était la période allant de 1995 à 2014 ou de 2002 à 2014 dans les cas où moins de 10 terres humides ont été échantillonnées en 1995. Les définitions suivantes ont été utilisées pour décrire la situation des assemblages d'anoues dans les terres humides côtières des Grands Lacs :

- **S'améliore** – Augmentation statistiquement significative à court terme de l'IEE
- **Inchangée** – Pas d'augmentation ni de diminution statistiquement significative à court terme de l'IEE
- **Se détériore** – Diminution statistiquement significative à court terme de l'IEE

*Point terminal* – Le point terminal de ce sous-indicateur a été défini comme étant le niveau auquel on sait de façon certaine que les IEE moyens se situent au-dessus du seuil établi pour le bon état. Autrement dit, le point terminal a été atteint lorsque la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % pour l'IEE moyen était supérieure à 6,1.

## Situation et tendance des anoues des terres humides côtières

*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 40 123 dénombrements ponctuels effectués à 6 013 points d'échantillonnage dans 1 545 terres humides pendant 20 ans, de 1995 à 2014, 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 20, la moyenne étant de  $3,1 \pm 3,4$  (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 ( $n = 1\ 043$ ; 67 %) plutôt que dans l'arrière-pays ( $n = 511$ ; 33 %), 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 dans les deux types (figure 2).

Le nombre de terres humides où le dénombrement a été effectué ( $240 \pm 113$  [moyenne  $\pm$  écart-type]) allait de 106 à 439 par année, beaucoup plus de relevés ayant été réalisés dans les terres humides en 2002-2003, et de 2011 à 2014, parce que le projet GLEI et le CWMP étaient exécutés 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 le bassin des lacs inférieurs; la couverture annuelle a également été plus grande sur les côtes que dans les terres humides de l'arrière-pays (figure 3).

*Globalement* – L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 5,5 et 5,9 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L'IEE moyen a fini la période sous le point terminal, à 5,6 en 2014 (figure 4). La majorité des IEE des terres humides côtières se sont situés entre 5 et 7 de 2011 à 2014, la fréquence des scores de 0 à 5 et de 7 à 9 étant bien plus faible (figure 5). D'après ces chiffres, l'état de santé des terres humides côtières des Grands Lacs est dans l'ensemble mauvais et la tendance est inchangée. Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays (figures 4, 5).

*Lac Supérieur* – L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 3,9 et 7,1 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L'IEE moyen a fini la période sous le point terminal, à 5,9 en 2014 (figure 4). La majorité des IEE des terres humides côtières se sont situés entre 5 et 7 de 2011 à 2014, la fréquence des scores de 7 à 9 étant bien plus faible, et celle des scores de 0 à 5 étant très faible (figure 5). Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays (figures 4, 5).

*Lac Michigan* – L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 2,8 et 7,6 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L'IEE moyen a fini la période sous le point terminal, à 5,4 en 2014 (figure 4). La majorité des IEE des terres humides côtières se sont situés entre 5 et 7 de 2011 à 2014, la fréquence des scores de 0 à 5 et de 7 à 9 étant bien plus faible (figure 5). Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays (figures 4, 5).

*Lac Huron* – L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 5,6 et 6,4 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L'IEE moyen a fini la période sous le point terminal, à 5,9 en 2014 (figure 4). La majorité des IEE des terres humides côtières se sont situés entre 5 et 7 de 2011 à 2014, la fréquence des scores de 7 et 8 étant bien plus faible, et celle des scores de 3 à 5 étant très faible (figure 5). Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays (figures 4, 5).

*Lac Érié* – L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 5,0 et 6,4 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L'IEE moyen a fini la période sous le point terminal, à 5,4 en 2014 (figure 4). La majorité des IEE des terres humides côtières se sont situés à 5 et

6 de 2011 à 2014, la fréquence des scores de 2 à 5 et de 6 à 9 étant bien plus faible (figure 5). Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays (figures 4, 5).

*Lac Ontario* – L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 5,1 et 6,2 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L'IEE moyen a fini la période sous le point terminal, à 5,6 en 2014 (figure 4). La majorité des IEE des terres humides côtières se sont situés entre 5 et 7 de 2011 à 2014, la fréquence des scores de 2 à 5 et de 7 à 9 étant bien plus faible (figure 5). Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays (figures 4, 5).

*Richesse en espèces* – La rainette crucifère a eu la plus forte réponse, et de loin, à notre gradient des facteurs de stress combinés; c'est donc le meilleur indicateur de la santé des terres humides parmi les sept espèces d'anoures qui sont suffisamment répandues pour que nos méthodes puissent les surveiller (figure 1; voir aussi Price et coll., 2007). En général, les espèces d'anoures des Grands Lacs sont des indicateurs relativement médiocres des gradients des facteurs de stress évalués dans le présent rapport, bien qu'il ait existé une corrélation positive entre le nombre total d'espèces d'anoures observées au cours des trois dénombrements saisonniers combinés et le gradient combiné de l'état de l'écosystème (figure 6). Les terres humides de haute qualité pouvaient répondre aux besoins de cinq espèces d'anoures, alors que les terres humides de mauvaise qualité ne pouvaient en abriter que de une à trois. La composition de l'assemblage des anoures fournit toutefois plus de renseignements que le simple nombre d'espèces; par exemple, un assemblage de quatre espèces qui inclut la rainette crucifère indique que les terres humides sont de meilleure qualité qu'un assemblage de quatre espèces qui n'inclut pas la rainette crucifère.

*Discussion* – Selon ce qu'indiquent les anoures se reproduisant dans les terres humides, partout dans le bassin des Grands Lacs, la santé des terres humides côtières est actuellement mauvaise, celle des lacs Supérieur et Huron étant passable et celle des lacs Michigan, Ontario et Érié étant mauvaise. De même, les IEE des terres humides côtières se trouvant près de l'extrémité dégradée du gradient état dégradé-non dégradé sont plus fréquents dans les lacs Michigan, Érié et Ontario que dans les lacs Supérieur et Huron. Par exemple, la proportion des terres humides côtières dont les IEE étaient inférieurs à 5 de 2011-2014 s'établissait à 13 % à 31 % dans les lacs Michigan, Érié et Ontario, les terres humides dégradées étant particulièrement courantes dans le lac Érié. Par contre, cette proportion était de 1 % à 3 % dans le lac Supérieur et le lac Huron (figure 5). 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 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 (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).

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, 5). 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. Les tendances observées dans les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays étaient similaires, sauf les exceptions suivantes. Dans le lac Érié et le lac Ontario, la situation des terres humides côtières était mauvaise, alors que celle des terres humides de l'arrière-pays était passable (figure 5). La santé des terres humides, telle qu'elle est représentée par les anoures des terres humides, réagit donc peut-être, dans les bassins versants du lac Érié et du lac Ontario, 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 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). 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 (Médiocre) et la tendance (inchangée) pour les terres humides côtières de tout le bassin des Grands Lacs sont les mêmes que celles dont il avait été fait état dans les rapports antérieurs, qui n'utilisaient que l'ensemble de données du PSMGL, pour ce sous-indicateur basé sur la prévalence de tendances significatives en matière d'occupation par huit espèces d'anoures se reproduisant dans les terres humides (p. ex., Tozer, 2014). Ces rapports antérieurs étaient toutefois surtout basés sur des données résumant la situation et les tendances dans la partie méridionale du bassin des Grands Lacs, puisqu'elles provenaient du PSMGL, dont l'ensemble de données porte surtout sur la partie sud; 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. Les résultats actuels corroborent donc plus solidement les évaluations antérieures des situations et des tendances. 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'anoures reproducteurs à l'état des 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 connaissent des déclinés à long terme à diverses échelles dans les Grands Lacs (p. ex., Tozer, 2013) et 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. 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 stress qui ont été mesurés dans le présent rapport 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 divers polluants de l'eau, en particulier les nitrates (p. ex., Rouse et coll., 1999). Le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières et les sous-indicateurs Indice de qualité des eaux continentales, Éléments nutritifs dans les lacs et Produits chimiques toxiques dans les eaux du large devraient donc covarier. De même, le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières et 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 du paysage) et des proies (Communautés d'invertébrés des terres humides côtières et Santé des poissons des terres humides côtières) devraient covarier.

## Commentaires des auteurs

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.

Il y a relativement peu de variation entre les terres humides, les bassins lacustres et au fil du temps selon les IEE du sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières (figures 4, 5). Par contre, les IEE du sous-indicateur Oiseaux des terres humides côtières du présent volume étaient beaucoup plus variables. Par exemple, sur toutes les années et pour toutes les terres humides de tous les bassins, l'intervalle interquartile des IEE basés sur les anoures était de 0,7, alors que l'intervalle interquartile des IEE basés sur les oiseaux était de 1,8. Il est difficile d'interpréter cet écart. Il se peut que les IEE basés sur les anoures soient moins variables que les IEE basés sur les oiseaux parce que les premiers sont calculés au moyen de données provenant d'un bien plus petit nombre d'espèces que les seconds (sept espèces ou groupe d'espèces d'anoures contre 52 espèces d'oiseaux). Il est donc possible que les IEE basés sur un grand nombre d'espèces, comme le sous-indicateur Oiseaux des terres humides côtières, puissent intrinsèquement saisir de plus grandes variations de la santé des terres humides que les IEE basés sur un plus petit nombre d'espèces, comme le sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières (Howe et coll., 2007a).

Par ailleurs, la corrélation entre les IEE du sous-indicateur Amphibiens des terres humides côtières et les IEE du sous-indicateur Oiseaux des terres humides côtières était moyenne ( $r = 0,3$ ,  $p < 0,001$ ). Bien que la relation comporte une forte variation inexplicée, cette corrélation montre que l'information saisie par les anoures est

reflétée par l'information saisie par les oiseaux. En fait, les évaluations de la situation à l'échelle des bassins fondées sur les anoues étaient similaires aux évaluations basées sur les oiseaux : dans les deux cas, selon les résultats des évaluations, le lac Supérieur et le lac Huron sont les plus sains, alors que le lac Érié est le plus malsain. Il se pourrait donc qu'il vaille mieux associer pour l'analyse les données sur les anoues des zones côtières des Grands Lacs aux données sur les oiseaux des zones côtières des Grands Lacs (Price et coll., 2007), peut-être sous la forme d'un sous-indicateur combiné oiseaux et anoues basé sur l'IEE; cependant, d'autres observations et d'autres analyses seront nécessaires pour justifier cette façon de procéder. Parce que la collecte de données sur les anoues exige des relevés nocturnes distincts et qu'elle est souvent limitée par les conditions météorologiques (en particulier au début du printemps), il faut conclure que la surveillance des anoues dans les terres humides côtières des Grands Lacs est moins rentable que la surveillance des oiseaux.

L'évaluation des situations et des tendances relatives à la santé des terres humides côtières basée sur les anoues 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 anoues de refléter la santé des terres humides côtières en élargissant l'élaboration des fonctions de RB pour que toutes les données sur les anoues des marais qui existent grâce au PSMGL, au projet GLEI et au CWMP soient incluses. Intégrer d'autres facteurs de stress à 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.

Pour la première fois, de gros ensembles de données sur les anoues des marais, 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. Ce qui a considérablement amélioré la puissance analytique à de nombreuses échelles différentes par comparaison à l'utilisation de l'un seulement 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 anoues des marais 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.

### Évaluation de la qualité des données

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

## Remerciements

### Auteurs :

Douglas C. Tozer, scientifique du programme de l'Ontario, Études d'Oiseaux Canada, C.P. 160, 115, rue Front, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0, [dtozer@birdscanada.org](mailto: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](mailto:hower@uwgb.edu).

Gerald J. Niemi, associé de recherche principal et professeur, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, [gniemi@d.umn.edu](mailto:gniemi@d.umn.edu).

Erin E. Gnass Giese, spécialiste de la recherche sur la biodiversité, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, [giesee@uwgb.edu](mailto:giesee@uwgb.edu).

Nicholas G. Walton, technicien de recherche, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, [waltng15@uwgb.edu](mailto:waltng15@uwgb.edu).

Annie M. Bracey, chercheuse universitaire, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, [brace005@d.umn.edu](mailto: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](mailto:gaulw@uwgb.edu).

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](mailto: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](mailto:gehri1tm@cmich.edu).

## Sources d'information

Allan, J.D., P.B. McIntyre, S.D.P. Smith, B.S. Halpern, G.L. Boyer, A. Buchsbaum, Jr., G.A. Burton, 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.

Bishop, C.A., N.A. Mahony, J. Struger, P. Ng 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., 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, A.S. Regal, R.W. Trebitz, J.M. Howe, R.R. 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. 2014. 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.
- Cooper, M.J., D.G. Uzarski et V.J. Brady. 2014. Implementing Great Lakes coastal wetland monitoring. 2014 Great Lakes Wetlands Day Proceedings, February 2014. Préparé par les membres du Plan d'action en matière de conservation des terres humides des Grands Lacs, Toronto (Ontario) Canada. <http://glwcap.ca/files/2013/10/WetlandsDayProceedings.pdf> (consulté le 6 octobre 2015).
- 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.
- Eigenbrod, F., S.J. Hecnar 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., S.J. Hecnar et L. Fahrig. 2008b. The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. *Biol. Cons.* 141, 35-46.
- Fox, J. et S. Weisberg. 2011. An {R} Companion to Applied Regression, deuxième édition. Thousand Oaks CA: Sage. <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion> (consulté le 25 octobre 2015).
- 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., 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>.
- 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.
- 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. halieut. aquat.* 60, 1078-1094.

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.

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. *J. can. zool.* 77, 1288-1299.

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.

Price, S.J., R.W. Howe, J.M. Hanowski, R.R. Regal, G.J. Niemi 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., D.R. Marks, R.W. Howe, J.M. Hanowski 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.

Rouse, J.D., C.A. Bishop et J. Struger. Nitrogen pollution: an assessment of its threat to amphibian survival. *Environ. Health Perspect.* 107, 799-803.

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.

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.

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).

Weir, L., I.J. Fiske 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., J.A. Royle, K.D. Gazenski 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.

Yeo, I-K. et R.A. Johnson. 2000. A new family of power transformations to improve normality or symmetry. *Biometrika* 87, 954-959.

## Liste des tables

**Tableau 1.** Espèces d'anoures des terres humides ayant servi pour l'estimation des indices de la santé des terres humides

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

## Liste des figures

**Figure 1.** Fonctions de réponse biotique pour certaines espèces d'anoures choisies

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

**Figure 2.** Carte des terres humides où les dénombrements ont été effectués

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

**Figure 3.** Nombre de terres humides où les dénombrements ont été effectués par année

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

**Figure 4.** Tendances au fil du temps de l'IEE moyen

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

**Figure 5.** Distribution des IEE récents (2011-2014)

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

**Figure 6.** Fonction de réponse biotique pour le nombre total d'espèces d'anoures

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

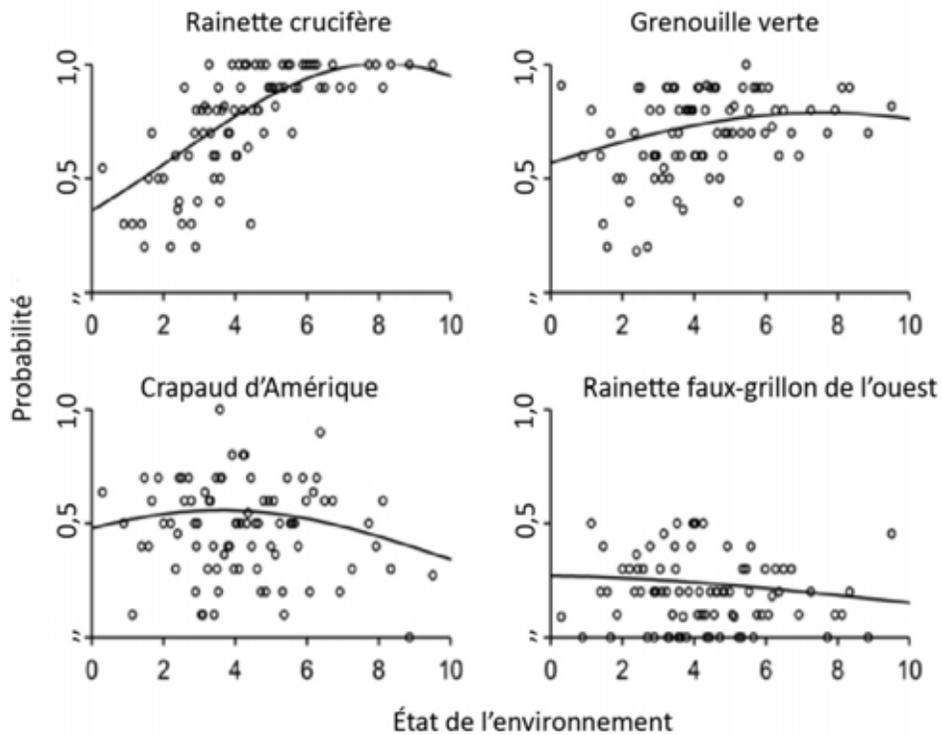
## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

N°	Nom commun	Nom scientifique
1	Crapaud d'Amérique	<i>Anaxyrus americanus</i>
2	Ouaouaron	<i>Rana catesbeiana</i>
3	Rainette faux-grillon de l'ouest/rainette faux-criquet du nord	<i>Pseudacris maculata/Pseudacris triseriata</i>
4	Rainette criarde/rainette versicolore	<i>Hyla versicolor/Hyla chrysoscelis</i>
5	Grenouille verte	<i>Rana clamitans</i>
6	Grenouille léopard	<i>Rana pipiens</i>
7	Rainette crucifère	<i>Pseudacris crucifer</i>

**Tableau 1.** Espèces ou groupes d'espèces d'anoures qui se reproduisent dans les terres humides ( $n = 7$ ) ayant servi à générer les fonctions de réponse biotique pour le calcul des indices de la santé des terres humides côtières des Grands Lacs

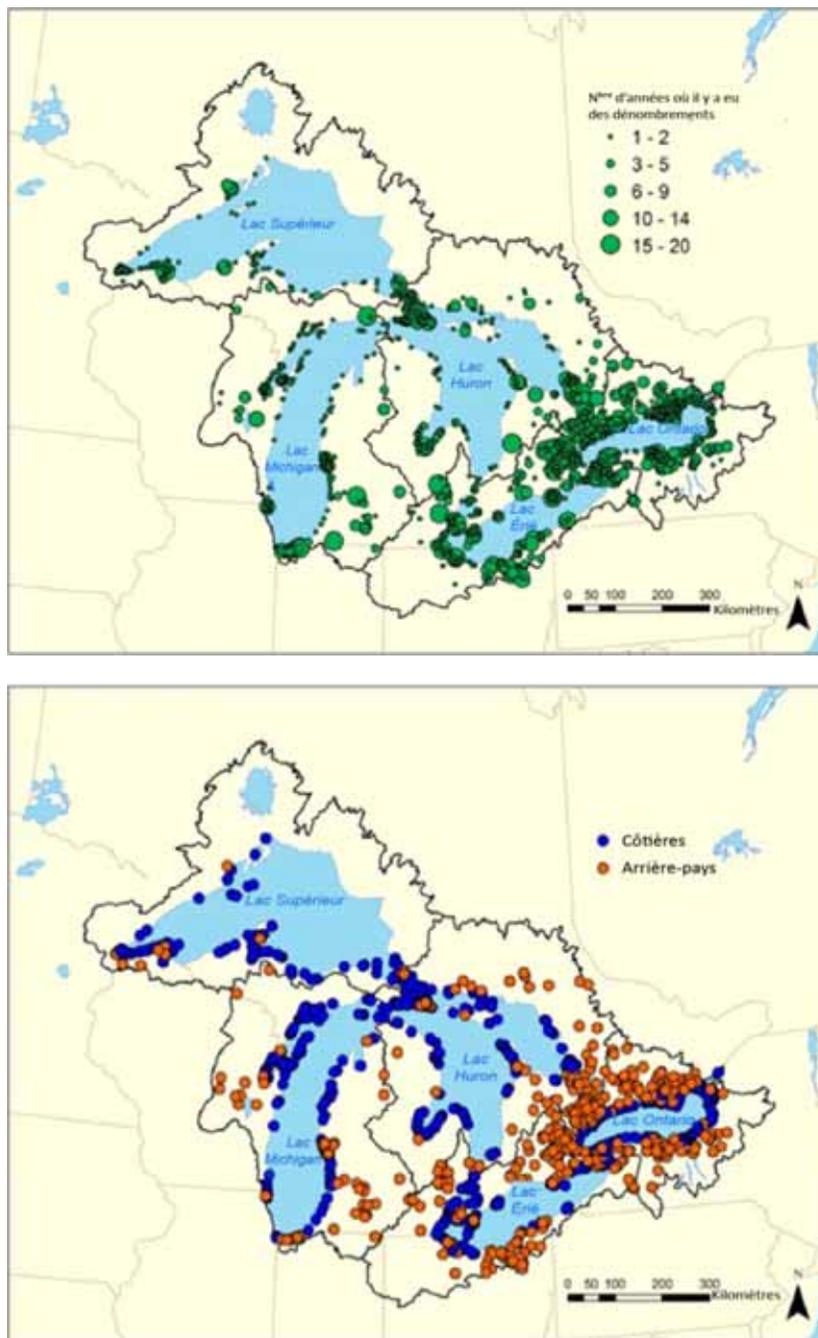
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs



**Figure 1.** Fonctions de réponse biotique (lignes continues) 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 dû à l'agriculture, à l'aménagement et à la superficie des terres humides (0 = mauvais état, 10 = bon état). Les cercles ouverts 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.

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

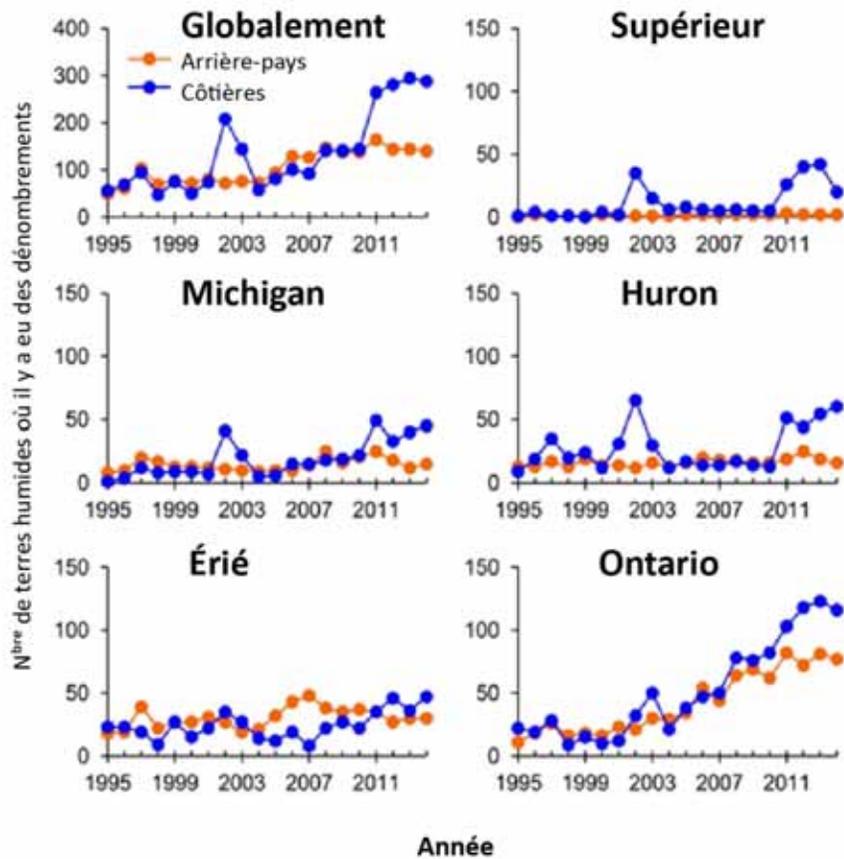
## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 2.** Terres humides où les dénombrements des anoues ont été effectués de 1995 à 2014 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d'estimer les indices de la santé des terres humides. 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 sont beaucoup plus nombreuses que les terres humides de l'arrière-pays, bien que cela ne semble pas être le cas parce que les symboles se chevauchent étroitement.

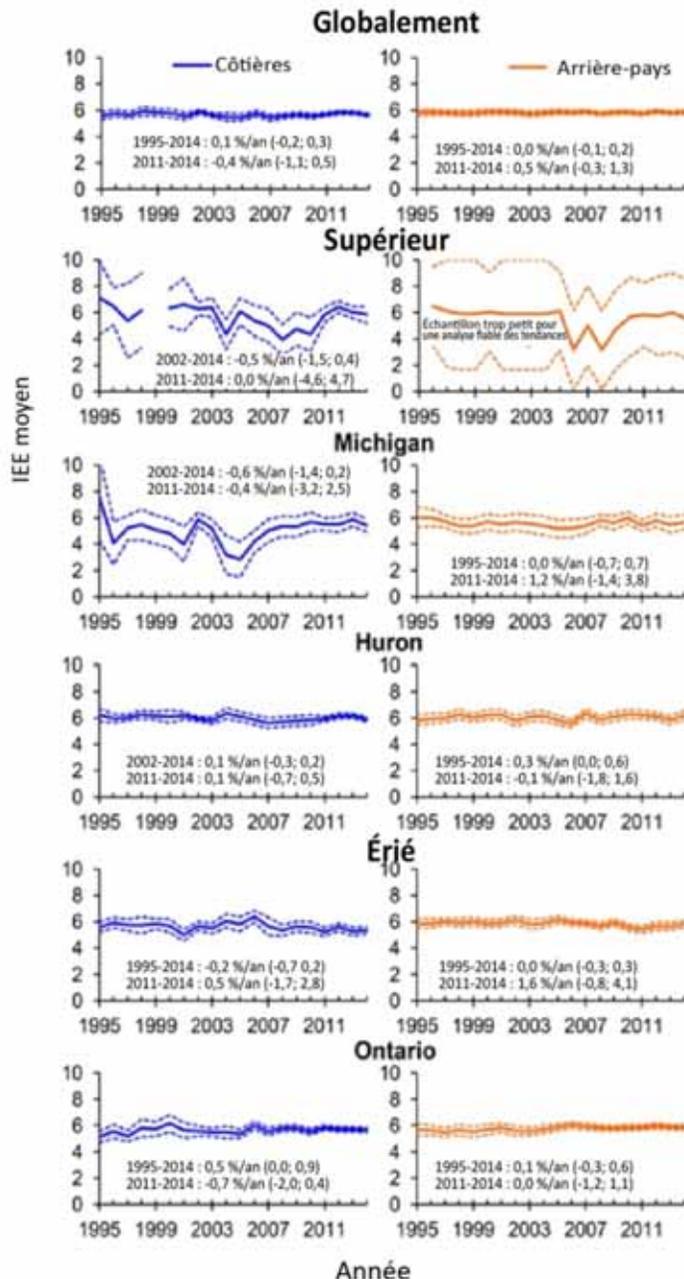
Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



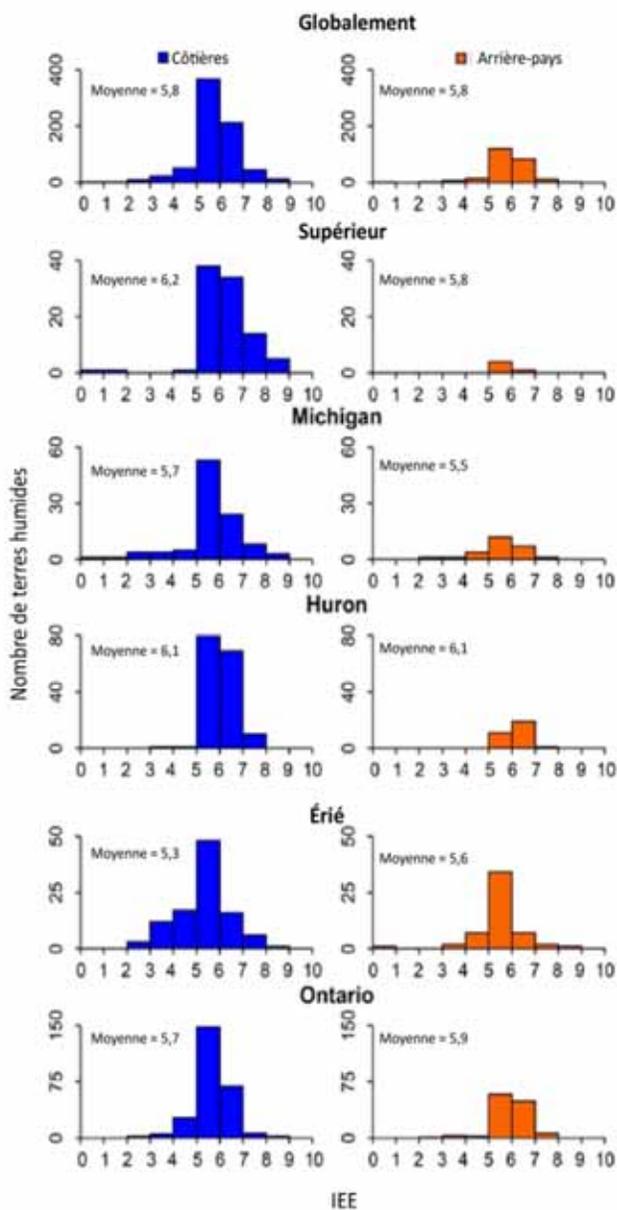
**Figure 3.** Nombre de terres humides où les dénombrements des anoues ont été effectués de 1995 à 2014 dans tout le bassin des Grands Lacs en vue d'estimer les indices de la santé des terres humides. Les terres humides où les dénombrements ont eu lieu sont présentées comme une fonction de tout le bassin 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 terres humides côtières des Grands Lacs

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



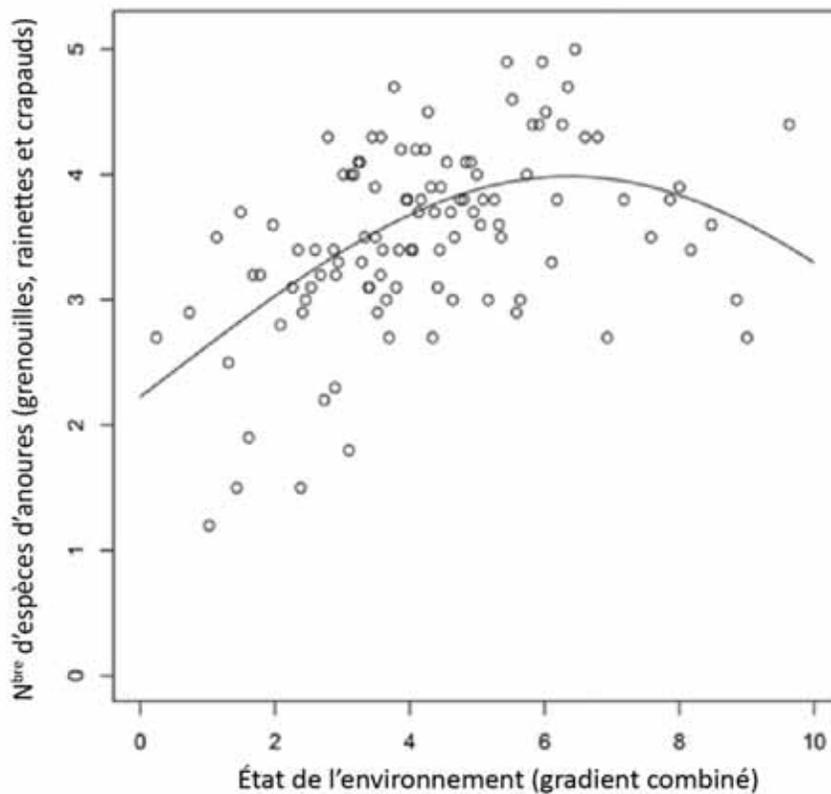
**Figure 4.** Tendances temporelles de l'indice de l'état écologique (IEE) moyen basé sur les données relatives aux anoures de 1995 à 2014, dans tout le bassin des Grands Lacs (lignes continues). Les moyennes pour toutes les terres humides où un dénombrement a été effectué à chacune des années sont présentées 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. Les lignes tiretées correspondent aux limites de confiance de 95 %. Les moyennes géométriques des taux de changement (%/année) sont aussi présentées à court et à long terme. Les années 2011-2014 constituent la période à court terme, alors que les années 1995-2014, ou 2002-2014 dans les cas où moins de 10 terres humides ont été échantillonnées en 1995, constituent le long terme. Veuillez remarquer que, pour le lac Supérieur, il n'y a pas de données sur les terres humides côtières pour 1999, ni de données sur les terres humides de l'arrière-pays pour 1995. Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 5.** Distribution de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux anoures de 2011 à 2014 dans tout le bassin des Grands Lacs. Les IEE pour toutes les terres humides où un dénombrement a été effectué sont présentés 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. Veillez remarquer qu'avant ces calculs, nous avons fait la moyenne de toutes les années pour les terres humides qui avaient été échantillonnées plusieurs années.

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs



**Figure 6.** Fonction de réponse biotique (ligne continue) pour le nombre total d'espèces d'anoures dans trois dénombrements saisonniers des terres humides côtières dans tout le bassin des Grands Lacs. Le nombre total d'espèces détectées est présenté 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 cercles ouverts représentent les lots de 10 observations.  
 Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs



## Sous-indicateur : Oiseaux des terres humides côtières

### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : L'indice de l'état écologique (IEE) moyen, un indicateur biotique objectif qui résume les observations normalisées des oiseaux nicheurs dans les terres humides côtières était de 3,9 (sur 10) en 2014 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative de 1995 à 2014, ou de 2011 à 2014.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

Justification : L'IEE moyen dans les terres humides côtières était de 4,7 en 2014 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative de 2002 à 2014 ou de 2011 à 2014.

#### Lac Michigan

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification: L'IEE moyen dans les terres humides côtières était de 3,9 en 2014 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative de 2002 à 2014 ou de 2011 à 2014.

#### Lac Huron

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

Justification: L'IEE moyen dans les terres humides côtières était de 4,6 en 2014 et n'avait pas augmenté ou diminué de façon significative de 2002 à 2014 ou de 2011 à 2014.

#### Lac Érié

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : L'IEE moyen dans les terres humides côtières était de 3,0 en 2014 et avait diminué de façon significative de -1,6 %/année (-2,1; -0,9) [limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 %] de 1995 à 2014 et de -3,9 %/année (-6,4; -0,9) de 2011 à 2014.

#### Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : L'IEE moyen dans les terres humides côtières était de 3,8 en 2014 et avait augmenté de façon significative de 1,1 %/année (0,2; 2,0) [limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 %] de 1995 à 2014 et de 2,9 %/année (0,5; 5,2) de 2011 à 2014.

### Autres échelles spatiales

#### Arrière-pays

Les situations et les tendances basées sur les IEE ont aussi été calculées pour les terres humides de l'arrière-pays afin de pouvoir comparer celles-ci aux terres humides côtières. Les résultats obtenus étaient similaires à ceux qui ont été présentés ci-dessus pour les terres humides côtières, sauf que la situation du lac Supérieur et du lac Huron était passable plutôt que bonne, et qu'il n'y a pas eu d'augmentation ou de diminution significative à quelque échelle que ce soit au fil du temps.

Il n'y a pas eu d'évaluations distinctes pour les voies interlacustres des Grands Lacs. L'information relative à ces voies est incluse avec le lac adjacent en aval, comme le montrent les cartes des points d'échantillonnage.

## 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 qui y nichent, 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. Pour restaurer ou maintenir l'intégrité biologique globale des terres humides côtières des Grands Lacs, il faut examiner diverses composantes écologiques, dont les communautés d'oiseaux des terres humides côtières.

## Objectif pour l'écosystème

Les terres humides côtières offrent un habitat migratoire et de nidification essentiel pour de nombreuses 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 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 ».

## État de l'écosystème

### Contexte

Les oiseaux nicheurs des terres humides sont influencés par les composantes physiques, chimiques et biologiques des terres humides et des paysages avoisinants. 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 les paysages avoisinants diminuent ou que leur qualité se dégrade, (3) que la pollution causée par les pesticides, les herbicides et le ruissellement des sédiments augmente et (4) que les prédateurs généralistes (p. ex., le raton laveur [*Procyon lotor*]) associés aux habitats d'origine anthropique dans le paysage avoisinant augmentent (Brazner et coll., 2007a, 2007b; Crosbie et Chow-Fraser, 1999; Howe et coll., 2007a; Grandmaison et Niemi, 2007; Naugle et coll., 2000; Smith et Chow-Fraser, 2010 a, 2010b; Tozer et coll., 2010). L'occurrence ou l'abondance d'oiseaux nicheurs sensibles peut par conséquent être un indicateur précieux de la santé des terres humides et du paysage environnant.

### Mesures

**Méthodologie** – Plusieurs initiatives surveillent les oiseaux nicheurs des terres humides 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, 2016). Les 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 (GLEI) qui visait à évaluer la santé biotique globale des terres humides côtières dans la partie étatsunienne des Grands Lacs (Howe et coll., 2007a, 2007b; Hanowski et coll., 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 devrait se poursuivre au moins jusqu'en 2020 partout dans les zones côtières canadiennes et étatsuniennes des Grands Lacs (Cooper et coll., 2014). Ces projets 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 points d'échantillonnage, une méthode qui se justifie si on suppose que ces points sont à peu près représentatifs des terres humides de la région visée. Par contre, le projet GLEI et le CWMP choisissent les points par un échantillonnage aléatoire stratifié des terres humides côtières, et du personnel professionnel rémunéré procède au dénombrement. Néanmoins, tous les projets 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 pour la première fois afin de générer l'analyse la plus complète possible de la situation des oiseaux nicheurs des terres humides côtières des Grands Lacs, de la tendance les concernant, et de la santé des terres humides auxquelles ils sont associés.

*Dénombrement des oiseaux* – Les oiseaux nicheurs ont été échantillonnés jusqu’à une distance qui n’était pas limitée depuis un point situé à la limite ou à l’intérieur d’un milieu humide (appelé ci-après, « point d’échantillonnage »). 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 dans l’intérieur des terres humides, alors que dans la plupart des terres humides de petites dimensions, seuls les points littoraux ont été échantillonnés. À chacun des points d’échantillonnage, d’une à trois visites ont été effectuées à au moins 10 ou 15 jours d’intervalle, pendant la principale saison de nidification, en général entre la fin de mai et le début de juillet, et les dénombrements ont duré 10 ou 15 minutes. Ils 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 : 0-3 sur l’échelle de Beaufort, 0-19 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 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 qui nichent dans les terres humides côtières des Grands Lacs. Des analyses antérieures effectuées pour le présent rapport reposaient sur la situation séparée d’une vingtaine d’espèces d’oiseaux nicheurs qui dépendent des terres humides et la tendance séparée concernant leur abondance relative (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 coll., 2014). Cette dernière façon de procéder est probablement plus objective et plus pratique pour les besoins de l’État des Grands Lacs (aussi appelé rapport de la CÉÉGL) parce qu’elle fournit une seule mesure englobante qui représente la réaction collective des espèces d’oiseaux 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 conservatismisme pour les végétaux (Taft et coll., 1997), sont en général robustes parce que des valeurs instructives sont produites 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 pendant la période où celui-ci est réalisé, même si ces individus subsistent dans le milieu humide en question. De même, une espèce peut être absente de terres humides de haute qualité en raison d’une épidémie régionale qui touche les individus indépendamment de l’état des terres humides.

Dans le présent rapport, une nouvelle méthode d’évaluation de la santé des communautés aviaires basée sur les données de plusieurs espèces d’oiseaux des terres humides de tout le bassin des Grands Lacs est utilisée (Howe et coll., 2007a, 2007b; Hanowski et coll., 2007a, 2007b; Tozer, 2013, 2016). Des données quantitatives ont été utilisées pour les oiseaux nicheurs à quelque 4 000 points d’échantillonnage partout dans les Grands Lacs, au Canada et aux É.-U. À bon nombre de ces points d’échantillonnage, il y a de l’information sur trois facteurs de stress environnementaux éventuels : 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, 2007b).

On a supposé que le mauvais état des terres humides était associé, pour ce qui est des oiseaux, à l’ampleur de l’agriculture et des aménagements et à la petite superficie des milieux humides. Les valeurs pour les facteurs de stress que sont l’agriculture et l’aménagement étaient donc fortement asymétriques en faveur de terres humides dégradées ou malsaines, mais les valeurs pour la superficie des milieux humides souffraient du problème inverse.

Pour réduire le biais que ces distributions asymétriques pourraient causer par la suite lors des analyses, c.-à-d. pour réduire l'influence des sites peu nombreux, mais ayant beaucoup d'influence, où les valeurs sont extrêmes, la transformation de Yeo et Johnson a été appliquée (Yeo et Johnson, 2000) sur R (version 3.1.3, R Core Team, 2015), avec le programme « car » (Fox et Weisberg, 2011). Cette transformation normalisatrice ressemble à la transformation exponentielle générale Box-Cox, mais autorise les valeurs zéro dans les données. Pour éviter les transformations exponentielles de valeurs décimales, on a d'abord multiplié le gradient environnemental par une grosse constante (p. ex., 100). Après la transformation, chacun des facteurs de stress a été converti sur une échelle standard dont les valeurs extrêmes représentaient les points d'échantillonnage les plus touchés (0) et les moins touchés (10) par le facteur de stress en question. Les distributions des variables transformées et uniformisées pour l'agriculture, l'aménagement et la superficie des terres humides ressemblaient à la normalité et pouvaient être évaluées seules ou en combinaison. Pour obtenir une mesure globale de la santé de l'écosystème fondée sur les oiseaux nicheurs, on s'est servi de l'analyse en composantes principales (ACP) afin de combiner les facteurs de stress (l'agriculture, l'aménagement et la superficie des terres humides) en une seule « empreinte anthropique » multivariée, qui a été utilisée (Gnass Giese et coll., 2015) dans toute l'analyse décrite ci-après. Les scores de deux des trois axes de l'ACP pouvaient être portés sur une échelle ordonnée, depuis le plus grand stress (état = 0) jusqu'au plus petit (état = 10) selon les corrélations avec les variables initiales des facteurs de stress. (La direction de l'ampleur des scores sur un axe était opposée à celle de l'autre axe, de sorte qu'il suffisait d'intervertir les valeurs pour les aligner avec l'échelle de 0 à 10.) Les scores des deux axes ont été pondérés selon la variance en pourcentage expliquée (total = 61 %), additionnés, puis reportés sur une échelle de 0 à 10 pour obtenir le gradient de l'« empreinte anthropique » multivariée.

La santé des terres humides côtières a été évaluée à l'aide de l'*indice de l'état écologique* (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 nicheurs des terres humides. Les données existant déjà sur les oiseaux nicheurs des terres humides côtières des Grands Lacs décrites en détail ci-après ont été utilisées pour la première étape de la mise au point de l'IEE. La réponse quantitative d'une variable d'une espèce ou de plusieurs espèces au gradient d'un facteur de stress donné peut être modélisée à partir de la présence ou de l'absence, ou de l'abondance de l'espèce dans les terres humides lorsqu'il existe des données connexes sur l'agent stressant. 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 résultats de cette analyse ont donné trois paramètres (la moyenne, l'écart-type et la hauteur) décrivant une fonction gaussienne tronquée ou en forme de cloche ayant un intervalle de 0-10. L'estimation de la santé des terres humides côtières fondée sur les observations d'oiseaux (figure 1) repose sur ces fonctions de réponse biotique (RB). En consignait les espèces présentes dans un milieu humide, on peut essentiellement travailler à rebours pour calculer l'IEE. Les espèces (ou les variables biotiques connexes) qui ont déjà manifesté leur préférence pour les terres humides qui subissent peu de stress indiqueront les conditions écologiquement saines et obtiendront des scores élevés pour l'IEE. À l'inverse, les espèces (ou les variables biotiques connexes) qui favorisent les terres humides où le stress est important indiqueront les conditions dégradées ou écologiquement malsaines et les scores 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 coll., en préparation) et à l'adresse <http://www.uwgb.edu/BIODIVERSITY/forest-index/iec.asp> – site en anglais).

Les données du CWMP ont été utilisées (2011-2014) pour construire les fonctions de RB parce que ces échantillons peuvent être associés aux données sur les facteurs de stress particuliers à un site. Les échantillons ( $n = 1\ 117$ ) étaient formés par le nombre maximal d'individus de chacune des espèces d'oiseaux détectées pendant deux dénombrements sur le terrain à un seul point d'observation au cours d'une même année (un échantillon le matin et un le soir). Bien que la répartition de certaines espèces varie dans la région, toutes les espèces utilisées dans cette analyse étaient présentes dans chacun des Grands Lacs, de sorte que les fonctions de RB ont été générées à l'aide de données de tout le bassin des Grands Lacs. L'utilisation de plusieurs autres méthodes a été envisagée pour déterminer quel indicateur fondé sur les oiseaux est le plus instructif. Ainsi, l'utilisation de données sur l'abondance a été comparée à celle de données sur la présence et l'absence, qui sont beaucoup moins susceptibles de biais ou de variations dus à l'utilisateur. De plus, des modèles utilisant les fonctions de RB de toutes les espèces pouvant être présentes ont été comparés à des modèles n'utilisant que les fonctions de RB des espèces qui étaient présentes au point d'échantillonnage. Ces derniers sont souhaitables parce qu'ils évitent les « pénalités » quantitatives pour l'absence d'espèces qui étaient présentes, mais n'ont pas été détectées, ou d'espèces auxquelles les conditions du

microhabitat au point d'échantillonnage ne conviennent pas. Pour éviter l'excès de zéros dans la variable de la réponse, les données ont été regroupées en « lots » de 10 échantillons ayant des valeurs similaires pour les facteurs de stress. La variable de la réponse était alors l'abondance moyenne des 10 échantillons ou, dans le cas des données sur la présence et l'absence, la fréquence de l'occurrence dans les 10 échantillons. Outre les mesures relatives à une seule espèce, un certain nombre de mesures concernant plusieurs espèces ont aussi été calculées, y compris des variables telles que le nombre total d'échassiers et le nombre d'espèces d'oiseaux obligatoires des marais. Pour ces variables, les données « en lots » étaient formées des valeurs moyennes pour chacun des groupes de 10 échantillons. Les données du CWMP ont servi à dériver une série finale de fonctions de RB, qui ont quant à elles été utilisées pour dériver les scores de l'IEE pour les terres humides du PSMGL, du projet GLEI et du CWMP. Les résultats dont il est fait état dans le présent ce rapport reposent sur les données relatives à l'absence et à la présence n'utilisant que les fonctions de RB de chacune des espèces qui étaient présentes à chacun des points d'échantillonnage. Selon cet examen des résultats des nombreuses méthodes de rechange décrites ci-dessus, il s'agissait de l'approche la plus instructive et la plus rentable pour déterminer quel est l'état de santé des terres humides côtières en se fondant sur les oiseaux qui y nichent.

La série définitive des espèces pour le calcul des fonctions de RB et des IEE a été établie de la façon suivante. Le processus a débuté avec toutes les espèces de l'ensemble de données, puis a éliminé toutes les espèces qui ne sont pas associées aux terres humides (p. ex., les oiseaux des forêts), les migrants, les espèces hivernantes, les espèces non identifiées et les espèces qui étaient présentes à moins de cinq des points d'échantillonnage. Ce qui a laissé une série d'espèces candidates qui étaient associées, au moins en partie, aux terres humides ouvertes au printemps et au début de l'été, c.-à-d. les « oiseaux nicheurs des terres humides ». Cette définition inclut les « oiseaux obligatoires des marais » (espèces qui vivent et nichent exclusivement, ou presque exclusivement, dans les marais ouverts) et les « utilisateurs des marais » (espèces qui s'alimentent, se reposent ou se perchent, ou nichent de temps à autre dans un marais ouvert, mais qui sont plus caractéristiques d'autres habitats, comme les prairies ou les terrains boisés). Les espèces pour lesquelles les fonctions de RB n'étaient pas instructives (10 % inférieurs de l'intervalle entre la réponse prévue minimale et la réponse prévue maximale) ou étaient hautement variables (10 % des ajustements les moins précis) ont ensuite été éliminées. Les espèces exotiques qui apprécient les terres humides où le stress est minime (p. ex., le Cygne tuberculé [*Cygnus olor*]) ou les espèces dont la conservation est préoccupante (p. ex., la Sterne pierregarin [*Sterna hirundo*]) et qui apprécient les lieux où le stress est important et où se trouvent des structures de nidification artificielles ont également été exclues. Bien que ces espèces prédisent le gradient, elles sont susceptibles d'être présentes en raison d'autres facteurs que la santé des terres humides. Les 52 espèces restantes ayant servi à générer les fonctions de RB pour le calcul des IEE sont présentées au tableau 1.

Les IEE pour chacun des points d'échantillonnage ont été calculés pour chaque année en fonction des espèces observées au cours soit de deux visites sur le terrain (pour le CWMP et le PSMGL) ou d'une seule (GLEI). 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 des terres humides renfermant un nombre différent de points d'échantillonnage. Il est fait état pour chaque année des moyennes de ces IEE 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 »). C'est sur ces moyennes que reposent les évaluations des situations et des tendances, mais il est aussi fait état de mesures semblables de l'IEE pour les terres humides de l'arrière-pays. Pour les dernières années, de 2011 à 2014, il est également fait état des distributions des IEE pour les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays de chacun des bassins et de l'ensemble afin d'illustrer la variation de la santé des terres humides. Dans ces calculs, la moyenne des valeurs annuelles de l'IEE fondé sur les oiseaux a été faite pour les terres humides qui ont été échantillonnées plusieurs années. Veuillez remarquer que les données de 2011-2014 ont été utilisées dans ces calculs pour augmenter la taille des échantillons afin d'illustrer la répartition des IEE des terres humides de l'arrière-pays, mais que les évaluations de la situation actuelle des terres humides côtières ne reposent que sur les données de 2014.

*Situation* – Les IEE à l'échelle des terres humides de toutes les années et pour toutes les terres humides de tous les bassins ( $n = 4\,938$ ) ont servi à établir la définition des situations bonne, passable et mauvaise. Les valeurs de l'IEE supérieures au 66<sup>e</sup> percentile étaient bonnes, les valeurs entre le 33<sup>e</sup> et 66<sup>e</sup> percentile, et y compris le 33<sup>e</sup> et le 66<sup>e</sup> percentile, étaient passables, et les valeurs inférieures au 33<sup>e</sup> percentile étaient mauvaises. Ce qui a donné les définitions suivantes :

- **Bon** – IEE > 4,2
- **Passable** –  $3,1 \leq \text{IEE} \leq 4,2$

- **Médiocre** – IEE < 3,1

*Tendance* – Les termes « s’améliore », « inchangée » et « se détériore » ont été appliqués en fonction de la moyenne géométrique des taux de changement (%/année) 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). 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. Les tendances à court et à long terme ont été calculées, mais les évaluations des tendances pour le bassin des Grands Lacs et pour le bassin de chacun des lacs sont basées sur les changements à court terme des assemblages d’oiseaux. Le court terme a été défini comme étant la période 2011-2014, alors que le long terme était la période allant de 1995 à 2014, ou de 2002 à 2014 dans les cas où moins de 10 terres humides ont été échantillonnées en 1995. Les définitions suivantes ont été utilisées pour décrire la situation des assemblages d’oiseaux dans les terres humides côtières des Grands Lacs :

- **S’améliore** – Augmentation statistiquement significative à court terme de l’IEE
- **Inchangée** – Pas d’augmentation ni de diminution statistiquement significative à court terme de l’IEE
- **Se détériore** – Diminution statistiquement significative à court terme de l’IEE

*Point terminal* – Le point terminal de ce sous-indicateur a été défini comme étant le niveau auquel on sait de façon certaine que les IEE moyens se situent au-dessus du seuil établi pour le bon état. Autrement dit, le point terminal a été atteint lorsque la limite inférieure de l’intervalle de confiance à 95 % pour l’IEE moyen était supérieure à 4,2.

#### Situation et tendance des oiseaux des terres humides côtières

*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 30 252 dénombrements ponctuels effectués à 3 932 points d’échantillonnage dans 1 511 terres humides pendant 20 ans, de 1995 à 2014, 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 20, la moyenne étant de  $3,3 \pm 3,7$  (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 ( $n = 1 078$ ; 71 %) plutôt que dans l’arrière-pays ( $n = 433$ ; 29 %), 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 dans les deux types (figure 2).

Le nombre de terres humides où le dénombrement a été effectué par année ( $296 \pm 127$  [moyenne  $\pm$  écart-type]) allait de 123 à 513, beaucoup plus de relevés ayant été réalisés dans les terres humides en 2002-2003, et de 2011 à 2014, parce que le projet GLEI et le CWMP étaient exécutés 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 sur les côtes que dans les terres humides de l’arrière-pays (figure 2).

*Globalement* – L’IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 3,3 à 4,0 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L’IEE moyen a fini la période sous le point terminal, à 3,9 en 2014 (figure 4). La distribution des IEE des terres humides côtières le long du gradient état dégradé-non dégradé de 2011 à 2014 correspondait approximativement à une distribution normale (figure 5). D’après ces chiffres, l’état de santé des terres humides côtières des Grands Lacs est dans l’ensemble mauvais et la tendance est inchangée. Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l’arrière-pays (figures 4, 5).

*Lac Supérieur* – L’IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 1,8 à 5,3 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L’IEE moyen a fini la période au-dessus du point terminal, à 4,7 en 2014 (figure 4). La distribution des IEE des terres humides côtières le long du gradient état dégradé-non dégradé correspondait approximativement de 2011 à 2014 à une distribution normale, en particulier parce qu’aucune terre humide n’a obtenu moins de 2,0 (figure 5). Selon ces chiffres, l’état de santé des terres humides du lac Supérieur est bon et la tendance est inchangée. Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l’arrière-pays, dans le bassin versant du lac Supérieur, bien

que leur situation ait été passable, plutôt que bonne, et que la petitesse des échantillons empêche d'estimer les tendances ou de déterminer clairement la distribution de ces IEE de 2011 à 2014 (figures 4, 5). 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 explique au moins en partie les scores plus modestes que ceux des autres lacs.

*Lac Michigan* – L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 2,8 à 4,3 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L'IEE moyen a fini la période sous le point terminal, à 3,9 en 2014 (figure 4). La distribution des IEE des terres humides côtières le long du gradient état dégradé-non dégradé de 2011 à 2014 correspondait approximativement à une distribution normale (figure 5). D'après ces chiffres, l'état de santé des terres humides côtières du lac Michigan est passable et la tendance est inchangée. Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays, dans le bassin versant du lac Michigan, bien que la petitesse des échantillons empêche d'estimer les tendances ou de déterminer clairement la distribution de ces IEE de 2011 à 2014 (figures 4, 5). 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 (Bourgeau-Chavez et coll., 2015).

*Lac Huron* – L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 3,8 à 5,0 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L'IEE moyen a fini la période au-dessus du point terminal, à 4,6 en 2014 (figure 4). La distribution des IEE des terres humides côtières le long du gradient état dégradé-non dégradé de 2011 à 2014 a dévié de la distribution normale, plus de terres humides se trouvant à l'extrémité dégradée du gradient (figure 5). D'après ces chiffres, la situation de l'état de santé des terres humides côtières du lac Huron est bonne et la tendance est inchangée. Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays, dans le bassin versant du lac Huron, bien que la petitesse des échantillons empêche d'estimer les tendances ou de déterminer clairement la distribution de ces IEE de 2011 à 2014 (figures 4, 5). 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 (Bourgeau-Chavez et coll., 2015).

*Lac Érié* – L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 2,8 à 4,1 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L'IEE moyen a fini la période sous le point terminal, à 3,0 en 2014 (figure 4). La distribution des IEE des terres humides côtières le long du gradient état dégradé-non dégradé de 2011 à 2014 a dévié de la distribution normale, plus de terres humides se trouvant à l'extrémité non dégradée du gradient (figure 5). D'après ces chiffres, l'état de santé des terres humides côtières du lac Érié est mauvais et la tendance se détériore. Des tendances similaires ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays, dans le bassin versant du lac Érié, en ce qui concerne la distribution de ces IEE le long du gradient état dégradé-non dégradé de 2011 à 2014 (figure 5). Par contre, il n'y avait pas de tendances significatives dans le temps dans les terres humides de l'arrière-pays, en partie parce que les IEE de ces terres humides ont commencé à un niveau relativement faible en 1995, à la différence des scores comparativement élevés des terres humides côtières (figure 4).

*Lac Ontario* – L'IEE moyen dans les terres humides côtières a varié entre 3,1 à 3,9 de 1995 à 2014, sans augmenter ni diminuer de façon significative de 1995 à 2014, ni plus récemment, de 2011 à 2014. L'IEE moyen a fini la période sous le point terminal, à 3,8 en 2014 (figure 4). La distribution des IEE des terres humides côtières le long du gradient état dégradé-non dégradé de 2011 à 2014 correspondait approximativement à une distribution normale (figure 5). D'après ces chiffres, la situation des terres humides côtières du lac Ontario est passable et la tendance s'améliore. Des tendances semblables ont été observées dans les terres humides de l'arrière-pays, dans le bassin versant du lac Ontario, en ce qui concerne la distribution des IEE le long du gradient état dégradé-non dégradé de 2011 à 2014 (figure 5). Par contre, aucune tendance significative dans le temps n'a été observée dans les terres humides de l'arrière-pays (figure 4).

*Discussion* – Selon ce qu'indiquent les oiseaux qui nichent dans les terres humides, partout dans le bassin des Grands Lacs, la santé des terres humides côtières est actuellement passable, celle des lacs Supérieur et Huron étant bonne, celle des lacs Michigan et Ontario étant passable et celle du lac Érié étant mauvaise. De plus, les IEE des terres humides côtières se trouvant près de l'extrémité dégradée du gradient état dégradé-non dégradé sont plus

fréquents dans les lacs Michigan, Érié et Ontario que dans les lacs Supérieur et Huron. Par exemple, la proportion des terres humides côtières dont les IEE étaient inférieurs à 5 de 2011-2014 s'établissait à 73 % à 94 % dans les lacs Michigan, Érié et Ontario, les terres humides dégradées étant particulièrement courantes dans le lac Érié. Par contre, cette proportion était de 46 % à 52 % dans le lac Supérieur et le lac Huron (figure 5). 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 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 (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).

Partout dans le bassin des Grands Lacs, la santé des terres humides côtières selon les oiseaux qui y nichent ne s'est pas améliorée ni dégradée de façon significative à court terme, de 2011 à 2014, ou à long terme, de 1995 à 2014, les tendances dans la plupart des bassins lacustres ne présentant aucune augmentation ou diminution significative à court ou à long terme. Les exceptions étaient dans le lac Ontario, où les IEE ont augmenté de façon significative à court terme, de 2011 à 2014, et à long terme, de 1995 à 2014, et dans le lac Érié, où les IEE ont diminué de façon significative à court terme, de 2011 à 2014, et à long terme, de 1995 à 2014 (figure 4). La cause de l'augmentation récente des IEE dans le lac Ontario n'est pas claire, alors que les diminutions à court et à long terme des IEE du lac Érié semblent associées au stress croissant d'origine anthropique imposé par l'agriculture, l'aménagement et, peut-être, la perte de milieux humides (p. ex., Danz et coll., 2007; Wolter et coll., 2006). Donc, étant donné que le lac Érié était le seul bassin lacustre où les IEE des terres humides côtières ont reculé de façon significative au fil du temps, il se peut que la santé des terres humides côtières du lac Érié soit particulièrement compromise par rapport à celle des terres humides côtières des autres bassins lacustres. Les tendances 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.

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, 5). 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. Les tendances observées dans les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays étaient similaires, sauf les exceptions suivantes. Dans le lac Érié, les IEE des terres humides côtières ont diminué de façon significative à court terme, de 2011 à 2014, et à long terme, de 1995 à 2014, mais les IEE des terres humides de l'arrière-pays n'ont pas connu de diminutions correspondantes significatives à court ou à long terme (figure 4). Dans le lac Ontario, les IEE des terres humides côtières ont augmenté de façon significative à court terme, de 2011 à 2014, mais les IEE des terres humides de l'arrière-pays n'ont pas connu d'augmentations significatives correspondantes (figure 4). La santé des terres humides, telle qu'elle est représentée par les oiseaux des terres humides, réagit donc peut-être, dans les bassins versants du lac Érié et du lac Ontario, 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 observé que l'abondance moyenne de certaines espèces d'oiseaux qui dépendent des terres humides était plus faible dans les marais côtiers que dans les marais 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 écosystèmes en se fondant sur les oiseaux partout dans la région.

L'évaluation de la situation globale (passable) et la tendance (inchangée) pour les terres humides côtières de tout le bassin des Grands Lacs diffèrent de ce qu'elles étaient dans les rapports antérieurs pour ce sous-indicateur, qui n'utilisait que l'ensemble de données du PSMGL et faisait état de la prévalence de tendances négatives significatives en ce qui concerne l'abondance d'une vingtaine d'espèces d'oiseaux nicheurs 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 CWMP. La situation mauvaise et la tendance à la détérioration dont il a été fait état antérieurement pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs ne représentaient peut-être, par exemple, que la mauvaise situation actuelle et la tendance à la détérioration dont il est fait état pour le lac Érié. 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 dizaines d'espèces d'oiseaux nicheurs 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 connaissent des déclinis à long terme à diverses échelles dans les Grands Lacs (p. ex., Tozer 2013, 2016) et 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 nicheurs 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 de l'État des Grands Lacs (aussi appelé rapport de la CÉÉGL). Par exemple, on sait que les oiseaux nicheurs 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). 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 nichant dans les terres humides (p. ex., Échelle et composition du paysage) et des proies (Communautés d'invertébrés des terres humides côtières et Santé des communautés de poissons des terres humides côtières) devraient covarier. Le sous-indicateur des 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., Contaminants dans les sédiments et les poissons) devraient covarier aussi.

### Commentaires des auteurs

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 celles des terres humides et à celles du paysage qui influencent l'occupation des terres humides par 15 espèces d'oiseaux nichant dans les marais 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 nichent 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 oiseaux de refléter la santé des terres humides côtières en élargissant l'élaboration des fonctions de RB pour que toutes les données sur les oiseaux des marais qui existent grâce au PSMGL, au projet GLEI et au CWMP soient incluses. Intégrer d'autres facteurs de stress connus pour les oiseaux des terres humides à 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.

Pour la première fois, de gros ensembles de données sur les oiseaux des marais, 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. Ce qui a considérablement amélioré la puissance analytique à de nombreuses échelles différentes par comparaison à l'utilisation de l'un seulement 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.

## Évaluation de la qualité des données

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

## Remerciements

### Auteurs

Douglas C. Tozer, scientifique du programme de l'Ontario, Études d'Oiseaux Canada, C.P. 160, 115, rue Front, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0, [dtozer@birdscanada.org](mailto: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](mailto:hower@uwgb.edu).

Gerald J. Niemi, associé de recherche principal et professeur, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, [gniemi@d.umn.edu](mailto:gniemi@d.umn.edu).

Erin E. Gnass Giese, spécialiste de la recherche sur la biodiversité, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, [giesee@uwgb.edu](mailto:giesee@uwgb.edu).

Nicholas G. Walton, technicien de recherche, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin – Green Bay, 2420 Nicolet Drive, Green Bay, WI 54311, [waltng15@uwgb.edu](mailto:waltng15@uwgb.edu).

Annie M. Bracey, chercheuse universitaire, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota – Duluth, 5013 Miller Trunk Highway, Duluth, MN 55811, [brace005@d.umn.edu](mailto: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](mailto:gaulw@uwgb.edu).

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](mailto: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](mailto:gehri1tm@cmich.edu).

## Sources d'information

- Allan, J.D., P.B. McIntyre, S.D.P. Smith, B.S. Halpern, G.L. Boyer, A. Buchsbaum, Jr., G.A. Burton, 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, A.S. Regal, R.W. Trebitz, J.M. Howe, R.R. 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. 2014. 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.
- Conway, C.J. 2011. Standardized North American marsh bird monitoring protocol. *Waterbirds* 34, 319-346.
- Cooper, M.J., D.G. Uzarski et V.J. Brady. 2014. Implementing Great Lakes coastal wetland monitoring. 2014 Great Lakes Wetlands Day Proceedings, February 2014. Préparé par les membres du Plan d'action en matière de conservation des terres humides des Grands Lacs, Toronto (Ontario) Canada. <http://glwcap.ca/files/2013/10/WetlandsDayProceedings.pdf> (consulté le 6 octobre 2015).
- 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.
- Fox, J. et S. Weisberg. 2011. An {R} Companion to Applied Regression, deuxième édition. Thousand Oaks CA: Sage. <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion> (consulté le 25 octobre 2015).
- 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>.
- Grandmaison, D.D. et G. Niemi. 2007. Local and landscape influence on Red-winged Blackbird (*Agelaius phoeniceus*) 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.
- Jobin, B., L. Robillard et C. Latendresse. 2009. Response of a Least Bittern (*Ixobrychus exilis*) population to inter-annual 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.
- 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.
- 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.
- Yeo, I-K. et R.A. Johnson. 2000. A new family of power transformations to improve normality or symmetry. *Biometrika* 87, 954-959.

## Liste des tableaux

**Tableau 1.** Espèces d'oiseaux des terres humides ayant servi pour l'estimation des indices de la santé des terres humides

## Liste des figures

**Figure 1.** Fonctions de réponse biotique pour certaines espèces d'oiseaux choisies

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

**Figure 2.** Carte des terres humides où les dénombrements ont été effectués

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

**Figure 3.** Nombre de terres humides où les dénombrements ont été effectués par année

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

**Figure 4.** Tendances au fil du temps de l'IEE moyen

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

**Figure 5.** Distribution des IEE récents (2011-2014)

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

## Dernière mise à jour

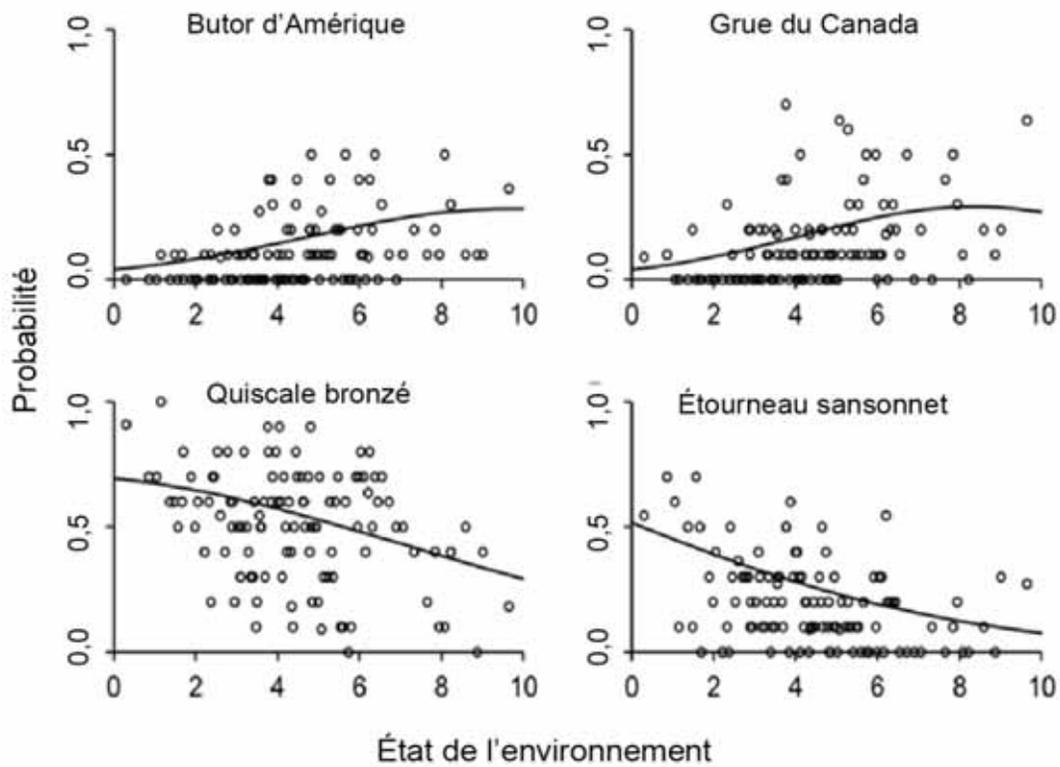
*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

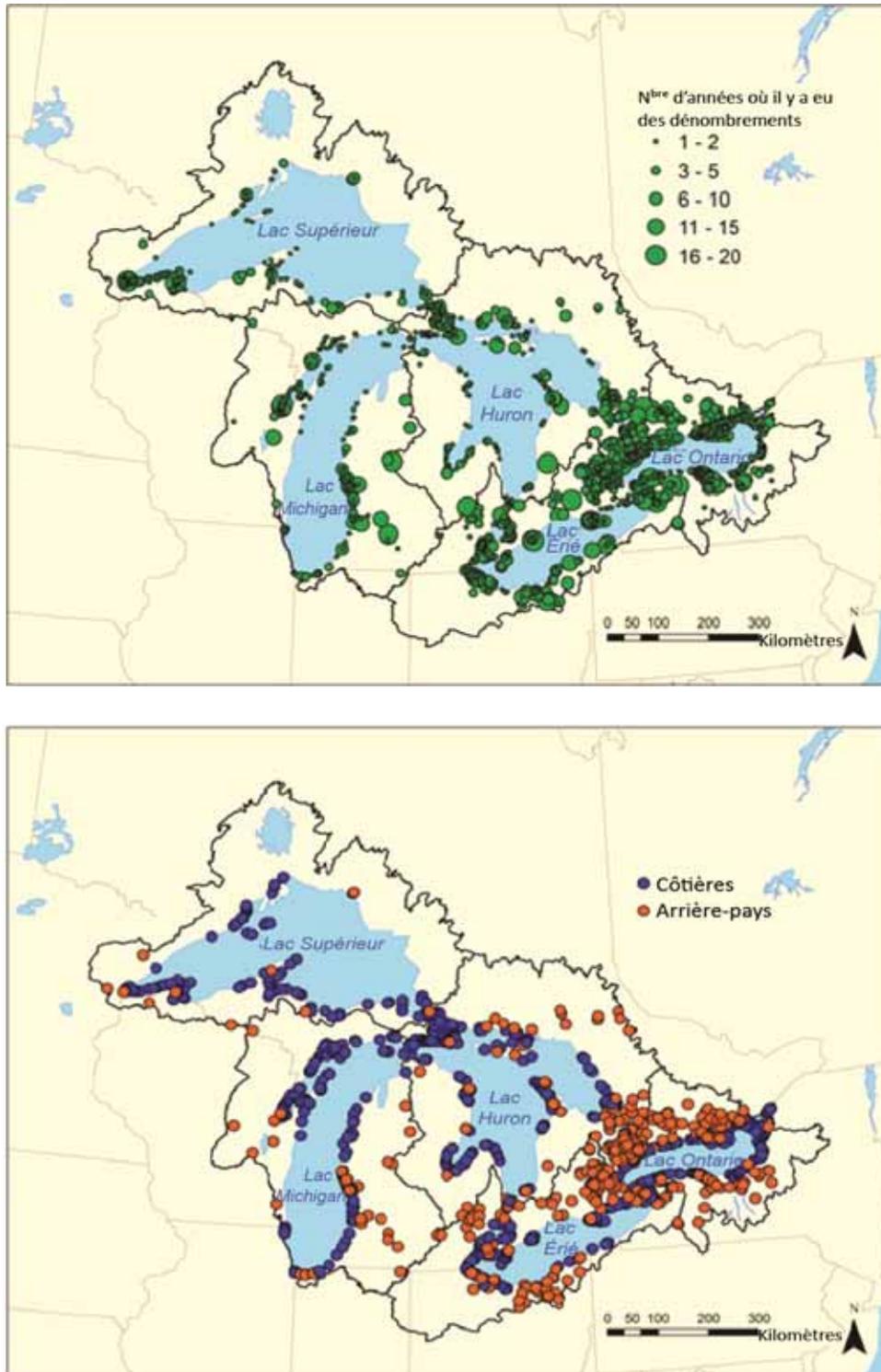
N°	Nom commun	Nom scientifique
1	Butor d'Amérique	<i>Botaurus lentiginosus</i>
2	Corneille d'Amérique	<i>Corvus brachyrhynchos</i>
3	Chardonneret jaune	<i>Spinus tristis</i>
4	Merle d'Amérique	<i>Turdus migratorius</i>
5	Pygargue à tête blanche	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>
6	Hirondelle rustique	<i>Hirundo rustica</i>
7	Martin-pêcheur d'Amérique	<i>Megaceryle alcyon</i>
8	Guifette noire	<i>Chlidonias niger</i>
9	Bihoreau gris	<i>Nycticorax nycticorax</i>
10	Sarcelle à ailes bleues	<i>Anas discors</i>
11	Goglu des prés	<i>Dolichonyx oryzivorus</i>
12	Vacher à tête brune	<i>Molothrus ater</i>
13	Bernache du Canada	<i>Branta canadensis</i>
14	Sterne caspienne	<i>Hydroprogne caspia</i>
15	Hirondelle à front blanc	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>
16	Gallinule d'Amérique	<i>Gallinula galeata</i>
17	Garrot à œil d'or	<i>Bucephala clangula</i>
18	Quiscale bronzé	<i>Quiscalus quiscula</i>
19	Plongeon huard	<i>Gavia immer</i>
20	Grand Harle	<i>Mergus merganser</i>
21	Paruline masquée	<i>Geothlypis trichas</i>
22	Cormoran à aigrettes	<i>Phalacrocorax auritus</i>
23	Tyran tritri	<i>Tyrannus tyrannus</i>
24	Étourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i>
25	Sterne de Forster	<i>Sterna forsteri</i>
26	Héron vert	<i>Butorides virescens</i>
27	Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>
28	Harle couronné	<i>Lophodytes cucullatus</i>
29	Moineau domestique	<i>Passer domesticus</i>
30	Pluvier kildir	<i>Charadrius vociferus</i>
31	Petit Blongios	<i>Ixobrychus exilis</i>
32	Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>
33	Busard Saint-Martin	<i>Circus cyaneus</i>
34	Hirondelle à ailes hérissées	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>
35	Balbusard pêcheur	<i>Pandion haliaetus</i>
36	Hirondelle noire	<i>Progne subis</i>
37	Harle huppé	<i>Mergus serrator</i>
38	Carouge à épaulettes	<i>Agelaius phoeniceus</i>
39	Goéland à bec cerclé	<i>Larus delawarensis</i>
40	Grue du Canada	<i>Grus canadensis</i>
41	Troglodyte à bec court	<i>Cistothorus platensis</i>
42	Bruant chanteur	<i>Melospiza melodia</i>
43	Marouette de Caroline	<i>Porzana carolina</i>
44	Chevalier grivelé	<i>Actitis macularius</i>
45	Bruant des marais	<i>Melospiza georgiana</i>
46	Moucherolle des aulnes/saules	<i>Empidonax alnorum/traillii</i>
47	Hirondelle bicolore	<i>Tachycineta bicolor</i>
48	Cygne trompette	<i>Cygnus buccinator</i>
49	Râle de Virginie	<i>Rallus limicola</i>
50	Bécassine de Wilson	<i>Gallinago delicata</i>
51	Canard brachu	<i>Aix sponsa</i>
52	Paruline jaune	<i>Setophaga petechia</i>

**Tableau 1.** Espèces d'oiseaux nicheurs des terres humides ( $n = 52$ ) ayant servi à générer les fonctions de réponse biotique pour le calcul des indices de la santé des terres humides côtières des Grands Lacs

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

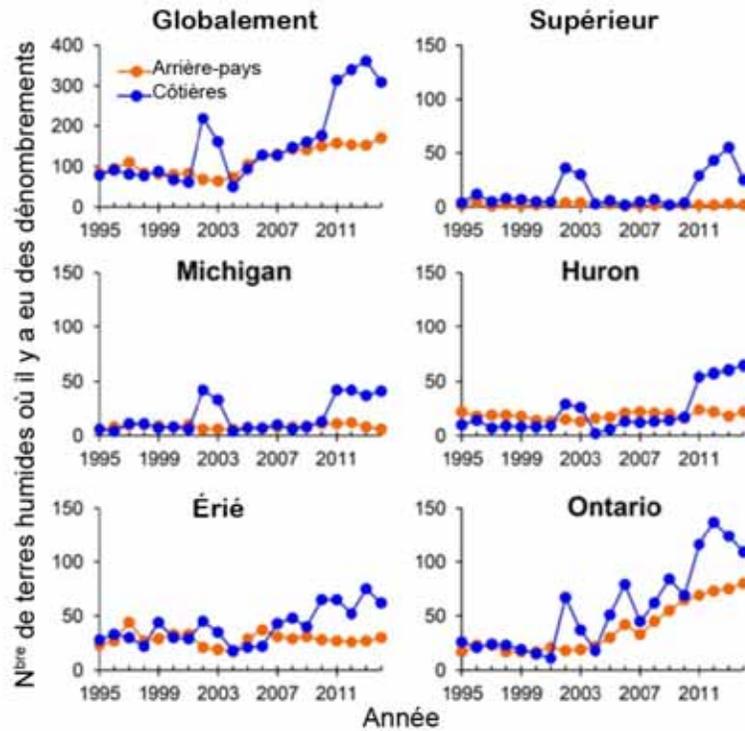


**Figure 1.** Fonctions de réponse biotique (lignes continues) pour certaines espèces d'oiseaux des terres humides côtières dans tout le bassin des Grands Lacs. La probabilité d'occurrence est présentée comme une fonction d'une variable combinée de l'« empreinte anthropique » intégrant l'état de l'environnement dû à l'agriculture, à l'aménagement et à la superficie des terres humides (0 = mauvais état, 10 = bon état). Les cercles ouverts représentent des lots de 10 observations. Voir le tableau 1, qui donne le nom scientifique des espèces.  
 Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs



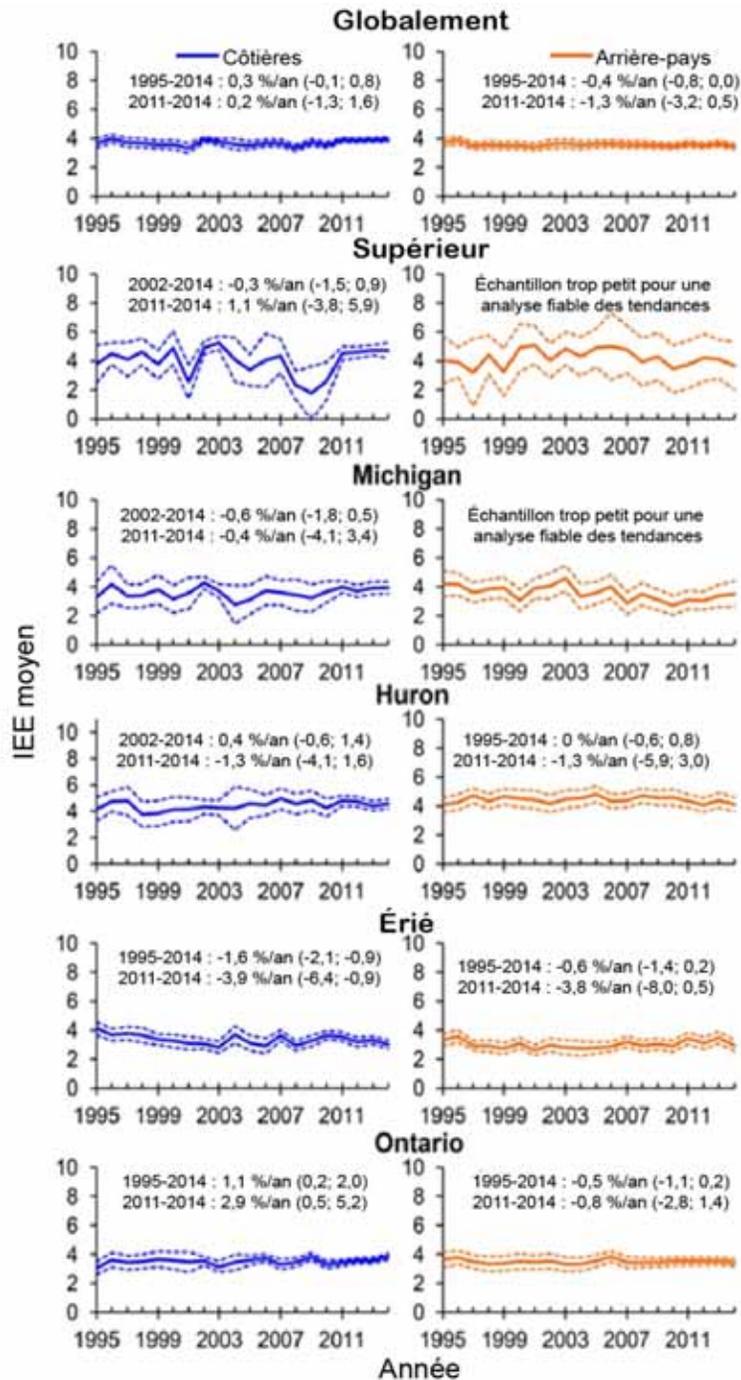
**Figure 2.** Terres humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués de 1995 à 2014 dans tout le bassin des Grands Lacs afin d’estimer les indices de la santé des terres humides. Les terres humides sont présentées comme une fonction du nombre d’années pendant lesquelles les relevés ont eu 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 ( $n = 1\ 078$ ) sont beaucoup plus nombreuses que les terres humides de l’arrière-pays ( $n = 433$ ), bien que cela ne semble pas être le cas parce que les symboles se chevauchent étroitement. Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 3.** Nombre de terres humides où les dénombrements des oiseaux ont été effectués de 1995 à 2014 dans tout le bassin des Grands Lacs en vue d'estimer les indices de la santé des terres humides. 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 terres humides côtières des Grands Lacs

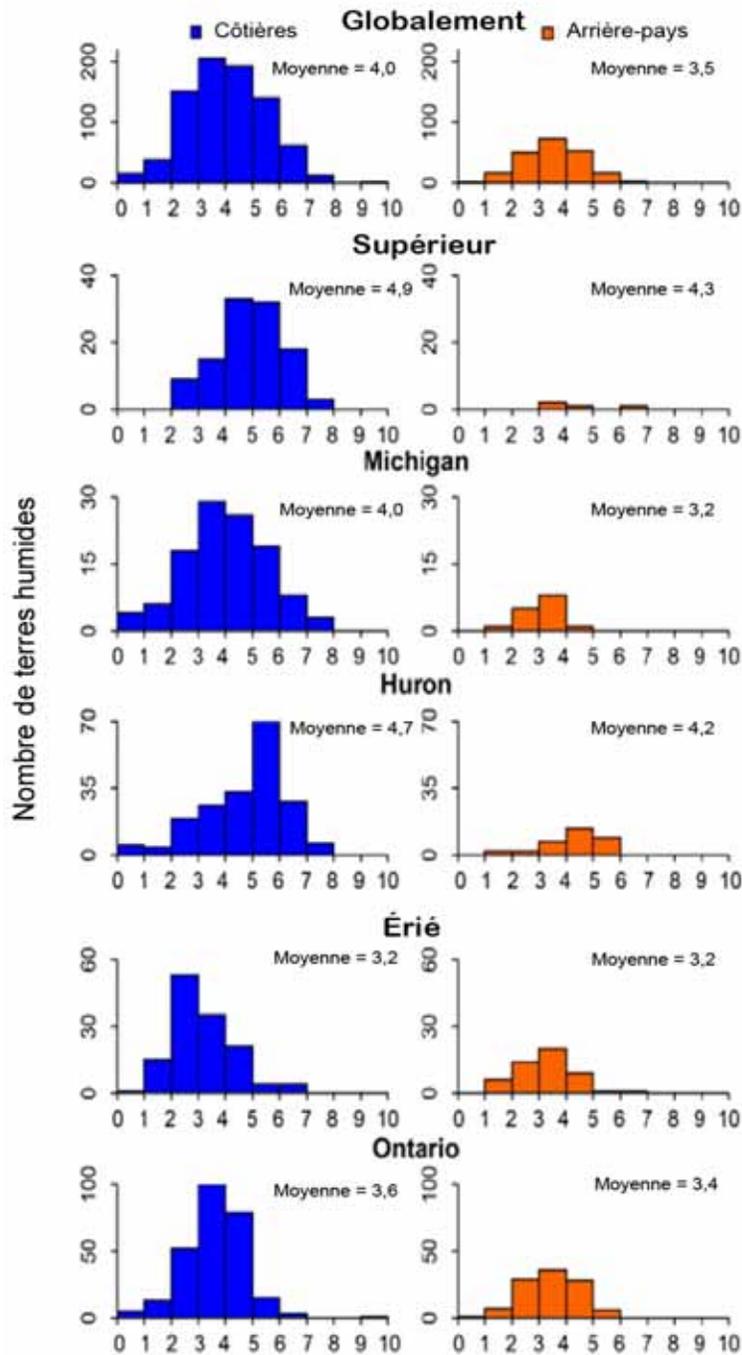
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 4.** Tendances temporelles de l'indice de l'état écologique (IEE) moyen basé sur les données relatives aux oiseaux de 1995 à 2014, dans tout le bassin des Grands Lacs (lignes continues). Les moyennes pour toutes les terres humides où un dénombrement a été effectué à chacune des années 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. Les lignes pointillées correspondent aux limites de confiance de 95 %. Les moyennes géométriques des taux de changement (%/année) sont aussi présentées à court et à long terme. Les années 2011-2014 constituent la période à court terme, alors que les années 1995-2014, ou 2002-2014 dans les cas où moins de 10 terres humides ont été échantillonnées en 1995, constituent le long terme.

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 5.** Distribution de l'indice de l'état écologique (IEE) basé sur les données relatives aux oiseaux de 2011 à 2014 dans tout le bassin des Grands Lacs. Les IEE pour toutes les terres humides où un dénombrement a été effectué sont présentés 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. Veuillez remarquer qu'avant ces calculs, nous avons fait la moyenne de toutes les années pour les terres humides qui avaient été échantillonnées plusieurs années. Nous remarquons aussi que les axes verticaux diffèrent pour l'évaluation globale et celle de chacun des lacs afin de faciliter la comparaison entre les terres humides côtières et celles de l'arrière-pays.

Source : Programme de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs



## Sous-indicateur : Poissons des milieux humides côtiers

### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

**Justification :** Depuis 2015, la plupart des sites de milieux humides étaient modérément dégradés, d'après la santé des communautés de poissons des milieux humides côtiers. La tendance est déterminée par la comparaison de la situation actuelle des poissons des milieux humides côtiers à ce qu'elle était trois ans auparavant, et en déterminant si la cote a augmenté, a diminué ou n'a pas sensiblement changé. À l'heure actuelle, aucune donnée n'est disponible pour l'analyse de la tendance à long terme. En 2012, 17 % des sites des milieux humides appartenaient à la catégorie « dégradé ». En 2015, seulement 8 % des milieux humides appartenaient à cette catégorie. Un état « passable » est défini comme la situation où la grande majorité des milieux humides n'appartiennent pas à la catégorie « dégradé ».

### Évaluation lac par lac

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 ont été échantillonnés annuellement depuis 2011. Au total, 176 milieux humides ont été échantillonnés en 2011, 206 en 2012, 201 en 2013, 216 en 2014 et 211 en 2015, pour un total de 1 010 échantillonnages des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Depuis 2015, près de 100 % des milieux humides côtiers de taille moyenne et grande (> 4 hectares) reliés hydrologiquement des Grands Lacs ont été échantillonnés. Pour ce qui est de la totalité des Grands Lacs, quelque 80 % des milieux humides côtiers selon le nombre et la superficie ont été échantillonnés (figure 1).

Il n'a pas fait d'évaluation individuelle de chaque bassin lacustre pour le présent rapport.

### Raison d'être du sous-indicateur

- Le sous-indicateur a pour objet de suivre les tendances de la santé de l'écosystème des milieux humides côtiers des Grands Lacs en mesurant la composition et la densité des communautés de poissons et en déduisant si l'habitat et la qualité de l'eau conviennent aux communautés de poissons des milieux en question.

### Objectif pour l'écosystème

Les milieux humides côtiers sont des aires de frai et d'alevinage pour de nombreuses espèces de poisson présentant une importance écologique et économique. 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 le sous-indicateur peut être utilisé pour faire état des progrès réalisés vers l'atteinte de cet 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, qui énonce 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 ».

Restaurer et maintenir la diversité des communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs tout en indiquant quel est l'état de santé global de l'écosystème (annexe 7 de l'AQEGL). D'importantes superficies de milieux humides du réseau des Grands Lacs qui sont menacées par l'aménagement urbain et agricole et les activités se rattachant à l'élimination des déchets doivent être désignées, préservées et, au besoin, remises en état. Ce sous-indicateur appuie la restauration et le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs et les utilisations bénéfiques qui dépendent de la présence de milieux humides sains (annexe 1 de l'AQEGL).

### État de l'écosystème

Les milieux humides côtiers piègent, traitent et éliminent les éléments nutritifs et les sédiments des eaux littorales des Grands Lacs et alimentent les réserves d'eau souterraine. Or, plus de la moitié des milieux humides côtiers des Grands Lacs ont été détruits par l'activité humaine, et bon nombre de ceux qui restent pâtissent de facteurs de stress anthropiques comme l'apport d'éléments nutritifs et de sédiments, la fragmentation, les espèces envahissantes, l'altération du rivage et la régulation des niveaux de l'eau, comme le documente un projet binational de cartographie et d'attribution pour l'ensemble des Grands Lacs (Albert et Simonson, 2004; Ingram et Potter, 2004).

Pour bien gérer la santé des communautés de poissons des milieux humides côtiers des Grands Lacs, il s'impose d'utiliser des 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 échantillonnés au moyen de trois verveux identiques à mailles de 4,8 mm dans chaque principale zone de végétation dans chaque milieu humide pendant une nuit de pose de filets. Les zones de végétation dominante ont été désignées, parce que différentes zones soutiennent différents poissons (Uzarski et coll., 2005). Il existe deux tailles de verveux qui peuvent être utilisés, en l'occurrence 0,5 m x 1 m d'ouverture et 1 m x 1 m d'ouverture. Les filets plus petits sont placés dans de l'eau profonde de 0,25 à 0,5 m, et les grands verveux sont placés dans de l'eau dont la profondeur est supérieure à 0,5 m. Les guideaux sont longs de 7,3 m avec des ailes longues de 1,8 m. Les filets ont été placés aléatoirement à une distance minimale de 20 m 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. Ce sous-indicateur ne peut être utilisé que lorsqu'il y a une eau suffisamment profonde pour utiliser les verveux, et il faut qu'au minimum 10 poissons soient capturés, sinon la pêche doit être répétée au même endroit, une autre nuit.

Tout poisson pris d'une taille supérieure à 25 mm a été identifié jusqu'au niveau de l'espèce. Le nombre de poissons pris par les verveux a été consigné. L'abondance des poissons par taxon est utilisée pour calculer les valeurs de l'indice de l'intégrité biotique (IIB) du Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (GLCWCP, programme de surveillance des milieux humides côtiers des Grands Lacs) (Uzarski et coll., 2016). Le GLCWC a élaboré les indices de l'intégrité biotique (IIB) en 2002, et les protocoles ont été finalisés en 2008 (GLCWC, 2008). L'indice de l'intégrité biotique (IIB) a été élaboré d'après les mesures de richesse et d'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 [GreatLakeswetlands.org](http://GreatLakeswetlands.org) pour obtenir des précisions sur les paramètres de l'indicateur.

L'indice de l'intégrité biotique fournit une méthode rigoureuse pour quantifier la situation biologique des communautés de poissons dans les Grands Lacs. Il repose sur des situations de référence et est élaboré à partir d'une combinaison de mesures particulières utilisées pour décrire la communauté de poissons et leur structure, fonction, santé individuelle et abondance. Des paramètres particuliers, appelés « mesures », sont fondés sur des notes axées sur 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 « situation de référence » à « extrêmement dégradé ». L'IIB fournit également une caractérisation narrative qui donne une mesure de la situation environnementale et sera calibré pour l'utilisation au plan régional.

De 2011 à 2015, de 10 à environ 13 espèces de poisson 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 23 (CA) ou 28 (É.-U.) espèces de poisson. Le nombre moyen d'espèces de poisson non indigènes par milieu humide était d'environ un, bien que quelques milieux humides en aient jusqu'à cinq (É.-U.). Il y a des milieux humides dans lesquels aucune espèce de poisson non indigène n'a été prise dans les verveux, bien que quelques poissons non indigènes soient habiles à éviter les filets (p. ex., la carpe commune).

De 2011 à 2015, le total des espèces de poisson n'était pas fortement différent d'un lac à l'autre, atteignant en moyenne 12 à 14 espèces par milieu humide (tableau 2). Les milieux humides du lac Ontario comptaient le nombre maximum le plus faible d'espèces, alors que les autres lacs enregistraient tous des maximums semblables de 27 à 28 espèces. Les milieux humides du lac Huron avaient en moyenne le nombre moyen le plus faible de taxons de

poissons non indigènes. Tous les autres lacs enregistraient un nombre moyen semblable d'espèces de poisson 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 plutôt que dans un lac ou un type de milieu humide particulier. Les données de plusieurs études indiquent que les groupes d'espèces de poisson 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 du phytoplancton, 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

### *Pressions*

#### Agriculture

L'agriculture dégrade les milieux humides de bien des façons, y compris par l'enrichissement en éléments nutritifs 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 agricoles non indigènes (alpaste roseau) et la destruction de la zone des prairies humides intérieures, qui est provoquée par les labours et les endiguements et par les 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.

#### Développement urbain

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 développement urbain dégrade les milieux humides : durcissement du rivage, remblayage des milieux humides, ajout d'une grande variété de polluants chimiques, augmentation du ruissellement qui rejoint les cours d'eau, ajout de sédiments et augmentation des apports d'éléments nutritifs en provenance des stations d'épuration d'eaux usées. Dans la plupart des agglomérations urbaines, les milieux humides côtiers ont presque entièrement disparu. Thoma (1999) et Johnson et coll. (2006) n'ont pas été en mesure de trouver, du côté américain du lac Érié, des milieux humides côtiers qui ont 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 le lac Ontario, le lac Érié et le lac Michigan près des zones urbaines et agricoles.

#### Construction d'habitations en zone riveraine

Le long des rives, les aménagements domiciliaires ont altéré de nombreux milieux humides – enrichissement en éléments nutritifs 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.

## Altération mécanique du rivage

L'altération mécanique prend diverses formes : endiguement, creusement de fossés, élagage, remblayage et durcissement des rives notamment. Elle introduit des espèces non indigènes transportées par les engins de construction ou contenues dans les sédiments importés. La modification de la pente des rives et des conditions de sédimentation suffit souvent à favoriser l'établissement d'espèces non indigènes.

## Introduction d'espèces non indigènes

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. L'augmentation des sédiments et l'enrichissement en éléments nutritifs permettent à bon nombre des pires plantes adventices aquatiques de supplanter les espèces indigènes. La plupart des espèces non indigènes les plus envahissantes produisent beaucoup de semences ou se reproduisent à partir de fragments de racine ou de rhizomes. Des espèces animales exotiques ont également contribué à la dégradation des milieux humides côtiers. La carpe commune et la carpe de roseau ont un comportement reproducteur et trophique qui se solde par la perte de végétation submergée dans les eaux peu profondes des marais.

Précipitations – Le changement de la température atmosphérique est susceptible de modifier le nombre de tempêtes extrêmes dans la région des Grands Lacs, dont les effets se répercuteront sur les milieux humides côtiers.

Niveaux de l'eau – Les changements des niveaux d'eau exercent une forte influence 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 au changement des milieux humides en tienne compte.

Des pressions ont également été décrites dans le sous-indicateur Plantes des milieux humides côtiers.

## **Commentaires des auteurs**

Les IIB individuels peuvent être utilisés indépendamment comme mesure de la santé des milieux humides côtiers, selon un pourcentage possible de points exprimé comme « situation de référence » ou « extrêmement dégradé ». 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. Ceci peut se faire au moyen de l'examen des sous-indicateurs des milieux humides côtiers en combinaison, parce qu'ils fonctionnent et indiquent les perturbations anthropiques à différentes échelles spatiales et temporelles et ont une résolution de détection différente. Par exemple, les poissons ont tendance à déceler des perturbations à un point situé entre l'échelle locale et l'échelle régionale.

Les sites échantillonnés en 2015 sont indiqués à la figure 2 et ont un code de couleur qui correspond aux groupes taxonomiques qui y ont été échantillonnés. Tous les groupes taxonomiques ont été échantillonnés à de nombreux sites. Les sites où les oiseaux et les amphibiens n'ont pas été échantillonnés étaient habituellement ceux où il était impossible d'accéder en toute sécurité sans bateau, ou présentaient souvent des problèmes d'accès liés à la propriété privée. La plupart des équipes chargées des oiseaux et des amphibiens ne travaillent pas à partir de bateaux, parce qu'elles doivent arriver sur le site dans l'obscurité ou y demeurer jusque bien après la tombée de la nuit. En outre, un certain nombre de sites ont été échantillonnés uniquement par les équipes chargées des oiseaux et des amphibiens, parce que celles-ci peuvent effectuer leur échantillonnage sur place plus rapidement et ainsi avoir la capacité d'échantillonner davantage de sites que les équipes chargées des poissons, des macro-invertébrés et de la végétation.

## **Évaluation de la qualité des données**

<b>Caractéristiques des données</b>	<b>Tout à fait d'accord</b>	<b>D'accord</b>	<b>Sans opinion ou ne sait pas</b>	<b>En désaccord</b>	<b>Tout à fait en désaccord</b>	<b>Sans objet</b>
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X					

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

2. Il est possible de remonter à la source des données.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X					

## Remerciements

Auteur :

Donald G. Uzarski, Institute for Great Lakes Research, CMU Biological Station, and Department of Biology, Central Michigan University, Mount Pleasant (MI).

## Sources d'information

Contributeurs :

Valerie J. Brady, Natural Resources Research Institute, University of Minnesota Duluth, Duluth (MN), É.-U.

John Brazner, USEPA, Mid-Continent Ecology Division, Duluth (MN) (2006).

Thomas M. Burton, Departments of Zoology and Fisheries and Wildlife, Michigan State University, East Lansing (MI) (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 (WI), É.-U.

Joseph P. Gathman, University of Wisconsin-River Falls, River Falls (WI), É.-U.

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 (MI) (2006)

Gary A. Lamberti, University of Notre Dame, Notre Dame (IN), É.-U.

Ashley H. Moerke, Aquatic Research Laboratory, Lake Superior State University, Sault Ste. Marie, MI, USA  
 Carl R. Ruetz III, Annis Water Resources Institute, Grand Valley State University, Muskegon (MI), É.-U.

Danielle J. Sass, chercheur universitaire du 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 (NY), É.-U.

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](http://www.glc.org/wetlands/inventory.html)), Great Lakes Consortium, Great Lakes Commission, Ann Arbor (MI).

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 pour 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. Soumis au Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques / 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 ed. T.P. Simon. CRC Press, Boca Raton (FL). Pages. 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](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 poisson dans les milieux humides et des espèces non indigènes; statistiques sommaires par pays pour les sites échantillonnés de 2011 à 2015.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et coll., 2016.

**Tableau 2.** Total des espèces de poisson et espèces non indigènes habitant les milieux humides côtiers des Grands Lacs, par lac. Nombre moyen, maximum et minimum d'espèces par milieu humide. Données de 2011 à 2015.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et coll., 2016.

## Liste des figures

**Figure 1.** Situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers d'après les données provenant de tous les sites échantillonnés de 2011 à 2015.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et coll., 2016.

**Figure 2.** Les sites échantillonnés en 2015 ont des codes de couleur correspondant à ceux au moyen desquels les groupes taxonomiques ont été échantillonnés sur les sites.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et coll., 2016.

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

<i>Pays</i>	<i>Sites</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Max.</i>	<i>Min.</i>	<i>Écart type</i>
<i>Globalement</i>					
Canada	156	10,0	23	2	3,9
États-Unis	365	13,3	28	2	5,2
<i>Non indigènes</i>					
Canada	156	0,7	3	0	0,7
États-Unis	365	0,7	5	0	0,9

**Tableau 1.** Total des espèces de poisson dans les milieux humides et des espèces non indigènes; statistiques sommaires par pays pour les sites échantillonnés de 2011 à 2015.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et coll., 2016.

<i>Lac</i>	<i>Sites</i>	<i>Total de poissons</i>			<i>Espèces non indigènes</i>		
		<i>Moyenne</i>	<i>Max.</i>	<i>Min.</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Max.</i>	<i>Min.</i>
Érié	66	12,2	27	2	1,1	4	0
Huron	180	11,5	27	2	0,4	2	0
Michigan	75	13,1	28	5	0,8	4	0
Ontario	135	12,3	23	4	0,8	3	0
Supérieur	65	14,1	28	3	0,9	5	0

**Tableau 2.** Total des espèces de poisson et espèces non indigènes habitant les milieux humides côtiers des Grands Lacs, par lac. Nombre moyen, maximum et minimum d'espèces par milieu humide. Données de 2011 à 2015.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et coll., 2016.

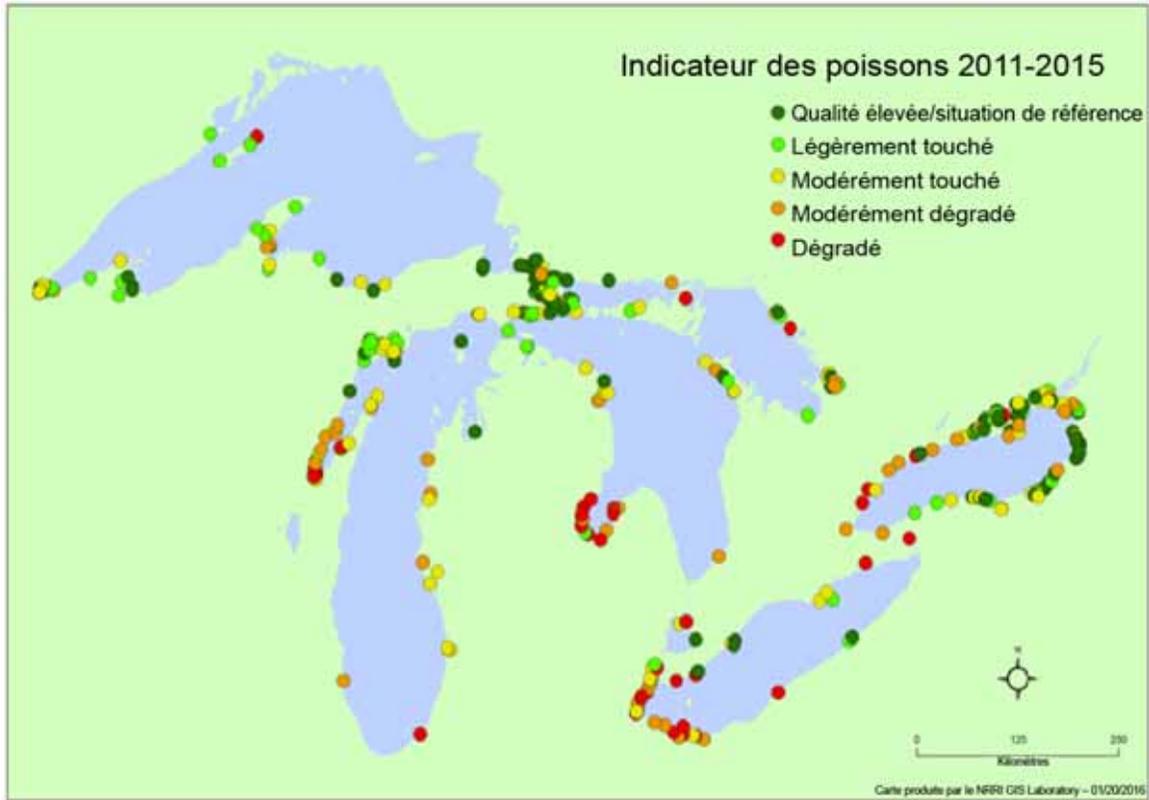
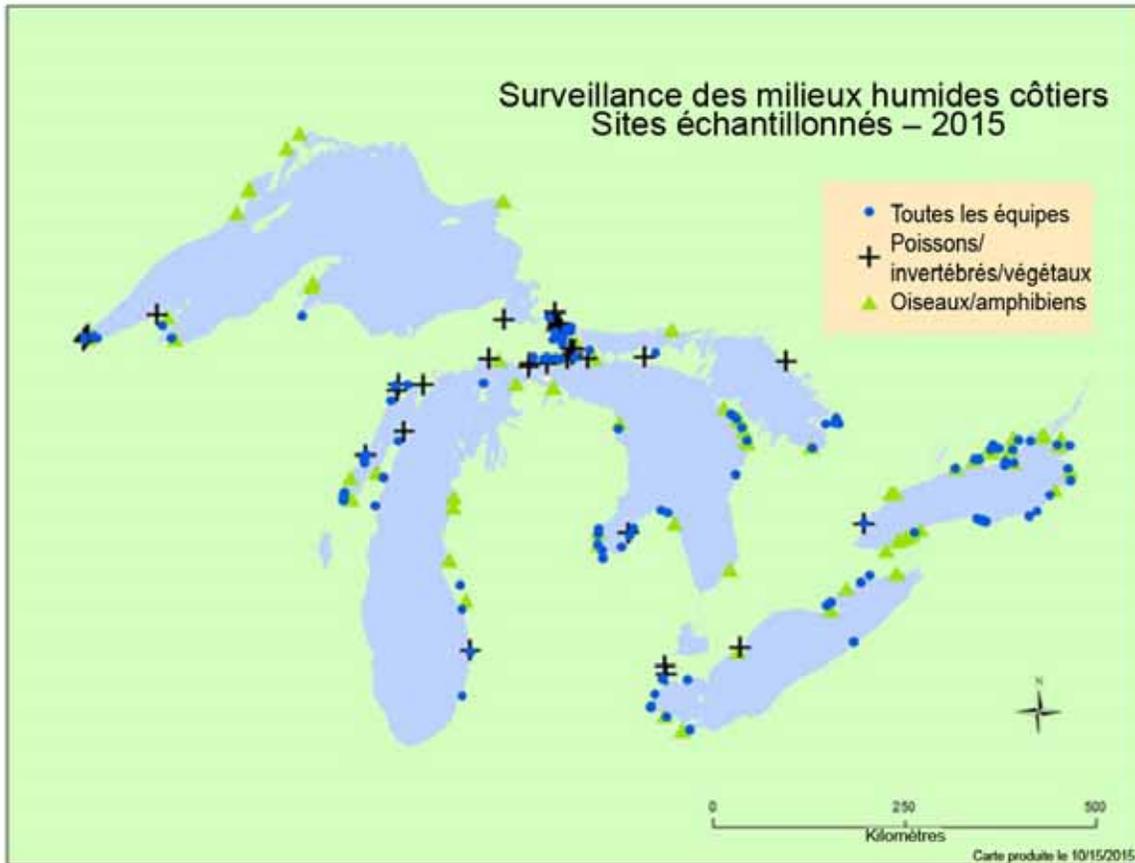


Figure 1. Situation des communautés de poissons des milieux humides côtiers d'après les données provenant de tous les sites échantillonnés de 2011 à 2015.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et coll., 2016.



**Figure 2.** Les sites échantillonnés en 2015 ont des codes de couleur correspondant à ceux au moyen desquels les groupes taxonomiques ont été échantillonnés sur les sites.

Source : Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (CWMP), Uzarski et coll., 2016.



## Sous-indicateur : Invertébrés des terres humides côtières

### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : Se détériore

**Justification :** En 2015, la vaste majorité des terres humides n'appartiennent pas à la catégorie « terres dégradées », à en juger par la santé des communautés d'invertébrés des terres humides côtières des Grands Lacs, mais dans la partie méridionale du bassin, la plupart des terres se classent dans la catégorie « terres modérément touchées » ou pire, alors que, dans la région septentrionale, la plupart se rangent dans cette même catégorie ou mieux. Nous dégageons la tendance en comparant la situation actuelle des communautés d'invertébrés du territoire humide côtier à leur état il y a trois ans et en voyant si l'étalon de cette mesure a augmenté, a diminué ou n'a pas varié outre mesure. Il faut aussi dire que, pour l'instant, nous ne disposons pas de données pour une analyse des tendances à long terme. En 2012, 17 % des terres humides entraient dans la catégorie « terres dégradées » et, en 2015, 19 %. On parle d'une situation passable quand la vaste majorité des terres humides ne se situent pas dans la catégorie « terres dégradées ».

### Évaluation lac par lac

Grâce à un financement de la Great Lakes Restoration Initiative (GLRI) jusqu'en 2020 (à raison d'environ 2 millions de dollars par an), quelque 200 terres humides ont été échantillonnées chaque année depuis 2011. Cette année-là, 176 l'ont été contre 206 en 2012, 201 en 2013, 216 en 2014 et 211 en 2015 pour un total de 1 010 points d'échantillonnage dans le territoire humide côtier des Grands Lacs. En 2015, l'échantillonnage avait déjà porté sur presque la totalité des terres humides moyennes et grandes (de plus de 4 hectares) des Grands Lacs en connectivité hydrologique. À l'échelle du bassin des Grands Lacs, environ 80 % des terres humides côtières ont été échantillonnées en nombre et en superficie, mais la carte la plus récente du présent sous-indicateur comprend des données de 2011 à 2014, puisque les données de 2015 sont toujours en traitement en mode cartographique (tableau 1).

Nous n'avons pas soumis les Grands Lacs à des évaluations individuelles de sous-bassins pour notre rapport.

### Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur permet d'évaluer la diversité de la communauté des invertébrés, et notamment des insectes aquatiques, de suivre les tendances de l'écosystème humide côtier des Grands Lacs par une mesure de la composition et de la densité des macroinvertébrés et d'établir par inférence la qualité de l'eau, l'adaptation de l'habitat et l'intégrité biologique des terres humides du littoral des Grands Lacs.

### Objectif pour l'écosystème

Les habitats humides côtiers sont des aires essentielles de frai et de croissance pour maintes espèces d'invertébrés d'intérêt écologique et économique. La conservation de ce qui reste du territoire humide et le rétablissement des terres humides détruites jouent un rôle primordial dans la régénération de l'écosystème des Grands Lacs et le présent sous-indicateur peut servir à déclarer les progrès dans la réalisation d'un tel objectif.

Le sous-indicateur appuie le mieux les travaux de réalisation de l'objectif général n° 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs qui est de « favoriser des milieux humides et d'autres habitats sains et productifs afin d'assurer la subsistance de populations d'espèces indigènes résilientes ».

De grands pans du territoire humide des Grands Lacs qui sont menacés par les activités d'urbanisation, de développement agricole et d'évacuation 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. En menant des activités de monitoring-surveillance, on réunira des données définitives sur la situation géographique, la gravité de l'état, l'importance en superficie ou en volume et la fréquence de surveillance des terres humides côtières des Grands Lacs. Le présent 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 terres humides saines (annexe 1 de l'AQEGL).

## État de l'écosystème

Les terres humides côtières captent, transforment et disséminent les éléments nutritifs 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 nombre des terres humides qui restent souffrent de facteurs de stress anthropiques comme les charges nutritives et sédimentaires, le morcèlement, les espèces envahissantes, l'altération des berges et la mauvaise régulation 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 des terres humides côtières dans l'ensemble, les divers facteurs écologiques qui entrent en jeu devront être bien décrits. L'indice d'intégrité biotique adopté par le Great Lakes Coastal Wetland Consortium (GLCWC) (IIB, Uzarski *et al.*, 2004) et affiné par le Great Lakes Coastal Wetland Monitoring Program (GLCWMP) nous renseigne globalement sur la diversité de la communauté des invertébrés et ses tendances temporelles (Uzarski *et al.*, 2016). 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 la nature des sédiments. De telles conditions locales influent sur la communauté que porte chaque terre humide, aussi avons-nous besoin d'un nombre suffisant de terres humides représentatives pour bien caractériser chaque bassin lacustre. Le document BIA (Biodiversity Investment Areas/Aires d'investissement en biodiversité) de la conférence CEEGL de 1998 sur les écosystèmes humides côtiers a précisé dans quelles zones écologiques des terres humides représentatives avaient été choisies.

On devrait prélever annuellement des échantillons de macroinvertébrés dans les zones végétales dominantes de chaque terre humide au moyen d'épuisettes en application des protocoles normalisés conçus par le GLCWC et affinis par le GLCWMP. On entend par ces zones végétales les étendues où, par des estimations à vue, on caractérise les types de végétaux ou les formes de croissance qui prédominent dans une communauté végétale. On recueille de nombreux échantillons de reprise dans chaque zone végétale de chacune des terres humides. On devrait échantillonner chaque année et, selon la latitude et le type de terre humide, le faire en juin, juillet ou août en période de maturation de la végétation. On devrait échantillonner dans les embouchures de cours d'eau méridionaux en submersion en juin et dans les aires lacustres en juillet sous les latitudes méridionales et en août sous les latitudes septentrionales.

L'indice d'intégrité du biote (IIB) des invertébrés a été appliqué au territoire humide de tout le bassin des Grands Lacs par un syndicat d'universités de 2011 à 2015. Les cotes IIB visaient principalement la richesse et l'abondance relative des odonates et des taxons de crustacés et de mollusques, la richesse totale en genres, l'abondance relative des gastéropodes et des sphaeriidés, la richesse en taxons d'éphéméroptères et de trichoptères, l'abondance relative des isopodes et des amphipodes, la régularité, l'indice de diversité de Shannon et l'indice de Simpson (voir les détails sur ces éléments de mesure dans « Documents » à l'adresse [GreatLakeswetlands.org](http://GreatLakeswetlands.org)).

En 2014, le nombre moyen de taxons de macroinvertébrés (richesse des taxons) était d'environ quarante par terre humide, mais certains milieux humides en avaient plus du double (tableau 1). Les terres à régénérer et les autres terres taxinomiquement pauvres comptaient évidemment moins de taxons. On en dénombrait aussi peu que 10 dans une zone canadienne et leur nombre pouvait tomber à zéro dans des zones à remettre en état aux États-Unis. Toutefois, le nombre moyen de taxons d'invertébrés non indigènes en territoire humide côtier était de moins de 1 et le maximum n'était jamais de plus de 5. Il convient de noter que, en employant une méthode d'échantillonnage ponctuel dans les terres humides côtières, on risque de ne pas appréhender l'ensemble des taxons non indigènes. Tel n'est pas nécessairement le but non plus. Ajoutons que 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.

On constate une certaine variabilité entre les lacs pour le nombre moyen de taxons de macroinvertébrés par terre humide. Dans les milieux humides des lacs Ontario et Érié, la moyenne s'établissait respectivement à 32 et 35 (tableau 2) et, aux lacs Huron, Supérieur et Michigan, à une fourchette approximative de 42 à 47. Le maximum de taxons d'invertébrés était plus élevé dans les terres humides des lacs Huron et Michigan (plus de 80) que dans les

milieux humides les plus riches en invertébrés des autres lacs où le maximum était de 60 à 70. Les terres humides qui comptent le moins de taxons sont des zones à régénérer et, dans quelques-unes, il n'y a pas de taxons du tout (lacs Érié et Ontario). La configuration est probablement déterminée par des différences de complexité de l'habitat qui sont sans doute imputables en partie aux pertes d'habitat humide par l'endiguement et la régulation des eaux respectivement dans le cas des lacs Érié et Ontario. On ne constate guère de variabilité entre les lacs pour ce qui est de la fréquence des taxons non indigènes, bien que les lacs Érié et Huron comptent 4 ou 5 taxons non indigènes en milieu humide. Dans chaque lac, une partie des terres humides était sans taxons non indigènes, mais comme nous l'avons évoqué, cela ne veut pas nécessairement dire que celles-ci n'abritent pas de macroinvertébrés non indigènes.

## Liens

### *Pressions*

L'altération physique et l'eutrophisation des écosystèmes humides demeurent une menace pour les invertébrés des zones humides côtières des Grands Lacs. L'un et l'autre de ces phénomènes peuvent favoriser l'établissement d'une végétation non indigène et l'altération physique peut détruire les communautés végétales, tout en changeant l'hydrologie naturelle 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.

### Agriculture

L'agriculture dégrade les terres humides de plusieurs façons, notamment par l'enrichissement nutritif dû aux engrais, l'augmentation des sédiments par l'érosion, l'accroissement des eaux de ruissellement rapide venant des fossés de drainage, l'introduction d'espèces non indigènes agricoles (alpiste roseau, par exemple), la destruction des zones de prairies humides intérieures par le labour et l'endiguement, et enfin les épandages d'herbicides.

### Aménagement urbain

La transformation physique des rivages dérègle les processus littoraux et sublittoraux, les débits et les régimes de circulation en région côtière, altère ou abolit la connectivité avec les dunes et les marais côtiers et dégrade la structure des habitats littoraux. L'aménagement urbain détériore les terres humides par l'artificialisation des bandes côtières, le remblayage du territoire humide, l'introduction d'une grande diversité de polluants chimiques, l'accroissement du ruissellement vers les lacs, les apports de sédiments et les surcharges nutritives en provenance des stations d'épuration des eaux usées. Dans presque tous les milieux urbains, il y a eu une perte presque totale des terres humides le long du littoral.

### Aménagement résidentiel en région côtière

En bordure de nombreuses terres humides côtières, l'aménagement résidentiel a détérioré le territoire humide par l'enrichissement nutritif dû aux engrais et aux fosses septiques, l'altération des berges imputable aux installations de mouillage et d'accostage, le remblayage et l'artificialisation des bandes côtières. L'action de l'agriculture et de l'aménagement urbain est habituellement moins intense que l'altération physique locale qui est souvent à l'origine de l'introduction d'espèces non indigènes.

### Altération mécanique du littoral

L'altération mécanique se manifeste sous diverses formes, notamment l'excavation de fossés, l'endiguement, le dragage, le remblayage et l'artificialisation des bandes côtières. À cause de toutes ces altérations, des espèces non indigènes sont introduites par les engins de construction ou les apports de sédiments.

### Introduction d'espèces non indigènes

Les espèces non indigènes sont introduites de nombreuses façons. Certaines ont été intentionnellement implantées en tant que semences agricoles ou ornementales et ont ensuite colonisé les paysages indigènes. D'autres ont fait leur apparition comme mauvaises herbes mêlées aux semences agricoles. Le plus grand enrichissement sédimentaire et nutritif permet aux pires ennemies parmi les mauvaises herbes aquatiques de prendre le dessus sur les espèces indigènes. La plupart des pires intrus sont des producteurs de semences prolifiques ou se reproduisent à partir de fragments de racine ou de rhizome. Les animaux non indigènes sont également responsables de la dégradation accrue des terres humides côtières. La *Bithynia tentaculata* est un exemple de macroinvertébré envahissant et

prolifère auquel s'intéressent particulièrement le USFWS et d'autres organismes, étant vecteur de parasites pouvant causer la maladie et le dépérissement de la sauvagine.

Les pressions qui s'exercent ont aussi été décrites pour le sous-indicateur des communautés végétales des terres humides côtières.

Précipitations – Les variations de la température atmosphérique peuvent influencer sur le nombre d'épisodes orageux extrêmes dans la région des Grands Lacs avec des effets sur le territoire humide côtier.

Niveaux d'eau – Les variations des niveaux d'eau influent largement sur l'habitat et les communautés biologiques des terres humides côtières des Grands Lacs. Les niveaux d'eau ont une grande incidence sur les milieux humides côtiers non endigués et jouent un rôle fondamental dans toute analyse des tendances de l'évolution du territoire humide.

### Commentaires des auteurs

L'IIB des invertébrés est un multi-indicateur issu d'un ensemble de paramètres spécifiques ou d'éléments de mesure permettant de décrire la communauté, la structure, la fonction et l'abondance des invertébrés. Il dresse un cadre rigoureux de quantification de l'état biologique de la communauté des invertébrés des terres humides côtières des Grands Lacs à l'aide de données relatives aux zones les moins touchées qui sont représentatives du territoire humide littoral des Grands Lacs, c'est-à-dire de données décrivant des conditions biologiques de référence. Nous comparons ensuite ces terres aux zones d'un gradient quantitatif et qualitatif de perturbation anthropique dans une stratification par région et type de terres humides. Il convient de noter que l'IIB des invertébrés a été conçu pour les terres humides côtières directement reliées aux Grands Lacs, et non pour celles qui y touchent hydrologiquement par la seule nappe phréatique.

Nous pouvons aussi évaluer ce sous-indicateur dans le cadre d'une analyse globale des communautés biologiques des terres humides côtières et des réseaux aquatiques littoraux des Grands Lacs. Nous pouvons le faire en considérant collectivement les sous-indicateurs du territoire humide côtier, puisqu'ils représentent les perturbations causées par l'homme à différentes échelles spatiotemporelles et sont d'une résolution variable en détection. Ainsi, les invertébrés font voir une perturbation bien plus localisée de la partie lacustre du territoire humide dans les régions.

Les terres échantillonnées en 2015 sont présentées à la figure 2 dans un codage de couleur appliqué aux groupes taxinomiques sondés dans les divers lieux. Dans un grand nombre de zones, l'échantillonnage s'est fait pour l'ensemble des groupes taxinomiques. Les lieux non échantillonnés en fonction des oiseaux et des amphibiens étaient habituellement d'un accès impossible en sécurité ou posaient un problème d'accès à la propriété privée. La plupart des équipes d'observation des oiseaux et des amphibiens ne fonctionnent pas à partir d'embarcations, parce qu'elles doivent arriver sur place dans le noir ou y demeurer bien après la tombée du jour. Signalons qu'un certain nombre de terres sont échantillonnées seulement par les équipes d'observation des oiseaux et des amphibiens, car celles-ci peuvent boucler leurs sondages locaux plus rapidement et sont donc capables d'échantillonner en plus de lieux que les équipes d'observation des poissons, des macroinvertébrés et de la végétation.

### Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X					
2. Il est possible de remonter à la source des données.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.	X					
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	X					

## Remerciements

Auteur :

Donald G. Uzarski, Institute for Great Lakes Research, Station biologique et Département de biologie, Central Michigan University, Mount Pleasant (Michigan).

Collaborateurs :

Valerie J. Brady, Natural Resources Research Institute, Université du Minnesota à Duluth, Duluth (Minnesota), États-Unis.

John Brazner, US Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division, Duluth (Minnesota) (2006).

Thomas M. Burton, Départements de zoologie, des pêches et de la faune, Université d'État du Michigan, 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, Collège Northland, Ashland (Wisconsin), États-Unis.

Joseph P. Gathman, Université du Wisconsin à 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, Université du Michigan, Ann Arbor (Michigan) (2006).

Gary A. Lamberti, Université Notre Dame, Notre Dame (Indiana), États-Unis.

Ashley H. Moerke, Aquatic Research Laboratory, Université d'État du lac Supérieur, Sault Ste. Marie (Michigan), États-Unis.

Carl R. Ruetz III, Annis Water Resources Institute, Université d'État de Grand Valley, Muskegon (Michigan), États-Unis.

Danielle J. Sass, attachée de recherche à l'Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE), chercheuse auprès de l'USEPA, Great Lakes National Program Office (GLNPO) (2008).

Douglas A. Wilcox, Département des sciences de l'environnement et de biologie, Collège de l'Université d'État de New York à Brockport, Brockport (New York), États-Unis.

## Sources d'information

Albert, D.A., et L. Simonson, 2004. *Coastal wetland inventory of the Great Lakes region* (observation SIG des Grands Lacs aux États-Unis : [www.glc.org/wetlands/inventory.html](http://www.glc.org/wetlands/inventory.html)), Great Lakes Consortium, Commission des Grands Lacs, Ann Arbor (Michigan).

Environnement Canada et Office de protection du lac Ontario central, 2004. *Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: year 2 technical report*. Downsview (Ontario). ECB-OR.

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, Commission des Grands Lacs, Ann Arbor (Michigan).

Uzarski, D.G., T.M. Burton et J.A. Genet, 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.** Totaux des taxons de macroinvertébrés des terres humides côtières des Grands Lacs et d'espèces non indigènes; statistiques sommaires par pays; données de 2011 à 2014.

Source : 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.

**Tableau 2.** Totaux des taxons de macroinvertébrés et d'espèces non indigènes par lac dans les terres humides côtières des Grands Lacs. Moyenne, maximum et minimum de taxons par terre humide; données d'échantillonnage du territoire humide de 2011 à 2014.

Source : 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 figures

**Figure 1.** État des communautés de macroinvertébrés des terres humides côtières à l'aide de données de tous les lieux échantillonnés de 2011 à 2014.

Source : 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.

**Figure 2.** Terres échantillonnées en 2015 par codage de couleur pour les groupes taxinomiques sondés dans le territoire humide.

Source : 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.

### **Dernière mise à jour**

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

<i>Pays</i>	<i>Terres</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Minimum</i>	<i>Écart-type</i>
<i>Ensemble</i>					
Canada	149	39,8	76	10	13,5
États-Unis	326	40,7	85	0	5,2
<i>Espèces non indigènes</i>					
Canada	149	0,8	3	0	0,9
États-Unis	326	0,7	5	0	1,0

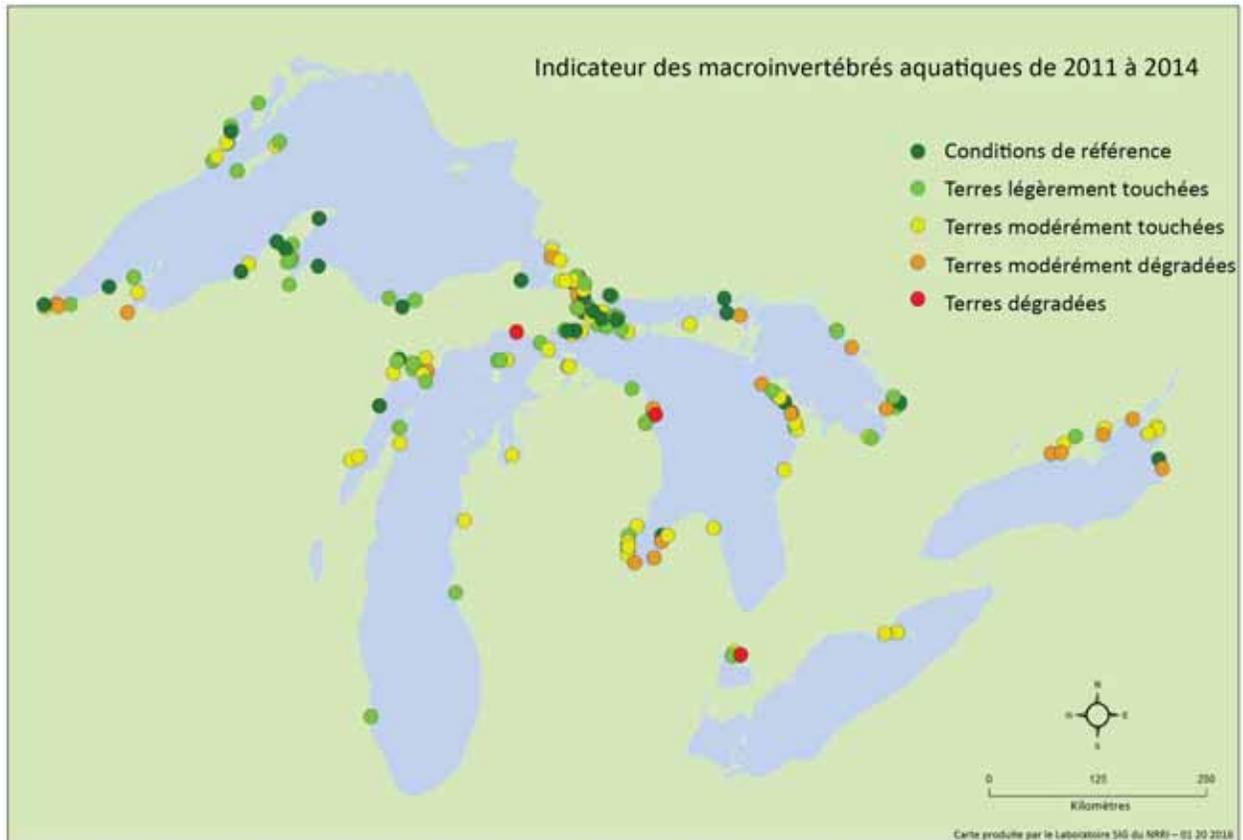
**Tableau 1.** Totaux des taxons de macroinvertébrés des terres humides côtières des Grands Lacs et d'espèces non indigènes; statistiques sommaires par pays; données de 2011 à 2014.

Source : 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.

<i>Lac</i>	<i>Terres</i>	<i>Total, macroinvertébrés</i>			<i>Macroinvertébrés non indigènes</i>		
		<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Minimum</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Minimum</i>
Érié	58	34,9	70	0	1,1	4	0
Huron	168	44,7	81	13	0,7	5	0
Michigan	66	42,1	85	19	0,7	3	0
Ontario	114	32,3	63	0	0,8	3	0
Supérieur	67	46,7	69	15	0,1	2	0

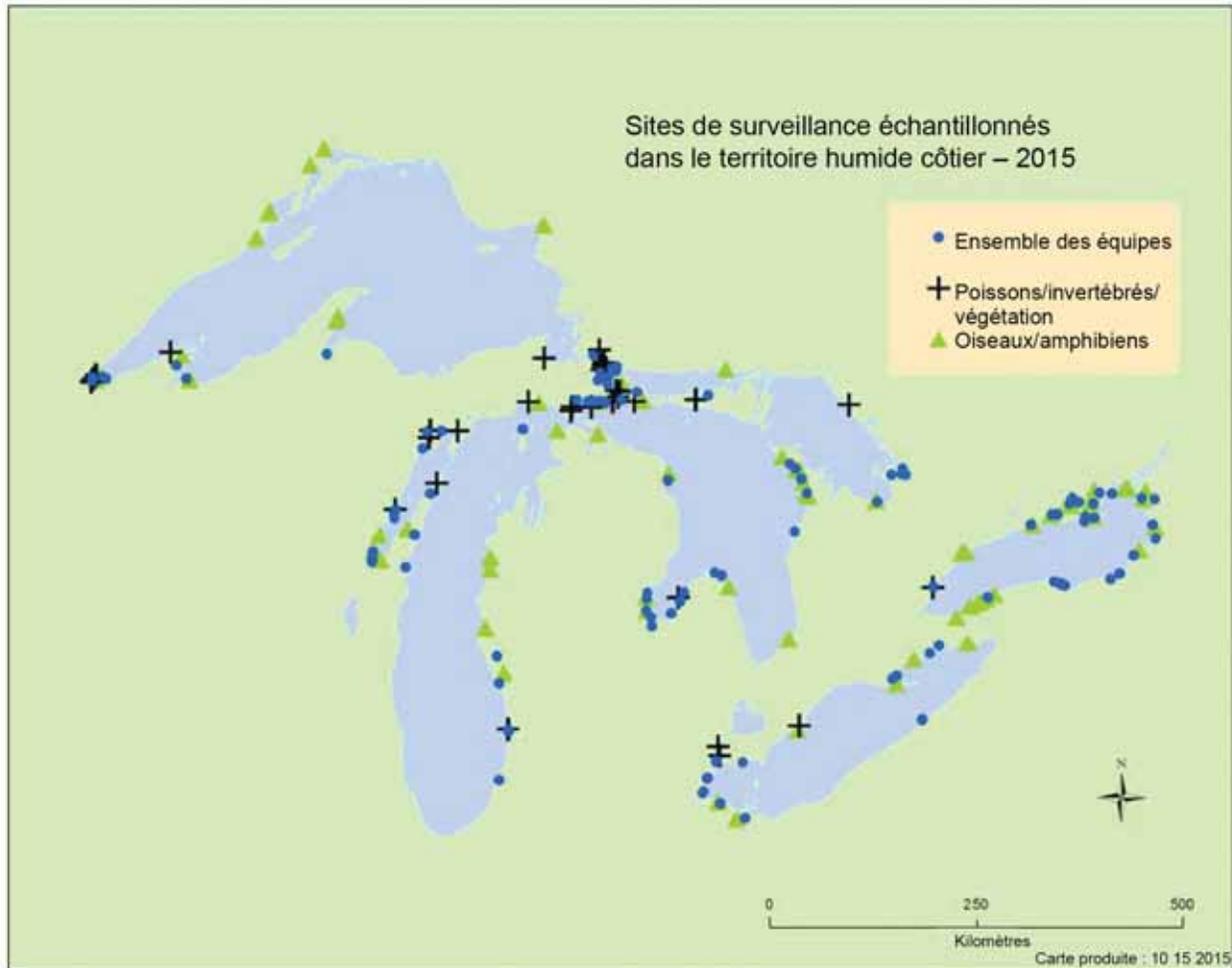
**Tableau 2.** Totaux des taxons de macroinvertébrés et d'espèces non indigènes par lac dans les terres humides côtières des Grands Lacs. Moyenne, maximum et minimum de taxons par terre humide; données d'échantillonnage du territoire humide de 2011 à 2014.

Source : 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.



**Figure 1.** État des communautés de macroinvertébrés des terres humides côtières à l'aide de données de tous les lieux échantillonnés de 2011 à 2014.

Source : 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.



**Figure 2.** Terres échantillonnées en 2015 par codage de couleur pour les groupes taxinomiques sondés dans le territoire humide.

Source : 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.



## Sous-indicateur : Végétaux des terres humides côtières

### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance: 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 racontent une histoire 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 coll., 2001) et que le coefficient de conservatisme moyen pondéré (Cmoy pondéré) (Bourdaghs et coll., 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.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : 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 basses 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. Il est impossible de déterminer les tendances en raison de l'absence de données antérieures comparables. Les points de repère et les données pour l'ensemble de tous les Grands Lacs limiteront l'utilisation de la catégorie indéterminée à l'avenir.

#### Lac Michigan

Lake Michigan

Situation : Passable

Tendance : 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 des eaux libres et celles qui sont protégées par des obstacles qui se trouvent au nord ont des scores plus élevés parce qu'ils sont associés au couvert forestier environnant. De nombreuses terres humides de la région de la baie Green, au Wisconsin, se sont considérablement dégradées par suite de l'apport à long terme en éléments nutritifs agricoles et urbains et, plus récemment, des niveaux peu élevés de l'eau et de l'envahissement par le roseau commun (*Phragmites australis*) qui leur est associé. Les activités de restauration améliorent l'état de la communauté végétale des terres humides de cette région. Il est impossible de déterminer les tendances en raison de l'absence de données antérieures comparables. Les points de repère et les données pour l'ensemble de tous les Grands Lacs limiteront l'utilisation de la catégorie indéterminée à l'avenir.

#### Lac Huron

Situation : Passable

Tendance : Se détériore

Justification : La situation globale des terres humides du lac Huron est passable selon les scores Cmo et Cmo 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 ou 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, lacustres ou riveraines, compte tenu du couvert forestier environnant et des activités de gestion. Le labourage, le raclage et le fauchage intensifs pendant les récentes périodes de basses eaux ont entraîné le remplacement de vastes superficies de végétation indigène dans les terres humides lacustres ouvertes par *Phragmites australis* et *Typha x glauca*, en particulier dans la région de la baie Saginaw. Ce changement à long terme est visible entre les relevés effectués au milieu des années 1990 et ceux qui l'ont été entre 2011 et 2015. Pendant la récente période prolongée de basses eaux, *Phragmites australis* s'est répandu vers le lac, au-delà de la végétation émergente indigène sur la péninsule Bruce, en Ontario, et le littoral oriental du lac Huron; il se peut toutefois que les hautes eaux récentes érodent ces grands lits de *Phragmites*. La végétation émergente a également été perdue dans les terres 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 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 peuvent être enrichies en éléments nutritifs par suite du ruissellement dans des sols peu profonds ou sur le substratum à découvert; 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.

## Lac Érié

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : La situation des communautés végétales des terres humides du lac Érié est en général mauvaise. Il existe certains sites de haute qualité à Presque Isle, en Pennsylvanie, et plusieurs gros sites 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 Marsh, 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 Cmo sont constamment plus élevés que le Cmo pondéré, ce qui signifie que des espèces dont les valeurs de conservatisme sont faibles, entre autres les massettes et les espèces envahissantes, dominant largement.

## Lac Ontario

Lake Ontario

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

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 Ontario, alors qu'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 Cmo pondéré que pour le Cmo signifient que les terres humides du lac Ontario sont en général dominées par des espèces dont les scores de conservatisme sont faibles, comme les massettes 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.

## 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 sont influencées par les manipulations des côtes et l'apport de sédiments, d'éléments nutritifs et de polluants. 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 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 ».

## État de l'écosystème

### Ecological Condition

L'état de la communauté végétale des terres humides varie beaucoup dans tout le bassin des Grands Lacs, allant de bonne à mauvaise, surtout en fonction de l'historique local d'utilisation des terres, de la gestion du littoral et de la prévalence des espèces végétales envahissantes. Les communautés végétales de certaines terres humides se sont détériorées rapidement au cours des dernières années en raison des niveaux extrêmement bas de l'eau, qui ont permis aux espèces exotiques d'envahir et de dominer. Les niveaux de l'eau ayant remonté en 2014-2015, il sera essentiel d'évaluer la réaction de ces terres humides. Dans d'autres terres humides, la situation de la communauté végétale s'est récemment améliorée. Ainsi, la turbidité de l'eau des Grands Lacs méridionaux a réduit la propagation de la moule zébrée, ce qui a augmenté la diversité des plantes quasi submergées dans de nombreuses terres 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. Dans les Grands Lacs méridionaux (lac Érié, lac Ontario et cours supérieur du Saint-Laurent), presque toutes les terres humides sont dégradées par la régulation du niveau de l'eau, l'enrichissement en éléments nutritifs, la sédimentation ou une combinaison de ces facteurs. La démonstration la plus probante de ce phénomène est vraisemblablement la prévalence de grandes zones de massettes, la réduction de la diversité et de l'étendue de la végétation quasi submergée et la prévalence de plantes exotiques, comme le roseau commun (*Phragmites australis*), l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*), la salicaire pourpre (*Lythrum salicaria*), le potamot crépu (*Potamogeton crispus*), le myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*), l'hydrocharis grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae*) et la châtaigne d'eau (*Trapa natans*).

Dans le reste des Grands Lacs (lac Sainte-Claire, lac Huron, lac Michigan, baie Georgienne, lac Supérieur et leurs voies interlacustres), il existe des milieux humides intacts et divers appartenant à la plupart des types géomorphologiques de terres humides. Toutefois, le faible niveau de l'eau a entraîné la propagation explosive 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. Le niveau de l'eau augmentant, la réaction des roseaux devrait être surveillée.

La propagation de l'hydrocharis grenouillette, une plante flottante qui forme des tapis denses pouvant éliminer les plantes quasi 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 toutes deux.

Des études menées dans les Grands Lacs septentrionaux ont montré que les espèces exotiques, comme le roseau commun, l'alpiste roseau et la salicaire pourpre, se sont établis dans tous les Grands Lacs, mais que leurs effectifs sont peu abondants et que leur présence se limite souvent aux perturbations locales, comme les quais et les chenaux des 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 végétaux peuvent parvenir à s'établir lorsqu'un changement du niveau de l'eau crée des conditions de sédimentation favorables. La présence de massettes hybrides (*Typha x glauca*) a aussi récemment été attestée dans les lacs Michigan et Huron, et la rivière Ste-Marie (Lishawa et coll., 2010).

### Types régionaux de terres humides

La situation de la communauté végétale des terres humides côtières varie naturellement dans le bassin des Grands Lacs, en raison de différences géomorphologiques et climatiques. La taille et la diversité végétales 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, 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. Il y a des terres humides riveraines 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 de drainage 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 pour créer des cordons littoraux qui séparent les terres humides des Grands Lacs. Les terres humides côtières renferment différentes zones de végétation (marécage arboré ou arbustif, prairie, végétation émergente, quasi émergente et flottante), dont certaines peuvent être absentes dans certains types de terres humides et dans des conditions différentes de niveau de l'eau. Les terres humides des Grands Lacs ont été classées et cartographiées en 2004 (voir <http://glc.org/wetlands/inventory.html>), et des cartes des terres humides côtières ont été réalisées pour les États-Unis (voir [http://glc.org/wetlands/us\\_mapping.html](http://glc.org/wetlands/us_mapping.html)) et le Canada (voir [http://glc.org/wetlands/can\\_mapping.html](http://glc.org/wetlands/can_mapping.html)).

## 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 le niveau des éléments nutritifs crée un gradient du nord au sud, et une augmentation des niveaux 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 des différences entre les espèces végétales des zones humides côtières. Dans la partie sud du bassin des Grands Lacs, l'augmentation de l'activité agricole a de plus entraîné l'augmentation des éléments nutritifs, de la sédimentation et des espèces exotiques introduites.

## Liens

Il est difficile d'utiliser les végétaux comme indicateurs dans certaines conditions en raison de certaines 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 des espèces dans tout le bassin versant ou dans certaines zones en particulier, compte tenu de la modification de l'importance des perturbations d'origine anthropique. Il est donc difficile de surveiller 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 peu profondes de végétation émergente ou quasi submergée, où les végétaux presque 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 *Phragmites australis* (Albert et Brown, 2008; Lishawa et coll., 2010; Wilcox, 2012). De plus, les niveaux de l'eau sont régulés dans les lacs Supérieur et Ontario, ce qui a modifié la dynamique des communautés végétales. C'est très évident dans le lac Ontario, où les massettes ont remplacé les carex et les prairies herbeuses (Wilcox et coll., 2008).

### Les pressions

#### Modifications panlacustres

Pour les lacs méridionaux, la plupart des terres humides ont été radicalement 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 envahissantes.

## L'agriculture

L'agriculture dégrade les terres humides de bien des façons, y compris 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 prairies humides de l'arrière-pays 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 quasi submergées, sinon aucune.

## La régulation du niveau de l'eau

La régulation du niveau de l'eau de lac Ontario depuis 1960 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 approvisionnements en eau sont faibles. L'avantage concurrentiel des carex et des graminées dans les endroits élevés, en raison de leur tolérance aux bas niveaux de l'eau et à la faible humidité du sol, a été perdu et ils ont été remplacés par des massettes plus grosses qui ne sont plus limitées par le besoin d'avoir plus d'eau.

## L'expansion urbaine

Le développement urbain dégrade les terres humides : durcissement des rives, remblayage des terres humides, ajout 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, les terres humides ont presque 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 peut complètement éliminer 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 passage des disques et le labourage de la végétation côtière par des propriétaires de terres privées. Compte tenu de toutes ces modifications, des espèces exotiques transportées par l'équipement de construction ou contenues dans les sédiments importés sont introduites. Les changements aux pentes du littoral et à l'état des sédiments sont souvent propices à l'établissement d'espèces exotiques. Le passage des disques et le labourage de 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.

## L'introduction d'espèces exotiques

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 racines 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 quasi 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 pourpre (*Lythrum salicaria*), le potamot crépu (*Potamogeton crispus*) et le myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*). Le faible niveau de l'eau a toutefois entraîné la propagation explosive 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'hydrocharis grenouillette, une plante flottante qui forme des tapis denses pouvant éliminer les plantes quasi 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 échan-

tillonnage a montré que la châtaigne d'eau se répand rapidement dans le lac Ontario, où sa répartition et sa densité augmentent toutes deux. La redécouverte récente de *Nitellopsis obtusa*, une macro-algue exotique, est préoccupante pour la conservation, parce qu'elle est établie depuis longtemps – le 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.

### Commentaires des auteurs

\*Le programme de surveillance des terres humides côtières était 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 coll.). Ce programme binationnel 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 dont il est fait état ici. Dans chacune des terres humides, les données de trois zones humides (prairie humide, végétation émergente, végétation quasi émergente) 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 pour chacun des Grands Lacs séparément. Dans les analyses futures, ces types seront divisés en sous-types reconnus (Albert et coll., 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 joli petit chiffre facilement calculé, 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. Plus de renseignements sur ces calculs se trouvent dans la description du sous-indicateur Végétaux des terres humides côtières.

Selon les estimations, la moitié à peu près des terres humides côtières ont été perdues dans l'ensemble du bassin, mais cela ne tient pas compte des milieux humides dégradés, seulement de ceux 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 plus exacte, dont les plus importantes sont 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 et 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.

Bien qu'aucun relevé de la végétation des terres humides côtières n'ait été effectué pour l'ensemble des Grands Lacs avant les années 1980, les analyses typologiques des données physiques et sur la végétation recueillies au cours des relevés sur le terrain réalisés dans les années 1980 et 1990 permettent de circonscrire plusieurs communautés végétales indigènes distinctes, ainsi que certaines communautés végétales dominées par des espèces envahissantes, qui présentent des relations solides avec les conditions climatiques, les sédiments et les conditions hydrogéomorphiques (Minc, 1997; Albert et Minc, 2001, Albert et coll., 2006) pouvant amener avec raison à conclure qu'il existe des communautés ou des types régionaux prévisibles de végétation des terres humides.

Nous savons que les massettes 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 coll., 2008; Lishawa et coll., 2010 et Robert Humphreys (gestionnaire de sanctuaires au Département des ressources naturelles du Michigan), communications personnelles). La massette indigène dans les terres humides côtières des Grands Lacs était *Typha latifolia* (quenouille à feuilles larges ou massette à feuilles larges), une espèce dont la répartition était limitée par les fluctuations caractéristiques du niveau de l'eau des Grands Lacs. *Typha angustifolia* (quenouille à feuilles étroites) s'est répandue dans les terres humides des Grands Lacs, où elle tolère de l'eau plus profonde que la quenouille à feuilles larges, et elle se répand rapidement dans l'est des États-Unis et le Midwest, le long des fossés des routes. La quenouille à feuilles larges et la quenouille à feuilles étroites se sont croisées pour former *Typha x glauca* (quenouille hybride), une plante plus grosse et plus agressive qui, associée à la quenouille à feuilles étroites, a créé des monocultures étendues et denses qui ne répondent pas aux besoins en matière d'habitat de bon nombre 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 exotiques envahissantes au cours de la toute dernière période de basses eaux (1999-2013 dans les lacs Michigan et Huron) sont imputés à la dégradation d'origine 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 des basses eaux prolongées 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 x 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 des plantes et des animaux envahissants de 2011-2015 (Uzarski et coll., 2016); il s'agit de la définition de l'état de référence et du but de la 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.

### Évaluation de la qualité des données

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

provenant du Canada.						
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à 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.						

## 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  
 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 *Pragmites australis* expansion. Michigan Natural Features Inventory report 2008-14.

Albert, D.A. et L.D. Minc. L2001. Abiotic and floristic characterization of Laurentian Great Lakes' coastal wetlands. Stuttgart, Germany. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27:3413-3419.

Albert, D.A., D.A. Wilcox, J.W. Ingram et T.A. Thompson. 2006. Hydrogeomorphic Classification for Great Lakes Coastal Wetlands. *J. Great Lakes Res* 31(1):129-146.

Albert, D.A. Mars 2008. Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan, chapitre trois : Vegetation Community Indicators. Préparé pour le Great Lakes Coastal Wetlands Consortium, projet de la Commission des Grands Lacs.

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.

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

Commission des Grands Lacs. Great lakes Coastal Wetlands Consortium. Inventory and Classification. Dernière mise à jour : 30 juin 2007. <http://glc.org/wetlands/inventory.html>

Commission des Grands Lacs. Great lakes Coastal Wetlands Consortium. Coastal Wetlands Inventory-Great Lakes Region. Dernière mise à jour : 20 avril 2004. [http://glc.org/wetlands/us\\_mapping.html](http://glc.org/wetlands/us_mapping.html)

Commission des Grands Lacs. Great lakes Coastal Wetlands Consortium. Canadian Mapping Resources. Dernière mise à jour : 20 avril 2004. [http://glc.org/wetlands/can\\_mapping.html](http://glc.org/wetlands/can_mapping.html)

Environnement Canada et Central Lake Ontario Conservation Authority. 2004. *Durham Region Coastal Wetland Monitoring Project: Year 2 Technical Report*. Environnement Canada, Downsview (Ontario): ECB-OR.

Herdendorf, C.E. 1988. *Classification of geological features in Great Lakes nearshore and coastal areas. Protecting Great Lakes Nearshore and Coastal Diversity Project*. Commission mixte internationale et The Nature Conservancy, Windsor (Ontario).

Herdendorf, C.E., L. Hakanson, D.J. Jude et P.G. Sly, 1992. A review of the physical and chemical components of the Great Lakes: a basis for classification and inventory of aquatic habitats. Dans Busch, W.-D.N. et P.G. Sly (éd.), *The development of an aquatic habitat classification system for lakes*, p. 109-160. Ann Arbor, MI: CRC Press.

Herdendorf, C.E., S.M. Hartley et M.D. Barnes (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.

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.

Jaworski, E., C.N. Raphael, P.J. Mansfield et B.B. Williamson. 1979. *Impact of Great Lakes water level fluctuations on coastal wetlands*. U.S. Department of Interior, Office of Water Resources and Technology, rapport du contrat 14-0001-7163, de l'Institute of Water Research, Michigan State University, East Lansing, MI, 351 p.

Keough J.R., T.A. Thompson, G.R. Guntenspergen et D.A. Wilcox. 1999. Hydrogeomorphic factors and ecosystem responses in coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* 19:821-834.

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 D.A. Albert. 1998. *Great Lakes coastal wetlands: abiotic and floristic characterization*. Michigan Natural Features Inventory, Lansing, MI.

Prince, H.H. et F.M. D'Itri (éd.) 1985. *Coastal Wetlands*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.

Stuckey, R.L. 1989. Western Lake Erie aquatic and wetland vascular plant flora: its origin and change. Dans *Lake Erie Estuarine Systems: Issues, Resources, Status, and Management*, p. 205-256. Estuary-of-the-Month Seminar Series No. 14. Washington, D.C.: NOAA.

Swink, F. et G. Wilhelm. 1994. *Plants of the Chicago Region*, 4<sup>e</sup> édition. Lisle, Illinois. The Indiana Academy of Science.

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. Sous presse. 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 T.H. Whillans. 1999. Techniques for restoration of disturbed coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* 19:835-857.

Wilcox, D.A. 2012. Response of wetland vegetation to the post-1986 decrease in Lake St. Clair water levels: seed-bank emergence and beginnings of the *Phragmites australis* invasion. *Journal of Great Lakes Research* 38:270-277.

## 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 il manquait des zones de végétation 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 C<sub>moy</sub> et le C<sub>moy pondéré</sub> 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 C<sub>moy</sub> et du C<sub>moy pondéré</sub>.

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 il manquait des zones de végétation 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 C<sub>moy</sub> et le C<sub>moy pondéré</sub> 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 C<sub>moy</sub> et du C<sub>moy pondéré</sub>.

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 C<sub>moy</sub> (bleu) et du C<sub>moy pondéré</sub> (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 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Lac	n	Cmoy et Cmoy pondéré				n	IIB de la vég.		IIB de la vég. x2
		Cmoy	IC 95 %	Cmoy pondéré	IC 95 %		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 il manquait des zones de végétation 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 : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs

Lac	Mesures			Évaluation globale
	Cmoy	Cmoy pondéré	IIB de la vég.	
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

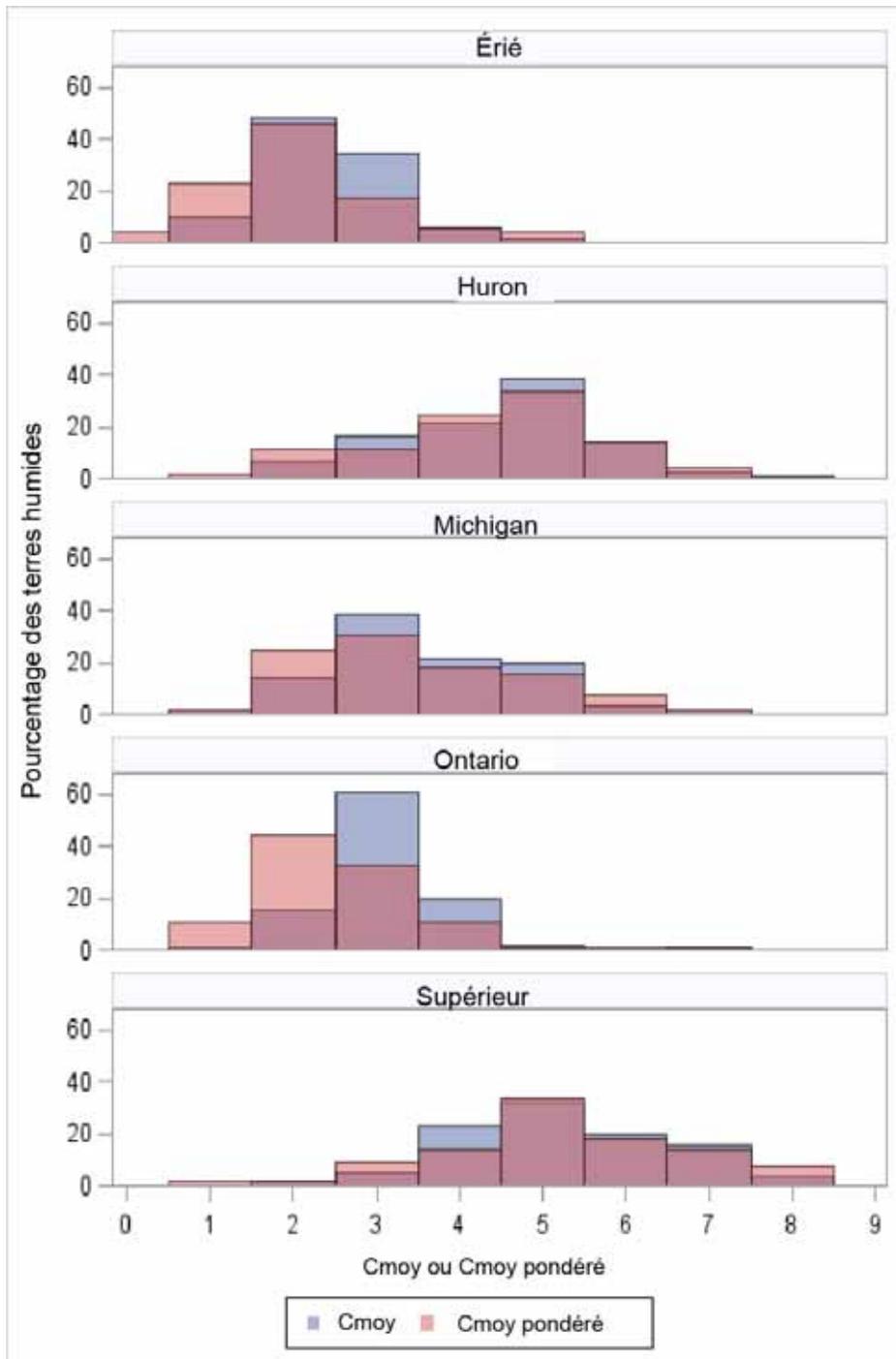
Source : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

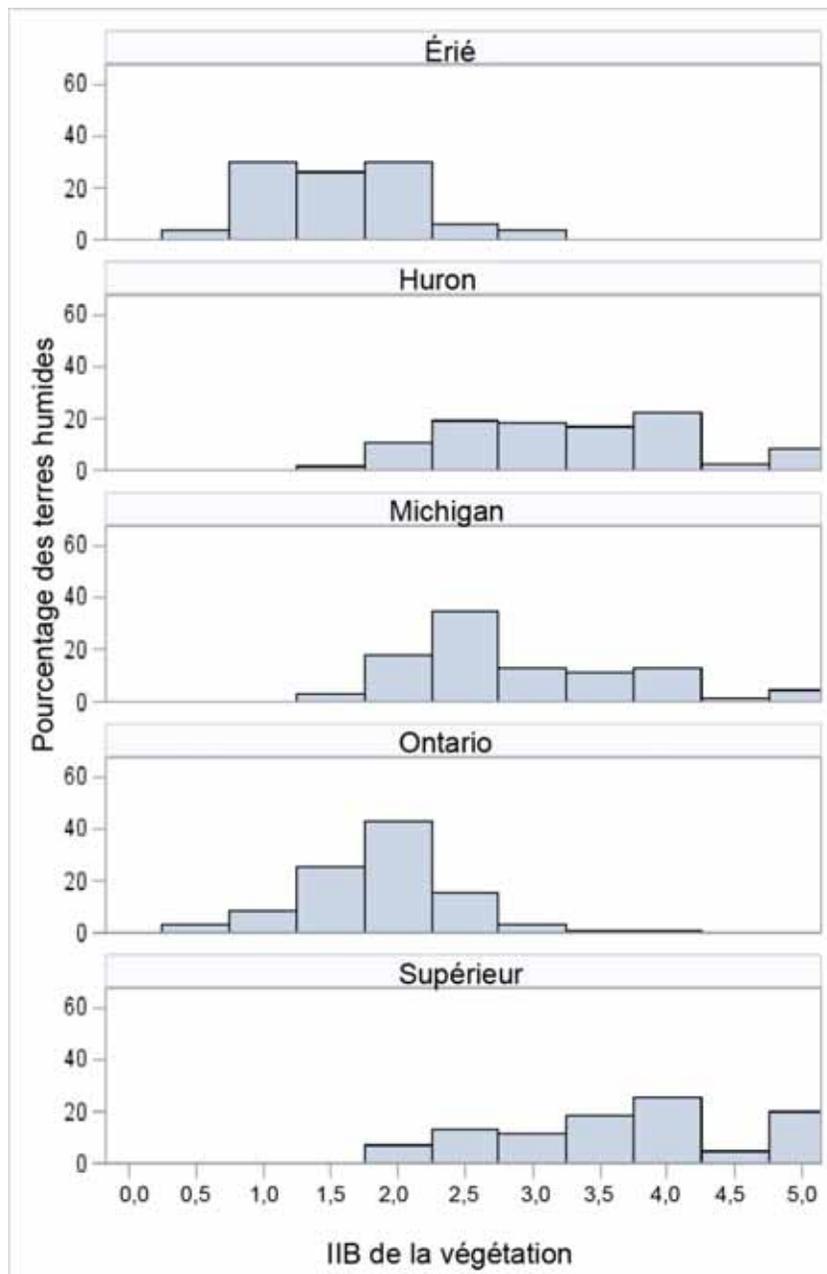
Lac	Type hydrogéomorphique	Cmoy et Cmoy pondéré					IIB de la vég.		
		<i>n</i>	Cmoy	IC 95 %	Cmoy pondéré	IC 95 %	<i>n</i>	IIB	IC 95 %
Érié	Protégées	10	2,61	0,25	2,34	0,44	5	1,78	0,49
	Lacustres (côtières)	22	2,66	0,33	2,40	0,41	17	1,61	0,22
	Riveraines	31	2,40	0,30	2,06	0,39	28	1,45	0,21
Huron	Protégées	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 il manquait des zones de végétation 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 : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs



**Figure 1.** Histogramme des fréquences des valeurs globales du C<sub>moy</sub> (bleu) et du C<sub>moy pondéré</sub> (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 C<sub>moy</sub> et du C<sub>moy pondéré</sub> est la suivante : Bonne : 5,0 et au-dessus; Passable : 3,0-4,9 et Médiocre : 0,0-2,9. Veuillez remarquer la différence d'échelle entre la figure 1 et la figure 2 sur l'axe des x. Source : Consortium 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 au-dessus; Passable : 3,0-4,9 et Médiocre : 0,0-2,9. Veuillez remarquer la différence d’échelle entre la figure 1 et la figure 2 sur l’axe des x  
 Source : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs



## Sous-indicateur : Milieux humides côtiers : échelle et composition

### Évaluation globale

**Situation : Indéterminée**

**Tendance : 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.

## 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.

## Évaluation de la qualité des données

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

## 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 classification 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.

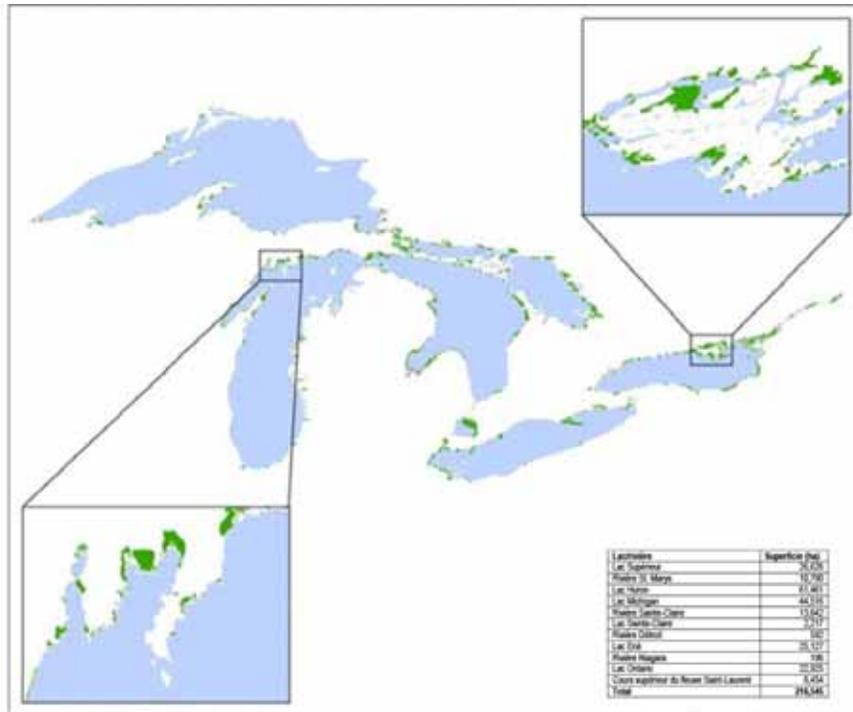
**Figure 4.** Classes de milieux humides et d'utilisation et de couverture des terres dans une zone tampon de 10 km du rivage des Grands Lacs aux États-Unis et au Canada.

Source : Bourgeau-Chavez, Laura. 2015.

## Dernière mise à jour

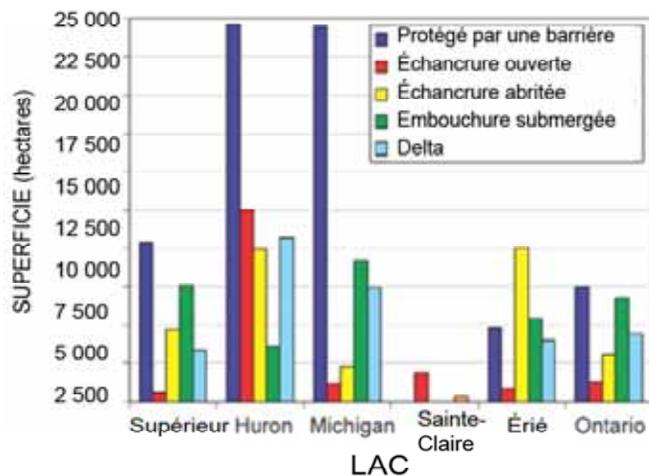
*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 1.** Répartition des milieux humides côtiers des Grands Lacs et superficie totale par lac et par rivière.

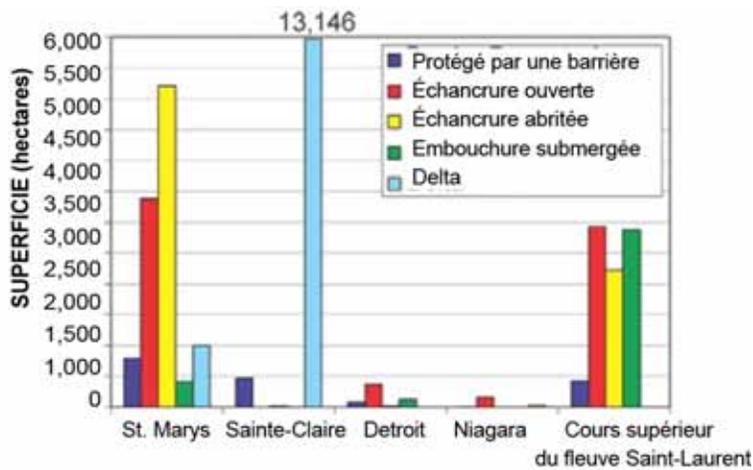
Source : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs, tiré de l'État des Grands Lacs, rapport 2007.



**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.

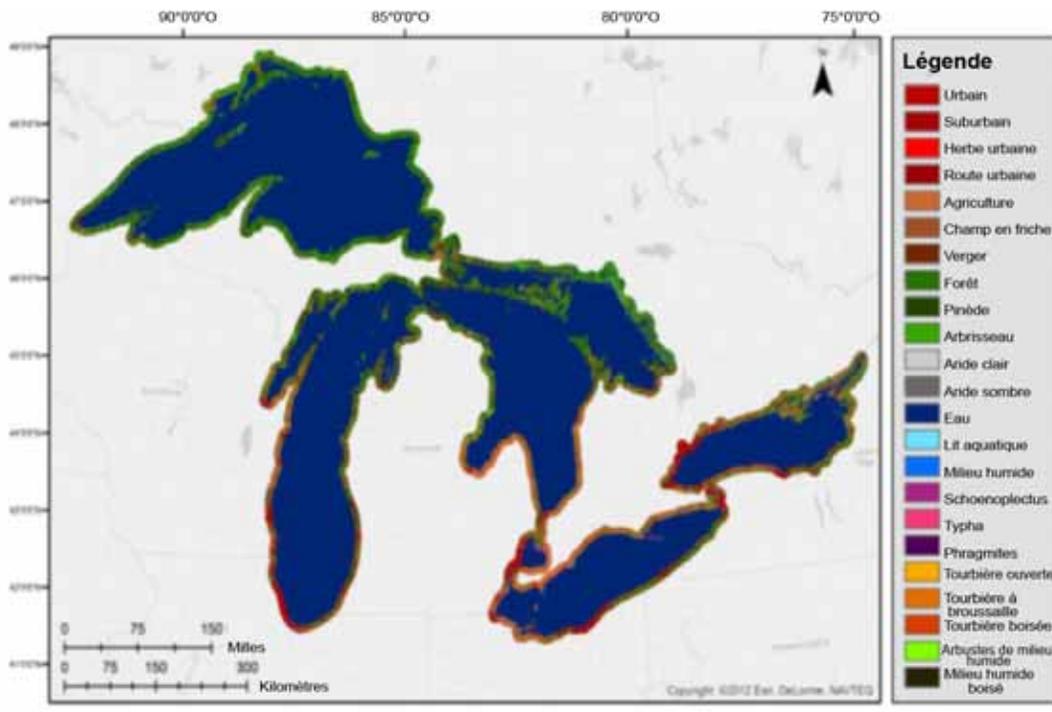
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



## COURS D'EAU INTERLACUSTRE

**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

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

**Justification :** Depuis plus d'un siècle, les barrages et les obstacles influent sur la santé des écosystèmes aquatiques du bassin des Grands Lacs et entravent le rétablissement de certaines populations de poissons. Outre qu'elle limite l'accès des poissons aux frayères et aux aires d'alevinage, la perte de connectivité entre les milieux aquatiques a une incidence sur les flux 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 20<sup>e</sup> siècle pour la production d'énergie hydroélectrique. Au cours des quelques dernières décennies, très peu de nouveaux barrages ont été construits, et la récente tendance est à l'élimination de vieux barrages. Les conséquences éventuelles des franchissements de cours d'eau et de routes sont désormais mieux comprises, et plusieurs initiatives régionales ont été lancées pour déterminer les ponceaux qui font obstacle et en atténuer les effets. Cette évaluation repose sur l'expertise et l'examen des données et s'appuie largement sur les stratégies de conservation de la biodiversité élaborées pour chacun des lacs.

### Évaluation lac par lac

Lac Supérieur

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

**Justification :** Les barrages et les obstacles sont désignés comme une menace élevée pour les poissons migrateurs (Plan d'aménagement panlacustre du lac Supérieur, 2013) et passent pour être des entraves au rétablissement de quelques poissons, notamment l'esturgeon jaune, l'omble de fontaine et le doré jaune (Horns et coll., 2003). Plusieurs projets ont été menés à terme. Dans d'autres cas, on examine des options visant à améliorer la connectivité (<http://greatlakes.fishhabitat.org/projects>), notamment le barrage Camp 43 sur la rivière Black Sturgeon. Une base de données géographiques établie en collaboration sur les obstacles inventoriés à la connectivité dans le bassin centre-sud du lac Supérieur sera utilisée pour déterminer la priorité en matière de restauration d'environ 1 800 franchissements de cours d'eau inventoriés. Voilà un exemple des efforts qui sont déployés pour aborder la connectivité (<https://www.fws.gov/glri/documents/GLRIBook2014.pdf>).

### Lac Michigan

Situation : Médiocre

Tendance : S'améliore

**Justification :** Environ 83 % de l'habitat des affluents n'est pas accessible aux poissons migrateurs en raison de la fragmentation causée par les barrages; or, les barrages sont classés comme une menace élevée pour les poissons migrateurs (Pearsall et coll., 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 connectera plus de 250 km d'habitat lotique jusqu'au lac Michigan – le barrage le plus proche de l'embouchure de la rivière sera modifié afin de permettre le passage des poissons tout en bloquant l'accès à la lamproie marine.

### Lac Huron

Situation : Médiocre

Tendance : S'améliore

**Justification :** Environ 86 % des principaux affluents ne sont plus connectés au bassin du lac Huron (Gebhardt et coll., 2005); or, les barrages sont classés comme une menace élevée pour les poissons migrateurs (Franks Taylor et coll., 2010). La connectivité des habitats aquatiques varie dans le bassin. Franks Taylor et coll. (2010) ont déterminé que l'est de la baie Georgienne comporte un accès suffisant à l'habitat de frai pour maintenir la population de poissons, tandis que, dans la baie Saginaw, l'accès à l'habitat de frai limite fortement les populations de poisson.

## Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : Environ 64 % de l'habitat des affluents n'est pas accessible aux poissons migrateurs en raison de la fragmentation causée par les barrages; or, les barrages 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'avoir accès à 35 km d'habitat lotique.

## Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : La situation est fondée sur la stratégie de conservation de la biodiversité du lac Ontario (Lake Ontario Biodiversity Conservation Strategy Working Group, 2009). En sus 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 coll., 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 au saumon atlantique, et l'enlèvement du barrage Hogansburg pour rétablir la connectivité dans la rivière Saint-Regis.

### Autres échelles spatiales

Pour aider à cibler les investissements afin de reconnecter des habitats et supprimer des obstacles, les données spatiales sur l'emplacement et les attributs des obstacles (barrages et franchissements de route et de cours d'eau) dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs sont synthétisées et utilisées par l'Université du Wisconsin afin d'analyser la stratégie optimale d'amélioration de la connectivité en vue de rétablir les migrations des poissons. Le projet servira de base à un outil d'aide à la prise de décision destiné à guider la restauration à des échelles allant du bassin versant individuel au bassin des Grands Lacs tout entier et fournira un cadre systématique pour la comparaison des coûts (coûts économiques directs, invasions d'espèces) et des avantages (connectivité, espèces de poissons d'importance) de l'enlèvement d'obstacles (Januchowski-Hartley et coll., 2013).

### Raison d'être du sous-indicateur

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

### Objectif écosystémique

Le maintien ou l'amélioration de la connectivité des habitats aquatiques pour les poissons indigènes serait considéré comme souhaitable. Par contre, 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 ».

### Conditions écologiques

L'installation et la gestion de barrages menacent la diversité des poissons indigènes des Grands Lacs en restreignant ou en éliminant la connectivité entre le lac et les habitats de frai, d'alevinage et d'hivernage essentiels (Januchowski-Hartley et coll., 2013). Par exemple, dans le lac Huron, avant les années 1800, plus de 10 000 km (plus de 6 000 milles) d'habitats des affluents étaient accessibles aux poissons du lac (Liskauskas et coll., 2004, PBLH 2008). En 2005, 86 % des principaux affluents n'étaient plus connectés au bassin du lac (Gebhardt et coll., 2003). Cette perte d'habitat dans les affluents s'est soldée par d'importants déclin 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 dard gris (Commission des pêcheries des Grands Lacs. 2007, Bredin 2002).

## Liens

Il y a des liens à d'autres sous-indicateurs de la série :

- **Espèces aquatiques envahissantes** – Il existe des exemples dans tous les Grands Lacs dans lesquels des barrages et des obstacles protègent, dans certains cas, les assemblages 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. Quelques barrages et obstacles peuvent également jouer un rôle pour limiter la prolifération d'autres espèces envahissantes, comme le gobie à taches noires et le gobie de la mer Noire, et la propagation de la septicémie hémorragique virale.
- **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 provoquerait probablement des baisses des nombres de touladis et ralentirait les progrès accomplis vers la restauration.
- **Lamproie marine** – L'atténuation de cette menace n'est pas simple, car on perçoit aussi des avantages écologiques de quelques barrages et obstacles. Par exemple, des barrages et obstacles limitent actuellement la prolifération de certains envahisseurs des Grands Lacs. Le lac Huron renferme la plus importante population de lamproies marines des Grands Lacs (Liskauskas et coll., 2007), et les barrages et les obstacles de faible hauteur sont un important moyen de défense utilisé par les gestionnaires.
- **Doré jaune** – La perte de connectivité aquatique a contribué au déclin de l'espèce.
- **Qualité de l'eau des affluents** – L'enlèvement d'obstacles pourrait améliorer la qualité de l'eau, parce que les régimes d'écoulement naturels sont rétablis.

Ce sous-indicateur est aussi lié directement aux autres sous-indicateurs de l'indicateur Habitats et Espèces.

## Commentaires des auteurs

La connectivité des habitats aquatiques est définie aux fins de ce 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 aux besoins de leur cycle biologique, y compris 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 frai dans les cours d'eau. Dans bien des cas, les barrages et d'autres obstructions (p. ex. des ponceaux perchés) empêchent les poissons adultes d'atteindre l'habitat de frai et, ainsi, compromettent la diversité du stock et de l'espèce et diminuent le recrutement annuel ainsi que la production et les pêches. Pour quelques poissons (p. ex. le doré jaune, l'esturgeon jaune), les installations de passage atténueront les effets, parce que ces espèces sont incapables de sauter. En sus d'affecter les poissons qui migrent des Grands Lacs dans les affluents, de nombreuses espèces de poissons habitant les cours d'eau (p. ex. le meunier noir et les menés) subissent les conséquences de la discontinuité de leurs aires de répartition à cause des obstacles.

Quelques barrages ne sont pas documentés, bien qu'il y ait eu d'importantes améliorations du catalogage des barrages et obstacles dans l'ensemble du bassin au cours de quelques dernières années. L'analyse spatiale de la connectivité peut être difficile si les coordonnées des barrages ne recourent pas la couche hydrologique. Les franchissements de route et de rivière peuvent mettre en évidence d'éventuels obstacles, mais il faut les vérifier sur le terrain pour en évaluer les répercussions. 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 connexes à ces barrages, et un tableau utile se dégage, qui permet d'évaluer les effets pernicieux qu'exerce la fragmentation de l'habitat sur les communautés de poissons résidents et migrateurs des cours d'eau. Les données pour 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. Les 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.

L'Upper Midwest and Great Lakes Landscape Conservation Cooperative a créé l'Aquatic Connectivity Collaborative afin de fournir des outils pour la planification stratégique et l'optimisation des efforts déployés pour connecter les habitats. Ce collectif élaborera, classera par priorité, examinera, recommandera et financera des

travaux de recherche qui s’inscrivent à l’appui de la connectivité des Grands Lacs. Les travaux devraient accroître la quantité d’habitats connectés dans chacun des Grands Lacs. (<https://lcnetwork.org/group/great-lakes-aquatic-connectivity-collaborative>).

## Évaluation de la qualité des données

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

## Remerciements

Auteur : Dan Kraus, Conservation de la nature Canada.

Contributeur : Joseph Sheahan, United States Fish and Wildlife Service.

## 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, édés.

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.

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.

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 lac Superior. Great Lakes Fish.

Comm. Spec. Pub. 03–01, Ann Arbor, MI. 78p. Internet : [http://www.glf.org/pubs/SpecialPubs/Sp03\\_1.pdf](http://www.glf.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 & Environment* 11: 211-217.

Partenariat binational du lac Huron. 2008. Plan d'action 2008-2010 du Partenariat binational du lac Huron. Internet : [http://www.epa.gov/glnpo/lamp/lh\\_2008/lh\\_2008.pdf](http://www.epa.gov/glnpo/lamp/lh_2008/lh_2008.pdf).

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 / Le beau lac – Stratégie binationale de conservation de la biodiversité du lac Ontario*. U.S. Environmental Protection Agency et Environment et Changement climatique Canada.

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). Internet : <http://www.natureconservancy.ca/assets/documents/on/lake-superior/A-Biodiversity-Conservation-Assessment-for-Lake-Superior-Vol-1-Final-Draft-Updated-March2015.pdf>.

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.

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.

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. 2012 ba. *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.

## Liste des figures

**Figure 1.** Connectivité des habitats aquatiques du lac Supérieur – Emplacement des barrages et obstacles.

**Source:** Plan d'action et d'aménagement panlacustre du lac Supérieur – Groupe de travail du lac Supérieur (2013).

**Figure 2.** Connectivité des habitats aquatiques du lac Michigan – Accessibilité des cours d'eau.

**Source:** Pearsall et coll. (2012 a).

**Figure 3.** Connectivité des habitats aquatiques du lac Huron – Accessibilité des cours d'eau.

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

**Figure 4.** Connectivité des habitats aquatiques du lac Érié– Accessibilité des cours d'eau.

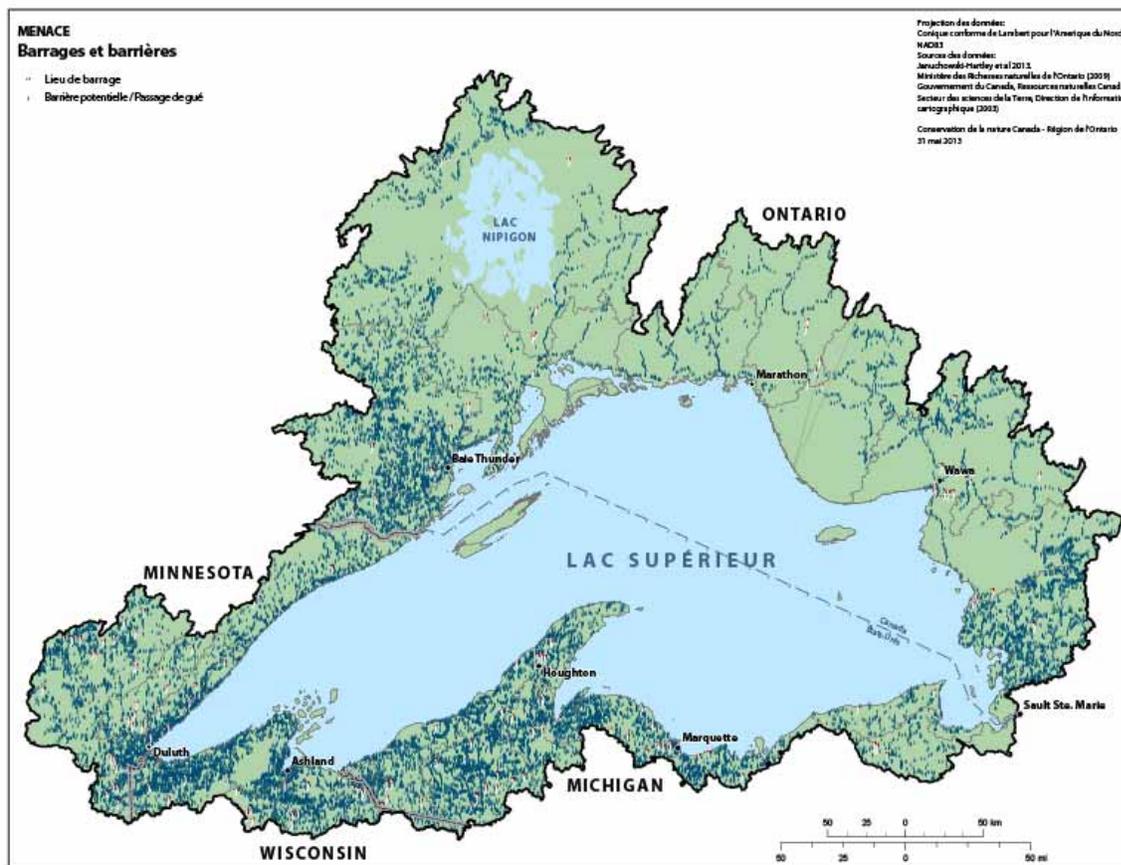
**Source:** Pearsall et coll. (2012b).

**Figure 5.** Connectivité des habitats aquatiques du lac Ontario –Connectivité des affluents.

**Source:** Groupe de travail sur la stratégie de conservation de la biodiversité du lac Ontario (2009).

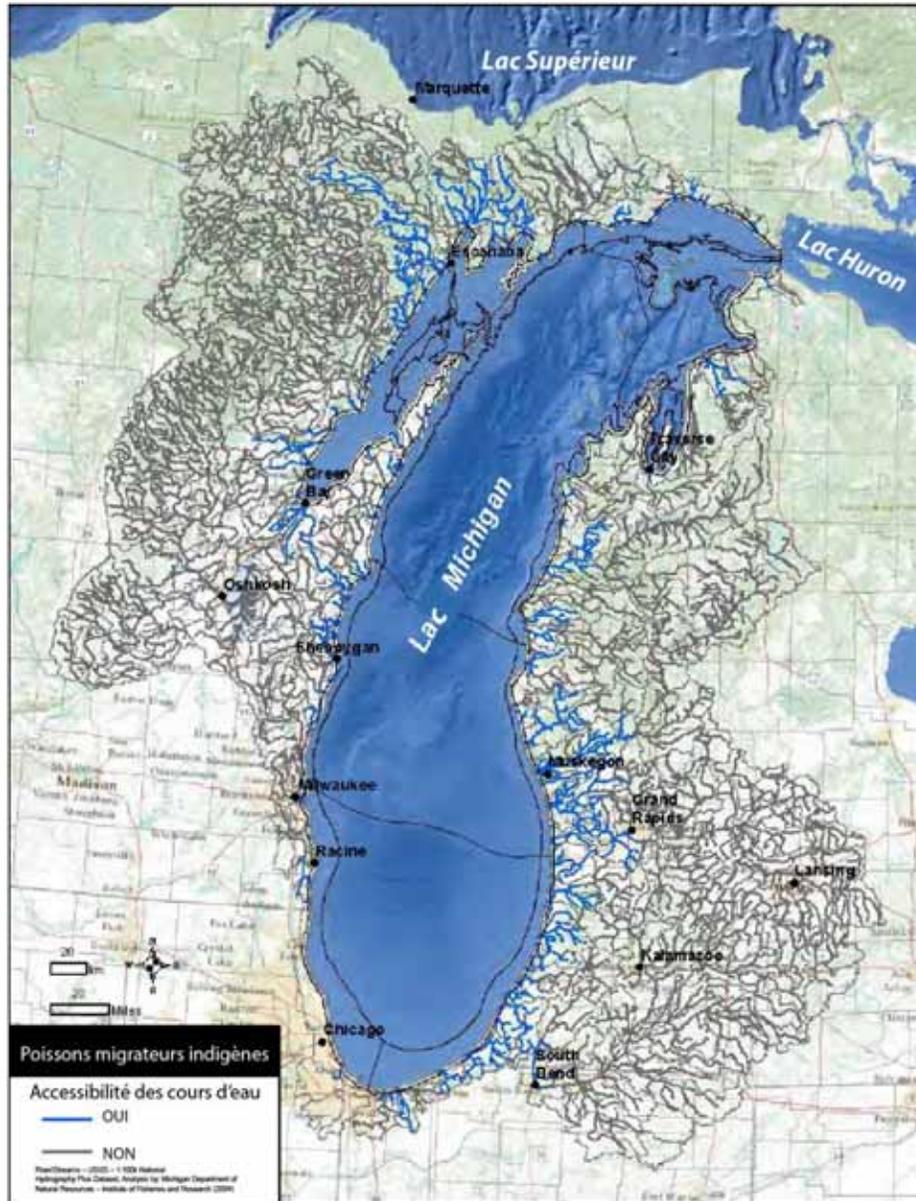
## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*



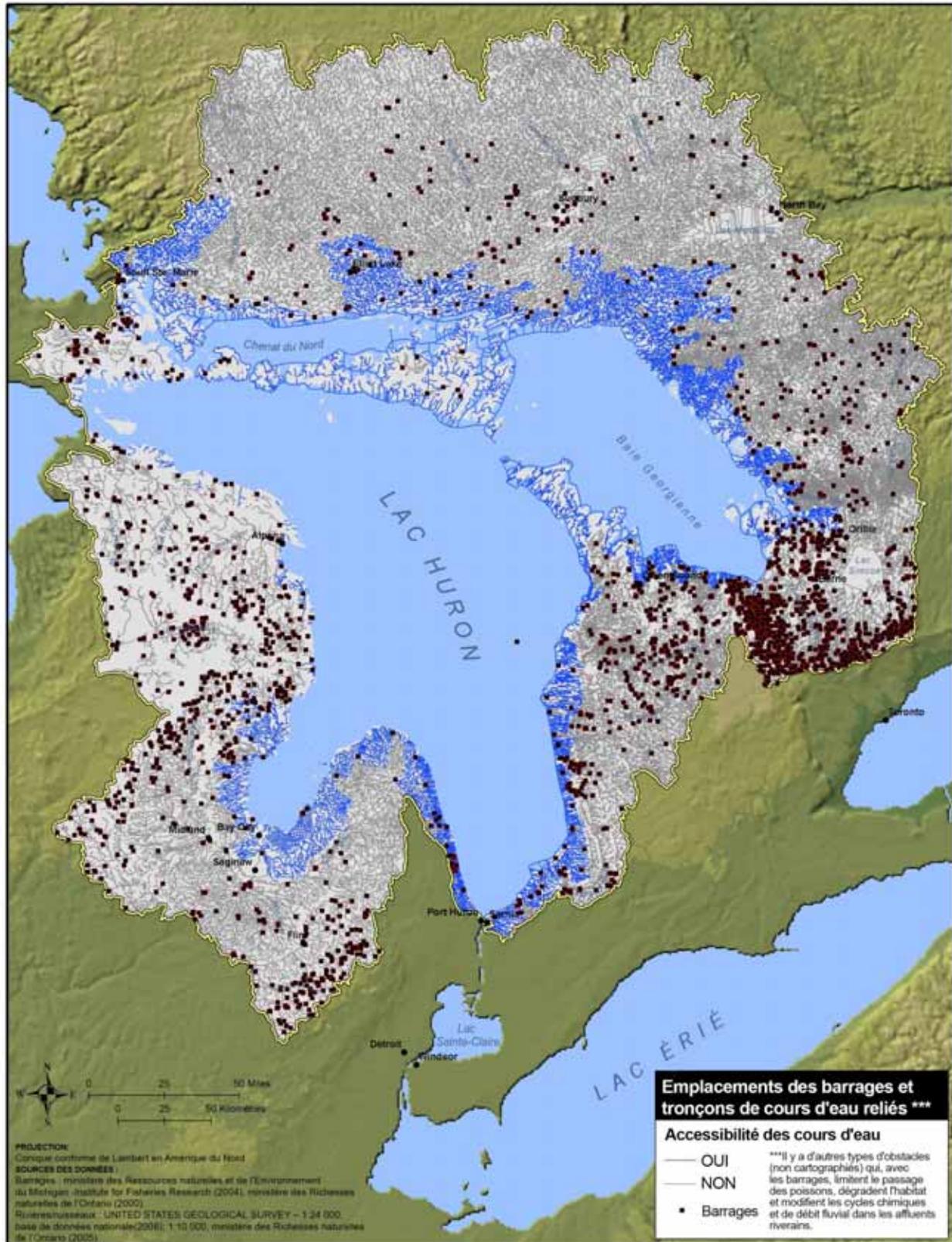
**Figure 1.** Connectivité des habitats aquatiques du lac Supérieur – Emplacement des barrages et obstacles.

**Source :** Plan d'action et d'aménagement panlacustre du lac Supérieur – Groupe de travail du lac Supérieur (2013).



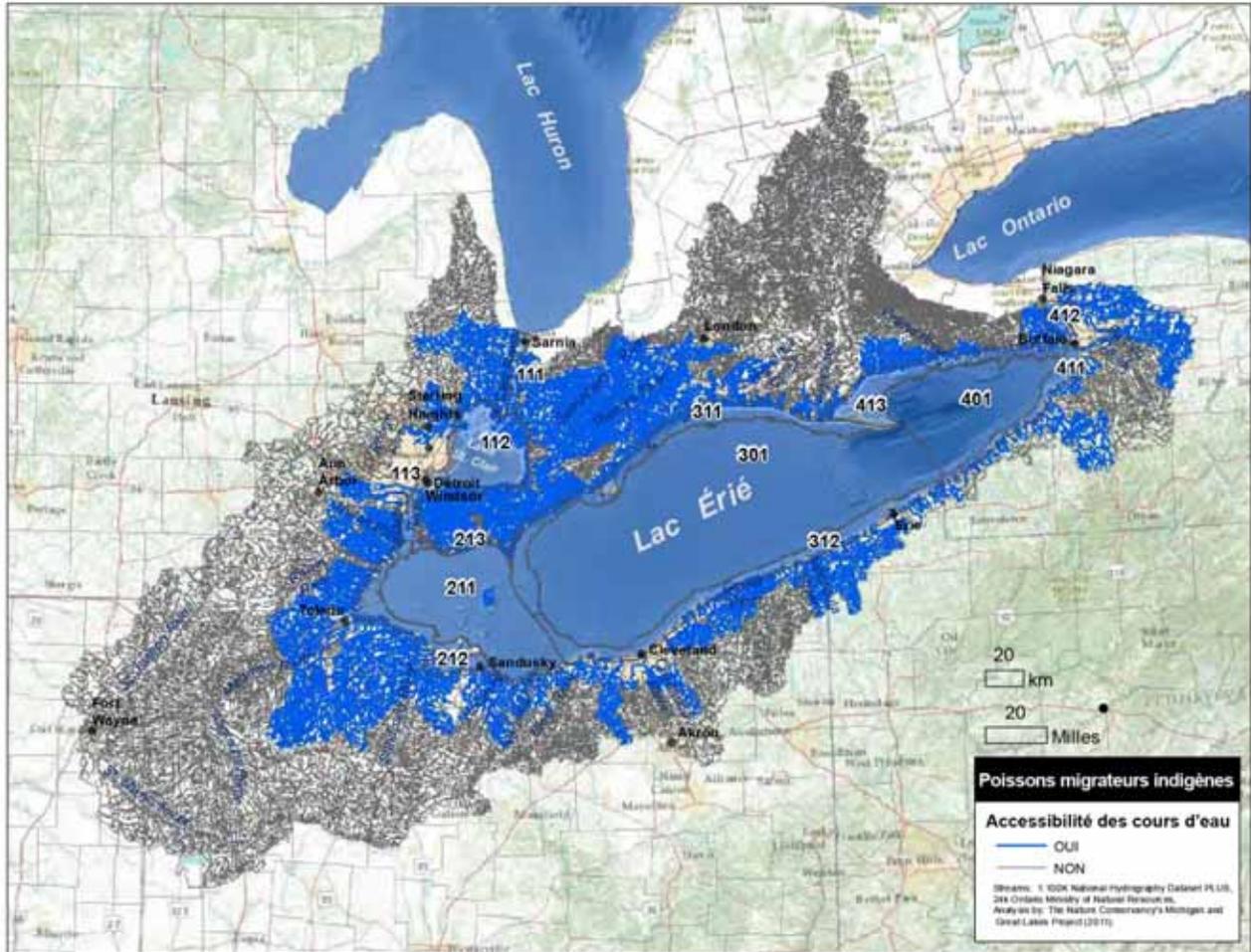
**Figure 2.** Connectivité des habitats aquatiques du lac Michigan – Accessibilité des cours d’eau.  
Source : Pearsall et coll. (2012a).

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



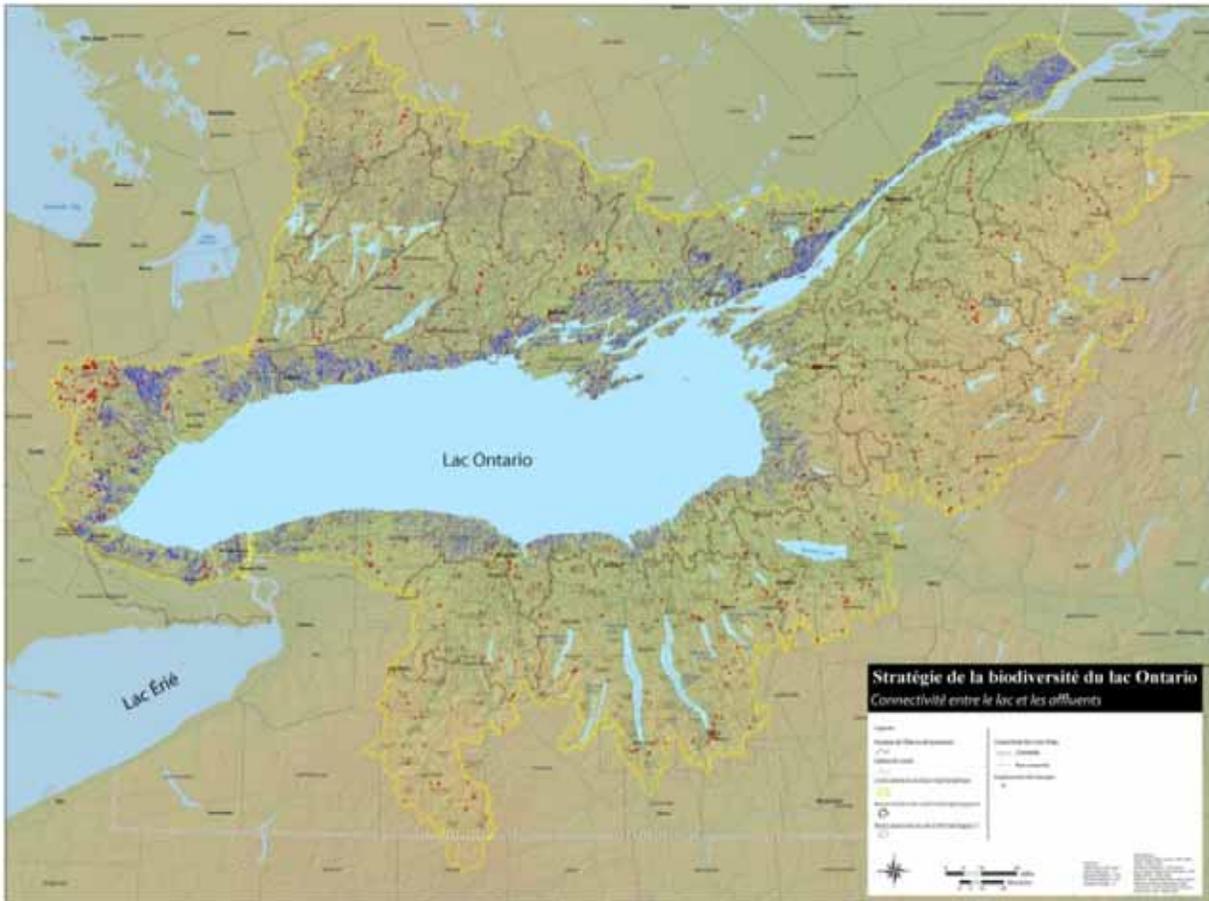
**Figure 3.** Connectivité des habitats aquatiques du lac Huron – Accessibilité des cours d'eau.  
Source : Franks Taylor et coll. (2010).

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 4.** Connectivité des habitats aquatiques du lac Érié – Accessibilité des cours d’eau.

Source : Pearsall et coll. (2012b).



**Figure 5.** Connectivité des habitats aquatiques du lac Ontario –Connectivité des affluents.  
Source : Groupe de travail sur la stratégie de conservation de la biodiversité du lac Ontario (2009).



## Sous-indicateur : Phytoplancton

### Eau libre

#### Évaluation globale

**Situation : Passable**

**Tendance : Se détériore**

**Justification : Le phytoplancton est une ressource alimentaire essentielle pour le zooplancton et les petits poissons. Des moules envahissantes ont réduit la biomasse d'algues dans les lacs Michigan et Huron, nuisant aux réseaux trophiques de ces lacs. L'eutrophisation a repris dans le lac Érié. Les changements dans le lac Supérieur et le lac Ontario sont plus subtils.**

#### Évaluation lac par lac

##### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

Justification : Le lac a maintenu un assemblage phytoplanctonique correspondant 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

Situation : Passable

Tendance : Se détériore

Justification : Le lac présente un assemblage phytoplanctonique correspondant à des conditions oligotrophes. Une réduction du phytoplancton et une diminution consécutive de la saisonnalité se sont produites. Les niveaux plus faibles de la production primaire réduisent peut-être les ressources pour les niveaux trophiques supérieurs.

##### Lac Huron

Situation : Passable

Tendance : Se détériore

Justification : Le lac présente un assemblage phytoplanctonique correspondant à des conditions oligotrophes, d'autant plus que l'invasion récente par les moules a réduit le nombre de producteurs primaires pélagiques (effets négatifs sur les invertébrés brouteurs).

##### Lac Érié

Lac Érié

Situation : Médiocre

Tendance : 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, dans le bassin central, indiquent que les conditions sont par moments eutrophes ou mésotrophes.

##### Lac Ontario

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

Justification : Le lac présente un assemblage phytoplanctonique correspondant à des conditions mésotrophes ou oligotrophes. Les moules dreissenidées envahissantes semblent modifier l'assemblage.

#### Raison d'être de l'indicateur

Cet 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 les réseaux

trophiques inférieurs des Grands Lacs. Il faut pour cela déduire les incidences de la modification de la qualité de l'eau, des espèces envahissantes non indigènes et des changements climatiques.

## Objectif pour l'écosystème

- 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 mieux) dans les lacs Érié et Ontario.
- 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 de meilleures conditions.
- 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 étant un indicateur au bas de la chaîne alimentaire, il permet 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.

## État de l'écosystème

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 coll., 2014a; figure 1), des mesures par satellite de la chlorophylle (p. ex. Barbiero et coll., 2012) et de récentes études paléolimnologiques de phytoplancton fossile (p. ex. Chraïbi et coll., 2014). D'autres données sur le phytoplancton ont été recueillies par des organismes canadiens, par exemple pour les conditions hivernales du lac Érié (Twiss et coll., 2012; Environnement et Changement climatique Canada, 2015).

L'état de l'écosystème des Grands Lacs dans son ensemble est qualifié de *passable*, même si les conditions et les tendances varient beaucoup d'un lac à l'autre. Les moules envahissantes ont réduit la biomasse des 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 2014 (« long terme »), ainsi que de quelques conclusions à long terme déduites de collectes antérieures.

Il a été difficile aussi 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. D'un point de vue écologique qui tient compte simultanément de nombreux paramètres, *passable* est une évaluation plus appropriée.

Le rapport État des Grands Lacs 2011 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 dans l'état « changé » rapporté en 2011. 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 coll., 2011), demeure absente. La diminution des éclosions printanières a été constatée aussi dans le lac Michigan (Reavie et coll., 2014a). 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 toujours oligotrophe, si bien que, dans ce contexte, son état restera *bon*. Mais il faut remarquer que l'assemblage phytoplanctonique du lac continue de se modifier de décennie en décennie, des modifications vraisemblablement associées au réchauffement de l'atmosphère qui change les propriétés physiques du lac (Chraïbi et coll., 2014). Ce genre de changement a maintenant été constaté dans tous les Grands Lacs et leurs sous-bassins (Reavie, données inédites), si bien qu'il faudrait continuer à les observer à long terme chez les producteurs primaires pour déterminer les incidences futures.

Dans le bassin occidental du lac Érié, des efflorescences des algues nuisibles du genre *Microcystis* (entre autres cyanobactéries) ont continué de se produire (Michalak et coll., 2013). La prolifération printanière d'algues dans le bassin central, imputée en grande partie à des diatomées filamenteuses (Reavie et coll., 2014a; Twiss et coll., 2012) 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 de la chlorophylle pendant l'été (Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement [USEPA], données inédites) depuis les diminutions observées au cours des années 1980 (Johengen et coll., 1994). Cela correspond aux changements récents dans le lac Érié, quoiqu'à une plus petite échelle. Il faudrait surveiller avec soin les conditions futures dans le lac Ontario.

Les liens à d'autres indicateurs sont les suivants :

(1) 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 du phytoplancton 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 refléteront 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.

(2) Cet indicateur a également des liens directs avec d'autres indicateurs de la catégorie « réseau trophique », comme 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.

## Commentaires des auteur

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 optimaux d'éléments nutritifs pour les espèces indicatrices (Reavie et coll., 2014b), ce qui permet de reconstruire quantitativement les variables sur la qualité de l'eau à partir des données sur l'assemblage. 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. 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 coll., 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 coll., 2010) et ces données peuvent fournir une vaste vue d'ensemble de l'abondance des algues.

À ce jour, les principaux objectifs de cet indicateur ont été 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. Comme ils sont un facteur déterminant récemment reconnu des assemblages de phytoplancton dans le lac Supérieur (Chraïbi et coll., 2014), les effets des changements climatiques sur le phytoplancton et leurs incidences éventuelles sur les réseaux trophiques seront suivis.

### Évaluation de la qualité des données

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

### 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.

Chraïbi, V.L.S., Kireta, A.R., Reavie, E.D., Cai, M., et Brown, T.N. (2014). A paleolimnological assessment of human impacts on Lake Superior. *Journal of Great Lakes Research*, 40: 886-897.

Environnement et Changement climatique Canada (2015). Programme de surveillance des Grands Lacs. <http://www.ec.gc.ca/scitech/default.asp?lang=Fr&n=3F61CB56-1> (Consulté le 22 septembre 2015).

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. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 51 : 2470–2578.

Kerfoot, W.C., Yousef, F., Green, S.A., Budd, J.W., Schwab, D.J., Vanderploeg, H.A., (2010). Approaching storm: Disappearing winter bloom in Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 36: 30-41.

Michalak, A.M., Anderson, E.J., Beletsky, D., Boland, S., Bosch, N.S., Bridgeman, T.B., et coll., (2013). Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110: 6448-6452.

Pothoven, S.A., 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., Warren, G.J. (2014a). Phytoplankton trends in the Laurentian Great Lakes : 2001-2011. *Journal of Great Lakes Research*, 40: 618-639.

Reavie, E.D., Heathcote, A.J., 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.

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., 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.

## Liste des figures

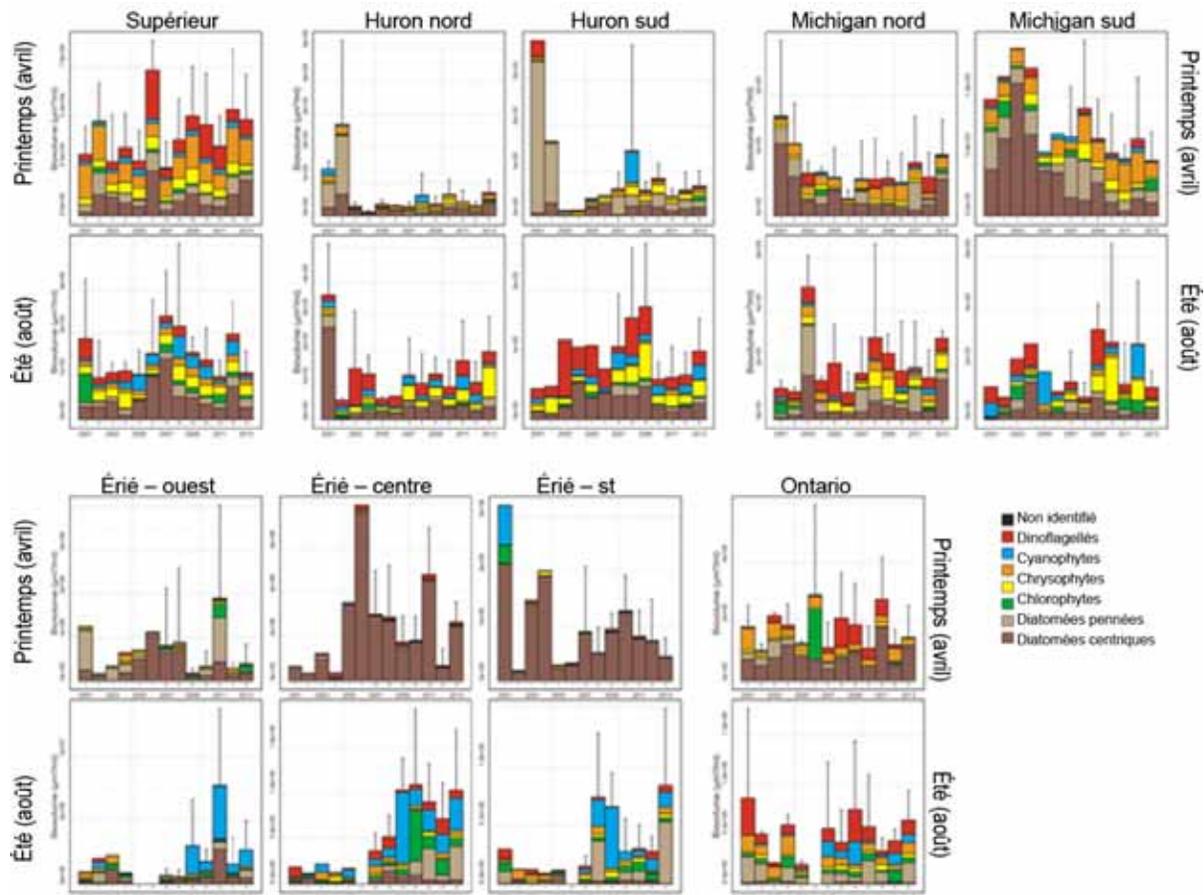
**Figure 1.** Histogrammes de la composition de la communauté phytoplanctonique et du biovolume de phytoplancton dans les bassins des Grands Lacs de 2001 à 2013. Les assemblages au printemps et en été sont donnés pour les eaux de surface au large. Les petits chiffres sous chacune des barres indiquent 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 cyanophytes en été).

Source : USEPA, Great Lakes National Program Office. Version modifiée de Reavie et coll., (2014a).

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 1.** Histogrammes de la composition de la communauté phytoplanctonique et du biovolume de phytoplancton dans les bassins des Grands Lacs de 2001 à 2013. 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 cyanophytes en été).

Source : USEPA, Great Lakes National Program Office. Version modifiée de Reavie et coll., (2014a).



## Sous-indicateur : Zooplancton

### Eaux du large

#### Évaluation globale

**Situation : Bon**

**Tendance : Inchangé**

**Justification :** Les valeurs de biomasse zooplanctonique et la composition des communautés s'accordent avec l'état oligotrophe des quatre bassins les plus profonds des Grands Lacs. Le lac Érié comptait plus de cladocères, ce qui est normal dans un lac productif peu profond. La tendance sur 14 ans est décroissante au lac Huron et peut-être au lac Ontario, stationnaire aux lacs Supérieur et Michigan et peut-être croissante au lac Érié. La proportion de copépodes calanoïdes, indice d'oligotrophisation, a augmenté dans les lacs Michigan, Huron et Ontario. Les tendances à plus court terme (2006-2011) sont stationnaires dans une large mesure.

#### Évaluation lac par lac

##### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Inchangé

Justification : La biomasse zooplanctonique est stable et approche de  $3 \text{ g m}^{-2}$ . La composition de la communauté est également stable avec une abondance de copépodes calanoïdes, dont le grand copépoede *Limnocalanus*, indicateur propre aux lacs oligotrophes froids et profonds.

##### Lac Michigan

Situation : Bon

Tendance : Inchangé

Justification : La biomasse zooplanctonique est supérieure à celle du lac Supérieur et approche de  $5-6 \text{ g m}^{-2}$ . On n'observe aucune décroissance générale du zooplancton malgré la baisse constatée de la productivité primaire. La communauté zooplanctonique a évolué de 2001 à 2004 quand la biomasse de cladocères daphnies a diminué de moitié et que les copépodes calanoïdes sont devenus plus abondants, plus particulièrement le copépoede *Limnocalanus*. Signalons toutefois que, depuis lors, la composition de la communauté n'a pas évolué.

##### Lac Huron

Situation : Passable (faible)

Tendance : Inchangé

Justification : La biomasse zooplanctonique est demeurée faible au lac Huron depuis 2003. Cette année-là, elle avait diminué de  $4-8$  à  $2 \text{ g m}^{-2}$ , le cédant à la biomasse zooplanctonique du lac Supérieur. Une forte contraction de la biomasse de cladocères daphnies a fait que la communauté est dominée par les copépodes calanoïdes. La diminution de la biomasse zooplanctonique a coïncidé avec une baisse des indicateurs de la productivité primaire et des pêches (Riley *et al.*, 2008; Barbiero *et al.*, 2011). Il reste que, depuis cette baisse, la biomasse n'a pas évolué davantage, ni la composition de la communauté. La situation actuelle ressemble à celle du lac Supérieur, mais le changement abrupt qu'a subi la communauté zooplanctonique en 2003 a eu des conséquences sur l'écosystème.

##### Lac Érié

Situation : Bon

Tendance : Inchangé

Justification : Remarque : Les objectifs de biomasse aréale sont moindres pour le lac Érié peu profond que pour les bassins profonds des Grands Lacs. Le lac Érié se divise en trois bassins de l'ouest, du centre et de l'est. Dans le bassin occidental peu profond (10 m), la biomasse a monté de  $0,5$  à  $1,0 \text{ g m}^{-2}$  avec des cladocères et des copépodes cyclopoïdes persistants et une petite colonie en croissance de copépodes calanoïdes. Les bassins plus profonds du centre (20 m) et de l'est (50 m) présentent dans l'ensemble des valeurs comparables de biomasse zooplanctonique à  $2-4 \text{ g m}^{-2}$ . Si les valeurs de biomasse aréale (dans toute la colonne d'eau) ressemblent à celles du lac Supérieur oligotrophe, le zooplancton est plus concentré (numération supérieure par unité de volume) dans les bassins moins

profonds du lac Érié. Il y a des indices selon lesquels la biomasse se serait accrue ces dernières années (période 2010-2011). Le lac Érié est le plus diversifié en espèces de cladocères. Le *Limnocalanus* des zones profondes est rare dans ce lac à cause d'un habitat hypolimnique restreint, mais son importance s'accroît dans les autres Grands Lacs. Les copépodites du *Limnocalanus* peuvent passer par déversement du lac Huron à l'ouest du lac Érié au printemps.

## Lac Ontario

Situation : Bon

Tendance : Inchangé

Justification : Les valeurs de biomasse zooplanctonique se situent entre celles des lacs Michigan et Supérieur et s'établissent à environ 4-5 g m<sup>-2</sup>. Une certaine régénération s'est opérée après un creux pendant la période 2004-2007, mais on constate que, en majeure partie, la biomasse n'a pas évolué outre mesure depuis l'an 2000 dans le lac Ontario. La composition de la communauté qui s'infléchit des copépodes cyclopoïdes en faveur des copépodes calanoïdes donne à penser que ce lac subit une oligotrophisation. On a relevé certains signes de rétablissement dans la biomasse zooplanctonique des cladocères daphnies en 2010-2011. La prédation par le gaspareau est un phénomène important dans ce lac comparativement aux autres Grands Lacs.

### 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.
- Dans son évolution, ce sous-indicateur permet de suivre le forçage par les mécanismes tant ascendants (production primaire) que descendants (prédation de vertébrés ou d'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.
- On s'est souvent reporté à la biomasse zooplanctonique pour expliquer les écarts dans le rapport entre les éléments nutritifs (phosphore total ou PT) et la biomasse phytoplanctonique (chlorophylle *a*) (Taylor et Carter, 1997).
- La taille corporelle moyenne et la composition spécifique du zooplancton sont aussi des indicateurs sensibles des pressions de prédation qu'exercent les grands invertébrés et les poissons planctivores (*Mysis* et cladocères prédateurs). De tels indicateurs devront être affinés.

### Objectif pour l'écosystème

Conserver et soutenir la santé et la diversité des pêches; maintenir les états trophiques selon les buts propres aux divers lacs, c'est-à-dire aux lacs Supérieur, Huron, Michigan et Ontario oligotrophes et au lac Érié mésotrophe. 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 ».

### État de l'écosystème

Les lacs où les concentrations cibles de phosphore total (PT) sont moindres (lacs Supérieur et Huron à 5 µg P l<sup>-1</sup> et lac Michigan à 7 µg P l<sup>-1</sup>, par exemple) présenteront une biomasse zooplanctonique cible au large (3 g m<sup>-2</sup>) inférieure à celle des autres lacs (dont le lac Ontario à 10 µg P l<sup>-1</sup>) où la biomasse cible correspondante est de 5 g m<sup>-2</sup>. Bien que le PT cible soit le même pour le lac Érié que pour le lac Ontario, un habitat moins profond déterminerait une biomasse zooplanctonique cible moindre à 3 g m<sup>-2</sup> pour les bassins du centre (20 m) et de l'est (40 m) et à 1 g m<sup>-2</sup> pour le bassin de l'ouest (10 m). La biomasse estivale des communautés zooplanctoniques de crustacés dans les eaux au large du lac Supérieur est demeurée à un niveau relativement bas mais stable de près de 3 g m<sup>-2</sup> depuis au moins 1998 (figure 1). La communauté planctonique est dominée par les grands copépodes calanoïdes (*Leptodiatomus sicilis* et *Limnocalanus macrurus*) qui sont typiques des écosystèmes oligotrophes d'eau froide. En 2003, la biomasse de cladocères et de copépodes cyclopoïdes du lac Huron a diminué considérablement et la biomasse totale est tombée au-dessous de celle du lac Supérieur (Barbiero *et al.*, 2011). Notre série chronologique à jour indique que la situation n'a guère évolué depuis 2003 au lac Huron. Des reculs semblables des cladocères ont été relevés au lac Michigan, mais ils ont été compensés par une progression du *L. macrurus* (Barbiero *et al.*, 2009). La série chronologique fait voir que les valeurs de biomasse zooplanctonique se sont maintenues dans l'ensemble à

près de 5-6 g m<sup>-2</sup>. Aux lacs Huron et Michigan, les communautés zooplanctoniques estivales ont de plus en plus ressemblé à celle du lac Supérieur dans une composition caractéristique des systèmes oligotrophes d'eau froide (Barbiero *et al.*, 2012).

Dans l'ensemble, la biomasse zooplanctonique du lac Ontario (4-5 g m<sup>-2</sup>) se situe entre celles du lac Michigan et du lac Supérieur. Les copépodes cyclopoïdes tenaient une grande place dans la communauté zooplanctonique avant de régresser en 2004. La biomasse de cladocères avait également de l'importance, mais elle a varié dans le temps. Les baisses de biomasse des cyclopoïdes et des cladocères ont été compensées par des hausses de biomasse des copépodes calanoïdes, et notamment du *L. macrurus*. Ainsi, les variations de la communauté zooplanctonique du lac Ontario reflètent les variations aux lacs Supérieur, Michigan et Huron, bien que les cyclopoïdes et les cladocères demeurent plus abondants que dans les autres lacs profonds (Barbiero *et al.*, 2014; Rudstam *et al.*, 2015).

Dans l'ouest peu profond du lac Érié, la biomasse zooplanctonique a légèrement augmenté, approchant de 1-2 g m<sup>-2</sup>. Au centre et à l'est en zone plus profonde, elle reste à près de 3 g m<sup>-2</sup> et, dans sa composition, elle demeure diversifiée et riche en espèces de cladocères, indigènes ou non.

La proportion de copépodes calanoïdes dans la biomasse du lac Supérieur est plutôt stable à 85 %, ce qui témoigne de l'état oligotrophe de ce lac. Aux lacs Huron, Michigan et Ontario, les communautés zooplanctoniques estivales ont été marquées par une hausse de la proportion de copépodes calanoïdes ces dernières années, indice d'une oligotrophisation accrue. C'est avant tout le résultat d'une large décroissance des populations de cladocères et de copépodes cyclopoïdes, ce qui a abaissé globalement la biomasse zooplanctonique du lac Huron à des niveaux qui pourraient se limiter aux effets sur le gaspareau, bien que la population d'autres espèces de poissons soit en croissance (Riley *et al.*, 2008). En revanche, la biomasse de calanoïdes a compensé le recul de la biomasse de cladocères aux lacs Michigan et Ontario. Le *Limnocalanus* est un grand copépode des zones profondes et, à cet égard, on peut observer que, bien que la biomasse se soit maintenue dans l'ensemble, la composition de la communauté zooplanctonique s'est infléchie en faveur d'organismes moins denses et plus gros qui habitent les profondeurs en eau plus froide. Ainsi, la production zooplanctonique décroît avec ces variations d'espèces sans que la biomasse évolue pour autant. Certaines espèces de poissons (les corégonidés indigènes, par exemple) pourraient en profiter contrairement à d'autres (gaspareaux, par exemple). La production primaire et en particulier les efflorescences printanières du phytoplancton accusent en effet une baisse digne de mention aux lacs Huron et Michigan parallèlement à cette évolution des communautés zooplanctoniques. Ces derniers temps, le lac Ontario n'a pas subi de recul de sa production primaire, d'où l'impression que l'action descendante des gaspareaux et des cladocères prédateurs (et plus particulièrement du *Bythotrephes*) explique mieux les variations observées de la communauté zooplanctonique dans ce lac (Barbiero *et al.*, 2014, Rudstam *et al.*, 2015). Le maintien faunique des cladocères par rapport aux calanoïdes au lac Érié est attribuable à un habitat peu profond et à l'état mésotrophe de ses eaux.

## 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 président à la régulation de la productivité primaire par le phytoplancton et déterminent donc les niveaux trophiques pour le zooplancton.
- Moules dreissenidés – l'absorption filtrée du phytoplancton par les moules rivalise avec le broutage du zooplancton. Le zooplancton de petite taille peut être ingéré par les moules. Avec une plus grande clarté de l'eau, la production primaire va plus en profondeur dans les eaux sous forme de couches chlorophylliennes basses (CCB).
- Le lien entre le sous-indicateur du zooplancton et les autres niveaux trophiques permet de vérifier le principe en milieu marin selon lequel les communautés pélagiques présentent en moyenne une biomasse à peu près égale dans des classes de taille qui s'élargissent exponentiellement (Sheldon *et al.*, 1972). Les matières et l'énergie parcourent ce spectre de la taille depuis les bactéries et le phytoplancton jusqu'aux poissons en passant par le zooplancton, et ce, avec une efficacité variable (Borgmann, 1987). Une partie de la production tombe 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 sous forme d'algues avec un effet négatif sur la qualité de l'eau et une grande déperdition d'énergie pour les prédateurs de la surface.

## Commentaires des auteurs

Les variations des communautés zooplanctoniques aux lacs Huron et Michigan et, dans une moindre mesure, au lac Ontario vont dans le sens de la diminution des concentrations d'éléments nutritifs que l'on a observée dans ces trois lacs. Il pourrait s'agir d'une conséquence d'activités de réduction trophique avec peut-être en plus l'effet causé par les moules dreissenidés. Le recul des cladocères dans les deux premiers de ces lacs et la constante baisse des populations de l'amphipode benthique *Diporeia* pourraient appauvrir le réservoir trophique des poissons fourrage. Toutefois, les mécanismes précis qui interviennent et l'importance relative des forçages ascendant et descendant sont encore à déterminer pleinement.

Les espèces envahissantes présentent une grande menace pour les communautés zooplanctoniques des Grands Lacs. On peut prévoir que la prolifération soutenue des populations de dreissenidés influera sur ces communautés par altération de la structure et de 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 démontré que les cladocères prédateurs envahissants avaient des répercussions marquées sur la structure de ces communautés dans les Grands Lacs (Lehman, 1991; Barbiero et Tuchman, 2004; Warner *et al.*, 2006).

À l'heure actuelle, on dispose de données de surveillance des crustacés par l'EPA américaine jusqu'en 2011. Pour plus de détails sur les méthodes d'échantillonnage et d'analyse du zooplancton, voir Barbiero *et al.* (2001). La biomasse zooplanctonique estivale de crustacés dans les eaux du large est le principal indicateur déclaré cette année.

À noter que, contrairement à ce que nous avons fait dans les rapports antérieurs sur le présent indicateur, nous employons comme unité la biomasse aréale ( $\text{g m}^{-2}$ ) plutôt qu'une unité volumétrique ( $\text{mg m}^{-3}$ ) pour mieux évaluer dans l'ensemble la biomasse actuelle dans ces lacs en relation avec le potentiel de production de poissons (Bunnell *et al.*, 2014). Les sondages à chaîne de la colonne d'eau entière (maximum de 100 m dans ce cas) dans les lacs profonds font notamment voir de larges strates d'hypolimnion où le zooplancton est peu abondant. Les estimations de la biomasse en unités volumétriques sont donc « diluées » dans ce cas par rapport aux lacs moins profonds où l'hypolimnion est plus restreint. On calcule la biomasse aréale en sommant la biomasse zooplanctonique dans un mètre carré de la colonne d'eau lacustre. À noter que, aux lacs Supérieur, Michigan et Ontario, la plupart des sites du GLNPO ont plus de 100 m, mais beaucoup de sites en ont moins au lac Huron. Au lac Érié, la profondeur va de 10 m à l'ouest à 20 m au centre et à 50 m à l'est.

Nous avons mis à jour les coefficients longueur-poids pour les copépodes calanoïdes en nous inspirant des études récentes pour mieux rendre compte de leur apport (Watkins *et al.*, 2011; Burgess *et al.*, 2015). Avec cette mise à jour, nous augmenterons la biomasse estimative en calanoïdes par un facteur de 2, à comparer aux rapports antérieurs sur cet indicateur de l'état des Grands Lacs (Conférences sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs ou CÉÉGL) et aux chiffres de Bunnell *et al.* (2014).

## Évaluation de la qualité des données

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

6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.		x				
---	--	---	--	--	--	--

## Remerciements

### Auteurs :

James Watkins, Université Cornell, [jmw237@cornell.edu](mailto:jmw237@cornell.edu)  
 Richard P. Barbiero, CSC, Chicago (Illinois), [gloeotri@sbcglobal.net](mailto:gloeotri@sbcglobal.net)  
 Lars Rudstam, Université Cornell, [lgr1@cornell.edu](mailto:lgr1@cornell.edu)

### Collaborateurs :

Great Lakes National Program Office de l'EPA américaine  
 Glenn J. Warren, Great Lakes National Program Office (EPA), Chicago (Illinois)  
 Richard P. Barbiero, CSC, Chicago (Illinois), [gloeotri@sbcglobal.net](mailto:gloeotri@sbcglobal.net)

### Sources d'information :

Barbiero, R.P., R.E. Little et M.L. Tuchman, 2001. Results from the U.S. EPA's biological open water surveillance program of the Laurentian Great Lakes: III. Zooplankton. *J. Great Lakes Res.* 27: 167–184.

Barbiero, R.P. et M.L. Tuchman, 2004. Changes in the crustacean communities of Lakes Michigan, Huron, and Erie following the invasion of the predatory cladoceran *Bythotrephes longimanus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61:2111-2125.

Barbiero, R. P., D.B. Bunnell, D.C. Rockwell et M.L. Tuchman, 2009. Recent increases in the large glacial-relict calanoid *Limnocalanus macrurus* in Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 35:285–292.

Barbiero, R.P., B.M. Lesht et G.J. Warren, 2011. Evidence for bottom-up control of recent shifts in the pelagic food web of Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 37:78-85.

Barbiero, R. P., B.M. Lesht et G.J. Warren, 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., B.M. Lesht et G.J. Warren, 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. Ludsins, 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., E.W. Jackson, L. Schwarzman, N. Gezon et J.T. Lehman, 2015. Improved Estimates of Calanoid Copepod Biomass in the St. Lawrence Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* 41:484-491.

Lehman, J.T., 1991. Causes and consequences of cladoceran dynamics in Lake Michigan: implications of species invasion by *Bythotrephes*. *J. Great Lakes Res.* 17:437-445.

Riley, S.C., E.F. Roseman, S.J. Nichols, T.P. O'Brien, C.S. Kiley et J.S. Schaeffer, 2008. Deepwater demersal fish community collapse in Lake Huron. *Trans. Am. Fish. Soc.* 137: 1879–1890.

Rudstam, L.G., K.T. Holeck, K.L. Bowen, J.M. Watkins, B.C. Weidel et F.J. Luckey, 2015. Lake Ontario zooplankton in 2003 and 2008: Community changes and vertical redistribution. *Aquat. Ecosyst. Health Mgmt.* 18: 43–62.

Taylor, W.D. et J.C.H. Carter, 1997. Zooplankton size and its relationship to trophic status in deep Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2691–2699.

Warner, D.M., L.G. Rudstam, H. Benoît, O.E. Johannsson et E.L. Mills, 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., L.G. Rudstam et K.T. Holeck, 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 :

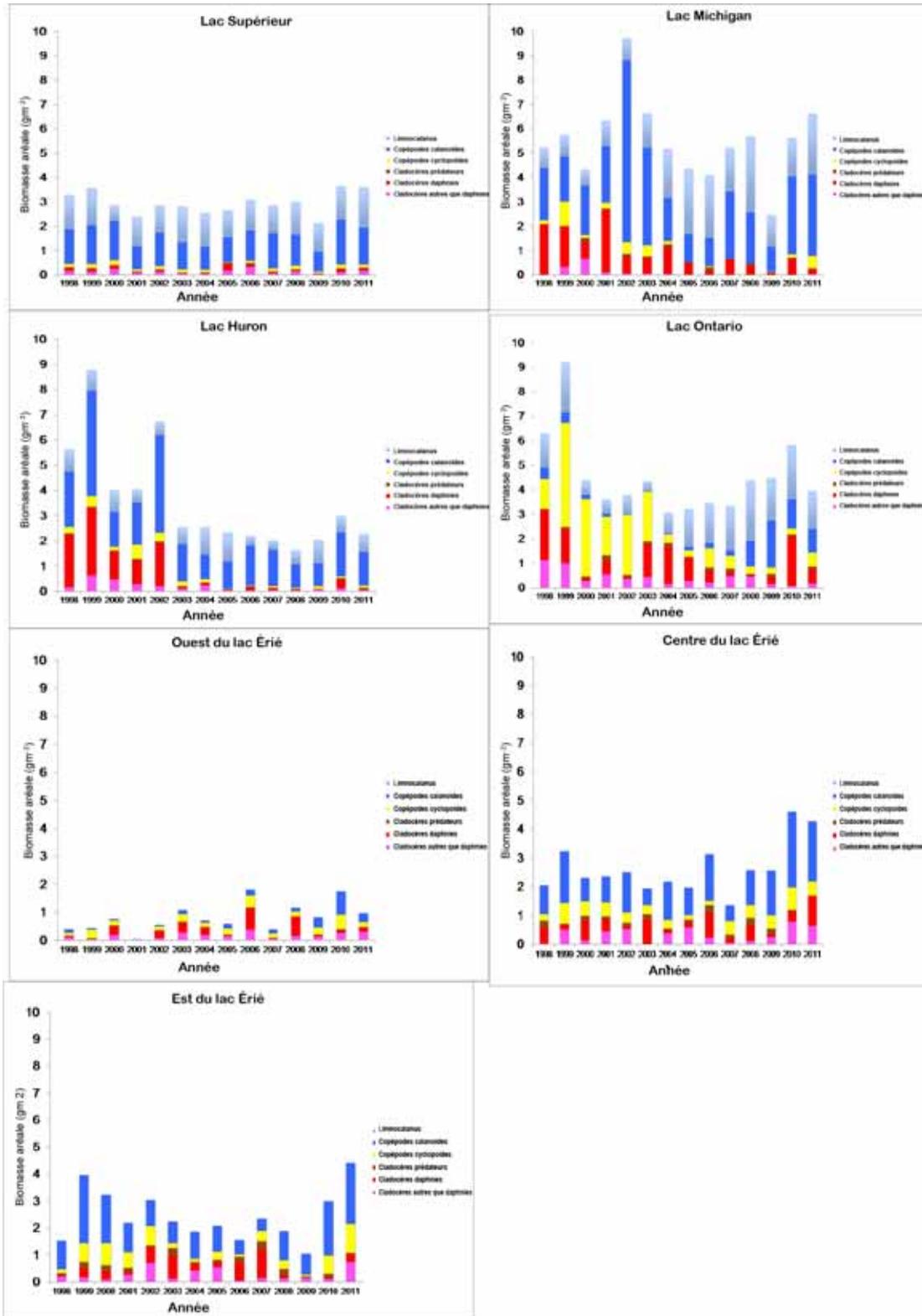
**Figure 1.** Biomasse aréale ( $\text{g m}^{-2}$ ) calculée à partir d'un relevé estival du GLNPO de l'EPA avec des filets à mailles (à 100 m ou à 2 m au-dessus du fond aux endroits moins profonds) de  $153 \mu\text{m}$  dans chaque lac. Les coefficients longueur-poids employés viennent de Watkins *et al.* (2011).

Collaborateur : Rick Barbiero

### Dernière mise à jour :

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 1.** Biomasse areale ( $\text{g m}^{-2}$ ) calculée à partir d'un relevé estival du GLNPO de l'EPA avec des filets à mailles (à 100 m ou à 2 m au-dessus du fond aux endroits moins profonds) de 153  $\mu\text{m}$  dans chaque lac. Les coefficients longueur-poids employés viennent de Watkins *et al.* (2011).  
Collaborateur : Rick Barbiero



## Sous-indicateur : Benthos

### Eau libre

#### Évaluation globale

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification : D'après l'état de la communauté benthique, les tendances des conditions trophiques à long terme (1997-2012) et à court terme (2010-2012) des lacs passent en général pour aller de bonnes à inchangées, sauf dans le cas du lac Érié, où les tendances à long terme pointent vers une augmentation de l'eutrophisation. Dans l'ensemble, l'augmentation de l'indice trophique des oligochètes (ITO) est le signe d'une augmentation de l'eutrophisation ou des conditions d'enrichissement.**

#### Évaluation lac par lac

##### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

Justification : Tous les sites du lac Supérieur ont été classés comme étant oligotrophes d'après l'indice de la communauté des oligochètes à long terme (depuis 1997) ainsi qu'au cours des dernières années. La finalité du sous-indicateur est le maintien des conditions oligotrophes dans les eaux libres du lac Supérieur.

##### Lac Michigan

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

Justification : Tous les sites des parties septentrionale et centrale du lac Michigan, ainsi que les endroits profonds de sa partie méridionale, présentent un indice trophique d'une valeur inférieure à 0,6, signe d'un état oligotrophe. Dans l'ensemble, l'état trophique du lac ne montre aucune tendance négative importante depuis 1997 et au cours des quelques dernières années. De mauvaises notes pour l'ITO ( $> 1,0$ ) ont été trouvées à deux endroits de la zone littorale ces dernières années (sur un total de 16) dans la partie sud-est du lac, et des tendances importantes à l'accroissement de l'eutrophisation sont manifestes à l'un des deux endroits (près de l'embouchure de la rivière Grand) depuis 2002. La finalité du sous-indicateur est le maintien d'un état oligotrophe dans les eaux libres du lac Michigan.

##### Lac Huron

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

Justification : Presque tous les sites dans les parties septentrionale, méridionale et centrale du lac Huron sont oligotrophes, à l'exception d'un site mésotrophe dans la partie méridionale et de deux sites eutrophes, l'un sur la rive orientale près de l'embouchure de la rivière Saugeen en Ontario (Canada) et l'autre dans la baie de Saginaw. L'état trophique du lac n'a pas changé considérablement au cours des 16 dernières années. La finalité du sous-indicateur est le maintien d'un état oligotrophe dans les eaux libres du lac Huron.

##### Lac Érié

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : Tous les sites du lac Érié sont eutrophes, et plusieurs d'entre eux présentent une tendance à long terme à l'augmentation de l'ITO. Les plus fortes valeurs de l'ITO ont été trouvées dans le bassin oriental. La finalité du sous-indicateur est le maintien de conditions mésotrophes dans les eaux libres des bassins occidental et central du lac Érié, et de conditions oligotrophes dans son bassin oriental.

## Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : Tous les sites en eau profonde (> 80 m) des deux bassins du lac Ontario sont oligotrophes, et un site en eau peu profonde est eutrophe. La plupart des sites littoraux sont mésotrophes, et deux sites du bassin occidental affichent une tendance à l'eutrophisation au cours de la dernière décennie. Dans l'ensemble, aucune tendance négative importante n'a été trouvée dans la condition trophique du lac depuis 1997 et au cours des quelques dernières années.

Il n'y a pas de stations permanentes dans les voies interlacustres et, par conséquent, ces voies n'ont pas été évaluées pour ce sous-indicateur.

### Raison d'être du sous-indicateur

- Le sous-indicateur a pour objet d'évaluer les tendances des conditions trophiques des Grands Lacs au moyen de la diversité des oligochètes, des abondances et des réactions des espèces individuelles à l'enrichissement organique et d'en déduire l'état de santé de la communauté benthique.

### Objectif pour l'écosystème

L'objectif écosystémique consiste à faire en sorte que la communauté benthique des Grands Lacs demeure relativement constante au fil du temps et soit comparable à celle des eaux intactes dont la profondeur et les conditions du substrat sont semblables. Une des estimations de la situation est fondée sur l'indice trophique des oligochètes, qui fait appel à la diversité des oligochètes, aux classifications trophiques et à l'abondance pour calculer l'état trophique d'un plan d'eau.

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 qui énonce 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 ».

Le sous-indicateur évaluera les conditions trophiques des Grands Lacs au moyen de la diversité des oligochètes, des abondances et des réactions des espèces individuelles à l'enrichissement organique.

### Calcul de l'indice trophique des oligochètes (ITO)

L'indice trophique des oligochètes (ITO) est utilisé pour évaluer les tendances de la communauté benthique des Grands Lacs. Cet indice a été décrit une première fois par Mosley et Howmiller (1977), puis il a été modifié par Howmiller et Scott (1977), Milbrink (1983) et Lauritsen et coll. (1985). Ce sous-indicateur suit surtout la formule de Milbrink (Riseng et coll., 2014). Milbrink classe les oligochètes tubificidés et lumbriculidés en quatre classes écologiques correspondant à l'état trophique du lac. Les valeurs s'échelonnent de 0 (intolérant à l'enrichissement – conditions oligotrophes) à 3 (tolérant à l'enrichissement – conditions hautement eutrophes). L'indice est calculé de la façon suivante :

$$ITO = c \times \frac{\frac{1}{2} \sum n_0 + \sum n_1 + 2 \sum n_2 + 3 \sum n_3}{\sum n_0 + \sum n_1 + \sum n_2 + \sum n_3}$$

Dans cette équation,  $n_0$ ,  $n_1$ ,  $n_2$  et  $n_3$  indiquent l'abondance des organismes de chacune des quatre catégories trophiques (tableau 1) et  $c$  est un coefficient de densité qui ramène l'indice aux densités absolues des tubificidés et des lumbriculidés. Le coefficient  $c$  prend les valeurs suivantes (Milbrink, 1983) :

$$c = 1 \text{ si } n > 3\,600$$

$$c = 0,75 \text{ si } 1\,200 < n < 3\,600$$

$$c = 0,50 \text{ si } 400 < n < 1\,200$$

$$c = 0,25 \text{ si } 130 < n < 400$$

$c = 0$  si  $n < 130$

Dans cette modification des calculs originels de l'ITO de Milbrink (Riseng et coll., 2014) :

- seuls les lumbriculidés et les tubificidés sont utilisés pour calculer l'indice;
- tous les lumbriculidés immatures ont été classés comme *Stylo-drilus heringianus* (Styheri);
- 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) une double classification, selon la dominance de Styheri ou de *Limnodrilus hoffmeisteri* (Limhoff). Riseng et coll. (2014) ont officialisé la double classification de la façon suivante : si le rapport entre les abondances  $n_0$  oligochètes et  $n_1$  oligochètes (Limhoff) est  $< 1$ , le Tubtubi est classifié « 3 »; si ce rapport est  $> 1$ , Tubtubi est classifié « 0 »; cependant, si le rapport est proche de un (de 0,75 à 1,25), Tubtubi est classifié « 3 » si  $c \geq 0,5$  et « 0 » si  $c < 0,5$ ;
- si la densité de Limhoff est égale à zéro et que la valeur  $n_0$  est relativement élevée et/ou que la densité totale est faible, la valeur de Tubtubi est « 0 », dans tous les autres cas, elle est de « 3 »;
- enfin, si la densité totale des oligochètes est égale à zéro, l'indice est également zéro.

Les classifications trophiques sont tirées de la documentation sur les Grands Lacs et sont présentées dans le tableau 1.

## État de l'écosystème

Dans l'AQEGl de 2012, l'annexe sur les secteurs préoccupants a pour objet de concourir à la réalisation des objectifs généraux et spécifiques de l'Accord par la restauration des utilisations bénéfiques qui ont été altérées du fait des conditions locales. Les altérations des utilisations bénéfiques sont des mesures de l'impact d'une mauvaise qualité de l'eau sur l'environnement, la santé humaine ou l'économie. L'AQEGl définit 14 altérations qui mènent à la désignation de secteurs préoccupants. La dégradation du benthos en est une et fait ressortir encore l'importance de ce sous-indicateur dans la série.

Les rapports État des Grands Lacs (CÉÉGL) utilisent l'indice trophique des oligochètes modifié (ITO, Milbrink, 1983; Howmiller et Scott, 1977) pour évaluer l'état trophique de chaque site. L'indice des conditions trophiques est calculé d'après les tolérances connues d'enrichissement en matières organiques et les abondances en taxons oligochètes (voir le sommaire de la procédure de calcul ci-joint). L'indice s'échelonne de 0 à 3 : un indice inférieur à 0,6 (la ligne bleue inférieure de la figure 1) indique des conditions oligotrophes; un indice supérieur à 1 (ligne noire supérieure de la figure 1) indique des conditions eutrophes; des indices compris entre 0,6 et 1,0 laissent supposer des conditions mésotrophes. Les indices proches de 3 indiquent de fortes densités d'oligochètes dominées par le *Limnodrilus hoffmeisteri* qui tolère la pollution. Dans l'ensemble, la hausse de l'ITO signale une augmentation de l'eutrophisation ou des conditions trophiques.

Un écart uniforme a été observé dans les conditions trophiques parmi les Grands Lacs et dans chacun d'eux (1997-2012) (figure 1). L'état trophique était considérablement inversé par rapport à la profondeur du site ( $r = -0,58$ ), le lac Érié étant le plus eutrophe, suivi en ordre d'état trophique décroissant par les lacs Ontario, Michigan, Huron et Supérieur. Pour évaluer les tendances temporelles de l'ITO à chaque site, nous avons utilisé une régression linéaire. La seule tendance à l'augmentation des conditions trophiques ou à l'intensification de l'eutrophisation ( $P < 0,005$ ) qui était importante à long terme pour l'ensemble d'un lac a été observée dans le lac Érié, où de fortes tendances ont été trouvées à la moitié des sites échantillonnés. Des augmentations localisées de l'ITO au fil du temps ont été trouvées à des sites littoraux dans la partie sud-est du lac Michigan, la partie orientale du lac Huron et occidentale du lac Ontario (figure 2).

Nous avons trouvé les sites les plus eutrophes du lac Érié dans le bassin oriental, où l'ITO à des endroits profonds a doublé depuis le début des années 2000 à la suite d'une diminution spectaculaire des espèces intolérantes à la pollution. Des tendances importantes à l'augmentation de l'ITO y ont été trouvées à quatre des cinq sites échantillonnés (figure 3). Un autre site qui présente une tendance importante à l'accroissement des conditions trophiques était un site littoral du bassin central situé entre Ashtabula et Érié (PA) (figure 3). L'ITO moyen pour le bassin oriental ( $1,96 \pm 0,45$ , écart moyen  $\pm$  écart type) dépassait celui des bassins occidental ( $1,41 \pm 0,51$ ) et central ( $1,39 \pm 0,36$ ). La biomasse globale de phytoplancton du lac a augmenté depuis le milieu des années 1990 (Conroy et coll., 2005b), éventuellement à la suite de l'augmentation spectaculaire des apports de phosphore réactif dissous par des affluents (Richards et coll., 2010), par opposition aux apports de phosphore total relativement constants (Scavia et coll., 2014). En outre, les populations de dreissenidés ont diminué dans le bassin central au début des années 2000 (Patter-

son et coll., 2005; Karatayev et coll., 2014) très probablement par suite d'événements hypoxiques. Si on tient compte que le bassin oriental est la principale région de dépôt de sédiments et de matières organiques du lac Érié, l'augmentation de l'ITO à l'échelle du bassin et du lac peut être le signe d'un enrichissement du lac.

Les sites en eau profonde du lac Ontario continuent d'être oligotrophes tout au long de la période d'étude. Par contre, les sites littoraux, particulièrement le long du rivage méridional, sont mésotrophes ou eutrophes (figure 2). Deux sites littoraux du bassin occidental affichent une tendance à l'augmentation de l'eutrophisation depuis 2001 (figure 3), parce qu'ils sont probablement touchés sur la rive sud par l'embouchure de la rivière Niagara et sur la rive septentrionale par la région métropolitaine de Toronto.

Tous les sites dans les parties septentrionale et centrale du lac Michigan, ainsi que les sites en eau profonde dans la partie méridionale du lac sont oligotrophes (figure 2). Deux sites littoraux du sud-est du Michigan (près des embouchures des rivières Grand et Kalamazoo) sont eutrophes et l'un d'eux (à l'embouchure de la rivière Grand) présentait une forte tendance à l'augmentation de l'eutrophisation ( $P < 0.001$ ). Un site dans le nord du Michigan et un autre dans la baie Green affichaient des tendances opposées vers l'oligotrophisation (figure 3).

Tous les sites dans les parties septentrionale, méridionale et centrale du lac Huron sont oligotrophes; un site dans la partie méridionale est mésotrophe (figure 2). Seuls deux sites du lac Huron sont eutrophes : l'un sur la rive centre-est (près de l'embouchure de la rivière Saugeen en Ontario, au Canada) où la densité totale d'oligochètes a augmenté de 20 fois depuis le début des années 2000, et l'eutrophisation a considérablement augmenté ( $P = 0,004$ ), et l'autre dans la baie de Saginaw, qui était fortement eutrophe à la fin des années 1990, et qui s'est améliorée pour devenir mésotrophe en 2002, mais a de nouveau tendu à l'eutrophisation au début des années 2007.

Tous les sites du lac Supérieur étaient oligotrophes d'après les valeurs de l'ITO depuis 1997, et un site à l'extrémité orientale a même affiché des tendances à la baisse de l'ITO au cours des quatre dernières années (figure 3). Une augmentation de l'ITO a été constatée à l'un des sites occidentaux au nord de Duluth (figure 3), mais le changement était minime (de 0 à 0,125).

## Liens

Il y a des liens à d'autres sous-indicateurs de la série :

- Moules dreissenidées – L'abondance relative du benthos non indigène, notamment les moules zébrées et quaggas, peut modifier radicalement la structure des communautés aquatiques, y compris le benthos, nuire au fonctionnement de l'écosystème et à l'état trophique du lac. Les dreissenidées, en plus d'exercer des effets locaux directs, interagissent également avec la communauté benthique en affectant d'autres sous-indicateurs comme les éléments nutritifs dans les lacs, réduisant par conséquent la quantité de nourriture disponible. Il existe de fortes interactions entre ces sous-indicateurs, bien qu'elles ne soient pas bien comprises et exigent d'être étudiées plus à fond.
- Éléments nutritifs dans les lacs (eau libre) – Les éléments nutritifs influent sur le réseau trophique et sont importants pour de nombreuses formes de vie aquatique, particulièrement le benthos, le zooplancton et le phytoplancton. L'ajout d'éléments nutritifs affecte la structure et l'abondance de la communauté benthique, modifiant ainsi la part d'espèces tolérantes et intolérantes, mais l'amplitude des changements varie selon la profondeur et l'état trophique du lac. Comme l'ITO a été conçu pour rendre compte des changements communautaires à la suite d'un enrichissement organique, on peut s'attendre à ce qu'il covarie avec l'augmentation des éléments nutritifs. En fait, l'ITO présente une corrélation positive avec la quantité de phosphore total et de phosphore dissous total mesurée au fond (Burlakova et coll., en préparation).
- *Diporeia* (eau libre) – Les macroinvertébrés benthiques du genre *Diporeia* vivent dans les habitats froids en eau profonde de tous les Grands Lacs (à l'exception du lac Érié); ils sont un indicateur des conditions oligotrophes et un important aliment pour les poissons. Historiquement, ils étaient les macroinvertébrés benthiques dominants dans les régions profondes des cinq Grands Lacs (Cook et Johnson, 1974). La prolifération des dreissenidées coïncide avec des diminutions importantes de *Diporeia* dans les lacs Ontario, Michigan et Huron, mais la nature des interactions n'est pas encore bien comprise. Bien que l'abondance de *Diporeia* ne soit pas prise en compte par l'indice actuel (ITO), une augmentation importante de l'enrichissement organique peut nuire à ces organismes.

Ce sous-indicateur est aussi lié directement aux autres indicateurs de la catégorie Réseau trophique.

### Commentaires des auteur

Le sous-indicateur d'oligochètes utilisé pour les évaluations de l'État des Grands Lacs (CÉÉGL) évalue l'état trophique des lacs et peut signaler que des pressions sont causées par un enrichissement en matières organiques. La plupart des sites qui manifestaient une augmentation de l'eutrophisation se trouvent près de grandes embouchures de rivières, ce qui donne à penser que l'atténuation réduisant la pollution dans les bassins versants des hautes terres pourrait contribuer à améliorer la qualité de l'eau et la condition sédimentaire de ces sites. D'autres pressions qui ne sont pas prises en compte par l'indice trophique des oligochètes incluent les espèces envahissantes, les changements climatiques régionaux, les changements du niveau de l'eau, les produits toxiques et les autres contaminants. La tendance de l'ITO à diminuer avec la profondeur (par suite de l'absence d'espèces tolérant la pollution à des profondeurs supérieures à 60 m) peut influencer sur l'indice panlacustre selon le rapport sites profonds – sites peu profonds échantillonnés dans chaque lac. Le programme de surveillance régulière du benthos du Great Lakes National Program Office de la United States Environmental Protection Agency (GLNPO de L'USEPA) compte un nombre relativement faible de stations, a une faible représentation des zones littorales, et si on complète ces relevés annuels au moyen d'un ensemble plus vaste de sites pendant les années de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance, on contribuera fortement à déterminer les tendances de la communauté benthique.

Les espèces envahissantes qui exercent un effet important sur les écosystèmes d'eau douce (p. ex. les dreisseines) peuvent modifier la composition et l'abondance des communautés benthiques, influant ainsi sur le comportement des indices benthiques, y compris l'ITO. Même si la biomasse de moules a diminué dans la zone de profondeur de 30 à 90 m dans certains des lacs, les dreissenidés sont toujours une composante dominante du benthos.

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, découlant des déclin à long terme des apports de PT et de la prolifération plus récente de dreissenidées non indigènes (Bunnell et coll., 2013). *Dreissena polymorpha* et *D. rostriformis bugensis*, bivalves pontocasiens qui se nourrissent par filtrage, sont de puissants ingénieurs de l'écosystème qui touchent à la fois les 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 améliorant les algues benthiques et les macrophytes, en provoquant des changements dans la communauté benthique) de l'écosystème (Karatayev et coll., 1997, 2002; Higgins et Vander Zanden, 2010). L'activité d'alimentation par filtrage, 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 coll., 1997; 2002; Burlakova et coll., 2012; Ward et Ricciardi, 2007; Higgins et Vander Zanden, 2010). Cependant, la plupart de ces changements de la communauté benthique à la suite d'une invasion de dreissenidées sont décrits pour la zone littorale où abondent des espèces épifauniques, tandis que les changements de la communauté endofaunique profonde sont mal compris (Burlakova et coll., 2014; Karatayev et coll., 2015). L'abondance de taxons non dreissenidés (p. ex. *Diporeia*, Sphaeriidés) a baissé dans les habitats profonds après l'invasion de *Dreissena* (Higgins et Vander Zanden, 2010; Nalepa et coll., 2007, 2009; révisé dans Karatayev et coll., 2015) dans lesquels les moules quaggas font de la concurrence pour l'espace et les ressources alimentaires à la plupart des invertébrés indigènes. Ceci est peut-être le résultat d'effets pansystémiques (p. ex. effet d'interception d'aliments, résultant dans une forte baisse des proliférations printanières de phytoplancton) par opposition aux effets locaux de *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 rendront pas compte des changements de l'état trophique de l'écosystème. Par conséquent, il faut davantage de données sur l'effet qu'exercent les dreissenidés sur la composition et l'abondance des espèces d'invertébrés benthiques dans les zones profondes par opposition à littorales, pour comprendre entièrement l'effet qu'ils exercent sur les communautés benthiques.

## Évaluation de la qualité des données

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

## Remerciements

Auteurs :

Lyubov Burlakova, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY.

Alexander Karatayev, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY.

Richard Barbiero, CSC, Chicago, IL.

Susan Daniel, Great Lakes Center, SUNY Buffalo State, Buffalo, NY.

## 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., E. Kovalenko, K. Schmude, A.Y. Karatayev et R. Barbiero. En préparation. Indices of water quality based on the profundal benthic communities of the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.*

- 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 dreissenidés 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 dans E. Leppakoski, S. Gollach et S. Olenin, éditeurs. Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (Pays-Ba).
- 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.
- Kreiger, 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 oligochaete 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 R.P. Howmiller. 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., D.B. Baker, J.P. Crumrine et A.M. Stearns. 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. *Dans* : État des Grands Lacs 2011. Environnement et Changement climatique Canada et U.S. Environmental Protection Agency. N° En161-3/1-2011E-PDF. EPA 950-R -13-002 au catalogue. Disponible à l'adresse <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. Classifications trophiques des lumbriculidés et tubificidés matures sélectionnés d'après Howmiller et Scott (1977), Milbrink (1983) avec ajouts de Kreiger (1984), Lauritsen et coll. (1985). Lorsque les classifications de Milbrink différaient de celles de Howmiller et Scott, ce sont celles de Howmiller et Scott qui ont été utilisées. Source : Riseng et coll., 2014.

### Liste des figures

**Figure 1.** Diagramme de dispersion des valeurs de l'indice environnemental modifié de Milbrink (1983), appliqué aux données des relevés des étés 1997 à 2012 du GLNPO. Les valeurs allant de 0 à moins de 0,6 indiquent des conditions oligotrophes (ligne bleue); les valeurs de 0,6 à 1,0 indiquent des conditions mésotrophes (ligne noire); des valeurs supérieures à 1,0 indiquent des conditions eutrophes. Les points de données représentent une moyenne des échantillons triples prélevés à chaque site d'échantillonnage; les spécimens immatures ont été inclus dans l'analyse pour le calcul de la densité globale utilisée pour établir le coefficient  $c$ , mais seuls les spécimens matures ont été utilisés pour le calcul du nombre appartenant à chaque groupe écologique d'oligochètes (voir la description du calcul de l'indice ci-jointe).

Source : Données benthiques du GLNPO de L'USEPA 1997-2012 recueillies de stations permanentes.

**Figure 2.** Carte des Grands Lacs montrant l'état trophique de chaque site d'échantillonnage calculé pour 2010-2012. l'état trophique est fondé sur l'indice trophique modifié pour les vers oligochètes de Milbrink (1983).

Source : Données benthiques du GLNPO de L'USEPA 2010-2012.

**Figure 3.** Cartes des Grands Lacs présentant une importante tendance dans le temps de l'état trophique de 1997 à 2012. Les sites auxquels il n'y avait pas de changements importants de l'indice trophique des oligochètes au fil du temps (« pas de changement »,  $P > 0,10$ , régression linéaire), présentant des tendances marginalement importantes (« eutrophisation ou oligotrophisation »,  $0,05 < P < 0,10$ ) et des tendances importantes (« forte eutrophisation ou oligotrophisation »,  $P < 0,05$ ) sont indiqués.

Source : Données benthiques du GLNPO de L'USEPA 1997-2012.

### Dernière mise à jour

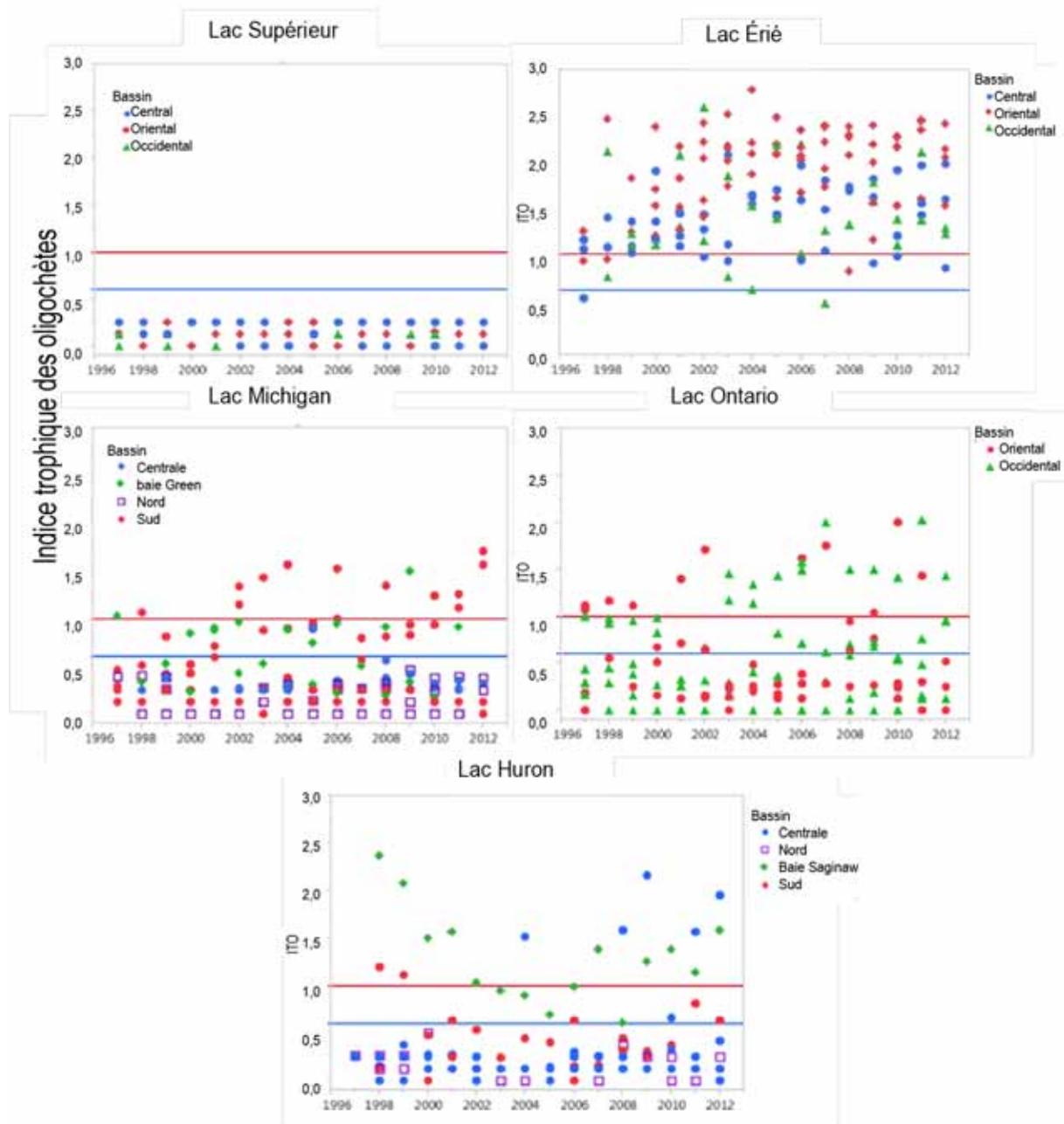
*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

CODE D'ESPÈCE	GENRE	ESPÈCE	Classe trophique	Source	Observations
RHYCOCC	Rhyacodrilus	coccineus	0	Howmiller et Scott 1977	Même classification que Krieger 1984 et Lauritsen et coll. 1985.
TASAMER	Tasserkidrilus	americanus	0	Howmiller et Scott 1977	Anciennement <i>T. Kessler</i> i dans Lauritsen et coll. 1985 et dans Krieger.
LIMPROF	Limnodrilus	profundicola	0	Howmiller et Scott 1977	Même classification que Krieger 1984 et Lauritsen et coll. 1985.
RHYMONT	Rhyacodrilus	montana	0	Krieger 1984	Même classification que Lauritsen et coll. 1985.
RHYSP	Rhyacodrilus	spp.	0	Krieger 1984	Même classification que Lauritsen et coll. 1985.
SPINIK O	Spirosperma	nikolskyi	0	Krieger 1984	Même classification que Lauritsen et coll. 1985.
STYHERI	Stylodrilus	heringianus	0	Howmiller et Scott 1977	Toutes les sources s'entendent sur ce taxon.
TASSUPE	Tasserkidrilus	superiorensis	0	Krieger 1984	Même classification que Lauritsen et coll. 1985.
AULAMER	Aulodrilus	americanus	1	Howmiller et Scott 1977	Classification fondée sur Aulodrilus sp.
AULLIMN	Aulodrilus	limnobius	1	Milbrink 1983	
AULPIGU	Aulodrilus	pigueti	1	Milbrink 1983	
ILYTEMP	Ilyodrilus	templetoni	1	Krieger 1984	Même classification que Milbrink 1983 et Lauritsen et coll. 1985.
ISOFREY	Isochaetides	freyi	1	Krieger 1984	Même classification que Lauritsen et coll. 1985.
SPIFERO	Spirosperma	ferox	1	Howmiller et Scott 1977	Même classification que Krieger 1984 et Lauritsen et coll. 1985.
AULPLUR	Aulodrilus	pluriseta	2	Milbrink 1983	
LIMANGU	Limnodrilus	angustipenis	2	Howmiller et Scott 1977	
LIMCERV	Limnodrilus	cervix	2	Howmiller et Scott 1977	Identique à Milbrink 1983.
LIMCECL	Limnodrilus	cervix/claparedeianus	2	Howmiller et Scott 1977	Identique à Milbrink 1983.
LIMCLAP	Limnodrilus	claparedeianus	2	Howmiller et Scott 1977	Identique à Milbrink 1983.
LIMMAUM	Limnodrilus	maumeensis	2	Howmiller et Scott 1977	
LIMUDEK	Limnodrilus	udekemianus	2	Howmiller et Scott 1977	Identique à Milbrink 1983.
POTBEDO	Potamothrix	betodi	2	Milbrink 1983	
POTMOLD	Potamothrix	moldaviensis	2	Milbrink 1983	Même classification que Lauritsen et coll. 1985.
POTVEJD	Potamothrix	vej dovskyi	2	Milbrink 1983	Même classification que Lauritsen et coll. 1985.
QUIMULT	Quistadrilus	multisetosus	2	Howmiller et Scott 1977	
LIMHOFF	Limnodrilus	hoffmeisteri	2	Milbrink 1983	Diffère de la classification dans Lauritsen et coll. 1985.
TUBTUBI	Tubifex	tubifex	0 OU 3	Milbrink 1983	Dépend des densités de LIMHOFF et de STYHERI et de la densité totale des oligochètes.

Tableau 1. Classifications trophiques des lumbriculidés et tubificidés matures sélectionnés d'après Howmiller et Scott (1977), Milbrink (1983) avec ajouts de Kreiger (1984), Lauritsen et coll. (1985). Lorsque les classifications de Milbrink différaient de celles de Howmiller et Scott, ce sont celles de Howmiller et Scott qui ont été utilisées. Source : Riseng et coll., 2014.

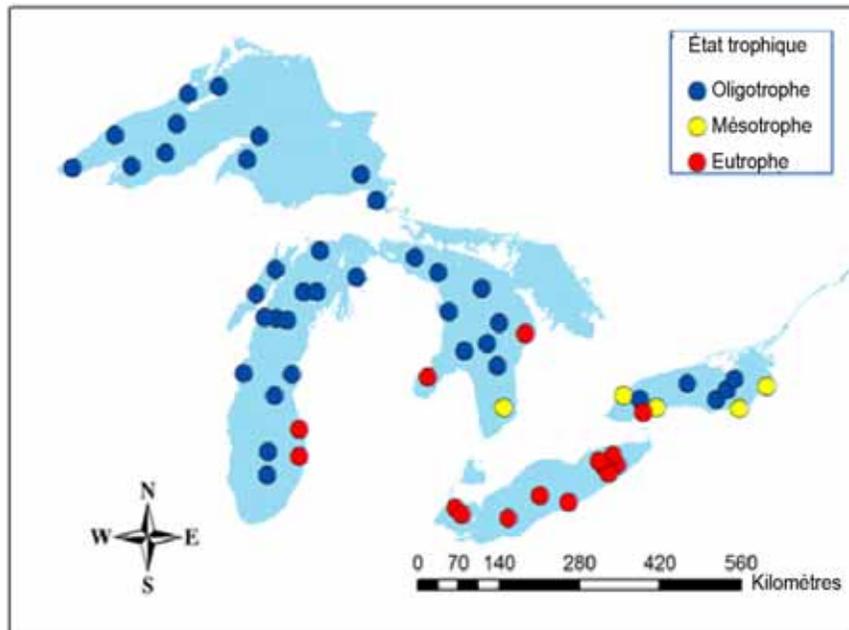
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



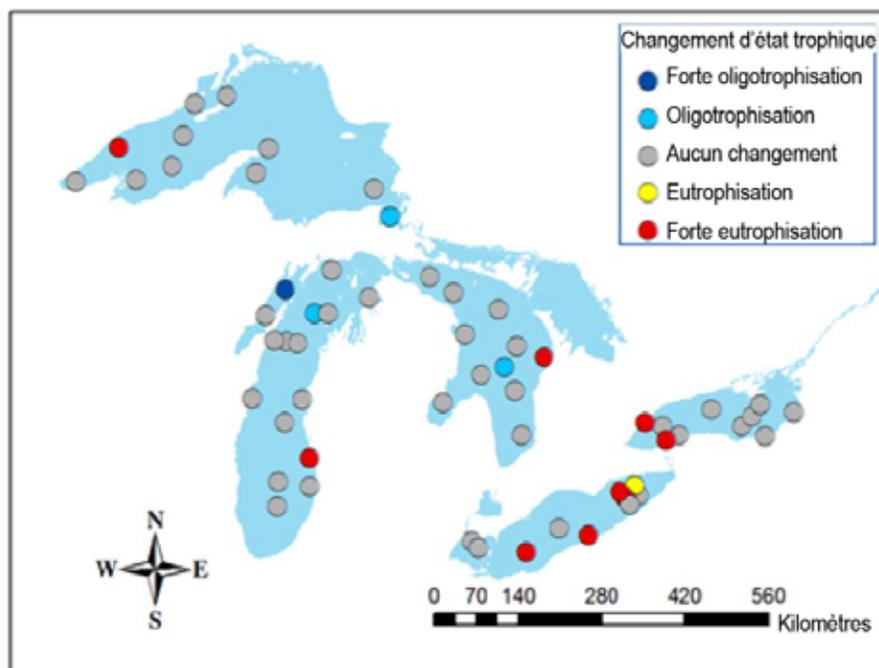
**Figure 1.** Diagramme de dispersion des valeurs de l'indice environnemental modifié de Milbrink (1983), appliqué aux données des relevés des étés 1997 à 2012 du GLNPO. Les valeurs allant de 0 à moins de 0,6 indiquent des conditions oligotrophes (ligne bleue); les valeurs de 0,6 à 1,0 indiquent des conditions mésotrophes (ligne noire); des valeurs supérieures à 1,0 indiquent des conditions eutrophes. Les points de données représentent une moyenne des échantillons triples prélevés à chaque site d'échantillonnage; les spécimens immatures ont été inclus dans l'analyse pour le calcul de la densité globale utilisée pour établir le coefficient  $c$ , mais seuls les spécimens matures ont été utilisés pour le calcul du nombre appartenant à chaque groupe écologique d'oligochètes (voir description du calcul de l'indice ci-jointe).

Source : Données benthiques du GLNPO de L'USEPA 1997-2012 recueillies de stations permanentes.

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 2.** Carte des Grands Lacs montrant l'état trophique de chaque site d'échantillonnage calculé pour 2010-2012. L'état trophique est fondé sur l'indice trophique modifié pour les vers oligochètes de Milbrink (1983).  
Source : Données benthiques du GLNPO de L'USEPA 2010-2012.



**Figure 3.** Cartes des Grands Lacs présentant une importante tendance dans le temps de l'état trophique de 1997 à 2012. Les sites auxquels il n'y avait pas de changements importants de l'indice trophique des oligochètes au fil du temps (« pas de changement »,  $P > 0,10$ , régression linéaire), présentant des tendances marginalement importantes (« eutrophisation ou oligotrophisation »,  $0,05 < P < 0,10$ ) et des tendances importantes (« forte eutrophisation ou oligotrophisation »,  $P < 0,05$ ) sont indiqués.

Source : Données benthiques du GLNPO de L'USEPA 1997-2012.



## Sous-indicateur : *Diporeia*

### Eaux libres

#### Évaluation globale

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : L'abondance des espèces d'amphipodes benthiques appartenant au genre *Diporeia* continue de diminuer dans les lacs Michigan, Huron et Ontario. Leur abondance varie dans le lac Supérieur, mais aucune tendance globale ne se dégage. Les *Diporeia* sont à l'heure actuelle extrêmement rares dans les eaux du lac Érié et en ont vraisemblablement disparu. Dans tous les lacs où les populations de *Diporeia* ont reculé, la diminution de l'abondance est devenue manifeste quelques années après l'établissement de moules dreissénidés. En raison de la forte variabilité à moins de 30 m de profondeur et de la préférence des *Diporeia* pour les régions au large des rives, il vaut mieux évaluer les populations à plus de 30 m de profondeur. Les évaluations sont limitées aux principaux bassins de chacun des lacs, puisqu'il n'y a pas de *Diporeia*, un sténotherme d'eaux froides, dans les baies et les bassins peu profonds aux eaux chaudes, ni dans les voies interlacustres. Les évaluations à l'échelle des lacs reposent surtout sur des relevés effectués tous les cinq ans, les tendances temporelles peuvent être examinées surtout à ce niveau de détail. Certaines évaluations régionales sont réalisées chaque année et sont incluses si les données sont disponibles.

#### Évaluation lac par lac

##### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

Justification : La surveillance à long terme et les études de la répartition montrent que, bien qu'il existe des variations temporelles importantes, l'abondance des *Diporeia* dans le lac ne présente aucune tendance directionnelle.

##### Lac Michigan

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : L'abondance des *Diporeia* continue de diminuer dans le lac Michigan. Un relevé effectué en 2010 pour l'ensemble du lac indique que les *Diporeia* sont maintenant extrêmement rares dans tout le lac à moins de 90 m (297 pi) de profondeur (figure 1). À plus de 90 m de profondeur, le taxon est encore présent, mais son abondance a diminué de 66 % par rapport à 2005 (figure 2). Des relevés annuels récents (2012-2014) réalisés seulement dans le bassin méridional du lac Michigan révèlent un déclin constant depuis 2010 (figure 4). Un relevé de la population de tout le lac a de nouveau été effectué en 2015, mais les résultats ne sont pas encore connus.

##### Lac Huron

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : L'abondance des *Diporeia* continue de diminuer dans le lac Huron. Le dernier relevé effectué pour l'ensemble du lac a été réalisé en 2012; l'abondance était alors inférieure à ce qu'elle avait été dans un relevé semblable fait en 2007 (figures 1, 2, 3). À 31-90 m de profondeur, l'abondance est maintenant inférieure à 100 m<sup>2</sup> et, à plus de 90 m, elle est inférieure à 300 m<sup>2</sup>.

##### Lac Érié

Situation : Médiocre

Tendance : 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. Les populations de *Diporeia* diminuent dans le bassin oriental depuis le début des années 1990 et n'y ont plus été observées depuis 1998.

## Lac Ontario

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : Les populations de *Diporeia* continuent de régresser dans le lac Ontario (figures 1 et 2). Le dernier relevé panlacustre a été réalisé en 2013; un seul individu a alors été trouvé dans les 45 sites échantillonnés, à 140 m de profondeur. Ces résultats permettent de conclure que cet organisme est sur le point de disparaître du lac Ontario.

### 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 écosystémique

Il faut maintenir dans les régions froides et profondes des Grands Lacs un écosystème oligotrophe productif, stable et équilibré, dans lequel les *Diporeia* seraient un des principaux organismes de la chaîne alimentaire.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail visant à atteindre l'objectif général n° 5 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012, selon lequel les eaux des Grands Lacs devraient « contribuer à la santé et à la productivité des terres humides et des autres habitats afin d'assurer la viabilité des espèces indigènes ».

### Conditions écologiques

Cette relique glaciomarine a été autrefois l'organisme benthique le plus abondant dans les régions froides au large des rives (plus de 30 m [98 pi] de profondeur) de chacun des lacs. Il était présent, quoique moins abondant, dans les régions littorales des bassins ouverts, mais naturellement absent 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 des diatomées). La plupart des poissons s'en nourrissent, en particulier de nombreuses espèces de poisson fourrage, qui servent à leur tour de proies aux grands ichtyophages, comme la truite et le saumon. Ainsi, le chabot se nourrit presque exclusivement de *Diporeia*, et le touladi se nourrit de chabots. De plus, le grand corégone, une espèce commerciale importante, consomme beaucoup 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 sont le reflet de la productivité globale de l'écosystème. L'abondance peut aussi varier quelque peu selon la pression exercée par les prédateurs en fonction de l'évolution des populations de poissons. Dans les régions littorales, cette espèce est sensible aux sources locales de pollution, mais, parce que les conditions, comme la fluctuation des températures, l'hétérogénéité du substrat et les turbulences provoquées par les vagues, varient, il est difficile d'évaluer les tendances des populations dans cette région.

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'un grappin Ponar et le contenu est lavé dans un tamis (ou des mailles de filet) dont les ouvertures ont 0,5 mm. Tous les *Diporeia* retenus dans le tamis sont immédiatement préservés, et par la suite dénombrés et identifiés. Les densités sont mesurées en nombre d'organismes par mètre carré. Nalepa et coll. (2009) donnent des précisions supplémentaires sur les méthodes d'échantillonnage et l'abondance.

Les populations de *Diporeia* connaissent à l'heure actuelle un déclin marqué dans tous les lacs, à l'exception du lac Supérieur (figures 1 et 2). Selon les relevés les plus récents, il y a des *Diporeia*, mais leurs effectifs continuent de diminuer, dans les lacs Michigan et Huron, et ils ont vraisemblablement disparu du lac Érié et sont tout près de disparaître dans le lac Ontario. La population du lac Supérieur, quoique très variable, reste inchangée. Les diminutions ont d'abord été observées dans toutes les zones lacustres deux ou trois ans après l'établissement des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) ou des moules quaggas (*Dreissena bugensis*). Ces deux espèces, qui ont été rejetées avec les eaux de ballast des navires océaniques, ont été introduites dans les Grands Lacs à la fin des années 1980. On ne comprend pas tout à fait pourquoi les *Diporeia* ont mal réagi à ces espèces de moules. Une des hypothèses formulées est que les moules dreissénidés accaparent la nourriture des *Diporeia*. C'est-à-dire que les larges 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* est 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 ne montrent aucun signe de sous-alimentation avant ou pendant que les populations diminuent. De plus, les *Diporeia* et les *Dreissena* coexistent apparemment dans certains lacs en dehors des Grands Lacs (c.-à-d. les Finger Lakes dans l’État de New York). D’après certaines études, le déclin des *Diporeia* pourrait être associé à des maladies et à des parasites, mais souvent les observations ne sont pas concluantes et d’autres travaux sont nécessaires dans ce domaine. Compte tenu du déclin et de la disparition des *Diporeia* dans les régions littorales, et de la très faible abondance dans les régions au large des rives de chacun des lacs, sauf le lac Supérieur, il semble que les programmes actuels de surveillance détectent adéquatement les changements de population.

## Liens

Les liens entre ce sous-indicateur et d’autres sous-indicateurs de la série des indicateurs sont les suivants :

- Espèces aquatiques envahissantes
- Moules de la famille des Dreissénidés
- Produits chimiques toxiques dans les sédiments

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 compte parmi les 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 donc les évaluations des *Diporeia* et des touladis fournissent une évaluation des niveaux trophiques inférieur et supérieur dans les habitats profonds aux eaux froides.

## Commentaires des auteurs

Le déclin ininterrompu des *Diporeia* a de fortes répercussions sur le réseau trophique des Grands Lacs. Comme nous l’avons dit, les *Diporeia* sont une proie importante pour de nombreuses espèces de poissons et leur perte a des incidences sur bon nombre de ces espèces. Les réactions 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. En ce qui concerne les populations, les répercussions sont la modification 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 sont déjà touchés. Des études ont montré que les populations de grands corégones, une espèce commerciale importante, sont touchées, ainsi que celles d’espèces de poissons qui servent de proies au saumon et à la truite, comme le gaspareau, le chabot et le hareng.

Vu la rapidité avec laquelle les populations de *Diporeia* diminuent dans de nombreuses zones, et l’importance de ces amphipodes dans le réseau trophique, les organismes qui se sont engagés à dégager les tendances devraient faire rapidement état des données. La diminution des populations suit un cycle naturel défini et les études des répercussions sur le réseau trophique devraient être bien coordonnées dans l’espace. De plus, les études visant à trouver la cause de la réaction négative des *Diporeia* aux *Dreissena* devraient se poursuivre et prendre appui sur l’information existant déjà. 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 en danger. De plus, en comprenant mieux la cause, nous pourrons mieux évaluer les possibilités de rétablissement des populations de *Diporeia* si celles-ci diminuent de façon marquée.

## Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d’accord	D’accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X					
2. Il est possible de remonter à la source des données.	X					

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

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

## Remerciements

Auteurs :

T. F. Nalepa, Water Center, Graham Sustainability Institute, Université du Michigan, Ann Arbor, MI  
 A. K. Elgin, Great Lakes Environmental Research Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration, Ann Arbor, MI

## Sources d'information

Nalepa, T.F., D.F. Fanslow et G.A. Lang. 2009. Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia* spp. to the invasive mussel *Dreissena rostriformis bugensis*. *Freshwater Biology* 54:466-479.

## Autres sources d'information

Auer, M.T., N.A. Auer, N.R. Urban et T. Auer. 2013. Distribution of the amphipod *Diporeia* in Lake Superior: the ring of fire. *Journal of Great Lakes Research* 39:33-46.

Barbiero, R.P., K. Schmude, B.M. Lesht, C.M. Riseng, J. Glenn, G.J. Warren et M.L. Tuchman. 2011. Trends in *Diporeia* populations across the Great Lakes., 1997-2009. *Journal of Great Lakes Research* 37: 9-17.

Birkett, K., S.J. Lozano et L.G. Rudstam. 2015. Long-term trends in Lake Ontario's benthic macroinvertebrate community from 1994-2008. *Aquatic Ecosystem Health & Management Society*. 18: 76-88.

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.

## Liste des figures

**Figure 1.** Densités moyennes (nombre par mètre carré) des espèces d'amphipodes du genre *Diporeia*, dans des sites situés à 31-90 m de profondeur dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, 1995-2014. Les données sont tirées de relevés effectués à l'échelle des lacs en général à intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne tiretée (bleu); lac Huron = carrés, ligne interrompue (rouge); lac Ontario = cercles, ligne continue (noire)

Sources : Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

**Figure 2.** Densités moyennes (nombre par mètre carré) des espèces d'amphipodes du genre *Diporeia*, dans des sites situés à plus de 90 m de profondeur dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, 1995-2014. Les données sont tirées de relevés effectués à l'échelle des lacs en général à intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne tiretée (bleu); lac Huron = carrés, ligne interrompue (rouge); lac Ontario = cercles, ligne continue (noire)

Sources : Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

**Figure 3.** Diminutions de la densité de la population de *Diporeia* ( $n^{bre} m^{-2} \times 10^3$ ) dans le lac Huron, 2000-2012

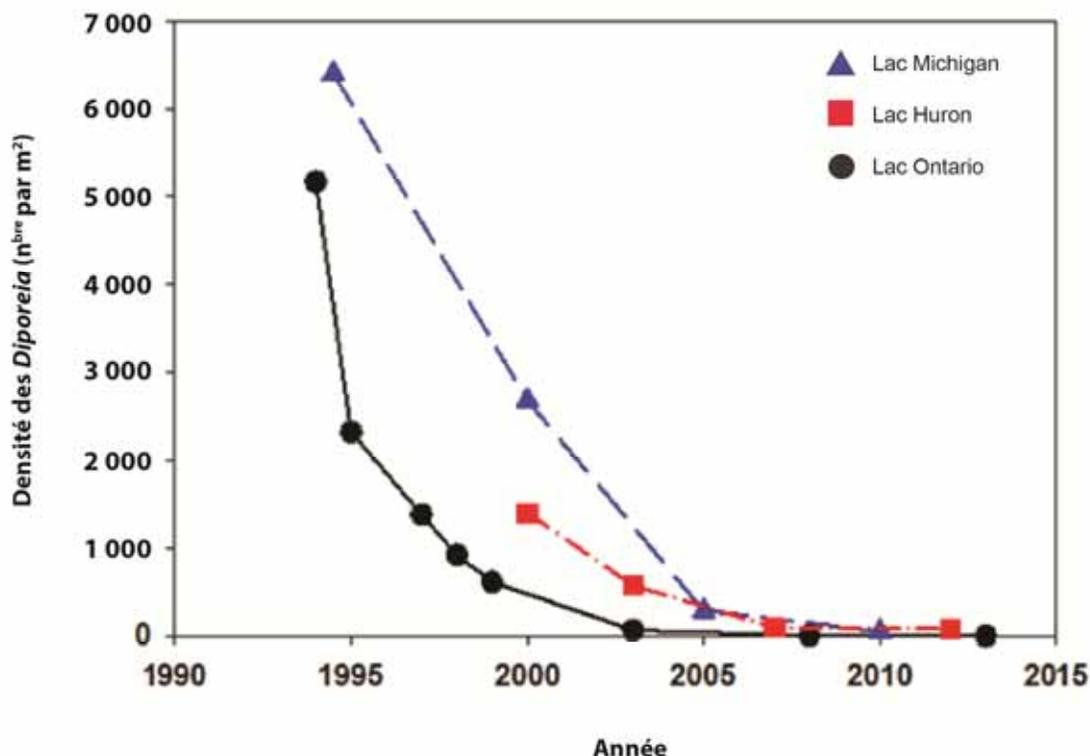
Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

**Figure 4.** Densités moyennes (nombre par mètre carré) des espèces d'amphipodes appartenant au genre *Diporeia* dans le sud du lac Michigan, selon la profondeur : < 30 m (carrés, ligne continue), 31-90 m (triangles, ligne à tirets longs) et > 90 m (cercles, ligne à tirets courts), 2010-2014. Veuillez remarquer que l'échelle de l'axe est bien inférieure à celles des figures 1 et 2

Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

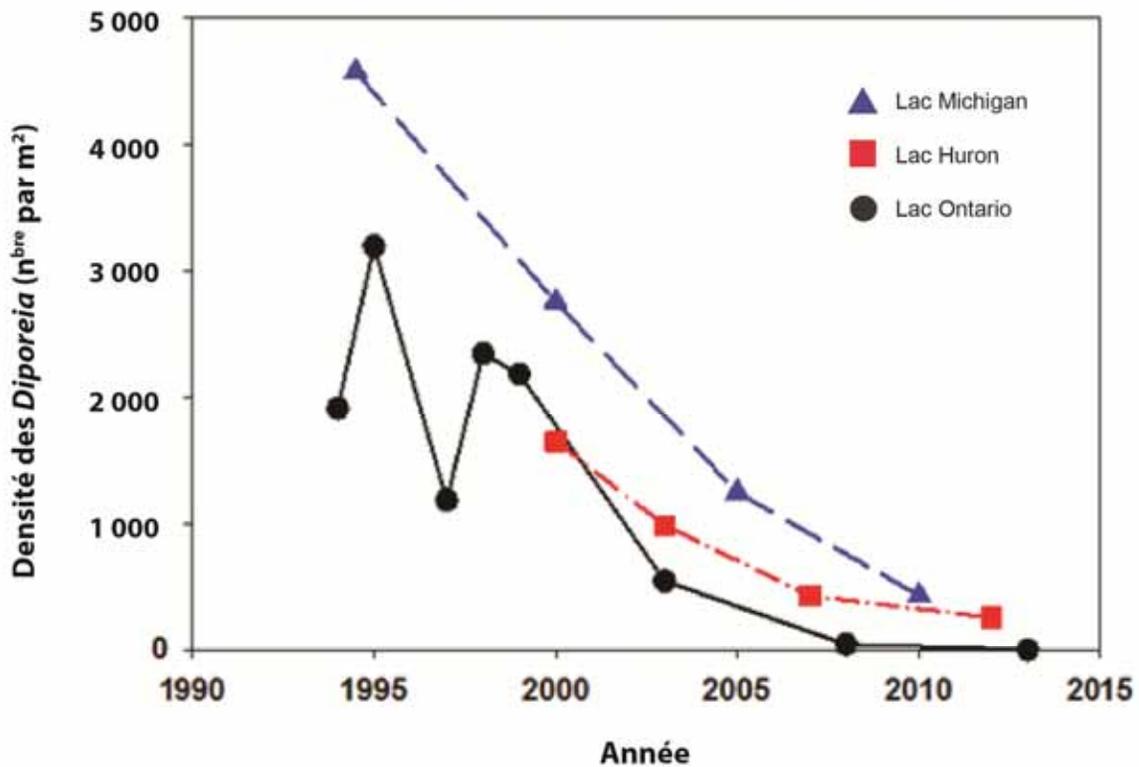
### Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

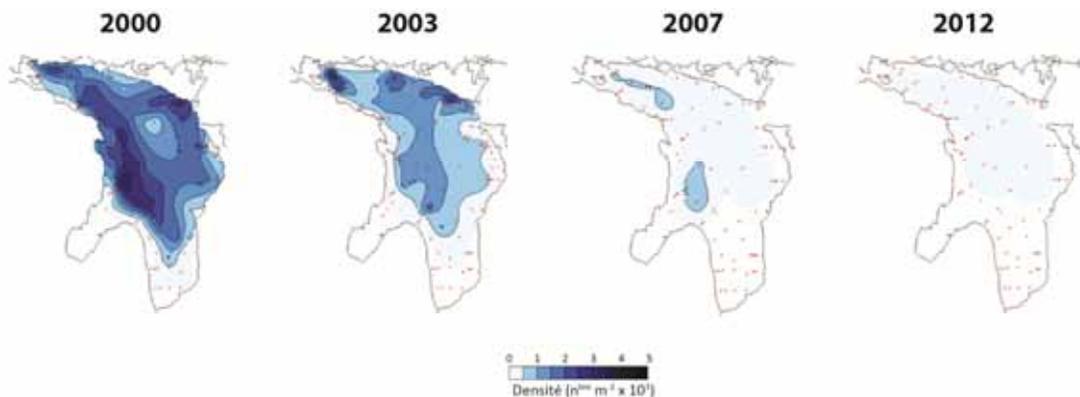


**Figure 1.** Densités moyennes (nombre par mètre carré) des espèces d'amphipodes du genre *Diporeia*, dans des sites situés à 31-90 m de profondeur dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, 1995-2014. Les données sont tirées de relevés effectués à l'échelle des lacs en général à intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne tiretée (bleu); lac Huron = carrés, ligne interrompue (rouge); lac Ontario = cercles, ligne continue (noire)

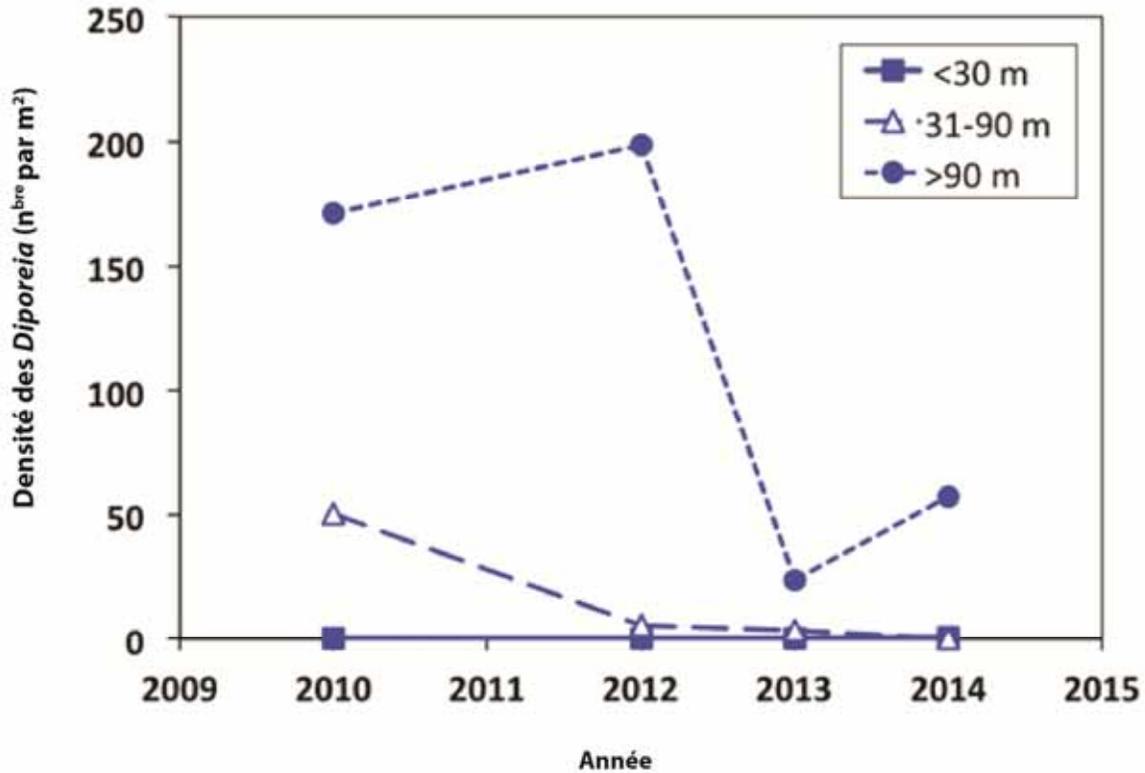
Sources : Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA



**Figure 2.** Densités moyennes (nombre par mètre carré) des espèces d’amphipodes du genre *Diporeia*, dans des sites situés à plus de 90 m de profondeur dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, 1995-2014. Les données sont tirées de relevés effectués à l’échelle des lacs en général à intervalles de cinq ans. Lac Michigan = triangles, ligne tireté (bleu); lac Huron = carrés, ligne interrompue (rouge); lac Ontario = cercles, ligne continue (noire)  
Sources : Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA



**Figure 3.** Diminutions de la densité de la population de *Diporeia* ( $n^{bre} m^{-2} \times 10^3$ ) dans le lac Huron, 2000-2012  
Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA



**Figure 4.** Densités moyennes (nombre par mètre carré) des espèces d’amphipodes appartenant au genre *Diporeia* dans le sud du lac Michigan, selon la profondeur : < 30 m (carrés, ligne continue), 31-90 m (triangles, ligne à tirets longs) et > 90 m (cercles, ligne à tirets courts), 2010-2014. Veuillez remarquer que l’échelle de l’axe est bien inférieure à celles des figures 1 et 2.

Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA



## Sous-indicateur : Poissons-proies

### Eaux libres

#### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : Indéterminée

**Justification :** Les communautés de poissons-proies continuent de changer partout dans les Grands Lacs, bien que l'orientation et l'ampleur de ces changements diffèrent selon les lacs. Les mesures servant à déterminer quelle était la situation des poissons-proies au cours de la période visée par le présent rapport et les périodes antérieures sont basées sur les éléments communs aux objectifs établis pour les communautés ichtyologiques de chacun des lacs et incluent la diversité et le rôle relatif des espèces indigènes dans les communautés de poissons-proies. Selon l'indice de la diversité, la situation dans trois des lacs est « *passable* », alors qu'elle est « *bonne* » dans les lacs Supérieur et Érié (tableau 1). La tendance à court terme, de la période antérieure (2008-2010) à la période actuelle (2011-2014), est inchangée en ce qui concerne la diversité dans les lacs Érié et Supérieur, mais elle « *se détériore* » dans les trois autres lacs, de sorte que la tendance globale est « *indéterminée* » (tableau 1). La tendance à long terme semble indiquer que les communautés de proies sont plus diversifiées dans les lacs Supérieur et Érié que dans les autres lacs, bien que l'indice pour ces proies ait beaucoup varié au fil du temps (figure 1). Dans le lac Huron, où le gaspareau, une espèce exotique, a considérablement diminué, l'indice de la diversité a reculé aussi. La valeur la plus faible pour l'indice de la diversité a été celle du lac Ontario (figure 1), où la dominance du gaspareau se poursuit (96 % de la biomasse des poissons-proies). La proportion d'espèces indigènes dans la communauté a été considérée comme « *bonne* » dans les lacs Supérieur et Huron, « *passable* » dans les lacs Michigan et Érié et « *Médiocre* » dans le lac Ontario (tableau 2). La tendance à court terme s'améliore dans tous les lacs sauf le lac Michigan (« *se détériore* ») et le lac Ontario (« *inchangée* »), d'où une tendance globale à court terme « *indéterminée* » (tableau 2). Au cours de la période visée par le présent rapport, la proportion de poissons-proies indigènes a constamment été plus élevée dans le lac Supérieur (87 %) que dans les autres lacs, la moins élevée étant celle du lac Ontario (1 %) (figure 2). Le pourcentage de poissons-proies indigènes du lac Michigan a diminué, à mesure que la proportion de gobies à taches noires augmentait dans la communauté. Les poissons-proies indigènes constituent 51 % des poissons-proies du lac Érié, bien que les valeurs de chacun des bassins aient été différentes (figure 2). Il faut mentionner qu'alors que les espèces indigènes formaient moins de 10 % de la communauté dans le lac Huron en 1970, compte tenu de la diminution du gaspareau, elles en représentent maintenant près de 80 % (figure 2). Les données sur les poissons-proies sont très régulières pour les populations des lacs, qui font l'objet du présent rapport; il n'en existe pas pour toutes les voies interlacustres du bassin. L'abondance n'a pas été utilisée pour évaluer la situation des poissons-proies, parce que les mesures de gestion panlacustres, dont la réduction des apports en éléments nutritifs minéraux et le rétablissement des ichtyophages, ayant réussi, elles ont inévitablement réduit l'abondance des poissons-proies. Cependant, il est fait mention des tendances récentes en matière d'abondance en ce qu'elles concernent l'équilibre entre les prédateurs et les proies, comme dans les lacs Michigan et Huron, où on réduit l'empoisonnement en ichtyophages pour diminuer la prédation des populations de poissons-proies et maintenir les pêches sportives.

#### Évaluation lac par lac

##### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** L'indice moyen de la diversité des poissons-proies pour la période visée par le présent rapport (2011-2014) a été de 79 % de la valeur maximale dans la série chronologique, et la proportion des espèces indigènes dans la communauté des poissons-proies, en biomasse, a été de 87 %. Ces valeurs étant supérieures à 75 %, la situation du lac Supérieur a été considérée comme « *bonne* ». Les mesures ont peu changé entre la période actuelle et la période antérieure (2008-2010). Malgré des fluctuations et la densité actuelle en général plus faible, la communauté de poissons-proies du lac Supérieur est considérée comme saine en raison du nombre élevé d'espèces indigènes qu'elle renferme, de la forte proportion de la biomasse constituée par des espèces indigènes plutôt qu'exotiques, et de la capacité de la communauté des poissons-proies de répondre aux besoins d'une population

saine de poissons prédateurs. Depuis peu, des biologistes craignent que les effectifs des poissons-proies du lac Supérieur ne soient à la baisse et puissent avoir une influence sur les pêches autochtones, sportives et commerciales.

## Lac Michigan

Situation : Passable

Tendance : Se détériore

Justification : L'indice moyen de la diversité des poissons-proies pour la période visée par le présent rapport (2011-2014) a été de 72 % de la valeur maximale dans la série chronologique, et la proportion des espèces indigènes dans la communauté des poissons-proies, en biomasse, a été de 48 %. Ces valeurs se situant entre 75 % et 25 %, la situation du lac Michigan est considérée comme « *passable* ». Les deux mesures étaient inférieures au cours de la période visée par le présent rapport à celles de la période antérieure (2008-2010), d'où une tendance qui « *se détériore* ».

## Lac Huron

Situation : Passable

Tendance : Indéterminée

Justification : L'indice moyen de la diversité des poissons-proies au cours de la période visée par le présent rapport (2011-2014) a été de 47 % de la valeur maximale dans la série chronologique, et la proportion des espèces indigènes dans la communauté des poissons-proies, en biomasse, a été de 77 %. Ces valeurs sont considérées respectivement comme « *passables* » et « *bonnes* »; l'évaluation finale a été prudemment fondée sur la situation la moins bonne. La tendance était « *indéterminée* » puisqu'entre la période actuelle et la période précédente, la proportion d'espèces indigènes a augmenté, mais l'indice de la diversité a légèrement reculé.

## Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : L'indice moyen de la diversité des poissons-proies pour la période visée par le présent rapport (2011-2014) a été de 77 % de la valeur maximale dans la série chronologique, et la proportion des espèces indigènes dans la communauté des poissons-proies, en biomasse, a été de 49 %. Ces valeurs sont considérées respectivement comme « *bonnes* » et « *passables* », selon notre description du sous-indicateur. Nous avons estimé que la tendance générale « *s'améliore* » étant donné que l'indice de la diversité des variables était similaire à la tendance générale de la période antérieure, mais que la proportion de poissons-proies indigènes a continué d'augmenter au cours de la série chronologique.

## Lac Ontario

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : L'indice moyen de la diversité des poissons-proies pour la période visée par le présent rapport (2011-2014) a été de 25 % de la valeur maximale dans la série chronologique, une valeur qui se situe à l'extrémité inférieure de la catégorie « *passable* », et la proportion des espèces indigènes a été considérée comme « *Médiocre* », puisqu'elle ne représentait que 1 % du total. La situation globale du lac Ontario a été classée dans la catégorie « *Médiocre* » et l'absence de changement en ce qui concerne la proportion des espèces indigènes et la tendance à la diminution de la diversité ont donné lieu à une évaluation de la tendance globale selon laquelle la situation « *se détériore* ».

## Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à faire état de la situation des communautés de poissons-proies des Grands Lacs en ce qui concerne la diversité des communautés et à la proportion des espèces indigènes.

## Objectif pour l'écosystème

Les objectifs écosystémiques sont basés sur les objectifs établis pour les communautés ichtyologiques (OCI) qui ont trait aux poissons-proies. Ces OCI ont été élaborés par le comité de la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL) pour 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 coll., 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 coll., 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 coll., 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 coll., 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 indigènes dans la baie de Quinte, le havre Hamilton et la baie Chaumont.* » (Stewart et coll., 2013)

## État de l'écosystème

*Lac Supérieur – situation : Bonne, tendance : Inchangée*

Les observations du lac Supérieur semblent indiquer que la communauté de poissons-proies est à la fois diversifiée et composée surtout d'espèces indigènes; c'est la raison pour laquelle sa situation est considérée comme bonne et sa tendance comme inchangée. Ces mesures appuient l'idée selon laquelle le réseau trophique et la communauté ichtyologique du lac Supérieur sont les moins touchés des cinq lacs. À la différence des autres Grands Lacs qui ont une variété de poissons-proies exotiques, l'éperlan arc-en-ciel est la seule espèce-proie exotique faisant partie de la communauté du lac Supérieur. Les changements de la diversité au cours de la série chronologique ont été provoqués surtout par les fluctuations des populations de corégonidés, dont on sait que les effectifs varient selon les classes d'âge.

*Lac Michigan – situation : Passable, tendance : Se détériore*

Selon les deux mesures de ce sous-indicateur, la situation des poissons-proies du lac Michigan reste passable, mais les tendances semblent indiquer que des changements incompatibles avec les objectifs établis pour la communauté ichtyologique se produisent dans cette communauté. La diminution de la proportion des espèces indigènes a été causée surtout par le recul des proportions de harengs et l'augmentation des proportions de gobies à taches noires, une espèce exotique. Les diminutions de l'indice de la diversité sont venues de ce que le gobie à taches noires et le hareng forment une plus grande proportion des prises et de la diminution proportionnelle du hareng et du chabot visqueux, bien que l'indice actuel soit semblable à la moyenne à long terme. Récemment, la diminution de l'abondance des poissons-proies (surtout le gasporeau) dans le lac Michigan a amené les gestionnaires des ressources à diminuer les niveaux d'empoisonnement pour la pêche sportive et autochtone afin de réduire la prédation des populations de poissons-proies et de maintenir la pêche sportive (Tsehaye et coll., 2014).

*Lac Huron – situation : Passable, tendance : Indéterminée*

Au cours de toute la période d'observation, il ne fait pas de doute que la communauté de poissons-proies du lac Huron est celle qui a connu le plus de changements. La communauté des poissons-proies a été dominée par des espèces exotiques, le gasporeau et l'éperlan arc-en-ciel, depuis les années 1970 jusqu'au début des années 2000, puis a abruptement commencé à être dominée par une espèce indigène, le hareng, après que les populations de gasporeaux ont radicalement diminué (Dunlop et Riley, 2013). Ce changement a été attribué à des facteurs physiques, aux influences de la réduction des éléments nutritifs minéraux de bas en haut de la chaîne alimentaire, à

la prolifération des moules dreissénidés, ainsi qu'aux forces exercées de haut en bas par les populations à la hausse de touladis et de saumons du Pacifique ichtyophages qui se reproduisent naturellement (Dunlop et Riley, 2013; Kao et coll., 2016). Il est intéressant de constater que cette « indigénisation » de la communauté a également entraîné une diminution globale de la diversité des poissons-proies telle que l'indice utilisé dans la présente analyse la mesure. La diminution de la diversité s'explique en partie aussi par le recul des prises de chabots de profondeur dans les relevés au chalut de fond. Cette espèce formait par le passé 5 % environ de la biomasse de la communauté, mais elle représente maintenant 1 % du total.

### *Lac Érié – situation : Passable, tendance : S'améliore*

La situation du lac Érié, le plus chaud et le plus riche en éléments nutritifs des Grands Lacs, explique vraisemblablement la grande diversité des poissons-proies qui y ont été observés depuis 1990. Quoique variable, la proportion des espèces indigènes capturées dans les relevés au chalut de fond a de manière générale augmenté au cours de la période d'observation, bien que certaines espèces indigènes, comme l'omisco, reculent de façon générale (McKenna Jr et Castiglione, 2014). Il est important de remarquer que les observations de poissons-proies du lac Érié proviennent de relevés au chalut de fond effectués par divers organismes dans certains bassins. Les résultats sont présentés selon une densité numérique normalisée pour l'ensemble du lac, à la différence de ce qui est fait pour les autres lacs, pour lesquels la densité de la biomasse est utilisée.

### *Lac Ontario – situation : Médiocre, tendance : Inchangée*

Au cours de la période d'observation, la communauté de poissons-proies du lac Ontario a été dominée par une seule espèce exotique, le gaspareau. Il s'ensuit que la diversité des poissons-proies et la différence entre la proportion des espèces indigènes pour la présente période et la période antérieure sont faibles et inchangées. Au cours de la série chronologique, l'importance relative du gaspareau est passée de 50 % à 65 % de la communauté des poissons-proies à plus de 96 % récemment. Ce changement est dû surtout à l'augmentation constante de l'importance proportionnelle d'une espèce exotique, l'éperlan arc-en-ciel. La communauté des poissons-proies benthiques, auparavant dominée par le chabot visqueux, est maintenant surtout composée de gobies à taches noires et d'un plus petit nombre de chabots visqueux et de chabots de profondeur, une espèce indigène en voie de rétablissement. La dominance du gaspareau fait chuter les valeurs des deux mesures dont il est fait état, mais leur grand nombre permet à des populations abondantes et à la croissance rapide de touladis et de saumons du Pacifique ensemencés de se nourrir. Des activités de gestion visant à améliorer la diversité des poissons-proies dans le lac Ontario et à rétablir les espèces indigènes ont commencé en 2012. On s'est ainsi servi de stocks du lac Michigan pour réintroduire le hareng dans le lac Ontario, dont il avait disparu, et on a augmenté la population indigène restante de ciscos par l'empoissonnement de frayères qui ont été importantes par le passé.

## **Liens**

Les poissons-proies étant un niveau trophique intermédiaire dans les réseaux trophiques des Grands Lacs, ils sont étroitement liés à de nombreux autres sous-indicateurs, dont ceux qui portent sur les éléments nutritifs, les propriétés physiques, les niveaux trophiques inférieurs et les prédateurs. En voici quelques exemples :

- Éléments nutritifs dans les lacs – alimentent le réseau trophique dont dépendent les poissons-proies
- Zooplancton – principal aliment de la plupart des poissons-proies
- Benthos – les invertébrés benthiques sont le principal aliment de certains poissons-proies
- *Diporeia* – aliment important de certains poissons-proies, populations de façon générale à la baisse
- Moules dreissénidés – aliment du gobie à taches noires, modifie les niveaux trophiques inférieurs dont dépendent les poissons-proies
- Température des eaux de surface – dicte l'énergétique et le comportement des poissons-proies
- Niveaux de l'eau – régulent l'habitat et l'habitat de frai
- Touladi – prédateur indigène de poissons-proies
- Doré jaune – prédateur indigène de poissons-proies

## **Commentaires des auteurs**

Le présent rapport sur ce sous-indicateur est le premier qui fournisse une mesure uniforme et facile à interpréter qui illustre la situation des poissons-proies dans les cinq Grands Lacs. Mettant l'accent sur la diversité des poissons-proies et la proportion d'espèces indigènes dans tout le bassin, il améliore notre compréhension de la dynamique des poissons-proies des Grands Lacs, comme ceux qui sont illustrés par groupe dans tous les lacs (Bunnell et coll.,

2014), ou par espèce dans chacun des lacs, comme celles qui sont illustrées dans Gorman et Weidel (2015). Il est difficile de comparer la situation des poissons-proies le long d'un gradient commun en raison de la diversité des communautés et de la façon dont les relevés sont effectués dans l'ensemble du bassin. Les mesures dont il est fait état dans le présent rapport ont été choisies en fonction de l'existence de données semblables pour chacun des lacs et des éléments communs trouvés dans chacun des objectifs établis pour les communautés ichtyologiques par les comités des lacs. Ainsi, les termes *divers* ou *diversité* apparaissent dans les objectifs de chacun des lacs. De même, il est directement fait mention dans les principes à l'appui de quatre des cinq objectifs établis pour les communautés ichtyologiques de l'importance des espèces de poissons-proies indigènes. À la différence des précédents rapports sur cet indicateur, l'abondance des poissons-proies n'a pas été directement utilisée comme mesure d'évaluation. L'abondance des poissons-proies dépend en très bonne partie de mesures de gestion délibérément mises en œuvre, plus précisément l'empoisonnement en ichtyophages et la réduction des charges en éléments nutritifs. Ces mesures ont amélioré les écosystèmes des Grands Lacs et leurs services, mais leur succès a naturellement réduit l'abondance des poissons-proies, et par là même l'utilité de l'abondance comme indicateur.

Un certain nombre de facteurs influencent vraisemblablement les données et les résultats dont on se sert pour évaluer ce sous-indicateur, notamment la façon dont les données ont été recueillies, l'utilisation d'estimations brutes ou fondées sur un modèle, les mesures choisies et les seuils utilisés pour la création des catégories. Les données ayant servi à évaluer ce sous-indicateur viennent de relevés au chalut de fond, mais ces engins ne capturent pas toutes les espèces en proportion égale à leur véritable abondance (capturabilité) et le milieu peut modifier cette capturabilité (Kocovsky et Stapanian, 2011). Il faut mentionner que l'importance proportionnelle des espèces pélagiques, comme le gaspareau, l'éperlan arc-en-ciel, le hareng et le cisco, est vraisemblablement sous-représentée dans ce type d'engin. Warner et coll. (2015) ont remarqué que, dans une série chronologique de plus d'une vingtaine d'années, les estimations de la biomasse annuelle des gaspareaux du lac Michigan produites par les relevés acoustiques étaient 4,5 fois plus grandes que les estimations basées sur des relevés au chalut de fond. Dans le lac Supérieur, les relevés acoustiques ont donné des estimations plus précises et plus abondantes du cisco que les relevés au chalut de fond (Stockwell et coll., 2006). De plus, les méthodes utilisées et le moment des relevés saisonniers influencent probablement l'interprétation. Weidel et coll. (2015) ont montré qu'entre la densité de la biomasse du gobie à taches noires du lac Ontario obtenue par un relevé printanier utilisant un chalut conçu de manière à éviter les moules dreissénidés et la densité obtenue par un relevé automnal qui employait le chalut de fond plus traditionnel, l'écart était de dix fois. Il faut l'admettre, le choix des mesures pour illustrer la diversité de la communauté des poissons-proies est imparfait et est censé servir de point de départ qu'il faudra améliorer. Bien que l'indice de Shannon soit couramment utilisé pour décrire la « diversité », il a à la fois une utilité et des défauts dignes de mention (Hurlbert, 1971; Jost, 2006). Enfin, il n'existe pas de seuil théorique ou largement accepté pour définir ce qui constitue une communauté de poissons-proies dont la situation est « bonne », « passable » ou « Médiocre ». Les rapports sur les indicateurs qui seront produits à l'avenir bénéficieraient d'une discussion réfléchie et d'un examen approfondi de la façon dont ces sources de biais éventuels et ces choix de seuils influencent ce sous-indicateur et notre compréhension des poissons-proies dans les Grands Lacs.

L'idée qu'il faut gérer les poissons-proies de manière à équilibrer leurs disponibilités alimentaires ou le nombre de prédateurs est une composante importante qui est absente de ce sous-indicateur, mais bien évidente dans les objectifs établis pour les communautés de poissons-proies. Les mesures qui pourraient être utilisées dans les rapports futurs pour « évaluer » cet équilibre sont le ratio entre la biomasse des proies et des prédateurs, ou une approche plus simple utilisant l'adiposité ou le poids relatif des poissons-proies et des prédateurs comme indicateurs intégrés de l'équilibre entre les prédateurs et les proies.

### Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	X					
2. Il est possible de remonter à la source des données.		X				

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

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

## Remerciements

### Auteurs principaux :

Brian C. Weidel, USGS, Great Lakes Science Center, Lake Ontario Biological Station  
Erin Dunlop, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario

### Auteurs collaborateurs :

Maureen G. Walsh, USGS, Great Lakes Science Center, Lake Ontario Biological Station  
James Markham, Michael Connerton, New York Department of Environmental Conservation  
Jeremy Holden, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario  
Edward F. Roseman, Timothy O'Brien, 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  
Patrick Kocovsky, Richard Kraus, Mark Rogers – USGS, Great Lakes Science Center, Lake Erie Biological Station  
John Deller, Eric Wiemer – Ohio Department of Natural Resources

### Collaborateurs :

U.S. Geological Survey  
Ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario  
Ohio Department of Natural Resources, Division of Wildlife  
New York State Department of Environmental Conservation  
Groupe de travail sur le poisson fourrage du lac Érié du Comité du lac Érié

## 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. 2014. Changing Ecosystem Dynamics in the Laurentian Great Lakes: Bottom-Up and Top-Down Regulation. *BioScience* 64, 26–39. doi:10.1093/biosci/bit001

Chapra, S.C. et D.M. Dolan. 2012. Great Lakes total phosphorus revisited: 2. Mass balance modeling. *J. Gt. Lakes Res.* 38, 741–754.

Dunlop, E.S. et S.C. Riley. 2013. The contribution of cold winter temperatures to the 2003 alewife population collapse in Lake Huron. *J. Gt. Lakes Res.* 39, 682–689. doi:10.1016/j.jglr.2013.08.001

Fisher, J.P., J.D. Fitzsimons, G.F. Combs Jr et J.M. Spitsbergen. 1996. Naturally occurring thiamine deficiency causing reproductive failure in Finger Lakes Atlantic salmon and Great Lakes lake trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 125, 167–178.

Fitzsimons, J.D., B. Williston, G. Williston, L. Brown, A. El-Shaarawi, L. Vandenbyllaardt, D. Honeyfeld, D. Tillitt, M. Wolgamood et S.B. Brown. 2007. Egg thiamine status of Lake Ontario salmonines 1995–2004 with emphasis on lake trout. *J. Gt. Lakes Res.* 33, 93–103.

Gorman, O.T. et B.C. Weidel. 2015. Cross Lakes Prey Fish Report.

Honeyfield, D.C., J.P. Hinterkopf, J.D. Fitzsimons, D.E. Tillitt, J.L. Zajicek et S.B. Brown. 2005. Development of thiamine deficiencies and early mortality syndrome in lake trout by feeding experimental and feral fish diets containing thiaminase. *J. Aquat. Anim. Health* 17, 4–12.

Hurlbert, S.H. 1971. The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. *Ecology* 52, 577–586. doi:10.2307/1934145

Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113, 363–375. doi:10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x

Kao, Y.-C., S.A. Adlerstein et E.S. Rutherford. 2016. Assessment of Top-Down and Bottom-Up Controls on the Collapse of Alewives (*Alosa pseudoharengus*) in Lake Huron. *Ecosystems*. doi:10.1007/s10021-016-9969-y

Kocovsky, P.M. et M.A. Stapanian. 2011. Influence of Dreissenid Mussels on Catchability of Benthic Fishes in Bottom Trawls. *Trans. Am. Fish. Soc.* 140, 1565–1573. doi:10.1080/00028487.2011.639271

Kowalski, K.P., M.J. Wiley et D.A. Wilcox. 2014. Fish assemblages, connectivity, and habitat rehabilitation in a diked Great Lakes coastal wetland complex. *Trans. Am. Fish. Soc.* 143, 1130–1142.

McKenna Jr, J.E. et C. Castiglione. 2014. Model Distribution of Silver Chub (*Macrhybopsis storeriana*) in Western Lake Erie. *Am. Midl. Nat.* 171, 301–310.

Tillitt, D.E., J.L. Zajicek, S.B. Brown, L.R. Brown, J.D. Fitzsimons, D.C. Honeyfield, M.E. Holey et G.M. Wright. 2005. Thiamine and thiaminase status in forage fish of salmonines from Lake Michigan. *J. Aquat. Anim. Health* 17, 13–25.

Tsehaye, I., M.L. Jones, T.O. Brenden, J.R. Bence et R.M. Claramunt. 2014. Changes in the Salmonine Community of Lake Michigan and Their Implications for Predator–Prey Balance. *Trans. Am. Fish. Soc.* 143, 420–437. doi:10.1080/00028487.2013.862176

## Liste des tableaux

**Tableau 1.** Situations et tendances de l'indice de la diversité des poissons-proies des Grands Lacs. La diversité est représentée par l'indice de Shannon et les catégories de situations sont basées sur la valeur moyenne de la période visée par le présent rapport (2011-2014) par rapport à la valeur maximale observée dans la série chronologique pour un lac donné. Pour que la situation soit considérée comme « bonne », l'indice moyen de la diversité pour la période actuelle doit être supérieur d'au moins 75 % à la valeur maximale observée dans la série chronologique; de même, la situation est considérée comme « Médiocre » si les valeurs moyennes sont inférieures à 25 % de la valeur maximale observée de l'indice. L'évaluation des tendances est fondée sur la comparaison de la moyenne pour la période actuelle et pour la période antérieure (2008-2010).

**Tableau 2.** La proportion des espèces indigènes dans les échantillons de poissons-proies des relevés au chalut de fond décrit la situation des poissons-proies des Grands Lacs et les tendances qui s'y rapportent. Pour ce sous-indicateur, la situation est « bonne » si la proportion d'espèces indigènes pour la période actuelle (2011-2014) est égale ou supérieure à 75 % et « Médiocre » si cette valeur est inférieure à 25 %; sinon elle est « passable ».

**Tableau 3.** Évaluation globale des communautés de poissons-proies des Grands Lacs, telle qu'elle découle de l'indice de la diversité des communautés et de la proportion des espèces indigènes

## Liste des Figures

**Figure 1.** Valeur de l'indice de la diversité de Shannon pour les communautés de poissons-proies des Grands Lacs  
Source : Les données proviennent surtout des relevés au chalut de fond effectués par les organismes fédéraux et des États des États-Unis et les organismes provinciaux canadiens.

**Figure 2.** Proportion des espèces indigènes dans les communautés de poissons-proies des Grands Lacs

Source : Les données proviennent surtout des relevés au chalut de fond effectués par les organismes fédéraux et des États des États-Unis et les organismes provinciaux canadiens.

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Lac	Pourcentage du maximum	Moy. actuelle (2011-2014)	Moy. antérieure (2008-2010)	Moy. à long terme	Situation	Tendance
Supérieur	79%	1,33	1,27	1,26	Bon	Inchangée
Michigan	72%	1,23	1,60	1,17	Passable	Se détériore
Huron	47%	0,73	0,76	1,08	Passable	Se détériore
Érié	77%	1,60	1,70	1,60	Bon	Inchangée
Ontario	25%	0,25	0,31	0,57	Passable	Se détériore

**Tableau 1.** Situations et tendances de l'indice de la diversité des poissons-proies des Grands Lacs. La diversité est représentée par l'indice de Shannon et les catégories de situations sont basées sur la valeur moyenne de la période visée par le présent rapport (2011-2014) par rapport à la valeur maximale observée dans la série chronologique pour un lac donné. Pour que la situation soit considérée comme « bonne », l'indice moyen de la diversité pour la période actuelle doit être supérieur d'au moins 75 % à la valeur maximale observée dans la série chronologique; de même, la situation est considérée comme « Médiocre » si les valeurs moyennes sont inférieures à 25 % de la valeur maximale observée de l'indice. L'évaluation des tendances est fondée sur la comparaison de la moyenne pour la période actuelle et pour la période antérieure (2008-2010).

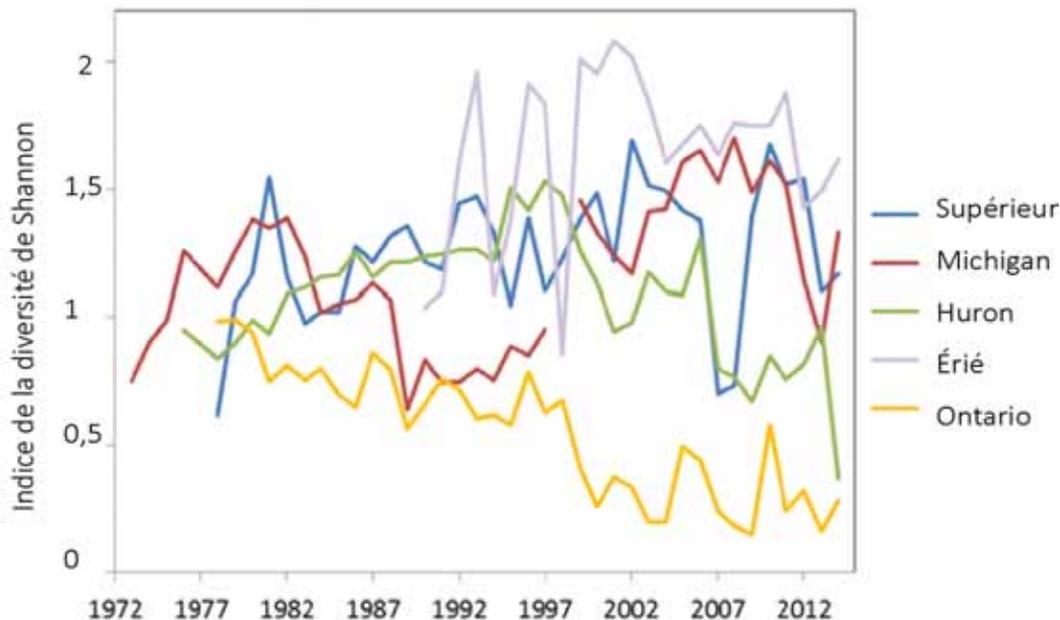
Lac	Actuelle	Antérieure	Long terme	Situation	Tendance
Supérieur	87 %	83 %	83 %	Bon	S'améliore
Michigan	48 %	64 %	64 %	Passable	Se détériore
Huron	77 %	69 %	36 %	Bon	S'améliore
Érié	49 %	30 %	35 %	Passable	S'améliore
Ontario	1 %	1 %	5 %	Médiocre	Inchangée

**Tableau 2.** La proportion des espèces indigènes dans les échantillons de poissons-proies des relevés au chalut de fond décrit la situation des poissons-proies des Grands Lacs et les tendances qui s'y rapportent. Pour ce sous-indicateur, la situation est « bonne » si la proportion d'espèces indigènes pour la période actuelle (2011-2014) est égale ou supérieure à 75 % et « Médiocre » si cette valeur est inférieure à 25 %; sinon elle est « passable ».

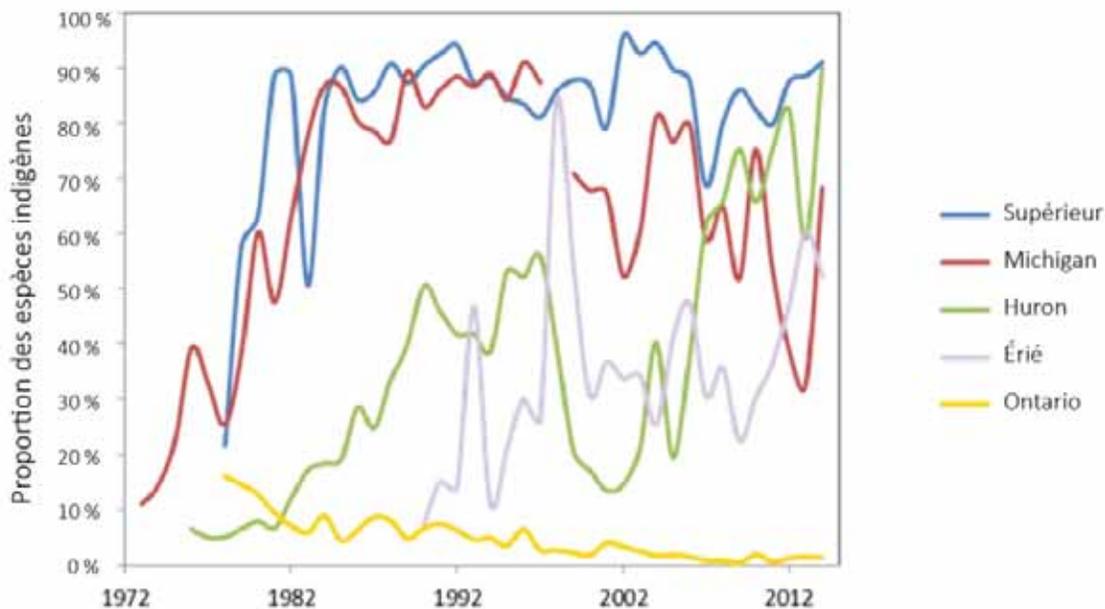
Lac	Situation	Tendance
Supérieur	Bonne	Inchangée
Michigan	Passable	Se détériore
Huron	Passable	Indéterminée
Érié	Passable	S'améliore
Ontario	Médiocre	Se détériore

**Tableau 3.** Évaluation globale des communautés de poissons-proies des Grands Lacs, telle qu'elle découle de l'indice de la diversité des communautés et de la proportion des espèces indigènes.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 1.** Valeur de l'indice de la diversité de Shannon pour les communautés de poissons-proies des Grands Lacs  
Source : Les données proviennent surtout des relevés au chalut de fond effectués par les organismes fédéraux et des États des États-Unis et les organismes provinciaux canadiens.



**Figure 2.** Proportion des espèces indigènes dans les communautés de poissons-proies des Grands Lacs  
Source : Les données proviennent surtout des relevés au chalut de fond effectués par les organismes fédéraux et des États des États-Unis et les organismes provinciaux canadiens.



## Sous-indicateur : Esturgeon jaune

**Situation : Médiocre**

**Tendance : S'améliore**

**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. Plus de renseignements sont nécessaires sur certaines populations reliques reproductrices. 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.**

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Médiocre

Tendance : S'améliore

Justification : Les populations satisfont à tous les critères de rétablissement dans 2 affluents du lac Supérieur et à la plupart des critères dans 4 autres rivières. Les populations se reproduisent dans au moins 10 affluents et le lac Nipigon. L'abondance augmente grâce à la reproduction naturelle et à un ensemencement limité.

#### Lac Michigan

Situation : Médiocre

Tendance : S'améliore

Justification : Des populations reliques survivent dans au moins 9 affluents. Le recrutement naturel concourt à des populations stables ou croissantes dans au moins 4 de ceux-ci. Des alevinières en ruisseau sont utilisées pour élever et ensemercer des alevins d'un an afin d'aider à rétablir 2 populations et de réintroduire des populations dans 4 autres rivières.

#### Lac Huron (y compris la rivière St. Marys)

Situation : Médiocre

Tendance : S'améliore

Justification : L'esturgeon jaune fraie régulièrement dans 5 affluents, les rivières Garden, Mississauga, Spanish et Nottawasaga, 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 partie sud du lac Huron et la baie Saginaw.

#### Lac Érié (y compris les rivières Sainte-Claire, Détroit et Niagara)

Situation : Médiocre

Tendance : S'améliore

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 cinq lieux de frai supplémentaires au cours de dix dernières années. On soupçonne que l'espèce fraie dans le port de Buffalo et le cours supérieur de la rivière Niagara, qui relie les lacs Ontario et Érié. Un plan de rétablissement et un programme d'ensemencement sont en cours d'élaboration pour la rivière Maumee.

#### Lac Ontario (y compris la rivière Niagara et le fleuve Saint-Laurent)

Situation : Médiocre

Tendance : S'améliore

Justification : Les prises accessoires réalisées depuis 1995 dans l'ensemble du lac indiquent une amélioration éventuelle de leur situation. L'espèce fraie dans le cours inférieur de la rivière Niagara, la rivière Trent et la rivière

Black. Il existe des populations de bonne taille dans les réseaux de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent. L'ensemencement aux fins de rétablissement a commencé en 1995 dans l'État de New York.

## 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). Conserver, améliorer ou rétablir des populations viables d'esturgeon jaune aux endroits où l'espèce était présente auparavant et à un niveau qui permettra de radier de la liste des États, provinciale et fédérale les classifications établies sur la foi de populations dégradées ou affaiblies (p. ex. espèce menacée, en voie de disparition ou en péril).

Cet 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 ».

## 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, et on estime que les populations comptaient des millions d'individus dans chacun des Grands Lacs (Baldwin et coll., 1979). Du milieu à la fin du 19<sup>e</sup> 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 coll., 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 19<sup>e</sup> 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

De nombreux organismes et organisations maintiennent leurs efforts afin de réunir de l'information sur les populations reproductrices reliques des Grands Lacs. La plupart des populations d'esturgeon jaune sont autosuffisantes, mais leur abondance ne représente qu'une petite fraction de leur abondance historique. Dans de nombreux 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 et certaines de ces populations sont nombreuses (des dizaines de milliers de poissons, fig. 3 à 7). 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 coll., 2006, Welsh et coll., 2008).

### Lac Supérieur

La communauté de poissons du lac Supérieur demeure relativement intacte comparativement à celle des autres Grands Lacs (Bronte et coll., 2003). Les renseignements historiques et actuels indiquent qu'au moins 21 affluents du lac Supérieur abritent des populations d'esturgeon jaune reproductrices (Holey et coll., 2000; Quinlan 2007). La réussite de la reproduction a été confirmée dans la rivière St. Louis au printemps 2011 par la prise d'esturgeon larvaire. Dans la rivière White (Ontario) la réussite du frai était déduite de l'identification d'un lieu de rassemblement et de frai (C. Avery, AOFRC, comm. pers.). L'esturgeon jaune se reproduit actuellement dans au moins 10 affluents. 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) et Bad (Wisconsin) satisfont aux critères des plans de rétablissement pour les populations autosuffisantes (Auer 2003, Auer et Baker 2007, Great Lakes Indian Fish and Wildlife Commission [GLIFWC] données inédites, Quinlan 2007, Quinlan et coll., 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; GLIFWC, données inédites). 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 de 95 % de 3 295 à 7 517) dans la baie Goulais, la partie orientale du lac Supérieur (Pratt et coll., 2014). L'abondance de l'esturgeon jaune dans la baie Goulais est la plus forte qui ait été mesurée dans le lac Supérieur (Schloesser, 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 coll., 2008).

Des études et des évaluations se poursuivent dans les échantillons et les eaux littorales reliées à chacun des 21 affluents de frai historique. 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). L'habitat (type de substrat et profondeur de l'eau) des adultes et des juvéniles a été géoréférencé et quantifié à l'aide de techniques hydroacoustiques dans la rivière Kaministiquia, en Ontario (Biberhofer et Prokopec, 2005) et dans la rivière Bad (Cholwek et coll., 2005). Les préférences en matière d'habitat de l'esturgeon jaune ensemencé dans les rivières Ontonagon et St. Louis ont été décrites au moyen de la radiotélémetrie (Fillmore, 2003; 1854 Treaty Authority, données inédites). En raison de la surexploitation possible, la réglementation de la pêche sportive dans les eaux ontariennes a été modifiée afin d'interdire la pêche. 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.

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. 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 deux populations satisfont aux objectifs fixés dans le plan de rétablissement de 2003. 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).

## Lac Michigan

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). 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 coll., 2005, Elliott 2008, Clapp et coll., 2012). Deux rivières, la Menominee et la Peshtigo, semblent abriter les montaisons annuelles de 200 adultes ou plus, et 6 rivières (la Manistee, la Muskegon, la Grand, la Kalamazoo, la Fox et l'Oconto) sont vraisemblablement le lieu de montaisons annuelles de 20 à 100 adultes, et de plus petits nombres d'esturgeons reproducteurs ont été capturés ou observés dans le cours inférieur des rivières Mansitique et St. Joseph (Baker, 2006; Elliott et Gunderman, 2008; K. Smith, données inédites). Le succès de la reproduction a été confirmé dans 8 de ces rivières, et des juvéniles d'âge 0 peuvent être capturés régulièrement dans beaucoup d'entre elles. Des estimations récentes du recrutement ont été faites dans le cadre d'activités de recherche dans la rivière Peshtigo, et celles-ci indiquent que, durant certaines années, plusieurs centaines d'individus sont recrutés à l'automne dans ce réseau (Caroffino et coll., 2007). Des activités de recherche et d'évaluation réalisées dans les

rivières Manistee et Muskegon indiquent également un important recrutement (Smith, MDNR, comm. pers.). De plus, l'abondance des poissons reproducteurs dans certaines rivières semble avoir augmenté au cours de la dernière décennie, ce qui indiquerait que la hausse du taux de recrutement pourrait avoir commencé il y a plusieurs années dans certaines rivières. Des esturgeons jaunes ont été observés durant la période de reproduction dans quelques autres affluents du lac Michigan, notamment dans les rivières Cedar, Millecoquins et Boardman, et près de certains hauts-fonds qui seraient d'anciennes frayères de l'esturgeon jaune, mais on ignore si le frai a lieu dans ces bassins. Une importante population autosuffisante vit dans le réseau du lac Winnebago, en amont du cours inférieur de la rivière Fox. Cette population se reproduit dans la rivière Wolf et dans le cours supérieur de la rivière Fox, et supporte, l'hiver, une pêche récréative au harpon intensive. Le cours supérieur de la rivière Menominee abrite aussi deux populations autosuffisantes qui sont séparées l'une de l'autre et de la population du cours inférieur de la Menominee par plusieurs barrages. Ces populations font aussi l'objet d'une pêche très limitée à la ligne et hameçon chaque année à l'automne.

Des pratiques de gestion active visant à appuyer la réintroduction, l'ensemencement et l'élevage ont été mises en place dans 7 affluents du bassin du lac Michigan. À ce jour, plus de 30 000 alevins d'un an d'esturgeon ont été ensemencés dans ces rivières au moyen d'installations d'élevage en ruisseau. Depuis 2005, l'esturgeon jaune est élevé à partir d'œufs dans des installations d'élevage en bordure des cours d'eau et est relâché au stade de juvénile de moins d'un an dans les rivières Milwaukee, Kewaunee, Cedar et Whitefish, d'où l'esturgeon jaune était considéré comme disparu. Des installations d'élevage en bordure des cours d'eau ont également été utilisées dans la rivière Manistee (depuis 2003, Holtgren et coll., 2007) et la rivière Kalamazoo (depuis 2011) pour élever des alevins d'un an d'esturgeon à partir d'œufs sauvages fertilisés et les larves ont été recueillies dans ces rivières pour contribuer à accroître la survie pendant les premiers temps du développement et stimuler la croissance de la population. Au cours des 20 à 25 prochaines années, ces efforts d'ensemencement doivent rétablir des populations autosuffisantes qui utilisent ces rivières pour frayer. 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 coll., 2008) et ont guidé des projets de restauration de l'habitat et d'amélioration des débits et du passage du poisson par l'élimination de barrages et l'installation de passes à poissons. Une échelle à poisson pour le passage en amont et des installations de contournement en aval ont commencé à fonctionner dans le cours inférieur de la rivière Menominee en 2015.

### Lac Huron

L'abondance des populations d'esturgeon jaune demeure bien inférieure aux valeurs historiques. Le frai d'esturgeon jaune a été signalé dans les rivières Garden, Mississauga et Spanish (chenal du Nord), et dans les rivières Moon, Musquash, et Nottawasaga (baie Georgienne). Il continue également à l'embouchure de la rivière Sainte-Claire dans la partie sud du lac Huron. Des relevés de frai menés dans les rivières Mississauga 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 30 000 individus (Chiotti et coll., 2013). 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. La recherche menée depuis 2007 dans le réseau de la rivière St. Marys n'a pas encore permis de trouver un stock d'esturgeon jaune reproducteur, mais il existe des renseignements non scientifiques sur le comportement reproducteur (A. Moerke, LSSU, communication personnelle). L'activité de frai a été observée à un certain nombre d'endroits nouveaux, dont les rivières Moon et Musquash dans l'est de la baie Georgienne et la rivière Manitou sur l'île Manitoulin. 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 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.

Dans un effort pour 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 coll., 2014). Des échantillons ont été prélevés dans 9 affluents en Ontario et dans 2 au 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 coll., 2015).

### Lac Érié

La taille des populations d'esturgeon jaune continue d'être bien en deçà des valeurs historiques, à l'exception des stocks du réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit. On a observé que le frai a lieu à sept endroits dans les eaux reliant les lacs Huron et Érié (Caswell et coll., 2004; Manny et Kennedy 2002; Roseman et coll., 2011) et qu'il a probablement lieu dans le port de Buffalo et le cours supérieur de la rivière Niagara (Legard, 2015). 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, communication personnelle). Les données de marquage et de télémétrie 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 coll., 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 30 000 individus (Chiotti et coll., 2013). 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 capturés occasionnellement dans les filets de pêche commerciale et dans les filets des chercheurs. Les relevés réalisés en 2005 et en 2006 indiquent que l'esturgeon jaune ne se reproduit pas dans la rivière Maumee (Ohio), (J. Boase, USFWS, communication personnelle). Un modèle d'adéquation de l'habitat et un plan de rétablissement sont en cours d'élaboration pour la rivière Maumee afin d'évaluer les efforts déployés en matière de réintroduction (Sherman et coll., 2015). Une concentration d'esturgeon observée au 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, ce qui donne à penser que du frai a lieu dans cette zone. 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.

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 coll., 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 coll., 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.

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.

## 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, quelques données sont disponibles pour aborder l'indicateur de rétablissement à long terme. Biesinger et coll. (2013) ont fait état, pour la population d'individus marqués et repris, d'une estimation de 2 856 (intervalle de confiance de 95 % de 1 637 à 5 093) poissons adultes et immatures pour le cours inférieur de la rivière Niagara. Par ailleurs, les nombres 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, communication personnelle); cependant, ces populations sont petites – comptant probablement de dizaines à des centaines de poissons.

Plusieurs mesures de gestion 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).

De 1993 à 2013, le New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC), en collaboration avec l'United States Fish and Wildlife Service (USFWS), a ensemencé 85 814 (0 à 14 047 de poissons par an) esturgeons dans le réseau du lac. 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 coll., 2011).

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.

## **Liens**

- Connectivité des habitats aquatiques – la perte de connectivité aquatique a contribué au déclin de l'esturgeon jaune. De la recherche-développement s'impose pour déterminer des moyens permettant à l'esturgeon jaune de franchir les obstacles anthropiques dans les rivières.

- 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.

### Commentaires des auteurs

La recherche et le développement sont nécessaires pour déterminer des moyens permettant à l'esturgeon jaune de traverser les obstacles anthropiques dans les rivières. De plus, des difficultés considérables d'ordre juridique, logistique et financier doivent être surmontées afin de restaurer les frayères détériorées dans les affluents et les voies interlacustres des Grands Lacs. Il faudra intensifier la surveillance pour déterminer la situation actuelle des populations d'esturgeon jaune des Grands Lacs, particulièrement au stade juvénile.

À mesure que les programmes et techniques de surveillance sont perfectionnés, notre 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. Il s'impose d'élaborer des programmes de surveillance normalisés à long terme pour évaluer efficacement l'état des stocks de l'esturgeon jaune dans chaque lac.

Il convient également de noter que l'évaluation globale de chaque lac est passée de passable et s'améliorant en 2011 à médiocre et s'améliorant en 2016, mais ceci n'est pas imputable à la détérioration des populations. D'après les mesures de l'évaluation de l'état utilisées à la fois dans les rapports de 2011 et 2016, tous les lacs auraient dû être évalués comme étant médiocres et en train de s'améliorer en 2011.

### Évaluation de la qualité des données

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

## 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.  
Lloyd Mohr, 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.  
Zy Biesinger, USFWS, Lower Great Lakes Fish and Wildlife Conservation Office, Basom, NY 14013.

### Contributeurs :

Darryl Hondorp, USGS, Great Lakes Science Center.  
Edward Roseman, USGS, Great Lakes Science Center.  
Jessica Sherman, University of Toledo, Lake Erie Center.  
Michael Thomas, MDNR, Lake Sainte-Claire 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. 68<sup>th</sup> 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.
- 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 : [http://www.fws.gov/midwest/sturgeon/documents/ddittman-genesee\\_sturgeon\\_03-05\\_final.pdf](http://www.fws.gov/midwest/sturgeon/documents/ddittman-genesee_sturgeon_03-05_final.pdf) [consulté le 10 février 2014].
- 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](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.

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.

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

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.

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.

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.

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).

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.

Sherman, J., J. Bossenbroek, T. Crail, C. Mayer, J. Boase, J. Chiotti et C. Vandergoot. 2015. A Habitat Suitability Model for Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the Maumee River. 58th Annual Conference on Great Lakes Research (IAGLR), Burlington, VT, Mai 2015.

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.** Captures historiques d'esturgeon jaune dans chacun des Grands Lacs.

Source : Baldwin et coll., 1979.

**Figure 2.** Répartition historique de l'esturgeon jaune.

Source : Zollweg et coll., 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.

**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.

**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.

**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.

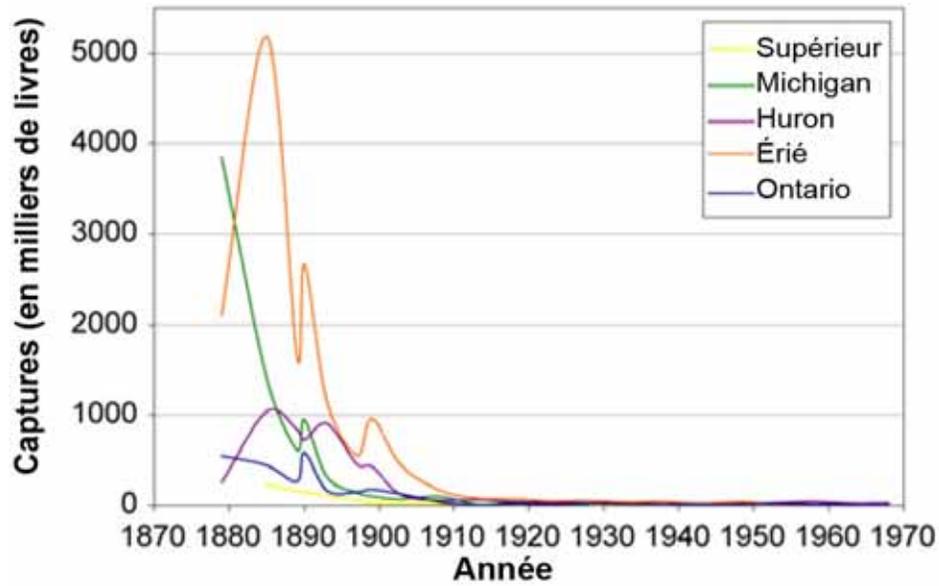
**Figure 7.** Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Ontario, la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent, 2012.

Source : New York Lake Sturgeon Working Group et Tim Haxton, MRNFO.

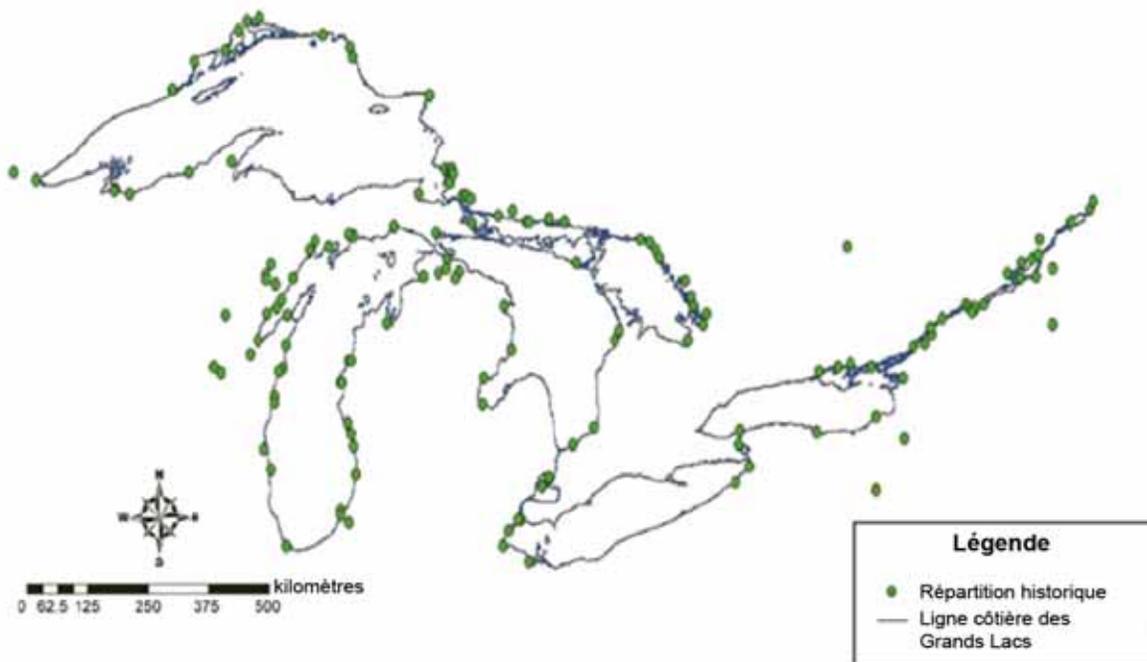
## Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2017, Rapport technique

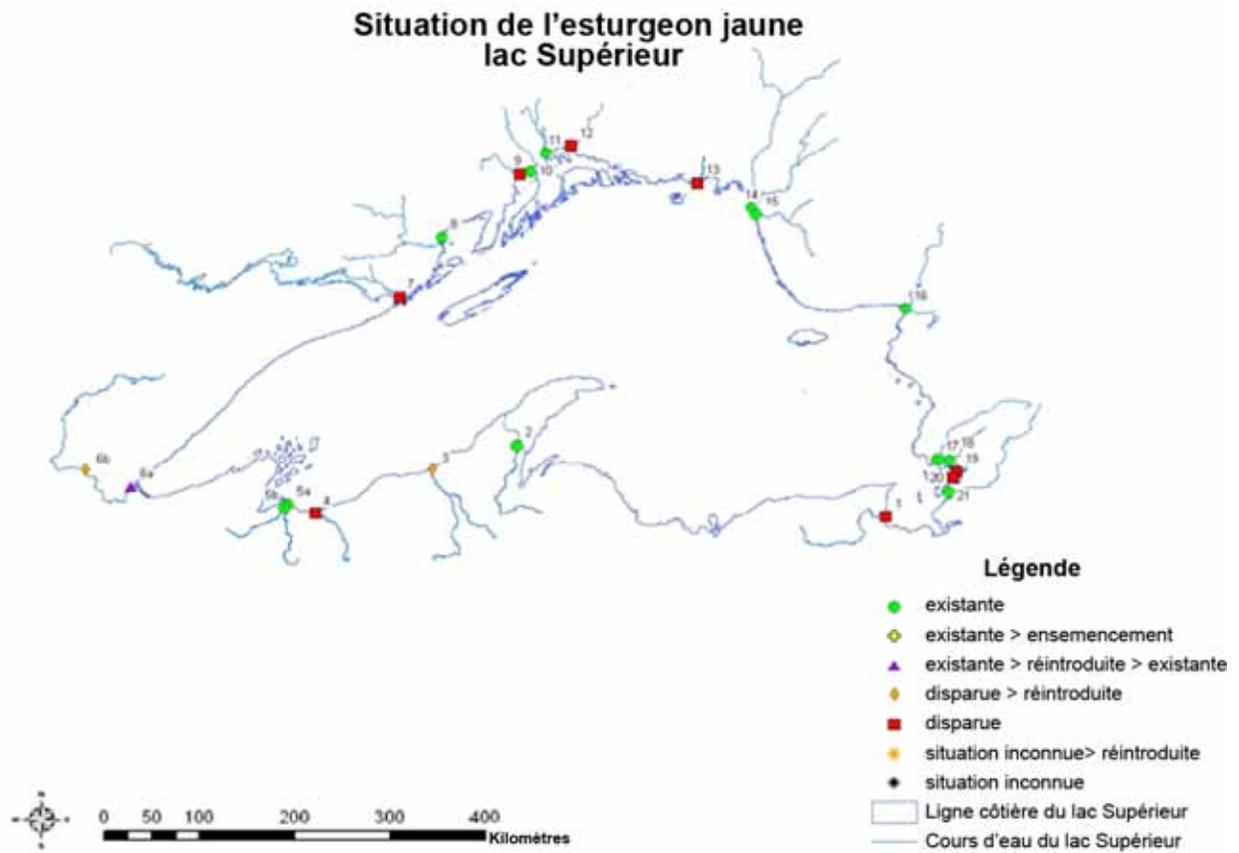
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 1.** Captures historiques d'esturgeon jaune dans chacun des Grands Lacs.  
Source : Baldwin et coll., 1979.

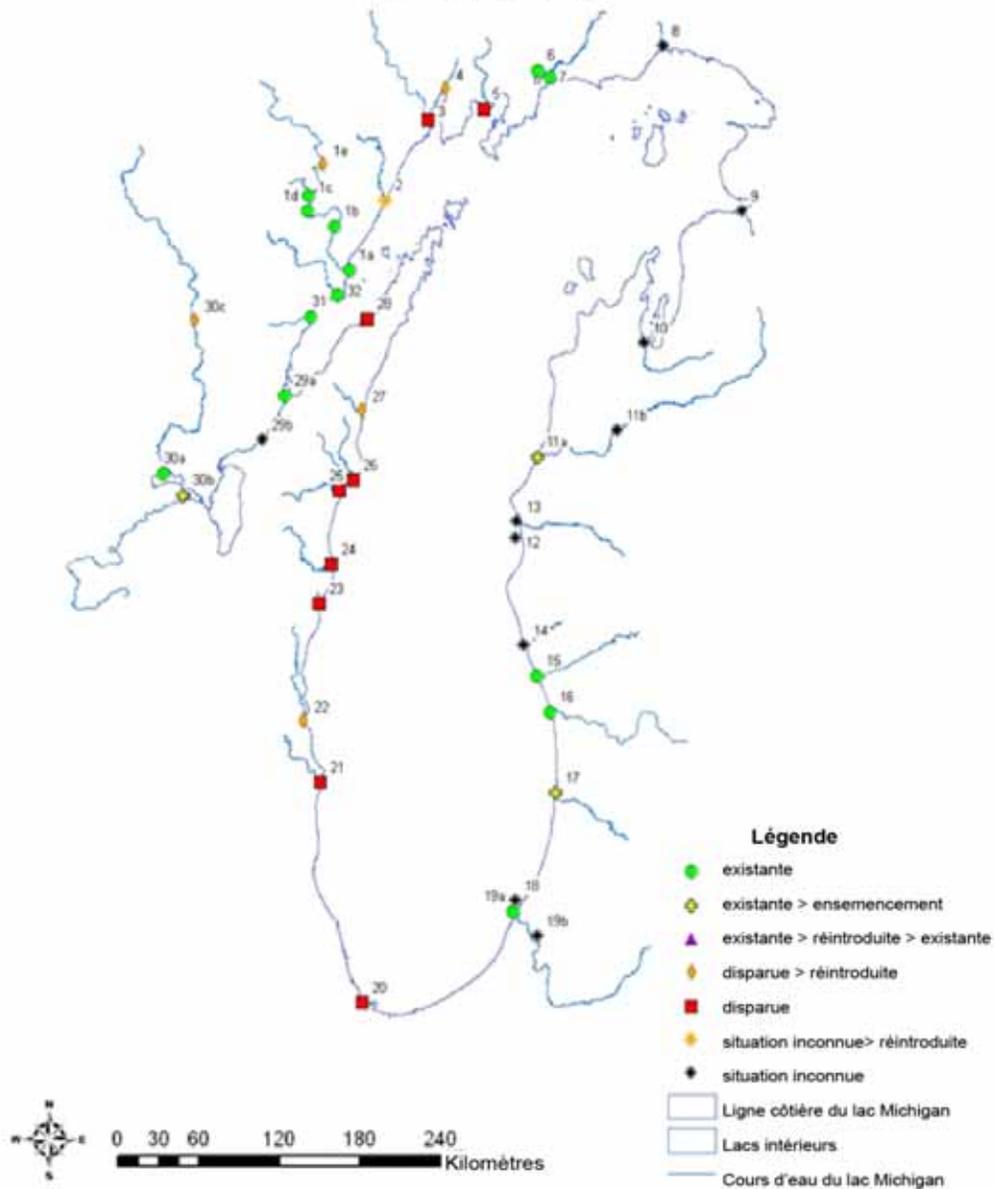


**Figure 2.** Répartition historique de l'esturgeon jaune.  
Source : Zollweg et coll., 2003.

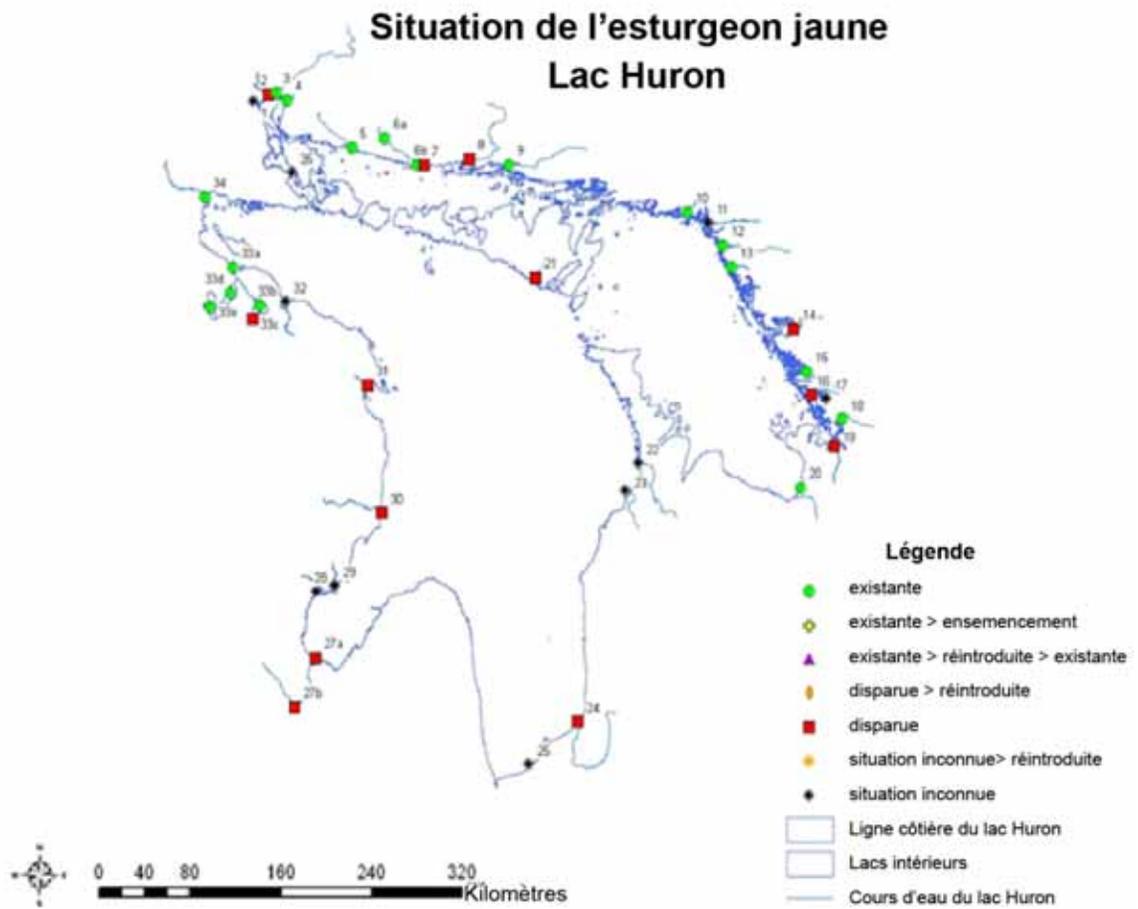


**Figure 3.** Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Supérieur, 2012.  
Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Supérieur.

## Situation de l'esturgeon jaune Lac Michigan

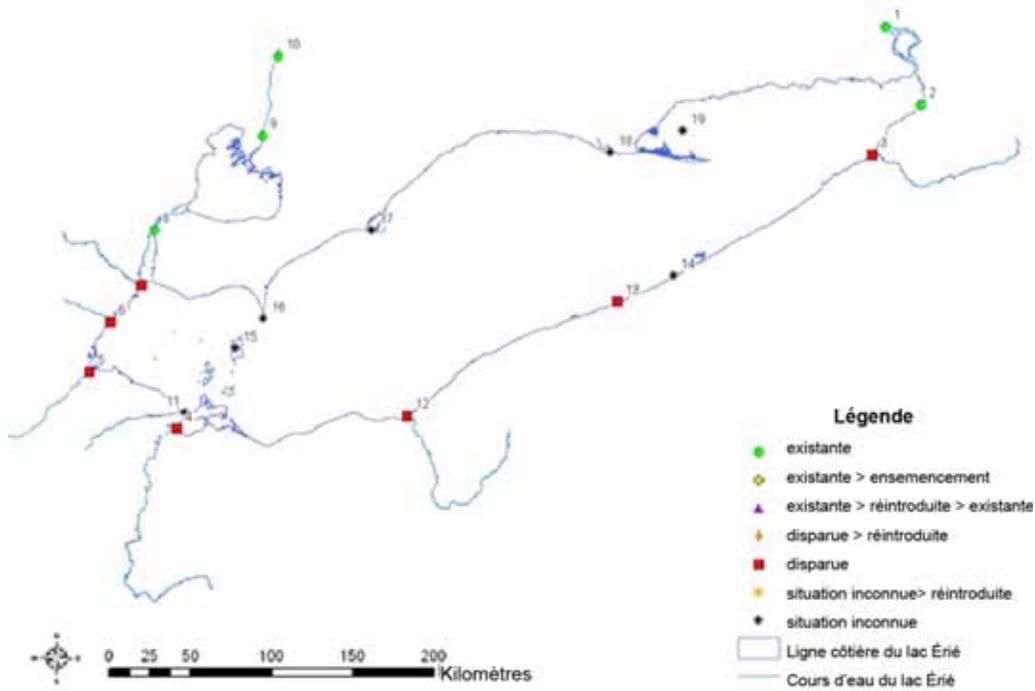


**Figure 4.** Situation de la population d'esturgeon jaune dans le lac Michigan, 2012.  
Source : Groupe de travail sur l'esturgeon jaune du lac Michigan.



**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.

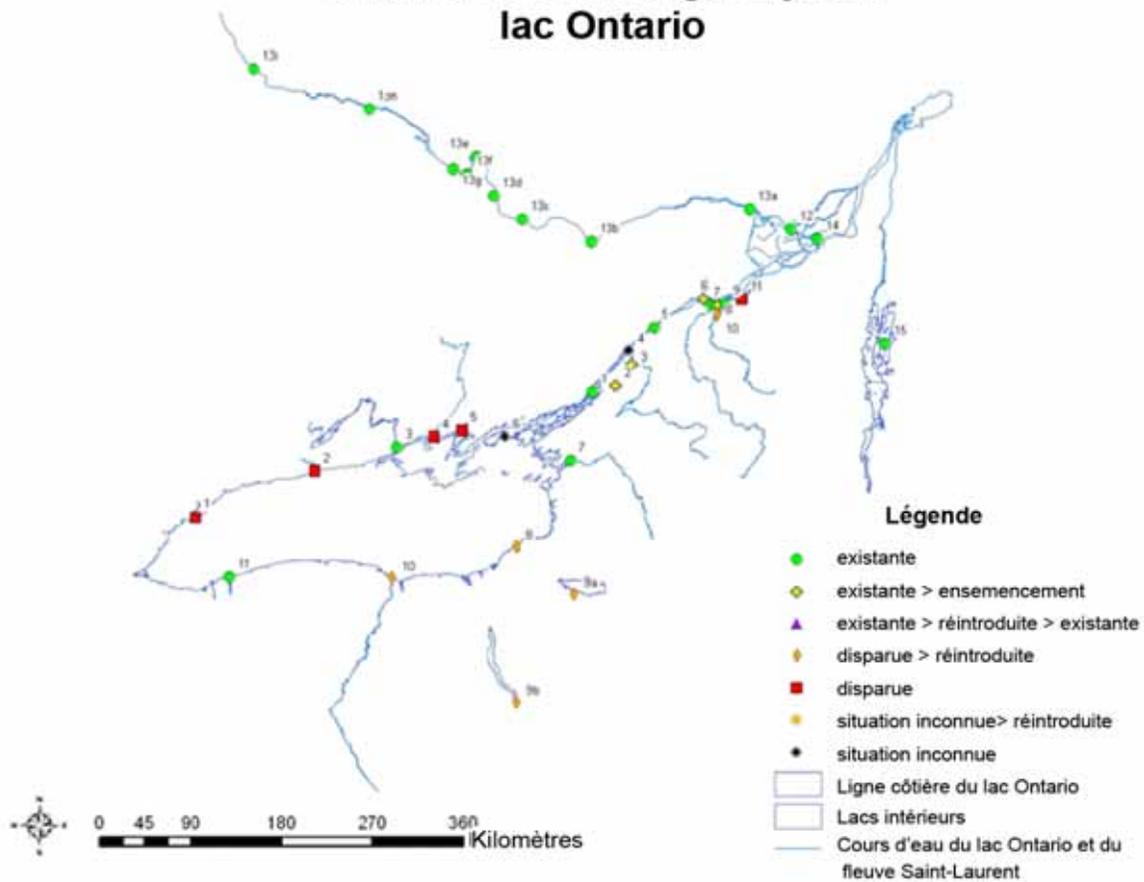
## Situation de l'esturgeon jaune lac Érié



**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.

Situation de l'esturgeon jaune  
lac Ontario



**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 : Doré jaune

### Évaluation globale

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** La santé des populations de dorés jaunes indigènes est assez variable dans les Grands Lacs, mais, dans l'ensemble, leur situation n'a pas changé. Dans les lacs où les effectifs des espèces exotiques (y compris le gaspareaux) diminuent et où les accroissements de la productivité ont été bénéfiques (c.-à-d. à l'exclusion des efflorescences d'algues nuisibles), les populations de dorés jaunes ont réagi favorablement. Là où l'augmentation de la productivité ou d'autres facteurs ont nui à la santé de l'écosystème, les populations de dorés jaunes ont eu de la difficulté à se maintenir aux robustes niveaux atteints auparavant. Les tendances relatives au recrutement dans chacun des Grands Lacs ou de chacune des sous-populations locales (c.-à-d. rivière, échanture ou bassin) continuent de jouer un grand rôle dans la santé globale des populations de dorés jaunes. Plusieurs bonnes années de recrutement ont contribué à renforcer certaines populations, mais, dans d'autres, les niveaux démographiques ont été inférieurs à court terme à ce qui serait souhaitable parce que le recrutement a été mauvais. Dans l'ensemble, les tendances démographiques dans les lacs Érié, Huron et Supérieur semblent stables (c.-à-d. selon les prises dont il a été fait état) à long terme, alors que la population de dorés jaunes a diminué dans le lac Ontario, mais a augmenté dans le lac Michigan.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

**Justification :** Les activités d'évaluation se poursuivent partout dans le lac et indiquent que la situation semble s'améliorer dans une des zones, mais que les tendances démographiques sont stables dans les autres. Des activités ont été réalisées dans tout le lac pour résoudre les préoccupations suscitées par les populations de dorés jaunes, notamment l'imposition d'une limite pour la pêche commerciale et récréative, la restauration de l'habitat près des rives, la remise en état du littoral et des programmes d'évaluation pour circonscrire d'autres mesures. Les voies interlacustres n'ont pas été incluses dans les évaluations par suite du manque d'activités de surveillance.

#### Lac Michigan

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** Pour l'ensemble du lac, le niveau des prises de dorés jaunes respecte depuis 2011 la fourchette fixée à 200 000 à 400 000 livres pour une récolte durable par les objectifs établis pour les communautés ichtyologiques du lac Michigan. Les prises de dorés jaunes (biomasse) ont été en moyenne de 311 722 livres de 2011 à 2014, un sommet de 357 322 livres ayant été atteint en 2012. Ce chiffre inclut des prises commerciales moyennes de 9 357 livres par les pêcheurs tribaux pour cette période, ainsi que le doré jaune pris au cours de la pêche sportive pour les quatre États ayant compétence. Les voies interlacustres n'ont pas été incluses dans les évaluations par suite du manque d'activités de surveillance.

#### Lac Huron

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** La source la plus importante de dorés jaunes dans le lac Huron est la population de la baie Saginaw, qui a atteint les cibles du rétablissement en 2009. Le rétablissement a été alimenté par la disparition, à partir de 2003, des gaspareaux du lac à la suite de profonds changements dans le réseau trophique. En l'absence de gaspareaux, le succès reproductif du doré jaune a fait un bond et cette espèce importante s'est rétablie. Dans les eaux de l'Ontario, en particulier dans la baie Georgienne, et dans une moindre mesure dans le chenal North, la plupart des stocks de dorés jaunes restent déprimés, une situation que l'élaboration d'un plan de gestion du doré jaune pour les eaux ontariennes tente de redresser.

## Lac Érié

Situation : Bon

Tendance : S'améliore

Justification : La population de dorés jaunes et la pêche qui lui est associée dans le lac Érié sont gérées par quatre organismes d'État des États-Unis et un organisme provincial canadien. Sous l'égide du Comité du lac Érié de la Commission des pêcheries des Grands Lacs, un nouveau processus faisant appel aux intervenants, appelé Groupe consultatif sur les percidés du lac Érié, a été lancé en 2010. Ce groupe devait donner aux gestionnaires du lac Érié des conseils sur les objectifs de la gestion des pêches et les politiques connexes en matière de prises. Son travail a mené à un plan révisé de gestion du doré jaune pour 2015-2019 (Kayle et coll., 2015).

## Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : À la suite de la diminution de l'abondance des dorés jaunes juvéniles et adultes dans les années 1990, associée à la réduction de la production de jeunes de l'année au milieu des années 1990, la population de dorés jaunes s'est stabilisée dans la baie de Quinte et les eaux de l'est du lac Ontario, en Ontario comme dans l'État de New York. Les cibles de performance du doré jaune, mentionnées dans le plan de gestion des pêches de la baie de Quinte (2010), et basées sur une période postérieure à l'arrivée des dreissenidés (2002-2006), sont en voie d'être atteintes ou dépassées. Les éclosions récentes devraient maintenir la population à son niveau d'abondance actuel, ou améliorer celui-ci, pour plusieurs années à venir. Les voies interlacustres n'ont pas été incluses dans les évaluations par suite du manque d'activités de surveillance.

## Autres échelles spatiales

### Corridor Huron-Érié (rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire, rivière Détroit)

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

Justification : Le doré jaune joue un rôle important dans la pêche récréative dans le corridor Huron-Érié. Cette pêche n'a pas été évaluée de façon suivie et il n'existe pas de séries de données non interrompues. La dernière enquête par interrogation des pêcheurs de l'Ontario, qui a eu lieu en 2009, montre que les prises et les taux de prises dans le lac Sainte-Claire étaient inférieurs à ceux du début des années 2000 et des années 1980. Cependant, les prises et les taux de prises dans la rivière Détroit sont restés élevés dans l'enquête de 2009 par comparaison aux années 2000 et au début des années 1990. Les taux de prises récents (2011-2014) du programme annuel volontaire des journaux des pêcheurs avoisinent la moyenne à long terme dans le lac Sainte-Claire, la rivière Détroit et la rivière Sainte-Claire.

## 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 de dorés jaunes 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 leurs rôles 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 prédateur de niveau trophique supérieur, 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 en particulier le travail réalisé pour 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 ».

## État de l'écosystème

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 dans l'ensemble du bassin. Le maintien ou le rétablissement des niveaux historiques de l'abondance relative, de la biomasse ou de la 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 des eaux fraîches. 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 de la pêche récréative et les données des évaluations de l'abondance par des relevés complètent ces enregistrements dans certaines zones pour les dernières décennies; 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 » 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, plus de la moitié du lac Érié étant un habitat mésotrophe.

Le doré jaune est le prédateur de niveau trophique supérieur dans les eaux fraîches près et loin des rives des Grands Lacs, et il a été choisi comme indicateur parce qu'il représente une des communautés ichtyologiques initiales dans les 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 autres effets environnementaux résultant des perturbations d'origine anthropique des Grands Lacs, dont la perte de l'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'AQEG sont en voie d'être atteints. De grandes pêches commerciales et récréatives dépendent du doré jaune dans les lacs Érié et Huron; les tendances relatives aux prises sont par conséquent utiles pour l'évaluation de la santé de l'écosystème. Cependant, dans les lacs Michigan, Ontario et Supérieur, où le doré jaune ne fréquente que les eaux fraîches, par suite de la répartition spatiale limitée de l'espèce, l'information sur les prises ne reflète peut-être pas aussi bien la santé de l'écosystème que dans les lacs Érié et Huron. En raison du peu de données disponibles, les tendances en matière de prises ne reflètent peut-être la santé de l'écosystème que dans certaines zones des lacs Michigan, Ontario ou Supérieur.

## Lac Supérieur

La baie du Tonnerre et la rivière Kaministiquia renferment une petite, mais saine, population autosuffisante qui semble augmenter constamment. Dans la baie Black, le travail d'évaluation indique un accroissement de l'abondance relative du doré jaune (les résultats de l'interrogation des pêcheurs ne sont pas encore connus). Dans la baie et la rivière Nipigon, le doré jaune est peu abondant, mais le travail d'évaluation montre que la densité s'accroît (taux de croissance élevé et faible mortalité). Comme les évaluations par relevés sont limitées, il est difficile de déterminer si les cibles démographiques ont été atteintes pendant la période visée par le présent rapport dans la rivière St. Louis, la rivière Bad et la baie Chequamegon.

## Lac Michigan

Les pêcheurs à la ligne du Michigan et du Wisconsin sont les deux principaux groupes d'utilisateurs qui effectuent les prises sportives, surtout à l'extrémité nord du lac et dans la baie Green. La plupart des dorés jaunes pris dans le lac Michigan provenaient des eaux de la baie Green. Dans le nord de la baie Green, la tendance a été à la diminution des prises au cours des quatre dernières années, bien que la récolte ait été stable les deux dernières années. Dans le sud de la baie Green, le nombre de prises a augmenté pendant cette période, le recrutement ayant été bon parce que la production de jeunes de l'année a été supérieure à la moyenne la plupart des années de 2007 à 2014. Les dorés jaunes produits en 2013 – la plus forte production de jeunes de l'année mesurée dans la partie méridionale de la baie Green depuis 2003 – viennent tout juste d'atteindre l'âge d'être pêchés. La tendance en ce qui concerne les prises dans le lac Michigan semble stable, mais les données sont limitées.

## Lac Huron

Beaucoup de connaissances ont été acquises sur la situation et le comportement du stock de la baie Saginaw depuis la résurgence de son succès reproductif. Une étude télémétrique a confirmé que la moitié environ des dorés jaunes adultes migrent chaque année vers le bassin principal du lac, à l'extérieur de la baie, à partir de mai ou de juin, et qu'ils en reviennent à l'automne. La modélisation bioénergétique indique que 10 % à peu près de la consommation totale de poissons-proies est imputable au doré jaune dans le bassin principal du lac Huron depuis le rétablissement. Une évaluation approfondie de la population et de la pêche a été effectuée et a permis de mieux comprendre la dynamique et les mesures de cette population. D'après les modèles, la plupart des années, il y a de 2,5 millions à près de 4 millions de dorés jaunes d'âge 2 et plus dans la baie Saginaw. À partir de ces données, un modèle de simulation permettant d'évaluer les nouveaux objectifs et les nouvelles stratégies de gestion a été conçu. Le Département des ressources naturelles du Michigan a utilisé ces outils pour modifier la gestion du doré jaune de la baie Saginaw et passer d'un programme de rétablissement à une stratégie basée sur l'état du stock afin que la pêche

récréative l'utilise plus pleinement et pour tenter de gérer la prédation par le doré jaune de manière à améliorer la situation de la perchaude dans la baie.

Le doré jaune du lac Huron provient également d'autres sources locales, en général associées à des affluents. Dans les eaux de l'Ontario, il y en a dans tout le bassin, de la baie Georgienne au chenal North. Le ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario a récemment entrepris l'élaboration pour les eaux ontariennes du lac Huron d'un plan de gestion du doré jaune qui inclut un examen et une synthèse des données historiques et contemporaines sur l'évaluation de la population de dorés jaunes. Les examens préliminaires indiquent que la situation des stocks de dorés jaunes varie et que la majorité sont en ce moment déprimés comparativement aux niveaux d'abondance passés. Les stocks de la baie Georgienne semblent plus déprimés que ceux du chenal North. Malgré la disparition des gaspareaux, ces populations locales n'ont pas connu le même genre de rétablissement que celui qui a été observé dans la baie Saginaw. Les facteurs limitant l'abondance de ces stocks ne sont pas bien compris. Dans certains cas, il est possible que le recrutement soit limité mais, dans d'autres, le recul peut provenir d'un taux de mortalité totale élevé. La situation du doré jaune dans les eaux ontariennes de la partie sud du bassin principal semble stable parce que l'origine de ces stocks est mixte, s'agissant surtout de migrants de la baie Saginaw et de l'ouest du lac Érié.

Dans l'ensemble, la tendance 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, mais elle pourrait vraisemblablement s'améliorer davantage, en particulier dans les eaux de l'Ontario. 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 ichtyologique.

### Lac Érié

Depuis 2011, le total autorisé des captures (TAC, ou quota de pêche) fixé pour les bassins occidental et central du lac Érié a augmenté petit à petit (il n'y a pas de TAC pour le bassin oriental). Ces augmentations annuelles se traduisent par un accroissement graduel des prises de dorés jaunes par les pêcheurs sportifs et commerciaux dans les bassins occidental et central. 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 coll., 2015). En 2015, la biomasse des reproducteurs était estimée à 25,858 millions de kilogrammes, soit bien plus que les 11 millions de kilogrammes du point de référence limite de 20 % de la biomasse des reproducteurs non pêchés.

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. Des tendances à la hausse similaires ont été observées en ce qui concerne les taux de prises de la pêche sportive, ces taux pour toutes les unités de gestion égalant la moyenne à long terme, ou étant supérieurs à la moyenne à long terme, et atteignant les objectifs actuels de la gestion du doré jaune de 0,4 doré jaune/heure.

Dans l'ensemble du lac, la pêche commerciale a également augmenté au cours des cinq dernières années, l'accroissement le plus spectaculaire ayant été observé en 2014. Cependant, l'effort pour toutes les unités de gestion reste inférieur à la moyenne à long terme. Les taux de prises commerciales de tout le lac reculent depuis 2010. Les tendances à la baisse sont plus fortes dans l'ouest, les taux de prises de 2014 ayant été inférieurs à la moyenne à long terme, alors que les taux de prises à l'extrémité orientale du lac restent supérieurs à la moyenne à long terme et semblent stables.

La pêche du doré jaune dans le lac Érié dépend encore en bonne partie de poissons âgés des cohortes de 2003 et de 2007, auxquelles s'ajoutent des contributions plus récentes par les cohortes de 2010 et de 2011. L'âge moyen des dorés jaunes pris par les pêcheurs sportifs et commerciaux continue d'augmenter, l'âge moyen étant de sept ans pour la pêche commerciale et de six ans pour la pêche sportive.

Le recrutement du doré jaune s'est amélioré depuis 2011, les effectifs de deux des quatre dernières cohortes (2013 et 2014) ayant été moyens ou élevés. On s'attend à ce que ces classes d'âge permettent une pêche abondante au cours des prochaines années. Les cohortes antérieures de 2011 et de 2012 sont considérées comme faibles et ne devraient pas beaucoup contribuer à la pêche.

Un certain rétablissement et une certaine expansion des stocks de dorés jaunes sont évidents dans le bassin oriental. Les taux de prises et les captures sportives et commerciales à l'extrémité est du lac sont à l'heure actuelle supérieurs

à la moyenne à long terme, peut-être en conséquence des tendances récentes en matière de recrutement et de l'abondance de stocks âgés hautement migratoires des bassins occidental et central du lac (Kayle et coll., 2015).

## Lac Ontario

Il existe de petites populations locales de dorés jaunes dans d'autres zones du lac Ontario. Certaines échancrures renferment des populations autosuffisantes petites, mais saines (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), entre autres l'empoisonnement en dorés jaunes. L'empoisonnement qu'on effectue 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.

## Corridor Huron-Érié (rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire, rivière Détroit)

Le relevé effectué à l'automne par le ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario à l'aide de filets-pièges n'indique pas de tendance en ce qui concerne le taux de prises de dorés jaunes au cours des dernières années, mais ce taux a diminué depuis les années 1970 et 1980. De même, le relevé mené au printemps par le Michigan à l'aide de filets-pièges n'indique aucune tendance pour ce qui est du taux de prises de dorés jaunes au cours des dernières années. Le taux de croissance du doré jaune dans les relevés effectués au moyen de filets-pièges de l'Ontario a augmenté à chacune des décennies depuis que les relevés ont commencé. Les taux de croissance les plus élevés ont été enregistrés de 2011 à 2014. Récemment, le recrutement du doré jaune a été mauvais dans le lac Sainte-Claire. La dernière classe d'âge d'une force ne serait-ce que modérée produite dans le lac Sainte-Claire date de 1986. Depuis lors, très peu de dorés jaunes d'âge 1 ont été pris au cours du relevé automnal de l'Ontario réalisé à l'aide de filets-pièges.

## Liens

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

- Connectivité de l'habitat aquatique

L'absence de connectivité entre les aires de frai riveraines et l'habitat des juvéniles pourrait être un obstacle à la santé des populations de dorés jaunes du bassin des Grands Lacs. Souvent, ce phénomène peut résulter de modifications du paysage d'origine anthropique (p. ex., la construction de barrages).

Ce sous-indicateur est aussi lié directement aux autres sous-indicateurs de l'indicateur Habitat et espèces.

## Commentaires des auteurs

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. Les évaluations (dépendantes ou indépendantes) de certaines pêches (récréatives, commerciales ou tribales) manquent certaines années pour toutes les zones étudiées. De plus, les mêmes unités de mesure ne sont pas utilisées 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 en général l'unité de la pêche récréative), ce qui signifie que des conversions supplémentaires qui réduisent l'exactitude des données sont nécessaires. De plus, il faut différencier les valeurs « zéro » des données « manquantes » dans tous les chiffres. Les tendances des rendements halieutiques dans le temps (blocs d'années) sont donc probablement de meilleurs indicateurs que les valeurs absolues d'une année donnée, à supposer que les biais pouvant être introduits soient relativement constants au fil du temps. L'abondance, la biomasse des reproducteurs, le recrutement, l'âge et la longueur à maturité, et la performance de la pêche (effort, taux de prises, 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 des pêches (c.-à-d. les prises) et indépendantes des pêches (c.-à-d. les évaluations des populations) sont adéquates pour la production de rapports sur la santé de la population de dorés jaunes lorsque les estimations démographiques font défaut.

Bon nombre d'organismes ont produit, ou sont en voie de produire, des estimations des populations de nombreux poissons des Grands Lacs. Estimer les populations de dorés jaunes pour certaines zones (c.-à-d. les lacs Érié, Huron, Michigan et Ontario) permettrait probablement de mieux évaluer la santé des populations de cette espèce que les estimations des prises; dans la mesure du possible, il faudrait donc s'efforcer à l'avenir de procéder ainsi.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

## Évaluation de la qualité des données

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

## Remerciements

Auteurs :

Jenn Richards, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario (MRNFO), corédactrice  
 Christopher Vandergoot, Ohio Department of Natural Resources, corédacteur

Collaborateurs :

Lac Supérieur : Eric Berglund, MRNFO, [eric.berglund@ontario.ca](mailto:eric.berglund@ontario.ca)  
 Lac Michigan : Steve Hogler, Wisconsin Department of Natural Resources, [steven.hogler@wisconsin.gov](mailto:steven.hogler@wisconsin.gov)  
 Lac Michigan : Troy Zorn, Michigan Department of Natural Resources (MDNR), [zornt@michigan.gov](mailto:zornt@michigan.gov)  
 Lac Michigan : Brian Breidart, Indiana Department of Natural Resources, [BBreidert@dnr.IN.gov](mailto:BBreidert@dnr.IN.gov)  
 Lac Huron : Arunas Liskauskas, MRNFO, [arunas.liskauskas@ontario.ca](mailto:arunas.liskauskas@ontario.ca)  
 Lac Huron : David Fielder, MDNR, [fielderd@michigan.gov](mailto:fielderd@michigan.gov)  
 Lac Érié : Richard Drouin, MRNFO, [richard.drouin@ontario.ca](mailto:richard.drouin@ontario.ca)  
 Lac Érié : Todd Wills, MDNR, [willst@michigan.gov](mailto:willst@michigan.gov)  
 Lac Ontario : Jim Hoyle, MRNFO, [jim.hoyle@ontario.ca](mailto:jim.hoyle@ontario.ca)  
 Lac Ontario : Jana Lantry, New York Department of Environmental Conservation, [jrlantry@gw.dec.state.ny.us](mailto:jrlantry@gw.dec.state.ny.us)  
 Corridor Huron-Érié : Megan Belore, MRNFO, [megan.belore@ontario.ca](mailto:megan.belore@ontario.ca)

## 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.glfco.org/lakecom/lec/LEC\\_docs/position\\_statements/Walleye\\_management\\_plan.pdf](http://www.glfco.org/lakecom/lec/LEC_docs/position_statements/Walleye_management_plan.pdf).

Les données sur les prises et l'évaluation des populations ont été obtenues des sources suivantes :

Lac Supérieur : Eric Berglund, MRNFO, [eric.berglund@ontario.ca](mailto:eric.berglund@ontario.ca)  
 Lac Michigan : Steve Hogler, Wisconsin Department of Natural Resources, [steven.hogler@wisconsin.gov](mailto:steven.hogler@wisconsin.gov)  
 Lac Michigan : Troy Zorn, Michigan Department of Natural Resources (MDNR), [zornt@michigan.gov](mailto:zornt@michigan.gov)  
 Lac Michigan : Brian Breidart, Indiana Department of Natural Resources, [BBreidert@dnr.IN.gov](mailto:BBreidert@dnr.IN.gov)  
 Lac Huron : Arunas Liskauskas, MRNFO, [arunas.liskauskas@ontario.ca](mailto:arunas.liskauskas@ontario.ca)  
 Lac Huron : David Fielder, MDNR, [fielderd@michigan.gov](mailto:fielderd@michigan.gov)  
 Lac Érié : Richard Drouin, MRNFO, [richard.drouin@ontario.ca](mailto:richard.drouin@ontario.ca)  
 Lac Érié : Todd Wills, MDNR, [willst@michigan.gov](mailto:willst@michigan.gov)  
 Lac Ontario : Jim Hoyle, MRNFO, [jim.hoyle@ontario.ca](mailto:jim.hoyle@ontario.ca)  
 Lac Ontario : Jana Lantry, New York Department of Environmental Conservation, [jrlantry@gw.dec.state.ny.us](mailto:jrlantry@gw.dec.state.ny.us)

Corridor Huron-Érié : Megan Belore, MRNFO, [megan.belore@ontario.ca](mailto:megan.belore@ontario.ca)

## Liste des figures

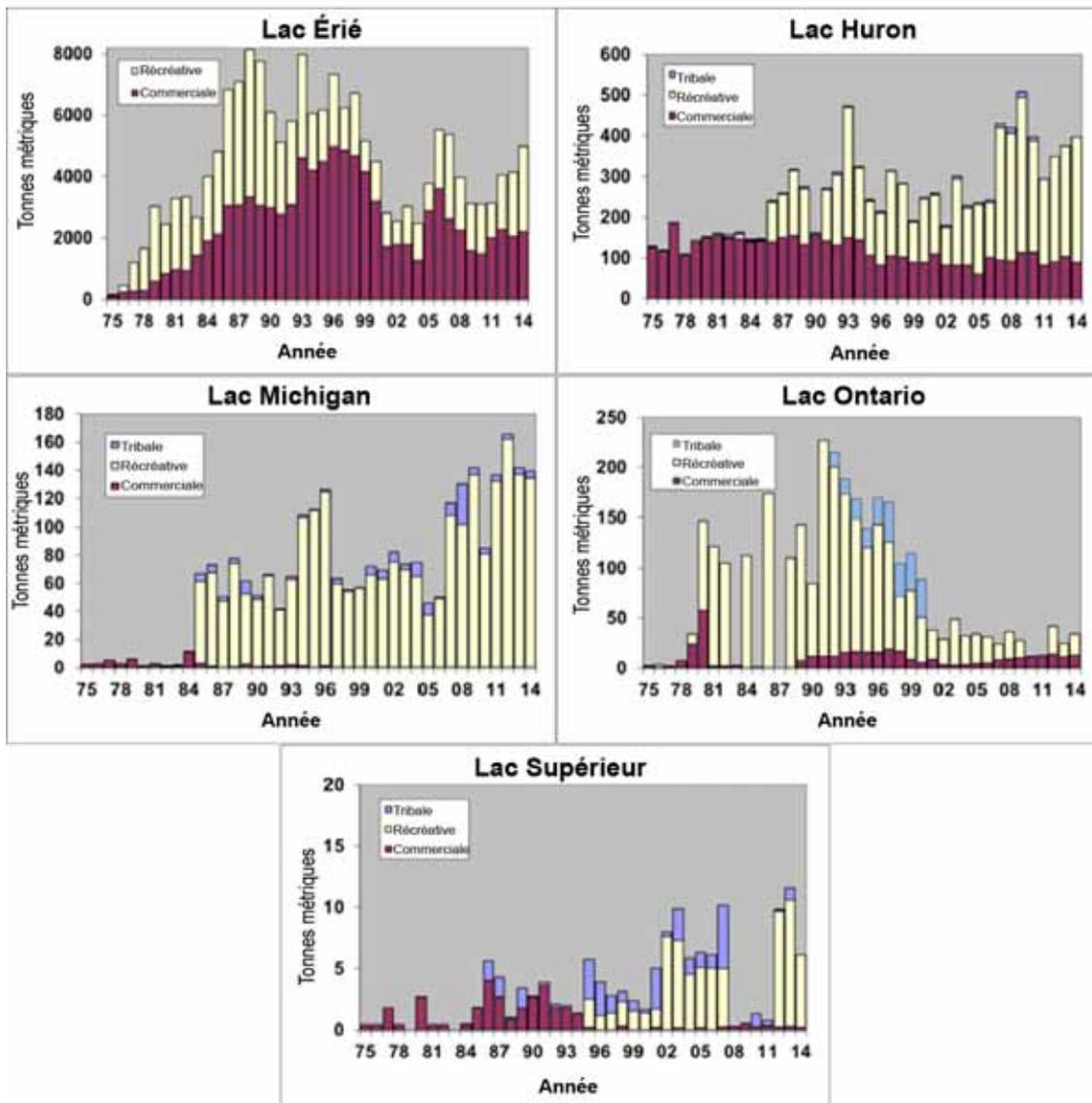
**Figure 1.** Prises de dorés jaunes, en tonnes métriques, selon le type de pêche (tribale, récréative et commerciale) dans les cinq Grands Lacs, 1975-2014. Les buts et les objectifs établis pour les communautés ichtyologiques sont les suivants : lac Michigan, 100-200 tonnes métriques; lac Huron, 700 tonnes métriques; lac Érié, prises durables 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 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 1.** Prises de dorés jaunes, en tonnes métriques, selon le type de pêche (tribale, récréative et commerciale) dans les cinq Grands Lacs, 1975-2014. Les buts et les objectifs établis pour les communautés ichtyologiques sont les suivants : lac Michigan, 100-200 tonnes métriques; lac Huron, 700 tonnes métriques; lac Érié, prises durables 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 : Touladi

### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

**Justification : Il existe des populations autoreproductrices de touladis dans le lac Supérieur et cette espèce se reproduit naturellement de plus en plus un peu partout dans le lac Huron. Les effectifs des lacs Michigan, Érié et Ontario sont pour la plupart inférieurs aux niveaux cibles établis par le Comité du lac de la Commission des pêcheries des Grands Lacs pour l'abondance relative, et le touladi se reproduit peu naturellement dans ces lacs. Les activités d'empoisonnement et d'autres activités de rétablissement permettent d'observer certaines augmentations des populations.**

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

Justification : Les populations du littoral (touladi maigre) et celles du large (siscowet) se reproduisent souvent de façon naturelle, ce qui assure le maintien de toutes les populations. Les populations ont vraisemblablement atteint la capacité de charge étant donné le poisson fourrage actuellement disponible. Dans l'ensemble du lac, l'abondance se stabilise, les populations de l'est du Michigan diminuant par rapport aux sommets atteints par le passé et celles de l'ouest du lac Supérieur continuant d'augmenter. La plupart des activités d'empoisonnement ont été suspendues. La pêche est excessive dans l'est du Wisconsin, l'ouest du Michigan et les eaux de l'est, en Ontario. La mortalité causée par la grande lamproie marine est à la hausse. La plupart des organismes sont déterminés à poursuivre les activités de rétablissement et de conservation.

#### Lac Michigan

Situation : Médiocre

Tendance : S'améliore

Justification : Les densités sont stables pour l'ensemble du lac, mais bien inférieures à la cible. Une certaine reproduction naturelle est observée dans les zones où la mortalité est faible, la population est vieillissante et la densité parentale est élevée; le recrutement dans la population générale de poissons sauvages en quantités suffisantes reste problématique. Le taux de survie des poissonsensemencés dans le nord du lac Michigan est faible, parce que la mortalité élevée infligée par la grande lamproie marine et la pêche rendent les stocks parentaux inadéquats. La plupart des organismes sont déterminés à assurer le rétablissement.

#### Lac Huron

Situation : Bon

Tendance : S'améliore

Justification : Plus d'une quinzaine de classes d'âge de touladis sauvages, qui représentent plus de 50 % des prises des relevés et de 50 % à 90 % des prises au cours des dernières années, ont été observées dans l'ensemble du lac. Des classes d'âge abondantes de touladis sauvages sont devenues adultes et l'abondance des juvéniles sauvages a atteint un nouveau sommet depuis la classe d'âge de 2010. La survie des poissonsensemencés est faible après la mise en liberté et la réduction de l'empoisonnement est envisagée. Tous les organismes sont déterminés à poursuivre les activités de rétablissement et de conservation.

#### Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : L'augmentation des niveaux d'empoisonnement au cours des dernières années et la réussite de la souche du lac Champlain ont permis aux stocks d'adultes d'atteindre les cibles définies dans le plan de rétablissement. La prédation par la grande lamproie marine reste problématique et la reproduction naturelle n'a pas encore été observée. Tous les organismes restent déterminés à poursuivre les activités de rétablissement et de conservation.

## Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : En 2004-2005, l'effondrement des stocks de touladis adultes était fortement associé à la prédation par la grande lamproie marine; les effectifs ont toutefois augmenté chaque année de 2008 à 2014 à la suite de l'intensification de la lutte contre cette espèce. La survie après la mise en liberté des poissons ensemencés a été faible du début des années 1990 jusqu'en 2010, mais a été multipliée par 3,4 de 2011 à 2014 et, en 2014, le nombre de prises de touladis d'âges 1 et 2 qui étaient le fruit de la reproduction naturelle était 14 fois supérieur à celui de toutes les années antérieures depuis 1994. Tous les organismes restent déterminés à poursuivre les activités de rétablissement et de conservation.

### Raison d'être du sous-indicateur

- Estimer l'abondance relative des touladis ensemencés et sauvages (qui sont le fruit de la reproduction naturelle).
- Mesurer la réussite du rétablissement par les taux de prises de poissons sauvages.
- Déduire les mesures de limitation de la pêche et de la prédation par la grande lamproie marine d'après la structure des âges et l'abondance des poissons matures.
- Déduire la structure de base de la communauté des prédateurs en eaux froides et la santé générale de l'écosystème.

### Objectif pour l'écosystème

Le programme de rétablissement du touladi a pour objectif des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement et permettent d'atteindre les rendements ciblés pour la pêche. Les rendements ciblés sont proches des niveaux historiques des prises de touladis ou des niveaux corrigés des prédateurs introduits naturalisés, comme le saumon du Pacifique. Les cibles, pour la plupart axées sur les rendements souhaités pour la pêche, sont fixées dans les objectifs établis pour les communautés ichtyologiques par les comités des lacs de la Commission des pêcheries des Grands Lacs (Horns et coll., 2003; Eshenroder et coll., 1999; DesJardin et coll., 1995; Ryan et coll., 2003; Stewart et coll., 1999) et sont revues à intervalles réguliers. Ces cibles sont de 1,8 million de kilogrammes (4 millions de livres) dans le lac Supérieur, de 1,1 million de kilogrammes (2,5 millions de livres) dans le lac Michigan, de 0,9 million de kilogrammes (2,0 millions de livres) dans le lac Huron et de 50 000 kilogrammes (0,1 million de livres) dans le lac Érié. Il n'y a aucun objectif de rendement particulier pour le lac Ontario, mais un objectif de population de 0,5 à 1,0 million de poissons adultes produisant naturellement 100 000 jeunes touladis par année. On souhaite que le touladi devienne le principal prédateur de niveau trophique supérieur dans le lac Érié et partage ce rôle avec d'autres prédateurs indigènes et exotiques établis dans les lacs Michigan, Huron, Érié et Ontario.

### État de l'écosystème

#### Mesure

Les tendances en ce qui concerne l'abondance relative du touladi maigre ensemencé dans les lacs Huron, Michigan, Érié et Ontario, et du touladi maigre sauvage dans le lac Supérieur, 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 par l'abondance relative de la totalité ou d'une partie de la population dans les relevés qui sont uniformisés dans chacun des lacs et effectués au filet maillant par plusieurs organismes. Ces mesures sont supérieures aux objectifs établis pour les prises, qui sont plus difficiles à évaluer et représentent des états souhaités dont la durabilité ne peut pas être facilement analysée. L'abondance du touladi a radicalement augmenté dans tous les Grands Lacs après le début de la lutte contre la grande lamproie marine, de l'empoisonnement et de la réglementation des prises. On parvient plus ou moins selon les lacs à atteindre les cibles démographiques et finalement à maintenir des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement.

#### Point terminal

Les états souhaités sont des populations qui se maintiennent par la reproduction naturelle, sans qu'il soit nécessaire d'ajouter des alevins, ou qui nécessitent l'ajout de peu d'alevins, qui permettent une pêche durable et qui jouent le rôle de prédateur de niveau supérieur. 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 occupé aussi par des superprédateurs non indigènes naturalisés qui contribuent au succès d'un secteur halieutique d'une valeur de plusieurs milliards de dollars.

## Contexte

Le touladi était par le passé le principal salmonidé prédateur dans la plupart des Grands Lacs. La pêche excessive et la prédation par la grande lamproie marine, une espèce exotique, et dans une moindre mesure d'autres facteurs, ont détruit les populations de touladis maigres du littoral et de siscowets des profondeurs, mais bon nombre 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'empoisonnement), la réglementation des pêches et la lutte contre la grande lamproie marine sont en cours depuis le début des années 1960 (Hansen et coll., 1995; Eshenroder et coll., 1995; Holey et coll., 1995; Cornelius et coll., 1995; Elrod et coll., 1995).

## **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 énergique faisant appel à l'élimination de la grande lamproie marine, à l'empoisonnement en alevins et à la réglementation de la pêche (Bronte et coll., 2003). Le rétablissement a débuté par la constitution de grandes populations de touladis d'élevage, qui ont été remplacées par des poissons sauvages. Le touladi sauvage a commencé à dominer dans les années 1980 dans les eaux du Michigan puis, par la suite, au Wisconsin et, récemment, au Minnesota. Le rétablissement ne s'est pas produit, ou alors sur une toute petite échelle, dans les eaux ontariennes de l'est du lac Supérieur. Dans les eaux du Michigan, l'abondance et le recrutement de la plupart des populations de touladis atteignent presque les hauts niveaux historiques et certains signes indiquent que la croissance diminue en raison de la densité (Wilberg et coll., 2003; Richards et coll., 2004; Sitar et coll., 2010). Le dernier progrès du rétablissement a été la cessation de la plus grande partie des activités d'empoisonnement des eaux du Minnesota.

Le siscowet, un morphotype des profondeurs qui occupe les zones d'eau profonde et se remet des niveaux déprimés des années 1940, est la forme de touladi la plus abondante dans le lac Supérieur (Bronte et Sitar, 2008; Ebener et coll., 2010). Les prises récentes ont été faibles, mais l'intérêt nouveau de l'industrie pour l'extraction de l'acide gras oméga-3 de ce poisson pourrait accroître la demande. Les taux des blessures infligées au siscowet par la grande lamproie marine sont élevés, bien que la mortalité ne soit peut-être pas plus élevée que celle du touladi maigre (Moody et coll., 2010). Comme pour le touladi maigre, l'abondance des siscowets est grande et ils subissent les effets associés à la densité.

À l'heure actuelle, les effectifs du touladi 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 (aussi appelé rapport de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs – CÉÉGL). La réglementation réduit la mortalité liée à la pêche dans la plupart des zones du lac Supérieur. Bien que la lutte contre la grande lamproie marine se poursuive, les taux des blessures infligées au touladi dépassent les niveaux cibles dans certaines zones depuis 1995 (Sitar et coll., 2010). À court terme, d'autres diminutions des effectifs du touladi devraient se produire par suite des effets liés à la densité.

### *Lac Huron*

Les activités de rétablissement du touladi ont continué de montrer des signes de réussite au cours des dernières années. Plus de trois millions de jeunes touladis sont ensemencés chaque année dans le lac, en quantités quasi égales dans les eaux de l'Ontario et celles du Michigan. L'abondance relative du touladi a augmenté ces dernières années (Ji et coll., 2013), surtout dans le chenal North et le bassin principal. Malheureusement, c'est l'inverse qui s'est produit dans la baie Georgienne.

De même, les blessures infligées par la grande lamproie marine ont considérablement diminué depuis 2000 dans le bassin principal et, en particulier, dans le chenal North, mais ont augmenté dans la baie Georgienne. L'abondance relative des touladis d'élevage d'âge 7, après correction de l'empoisonnement, diminue depuis la classe d'âge de 2002, puisqu'elle est passée de 0,92 en moyenne à une fourchette de 0,05 à 0,27. Les principaux aliments du touladi, qui étaient auparavant le gaspareau et l'éperlan arc-en-ciel, sont devenus depuis 2002 le gobie à taches noires et

l'éperlan arc-en-ciel. L'abondance relative des jeunes touladis semble être influencée négativement par la dominance des poissons adultes dans la population, et une diminution spectaculaire du recrutement des poissons ensemencés est évidente. L'âge maximal observé est rapidement passé de moins de 10 ans en 2002 à plus de 25 ans récemment, ce qui semble indiquer que la combinaison de la mortalité naturelle et de la mortalité due à la grande lamproie marine est peut-être sensiblement plus faible maintenant.

Le recrutement de touladis sauvages se produit dans l'ensemble du lac depuis 2004, à la suite de l'effondrement des gaspareaux et de la disparition des effets négatifs qu'ils sont soupçonnés d'avoir sur la reproduction du touladi par le truchement du syndrome de carence en thiamine et de la prédation des œufs et des alevins. La première vague de recrutement de poissons sauvages n'a pas complètement compensé la diminution du recrutement des poissons d'élevage, mais a atteint un nouveau sommet depuis la classe d'âge de 2010. La mortalité suffisamment faible, la biomasse relativement stable du stock de géniteurs et l'augmentation constante de l'abondance des adultes sauvages ont contribué au progrès récent du rétablissement du touladi dans le lac Huron.

### *Lac Michigan*

L'empoisonnement se poursuit dans tous les territoires de compétence. La densité des touladis mesurée par les relevés printaniers reste sous la cible dans la plupart des zones et dans l'ensemble du lac. Peu de poissons sauvages ont été pris au cours des évaluations par relevés (Bronte et coll., 2007; Lake Trout Task Group, 2015), ce qui signifie que la reproduction naturelle reste faible, bien que des alevins de touladis ensemencés qui se sont reproduits aient été capturés (Jannsen et coll., 2006). Toutefois, certaines zones (eaux de l'Illinois, de l'Indiana et du sud du Wisconsin) où la composition par âge est vieillissante et dont les densités de touladis approchent les niveaux cibles montrent certains signes de reproduction naturelle soutenue (Hanson et coll., 2012). Le nord du lac Michigan souffre de la pêche excessive et de la mortalité causée par la grande lamproie marine, en raison desquelles la biomasse du stock reproducteur est très faible. Parmi les événements récents qui devraient augmenter la probabilité que les objectifs de rétablissement du touladi soient atteints, il y a 1) une stratégie de mise en œuvre révisée pour le rétablissement du touladi du lac Michigan qui concentre l'empoisonnement et les autres mesures de gestion dans les meilleurs habitats, 2) le fait que les niveaux de thiamine des œufs, qu'on croit inadéquats pour que l'éclosion soit une réussite et que les alevins survivent, ont récemment augmenté dans l'ensemble du lac et 3) la diminution du nombre de grandes lamproies marines, qui avait été supérieur aux cibles pendant de nombreuses années.

La mortalité causée par la grande lamproie marine, la petite taille du stock d'adultes et l'absence de reproduction soutenue (Bronte et coll., 2003, 2007) continuent de limiter le rétablissement du touladi. Les recommandations pour que le rétablissement progresse incluent la réduction de la mortalité des adultes causée par la pêche et la lamproie, l'utilisation des poissons d'élevage surtout dans des zones refuges, la restauration d'une base alimentaire 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 le niveau des prises.

### *Lac Érié*

Les activités de gestion visant à rétablir le touladi dans le lac Érié ont commencé en 1982. Le recrutement des poissons ensemencés a été bon, ce qui n'a par été le cas de leur survie jusqu'à l'âge adulte en raison de la prédation excessive par la grande lamproie marine. L'adoption du plan initial de rétablissement du touladi en 1985 (Lake Trout Task Group, 1985) a amené des cibles d'empoisonnement annuelles plus élevées, la lutte contre la grande lamproie marine et l'uniformisation des programmes d'évaluation pour la surveillance de la population. Le touladi a rapidement réagi à l'augmentation de l'empoisonnement et à la mise en œuvre de la lutte contre la grande lamproie marine et, en 1990, une grosse population avait été constituée. Ce qui a toutefois été de courte durée, vu que le nombre de poissons ensemencés a été réduit en 1996 parce qu'on craignait une pénurie de poisson fourrage (Einhouse et coll., 1999) et qu'au même moment la lutte contre la grande lamproie marine s'est relâchée (Sullivan et coll., 2003). Les effectifs du touladi adulte sont rapidement revenus aux faibles niveaux des années 2000, où ils se sont maintenus depuis.

Globalement, les effectifs du touladi dans le lac Érié ont augmenté ces dernières années par suite de l'adoption d'un plan de rétablissement révisé (Markham et coll., 2008), dans lequel le nombre de poissons ensemencés revient au niveau d'origine. Depuis peu, toutes les zones du lac, y compris le bassin occidental, sont empoisonnées. Le recrutement des poissons ensemencés, en particulier la souche du lac Champlain, est élevé et l'abondance des adultes atteint presque les cibles établies dans le plan de rétablissement. L'abondance de la grande lamproie marine a diminué au cours des dernières années, mais ses effectifs sont encore bien supérieurs aux cibles malgré

l'augmentation des traitements au lampricide, et elle a continué de réduire la population des touladis adultes. Il restera difficile d'atteindre les objectifs en matière de rétablissement du touladi si les effectifs de la grande lamproie marine et les taux des blessures qu'elle inflige restent supérieurs aux niveaux cibles. La reproduction naturelle n'a pas encore été observée dans le lac Érié.

## *Lac Ontario*

Les effectifs des touladis adultes d'élevage dans le lac Ontario ont été relativement élevés de 1986 à 1998, mais ont reculé de plus de 30 % en 1999 parce que l'empoisonnement a diminué et que le taux de survie des jeunes touladis d'un an ensemencés est mauvais depuis le début des années 1990 (Elrod et coll., 1995; Lantry et Lantry, 2015). L'abondance des adultes est restée relativement stable de 1999 à 2004, mais a fléchi de nouveau de 54 % en 2005, vraisemblablement en raison du mauvais recrutement et de la mortalité accrue due à la prédation par la grande lamproie marine. L'intensification de la lutte contre la grande 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, en 2010-2014, a atteint des niveaux semblables à ceux qui ont été observés de 1999 à 2004.

Bien que l'abondance des adultes ait atteint un sommet en 1986, l'apparition de touladis qui étaient le fruit de la reproduction naturelle dans les évaluations par relevés s'est produite après que l'abondance des grosses femelles adultes ait dépassé les niveaux cibles en 1992 (Lantry et Lantry, 2015). Malgré les prises largement répandues de petits nombres de recrues naturelles presque chaque année de 1993 à 2013, l'incapacité d'en arriver à des stocks autosuffisants a été imputée aux populations denses de gaspareaux du lac Ontario et à l'alimentation du touladi, qui préfère les gaspareaux (ce qui conduit au syndrome de mortalité précoce), à l'absence d'autres espèces de poissons-proies convenant au touladi dans les eaux profondes, et à la colonisation des récifs de frai par une espèce envahissante, le gobie à taches noires (Fitzsimons et coll., 2003; Lantry et coll., 2003; Schneider et coll., 1997; Walsh et coll., 2015). Les minces chances de rétablissement se sont améliorées récemment avec la réapparition du chabot de profondeur dans les prises des relevés (leur nombre a augmenté constamment de 2002 à 2014) (Lantry et coll., 2007; Weidel et coll., 2015), les efforts canado-américains en cours à l'heure actuelle pour rétablir le cisco et le hareng, et l'inclusion des gobies à taches noires dans l'alimentation du touladi (Diertrich et coll., 2006; Rush et coll., 2012). Des indices de l'amélioration des conditions pour la reproduction naturelle ont été manifestes en 2014, année où les prises de touladis d'âge 1 et 2 qui étaient le fruit de la reproduction naturelle ont augmenté abruptement dans les prises des relevés pour atteindre un niveau 14,2 fois supérieur à la moyenne de 1994-2013.

## **Liens**

Il existe des liens entre le rétablissement des populations de touladis dans les Grands Lacs et la grande lamproie marine, les poissons-proies et les espèces exotiques. L'empoisonnement en touladis et la constitution de stocks parentaux sont impossibles sans des efforts soutenus de lutte contre la grande lamproie marine et la réglementation des pêches. Bien que les effectifs du gaspareau aient diminué, cette espèce exotique a encore une incidence sur le recrutement des touladis sauvages dont elle se nourrit des alevins. Les gaspareaux ont aussi des niveaux élevés de thiamine, qui réduisent la viabilité des œufs et la survie des alevins des touladis dont ils sont le principal aliment. L'absence de corégonidés indigènes pélagiques et benthopélagiques, la perte due à la pêche excessive, la dégradation de l'habitat et les espèces exotiques envahissantes nuisent aussi au rétablissement du touladi, puisque ces espèces perdues amenaient la production benthique et pélagique du large vers le milieu littoral et le touladi, dont elles étaient les proies.

## **Commentaires des auteurs**

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 démographiques pour le touladi doivent être redéfinis sous forme de points terminaux dans les unités mesurées par les activités de surveillance, être pertinents au regard des caractéristiques démographiques nécessaires pour que le rétablissement ait lieu et être intégrés aux guides et aux plans de rétablissement. Les séries de données chronologiques que nous présentons sont basées sur des cibles démographiques importantes qui peuvent être mesurées par les activités d'évaluation actuelles.

## Évaluation de la qualité des données

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

## Remerciements

### Auteurs

Charles R. Bronte, S. Dale Hanson, U.S. Fish and Wildlife Service, New Franken, WI  
 Ji X. He, Michigan Department of Natural Resources, Alpena, MI  
 Brian F. Lantry, U.S. Geological Survey, Oswego, NY  
 James L. Markham, New York Department of Environmental Conservation, Dunkirk, NY  
 Shawn P. Sitar, Michigan Department of Natural Resources, Marquette, MI  
 Lloyd Mohr, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, Owen Sound (Ontario)

### 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 et R. Hess. 2003. Possible impediments to lake trout restoration in Lake Michigan. Lake Trout Task Group. Rapport au Comité du lac Michigan de la Commission des pêcheries des Grands Lacs, 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. Toney, 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.

Cornelius, F.C., K.M. Muth et R. Kenyon. 1995. Lake trout rehabilitation in Lake Erie: a case history. *Journal of Great Lakes Research* 21 (Supplement 1): 65-82.

Christie, W.J. 1972. Lake Ontario: effects of exploitation, introductions, and eutrophication on the salmonid community. *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada* 29:913-929.

Czesny, S., J.M. Dettmers, J. Rinchar 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. Payn et J.D. Schrouder. 1995. Fish-community objectives for Lake Huron. Great Lakes Fishery Commission, Special Publication 95-01.

Ebener, M.P., S.P. Sitar, W.P. Mattes, T.R. Hrabik et M.T. Mata. 2010. Offshore fish community: siscowet. Pages 97-100 dans Gorman, O.T., M.P. Ebener et M.R. Vinson, éditeurs. *The state of Lake Superior in 2005*. Great Lakes Fishery Commission, Special Publication 10-01. Ann Arbor, Michigan.

Einhouse, D.W., M.T. Bur, F.C. Cornelius, R. Kenyon, C.P. Madenjian, P.S. Rand, K.L. Sztramko et L.D. Witzel. 1999. Consumption of rainbow smelt by walleye and salmonine fishes in eastern Lake Erie. Dans Munawar, M., T. Edsall et I.F. Munawar, éditeurs. *State of Lake Erie: past, present, and future*. *Ecovision World Monograph Series*. Backhuys Publishers, Leiden, Pays-Bas, p. 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, Special Publication 99-1. 56 p.

Eshenroder, R.L., R.N. Payne, J.E. Johnson, C. Bowen II et M.P. Ebener. 1995. Progress toward lake trout rehabilitation in Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research* 21 (Supplement 1): 108-127.

Fitzsimons, J., B. Lantry et R. O’Gorman. 2003. A review of lake trout (*Salvelinus namaycush*) restoration in Lake Ontario from an early life history perspective. Pages 493-516 dans Munawar M., éditeur. *State of Lake Ontario (SOLO)—past, present, and future*. *Ecovision World Monograph Series*, Goodword Books, New Delhi.

Hansen, M.J., J.W. Peck, R.G. Schorfhaar, J.H. Selgeby, D.R. Schreiner, S.T. Schram, B.L. Swanson, W.R. MacCallum, M.K. Burnham-Curtis, G.L. Curtis, J.W. Heinrich et R.J. Young. 1995. Lake trout (*Salvelinus namaycush*) populations in Lake Superior and their restoration in 1959-1993. *Journal of Great Lakes Research* 21 (Supplement 1):152-175

Hartman, W.L. 1972. Lake Erie: effects of exploitation, environmental changes, and new species on the fishery resources. *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada* 29:899-912.

- He, J.X. et J.R. Bence. 2007. Modeling annual growth variation using a hierarchical Bayesian approach and the von Bertalanffy growth function, with application to lake trout in southern Lake Huron. *Transactions of the American Fisheries Society* 136: 318-330.
- He, J.X., J.R. Bence, J.E. Johnson, D. Clapp et M.P. Ebener. 2008. Modeling variation in mass-length relations and condition indices of lake trout and Chinook salmon in Lake Huron: a hierarchical Bayesian approach. *Transactions of the American Fisheries Society* 137: 801-817.
- He, J.X., M.P. Ebener, S.C. Riley, A. Cottrill, A. Kowalski, S. Koproski, L. Mohr et J. E. Johnson. 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*. Sous la dir. de S.C. Riley. Great Lakes Fishery Commission, Special Publication 13-01, p. 36-42.
- Holey, M.E., R.W. Rybicki, G.W. Eck, E.H. Brown, Jr., J.E. Marsden, D.S. Lavis, M.L. Toney, 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. Toney 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 Trout Task Group. 1985. A strategic plan for the rehabilitation of lake trout in eastern Lake Erie. Rapport au Comité du lac Érié de la Commission des pêcheries des Grands Lacs, Ann Arbor, Michigan, É.-U.
- Lantry, B.F., R. O'Gorman, M.G. Walsh, J.M. Casselman, J.A. Hoyle, M.J. Keir et J.R. Lantry. 2007. Reappearance of deepwater sculpin in Lake Ontario: resurgence or last gasp of a doomed population. *Journal of Great Lakes Research* 33(Suppl. 1):34-35.
- Lantry, B.F., T. Schaner, J. Fitzsimons, J.A. Hoyle, R. O'Gorman, R. Owens et P. Sullivan. 2003. The offshore benthic fish community. Pages 59-73 dans Morrison, B.J. et S.R. LaPan, éditeurs. *The state of Lake Ontario in 2003*. Great Lakes Fishery Commission, Special Publication 07-01, Ann Arbor, Michigan.
- Lantry, B.F. et J.R. Lantry. 2015. Lake trout rehabilitation in Lake Ontario, 2014. Section 5 de 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.
- 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 demersal 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 et 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.

Schneider, C.P., T. Schaner, S. Orsatti, S. Lary et D. Busch. 1997. A Management strategy for Lake Ontario lake trout. Rapport au Comité du lac Ontario de la Commission des pêcheries des Grands Lacs.

Sitar, S.P., S.C. Chong, M.P. Ebener, T.N. Halpern, W.P. Mattes, M.J. Seider et M.J. Symbal. 2010. Nearshore fish community: lake trout. Pages 49-57 dans Gorman, O.T., M.P. Ebener et M.R. Vinson, éditeurs. The state of Lake Superior in 2005. Great Lakes Fishery Commission, Special Publication 10-01. Ann Arbor, Michigan.

Stewart, T.J., R.E. Lange, S.D. Orsatti, C.P. Schneider, A. Mathers et M.E. Daniels. Fish community objectives for Lake Ontario. Great Lakes Fishery Commission, Special Publication 09-01.

Sullivan, W.P., G.C. Christie, F.C. Cornelius, M.F. Fodale, D.A. Johnson, J.F. Koonce, G.L. Larson, R.B. McDonald, K.M. Mullett, C.K. Murray et P.A. Ryan. 2003. The sea lamprey in Lake Erie: a case history. *Journal of Great Lakes Research* 29 (Supplement 1):615-636.

Walsh, M.G. et M.J. Connerton. 2015. Status of alewife in the U.S. waters of Lake Ontario, 2014. Dans 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 de Status of sculpins and round goby in the U.S. waters of Lake Ontario, 2014. Section 12 de 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

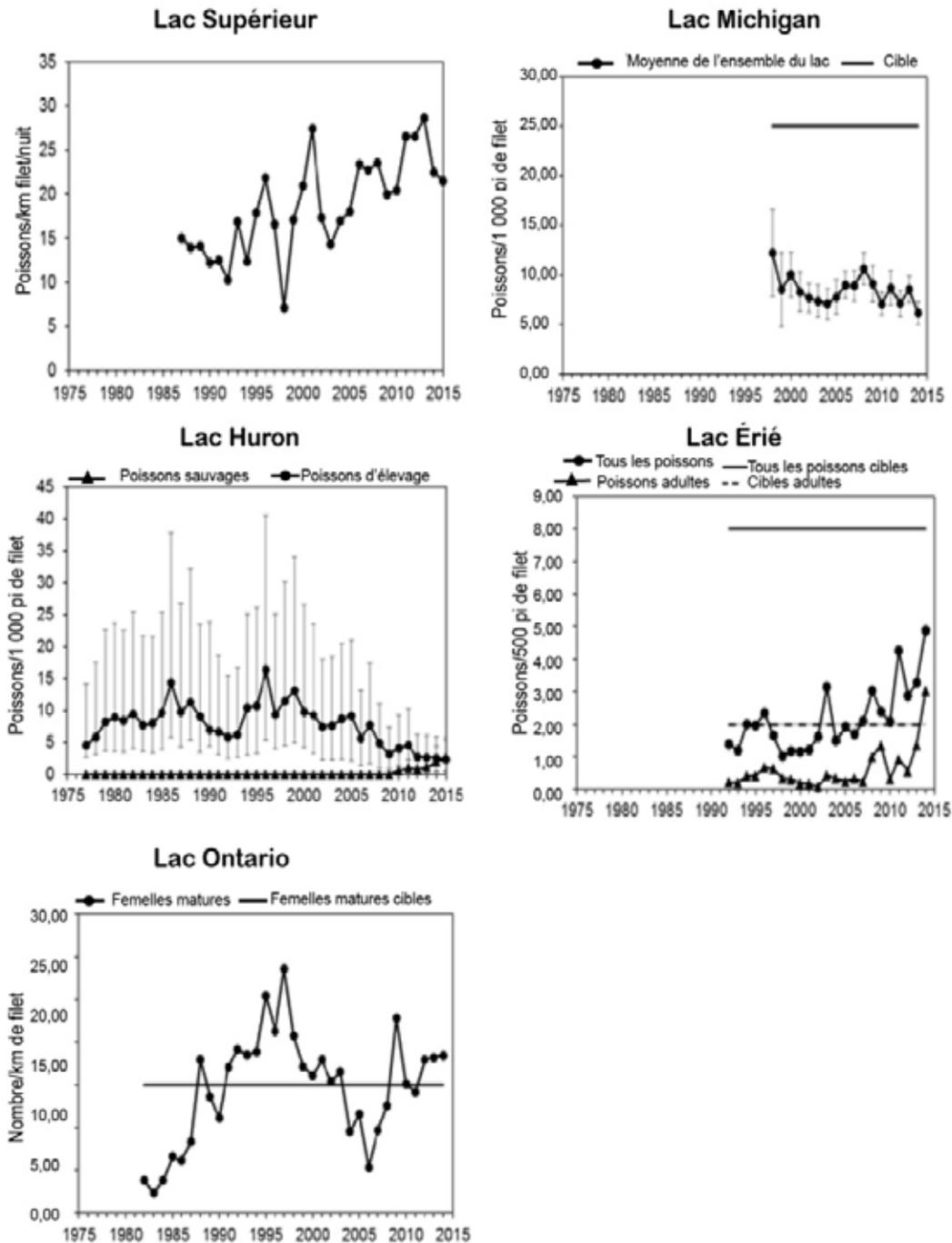
**Figure 1.** Abondance relative des touladisensemencés (des poissons sauvages dans le lac Supérieur) dans les Grands Lacs de 1975 à 2015. Les mesures dont il est fait état varient d'un lac à l'autre, comme le montre l'échelle verticale, et les comparaisons entre les lacs peuvent être trompeuses. Les tendances globales au fil du temps donnent de l'information sur l'abondance relative pour la totalité ou une partie de la population.

Source : Les données proviennent des évaluations biologiques effectuées en collaboration par les organismes des États et les organismes fédéraux, tribaux et provinciaux, et sont en bonne partie tirées de rapports qui n'ont pas fait l'objet d'un examen par les pairs et ont été présentés à la Commission des pêcheries des Grands Lacs, aux comités des lacs, au New York Department of Environmental Conservation, au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, au U.S. Fish and Wildlife Service et à la U.S. Geological Survey.

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 1.** Abondance relative des touladis ensemencés (des poissons sauvages dans le lac Supérieur) dans les Grands Lacs de 1975 à 2015. Les mesures dont il est fait état varient d'un lac à l'autre, comme le montre l'échelle verticale, 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.

Source : Les données proviennent des évaluations biologiques effectuées en collaboration par les organismes des États et les organismes fédéraux, tribaux et provinciaux, et sont en bonne partie tirées de rapports qui n'ont pas fait l'objet d'un examen par les pairs et ont été présentés à la Commission des pêcheries des Grands Lacs, aux comités des lacs, au New York Department of Environmental Conservation, au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, au U.S. Fish and Wildlife Service et à la U.S. Geological Survey.



## Sous-indicateur : Oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux et ichtyophages

### Évaluation globale

Situation : 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

Situation : 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

Situation : 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

Situation : 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

Situation : 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

Situation : 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 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 ».

### 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 guilda 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  $\geq 50\%$ ; diminution moyenne = diminution  $\geq 25\%$  à  $< 50\%$ ; stable : diminution  $< 25\%$  à augmentation  $< 33\%$ ; augmentation modérée : augmentation  $\geq 33\%$  à  $< 100\%$ ; grosse augmentation : augmentation  $\geq 100\%$ . 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.

## 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).

## 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.

## 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'AQEG 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).

## Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

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

## 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](mailto: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](mailto: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](mailto: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](mailto: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](mailto: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](mailto: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 Laurentian 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 abundance 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

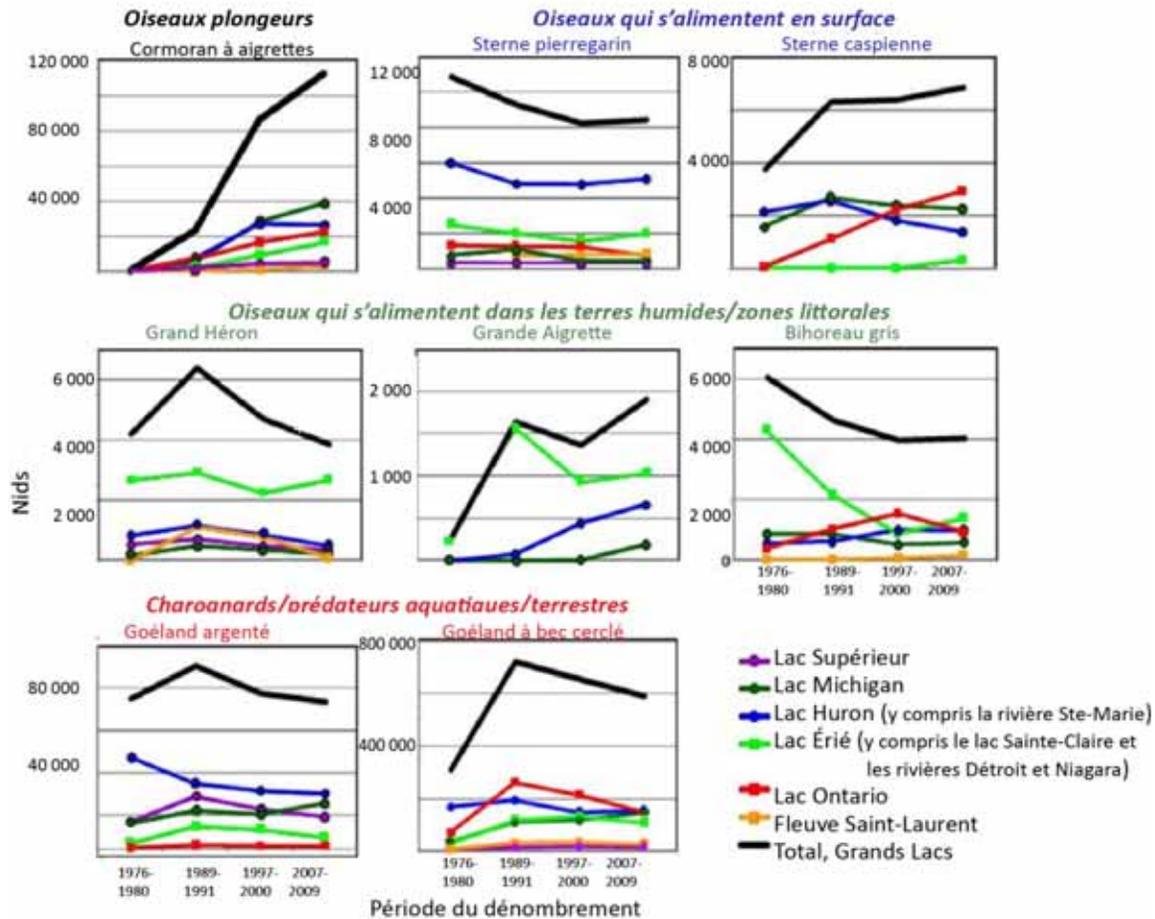
**Figure 1.** Tendances démographiques pour toute la région des Grands Lacs (ligne noire) et par plan d'eau (lignes de couleur, voir la légende) pour huit espèces d'oiseaux aquatiques coloniaux ayant été dénombrés pendant quatre périodes « décennales », 1976-2009

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 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**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)

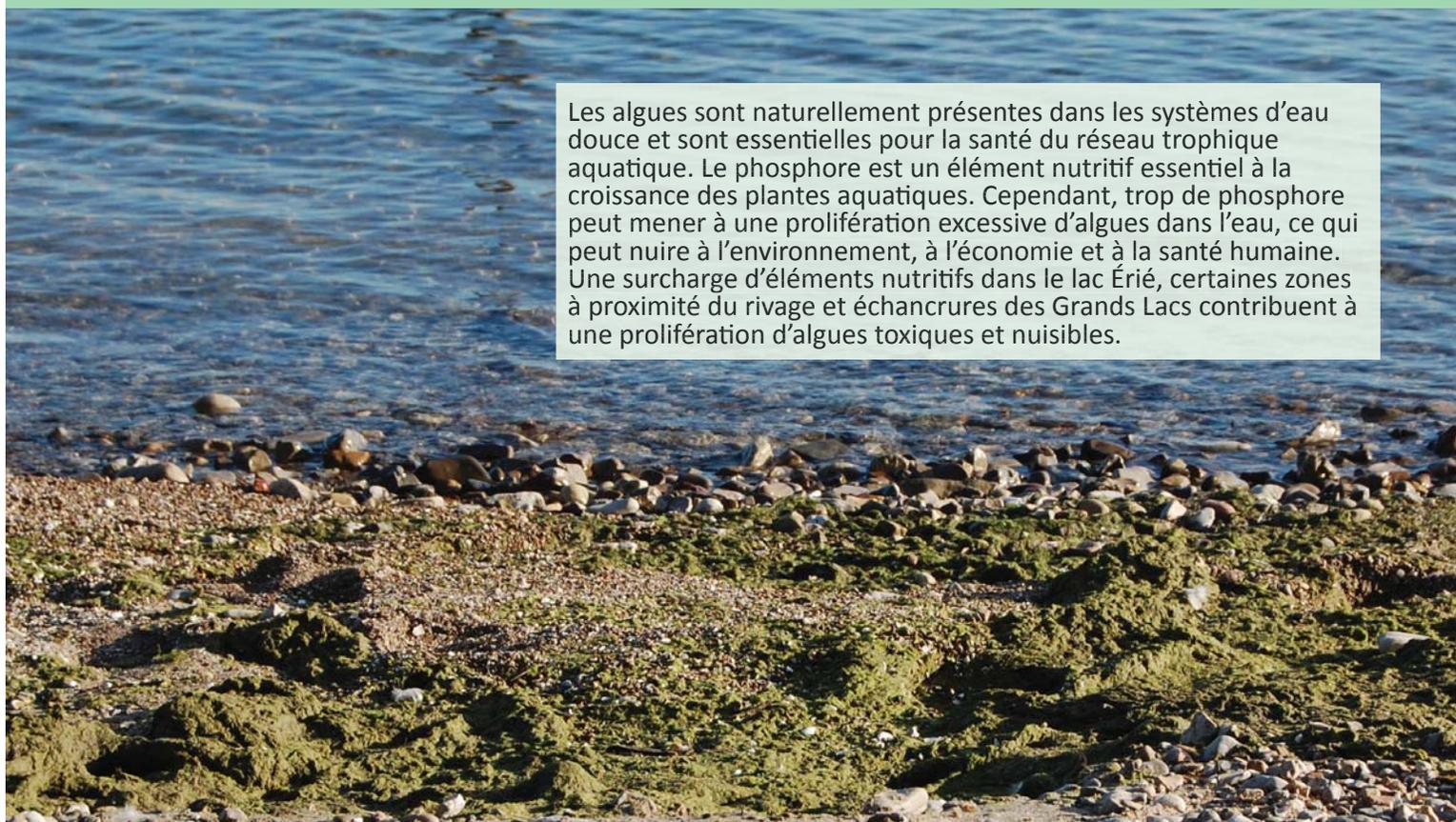


# Éléments nutritifs et algues

État : Passable    Tendance : Inchangée à Se détériore

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 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 ».

Les algues sont naturellement présentes dans les systèmes d'eau douce et sont essentielles pour la santé du réseau trophique aquatique. Le phosphore est un élément nutritif essentiel à la croissance des plantes aquatiques. Cependant, trop de phosphore peut mener à une prolifération excessive d'algues dans l'eau, ce qui peut nuire à l'environnement, à l'économie et à la santé humaine. Une surcharge d'éléments nutritifs dans le lac Érié, certaines zones à proximité du rivage et échancrures des Grands Lacs contribuent à une prolifération d'algues toxiques et nuisibles.

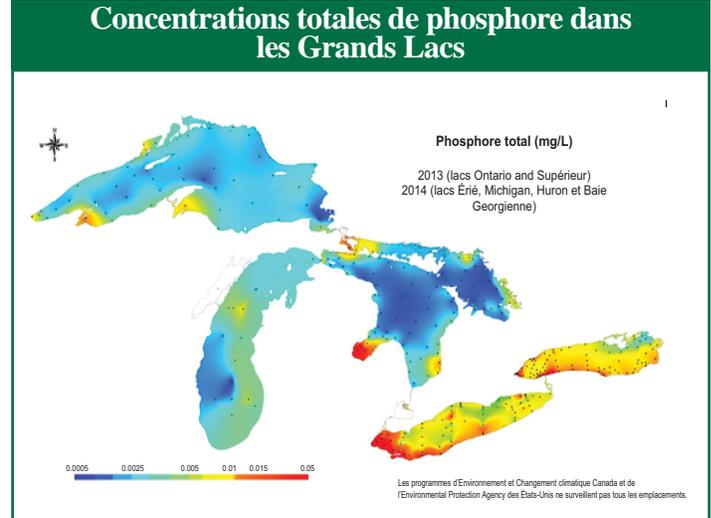


# Éléments nutritifs et algues

## Points saillants de l'évaluation

L'accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1972 visait l'adoption de cibles de réduction du phosphore. Dans les années 1980 et au début des années 1990, des efforts de restauration à l'échelle du bassin ont permis de réduire les eaux de ruissellement chargées d'éléments nutritifs, et les conditions dans les lacs se sont améliorées. Ces efforts comportaient entre autres la réglementation des concentrations de phosphore dans les détergents, des investissements dans le traitement des eaux usées, et la mise en œuvre de pratiques exemplaires de gestion sur les terres agricoles et dans les zones urbaines en expansion. Malgré ces efforts, il existe un déséquilibre nutritif dans les Grands Lacs. Compte tenu de la réapparition récente du problème d'algues sur le littoral de certains secteurs et d'autres changements survenus dans l'écosystème, la situation s'est complexifiée. De façon générale, les conditions concernant cet indicateur se traduisent par un état **passable** et une tendance située entre « **inchangée** » et « **se détériore** ».

Plusieurs zones extracôticières de certains Grands Lacs ont des niveaux de nutriments inférieurs aux concentrations souhaitées. En fait, les concentrations peuvent être trop faibles dans certains secteurs, ce qui se traduit par une croissance insuffisante d'espèces clés de phytoplancton qui sont à la base de la chaîne alimentaire. Seul le lac Supérieur présente des concentrations de phosphore extracôticières considérées comme acceptables. À l'inverse, les nutriments sont en quantité excessive dans de nombreuses zones littorales. Alors qu'un certain niveau de nutriments est acceptable, une quantité excessive peut mener à des proliférations d'algues nuisibles et à des zones hypoxiques (régions présentant de faibles niveaux d'oxygène). La situation est particulièrement préoccupante au lac Érié, dans des parties du lac Ontario, de la baie Saginaw et de la baie Green, ainsi que dans d'autres zones littorales présentant des niveaux élevés de nutriments. La prolifération d'algues nuisibles peut avoir des effets nocifs à la fois pour l'écosystème et pour la santé humaine. Depuis 2008, le problème des proliférations d'algues nuisibles est réapparu dans le bassin ouest du lac Érié et dans certaines parties du lac Ontario, ce qui s'est répercuté négativement sur la santé de l'écosystème, la pêche commerciale, les systèmes municipaux d'eau potable et les activités récréatives. La prolifération des algues nuisibles est particulièrement dommageable lorsqu'elle est marquée par la présence de cyanobactéries (ou algues « bleu-vert ») pouvant produire des toxines comme la microcystine. Ces toxines peuvent compromettre la salubrité de l'eau potable ou causer des troubles gastro-intestinaux et des



éruptions cutanées, et à des niveaux élevés elles peuvent être fatales pour de nombreux organismes.

*Cladophora* est une algue nuisible largement répandue dans de vastes secteurs des zones littorales des lacs Érié, Ontario, Huron et Michigan. De grands tapis de *Cladophora* donnent l'impression que les concentrations de nutriments sont élevées près du littoral. Cependant, dans certains secteurs, ces tapis d'algues nuisibles persistent malgré les faibles concentrations de nutriments dans les eaux environnantes; c'est pourquoi la gestion de *Cladophora* est devenue un tel défi. La prolifération de *Cladophora* pose de nombreux problèmes, dont la détérioration des plages et du littoral, l'obstruction des prises d'eau municipales et des désagréments d'ordre esthétique, ainsi que des répercussions sur le tourisme et la pêche récréative. La prolifération excessive de *Cladophora* a aussi de graves répercussions écologiques et, lorsque les algues s'échouent sur le rivage, *Cladophora*, qui peut renfermer des pathogènes, peut créer un environnement propice à des éclosions de botulisme, ce qui présente un risque pour les poissons et la faune.

Des températures à la hausse, la fréquence et l'intensité accrues des précipitations et les espèces envahissantes, surtout les moules zébrées et quagga, sont des facteurs de confusion quant au cycle et à l'absorption des nutriments dans les lacs. Ces facteurs peuvent mener à une augmentation de la fréquence, de la répartition et de la gravité des proliférations d'algues nuisibles, des zones hypoxiques et de *Cladophora*.

## Sous-indicateurs appuyant l'évaluation de l'indicateur

Sous-Indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Éléments nutritifs dans les lacs	Inchangée	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore
<i>Cladophora</i>	Inchangée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée
Efflorescences algales nuisibles	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Se détériore	Se détériore
Qualité de l'eau des affluents	Inchangée	Indéterminée	Inchangée	Inchangée	Inchangée

État :	BON	PASSABLE	MÉDIOCRE	INDÉTERMINÉ
--------	-----	----------	----------	-------------



## Sous-indicateur : Éléments nutritifs dans les lacs

### Eau libre

#### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : Se détériore

**Justification :** Le phosphore demeure l'élément nutritif qui freine la croissance dans les Grands Lacs. Par le passé, ses concentrations étaient élevées dans de nombreux lacs. À l'heure actuelle, l'excès de phosphore pose des problèmes surtout dans quelques zones littorales et des parties du lac Érié. Dans les lacs Michigan, Huron et Ontario, les concentrations de phosphore total au large des côtes sont actuellement inférieures aux objectifs, et peut-être même trop faibles, ce qui limite 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.

#### Évaluation lac par lac

##### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** Les objectifs ont été constamment atteints, et les concentrations de phosphore total au large sont semblables aux valeurs historiques, signe de conditions acceptables. Les données montrent un taux de diminution très lent au fil du temps.

##### Lac Michigan

Situation : Passable (inférieure à l'objectif)

Tendance : Se détériore (davantage inférieure à l'objectif)

**Justification :** Les concentrations de phosphore au large continuent de glisser sous les objectifs. Elles atteignent des niveaux faibles et peuvent nuire à la productivité du lac. Dans certaines zones littorales, les niveaux élevés de phosphore qui sont observés concourent peut-être à la croissance d'algues nuisibles.

##### Lac Huron

Situation : Passable (inférieure à l'objectif)

Tendance : Se détériore (davantage inférieure à l'objectif)

**Justification :** Les concentrations de phosphore au large continuent de baisser et atteignent des valeurs qui sont bien inférieures à l'objectif. Les concentrations sont peut-être trop faibles pour maintenir un niveau sain de productivité lacustre. Dans certaines zones littorales, les niveaux élevés d'éléments nutritifs peuvent contribuer à la croissance d'algues nuisibles.

##### Lac Érié

Situation : Médiocre (supérieure à l'objectif)

Tendance : Se détériore

**Justification :** Les objectifs pour le phosphore total continuent d'être dépassés, et les tendances indiquent une éventuelle augmentation des concentrations. Les algues nocives ont proliféré et ont récemment envahi le bassin occidental et des parties du bassin central, accompagnées d'une résurgence d'algues benthiques nuisibles dans le bassin oriental.

##### Lac Ontario

Situation : Passable (inférieure à l'objectif)

Tendance : Se détériore (davantage inférieure à l'objectif)

Justification : Les concentrations de phosphore au large continuent de diminuer et atteignent à présent des niveaux qui sont trop faibles pour contribuer à la saine productivité du lac au large. Certaines zones littorales sont affligées par des proliférations récurrentes d'algues nuisibles, qui sont éventuellement alimentées par des rejets localement élevés de phosphore ou par le cycle des éléments nutritifs dans le lac.

## Raison d'être du sous-indicateur

- Évaluer les concentrations d'éléments nutritifs dans les Grands Lacs.
- Évaluer les progrès réalisés pour atteindre certains objectifs de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) : le sixième objectif général, les objectifs liés à l'écosystème et les objectifs relatifs aux substances qui s'appliquent aux concentrations d'éléments nutritifs.
- Inférer les progrès vers l'atteinte des cibles et le respect des limites en matière d'apports d'éléments nutritifs.
- Appuyer l'évaluation de l'état trophique et de la dynamique des réseaux trophiques des Grands Lacs.
- Appuyer l'évaluation de l'état des eaux littorales pour le cadre de gestion des eaux littorales.

## Objectif pour l'écosystème

Le sixième objectif général de l'AQEGL indique 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 ».

L'annexe 4 de l'AQEGL de 2012 énonce des objectifs liés à l'écosystème des lacs : le maintien de l'oligotrophie et de la biomasse relative des algues, et la préservation des espèces d'algues compatibles avec la conservation d'écosystèmes aquatiques sains dans les eaux libres des lacs Supérieur, Michigan, Huron et Ontario, le maintien des conditions mésotrophes dans les eaux libres des bassins occidental et central du lac Érié et des conditions oligotrophes dans son bassin oriental.

Cette même annexe établit des objectifs provisoires relatifs aux substances concernant la concentration de phosphore totale dans les eaux libres pour chacun des Grands Lacs. Ces objectifs provisoires figurent au tableau 1 et visent les concentrations printanières de phosphore total et les concentrations estivales de chlorophylle. L'état trophique (état de nutrition) qui en résulte, selon les concentrations visées, est aussi indiqué. Il n'y a pas d'objectif pour les concentrations littorales d'éléments nutritifs; les objectifs provinciaux et/ou d'État serviront de repères uniquement.

L'établissement d'objectifs relatifs aux substances pour les concentrations de phosphore et de cibles d'apport tient compte de la biodisponibilité de phosphore (et de la saisonnalité); par conséquent, l'état et les tendances de la fraction biodisponible de 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. 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 d'algues nuisibles et toxiques en vue de réaliser les objectifs liés à l'écosystème des lacs. 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 la quantité d'azote; si ce rapport est dépassé, les lacs tendraient à être limités en phosphore, et s'il n'est pas atteint, les lacs tendraient à manquer d'azote; or, le manque d'azote est propice aux cyanobactéries nocives. L'objectif consisterait à maintenir un rapport N : P bien plus élevé.

## État de l'écosystème

L'état des Grands Lacs en matière d'éléments nutritifs est déterminé au moyen de données recueillies par les organismes fédéraux que sont Environnement et Changement climatique Canada et l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (*United States Environmental Protection Agency* ou USEPA). La détermination de l'état actuel des lacs repose sur les échantillons recueillis au cours des récentes saisons printanières (de fin mars à mai) ou estivales (juillet-août, avec quelques données de septembre). Les données pour la détermination des tendances se limitent à celles des stations du large (voir Dove et Chapra, 2015) qui ont fait l'objet d'un échantillonnage en surface pendant les croisières printanières.

## État actuel

L'état actuel des concentrations printanières de phosphore total (PT) en 2013-2014 est présenté sous forme graphique à la figure 1. La concentration visée de 5 µg PT/L est atteinte dans les lacs Supérieur et Huron, ainsi que dans la baie Georgienne, à l'exception de quelques échancrures, où les dépassements, faut-il le noter, sont des valeurs uniques, car les objectifs ont été atteints à ces endroits d'autres années. Dans le lac Michigan, les concentrations actuelles sont bien inférieures à l'objectif de 7 µg PT/L. Dans le lac Érié, les concentrations varient fortement. Certaines années, la plus grande partie du lac respecte les objectifs au moment de la croisière printanière (p. ex. en 2012); d'autres années (p. ex. en 2011 et en 2013), toutes les stations dépassaient les objectifs, ce qui indique des concentrations élevées d'éléments nutritifs. Dans le lac Ontario, les concentrations respectent les valeurs visées à la plupart des stations du large et dans la partie nord-est du lac, mais les concentrations les dépassent dans l'ouest, le long d'une grande partie du rivage méridional et à certains endroits du rivage septentrional. L'état actuel de la fraction biodisponible de phosphore, soit le phosphore réactif dissous (PRD) ressemble beaucoup à celui du phosphore total, le PRD représentant de 15 à 25 % du phosphore total, selon l'endroit. Il n'y a pas d'objectif pour le PRD auquel comparer les valeurs actuelles.

## Tendances dans le temps

Les tendances à long terme du phosphore total au large figurent à la figure 2. Tous les lacs affichent des tendances à la baisse à long terme qui sont statistiquement significatives. Pour le lac Supérieur, le taux de changement est très lent; la signification statistique de la tendance repose sur l'inclusion de certains points de données, et il faut plus de temps pour confirmer le résultat. Au lac Huron, aucun changement important n'est relevé jusqu'à la moitié ou la fin des années 1990; depuis, on observe une baisse très marquée. Les données de la baie Georgienne ne figurent pas ici, mais les tendances dans le temps correspondent de près à celles du lac Huron. Au lac Ontario, deux périodes de baisse ont été observées. La première s'est produite par suite de l'amélioration de la gestion du phosphore imposée par la loi dans les années 1970, qui a débouché sur des baisses spectaculaires du phosphore total, qui est passé d'environ 23 µg/L en 1972 à 10 µg/L en 1988. Depuis, les concentrations ont baissé plus graduellement pour atteindre environ 6 µg/L en 2013. Au lac Érié, une forte variabilité spatiale et interannuelle est constatée. Le bassin central, montré à la figure 2, représente le lac, et nous interprétons les tendances comme indiquant de fortes concentrations dans les années 1970 (de l'ordre de 18 µgP/L) et des concentrations plus faibles dans les années 2000 (environ 12 µgP/L). La variabilité des données masque toute tendance récente.

Les tendances à long terme du phosphore réactif dissous au large sont semblables à celles du phosphore total, mais les valeurs sont plus faibles. Au lac Ontario, le rapport PRD:PT présente une baisse linéaire frappante. Dans les années 1970, environ 70 % du phosphore total au large englobait la fraction réactive dissoute. En 2012, le rapport avait baissé et atteignait à peine 20 %. Ensemble, ces tendances indiquent une pénurie de phosphore dans les eaux du large.

Les tendances de l'azote oxydé total (AOT) printanier sont représentées comme nitrate (NO<sub>3</sub>) à la figure 3 (il convient de noter que le nitrate contient plus de 95 % d'AOT dans les Grands Lacs). Contrairement à celles du phosphore, les concentrations de nitrate ont augmenté au fil du temps, mais elles ont ralenti et se sont même inversées ces dernières années, particulièrement dans les Grands Lacs d'aval. Les concentrations de nitrate sont le plus faibles dans le lac Érié, le plus productif des lacs, où le nitrate est absorbé par les algues, le phytoplancton et d'autres consommateurs. Les concentrations élevées de nitrate protègent contre les proliférations d'algues bleu-vert (cyanobactéries), parce que ces algues possèdent un avantage concurrentiel qui réside dans leur capacité d'utiliser l'azote atmosphérique lorsque le niveau d'azote de l'eau est faible. L'azote total peut être estimé pour les eaux du large au moyen des concentrations de nitrate (Dove et Chapra, 2015), et il existe d'excellentes données à long terme de l'azote disponible. Comme l'azote a augmenté au fil du temps et que le phosphore a diminué, c'est le phosphore, et non l'azote, qui est de moins en moins abondant ces dernières années. À l'heure actuelle, tous les lacs manquent de phosphore, la situation la plus extrême prévalant dans les Grands Lacs d'amont. L'objectif lié à l'écosystème de maintenir un rapport supérieur au rapport de Redfield de 7,2 est actuellement atteint dans tous les lacs, le lac Érié présentant le risque le plus élevé (les rapports y sont les plus rapprochés de la valeur visée; figure 4).

## Apports inférés d'éléments nutritifs

L'objectif en matière d'éléments nutritifs dans les eaux du large correspond à la situation escomptée lorsque les cibles d'apport en provenance des affluents sont atteintes. Les estimations d'apports les plus récentes (obtenues par la somme de toutes les sources déclarées, la mise à l'échelle panlacustre du résultat et l'estimation des transferts entre lacs) indiquent que les cibles ne sont dépassées qu'occasionnellement et qu'aucune tendance dans le temps importante ne se manifeste depuis les années 1980, à l'exception des baisses relevées pour les lacs Ontario et Huron

(Dolan et Chapra 2012; Maccoux et coll., après acceptation). Malgré l'atteinte récente, en grande partie, des cibles d'apport, il y a de plus en plus de preuves d'un déséquilibre d'éléments nutritifs dans les lacs; en l'occurrence, l'eutrophie (excès d'éléments nutritifs) dans la zone littorale peut être persistante (ou résurgente), malgré les faibles concentrations d'éléments nutritifs au large. Ainsi, les objectifs actuels peuvent ne pas suffire à protéger toutes les zones des lacs.

Les objectifs relatifs aux substances visant la concentration de phosphore total en eau libre et les cibles d'apport de phosphore total doivent être évalués et révisés au besoin. Des cibles d'apport ont récemment été adoptées pour le lac Érié; elles exigent une réduction de 40 % des apports de phosphore total dans les bassins occidental et central du lac et une réduction de 40 % des apports de phosphore total et de phosphore réactif dissous depuis certains affluents (Environnement et Changement climatique Canada et USEPA, 2015). Le travail est entrepris pour d'autres lacs, où il faudra envisager le besoin de maintenir, voire d'améliorer, le niveau d'éléments nutritifs au large.

#### État trophique des lacs

L'état trophique d'un lac décrit sa situation sur le plan de la nutrition ou de la croissance. Les échelles de phosphore, auxquelles s'ajoutent les variables de réponse de la chlorophylle *a* (un indicateur de la quantité d'algues et de phytoplanctons d'un échantillon) et la profondeur du disque de Secchi (un indicateur de la clarté de l'eau) sont employées en combinaison pour déterminer l'état trophique. Les objectifs varient entre chacun des Grands Lacs, et dans le cas du lac Érié, les objectifs varient par bassin. Ensemble, les données indiquent que les eaux libres des lacs Supérieur, Michigan et Huron se trouvent dans un état ultraoligotrophe (c.-à-d. elles contiennent très peu d'éléments nutritifs, moins que l'objectif d'oligotrophie), que le lac Ontario est dans un état oligotrophe (c.-à-d. faible en éléments nutritifs et sous l'objectif) et que le lac Érié va d'eutrophe dans l'ouest (riche en éléments nutritifs et dépassant l'objectif) à mésotrophe dans le bassin central (dépasse l'objectif) et oligotrophe dans l'est (sous l'objectif). Ainsi, les régions du large des Grands Lacs présentent une déficience en éléments nutritifs, sauf dans le lac Érié, qui renferme par endroits des quantités élevées d'éléments nutritifs.

#### **Autres échelles spatiales – régions littorales**

Ce sous-indicateur fait principalement état des concentrations de phosphore total (PT) au large. 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. Comme il est montré ici, les concentrations d'éléments nutritifs au large dans la plupart des lacs ont baissé au fil du temps, sont inférieures aux objectifs et peuvent à présent être trop faibles pour maintenir des niveaux sains de productivité des lacs.

Au moment même où les concentrations de PT au large sont au plus bas, de nombreuses régions littorales des Grands Lacs ont un problème 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 en phosphore sont nettement inférieurs depuis cette époque (Chapra et Dolan, 2012). Dans le lac Michigan, la croissance des algues benthiques du genre *Cladophora* demeure un problème qui rend la baignade impossible à certaines plages (Bootsma et coll., 2015). La prolifération des cladophores semble être la plus importante dans la partie est du lac Érié, tandis que le bassin occidental est aussi assiégé par les cyanobactéries du genre *Microcystis*, plus toxiques (Stumpf et coll., 2012). Dans le lac Huron, les algues benthiques du genre *Chara* se multiplient du côté est, et d'autres espèces algales sont associées à des problèmes d'encrassement; cependant, les cladophores ne sont pas les seules fautives (E.T. Howell, communication personnelle). Dans le lac Ontario, les régions littorales des côtés 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 de phosphore présentent une forte variabilité interannuelle, mais ils ont diminué depuis les années 1970, et ils n'affichent aucune tendance dans le temps depuis la fin des années 1980 (Maccoux et coll., 2016). L'invasion et la prolifération de moules non indigènes (du genre *Dreissena*) sont susceptibles de modifier la dynamique nutritive, en épuisant les éléments nutritifs au large et en augmentant simultanément les concentrations littorales, ce qui débouche sur une dichotomie « abondance et famine » qui est déséquilibrée, particulièrement pour 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 occidental et une grande partie du bassin central, et il n'y a aucun signe qu'elles diminuent. Les symptômes de l'eutrophisation littorale 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.
- Dreissenidées – Les dreissenidées influent sur le cycle du phosphore, ce qui peut modifier les concentrations dans le lac et le rapport de ces concentrations avec les apports, et qui peut accroître la croissance des cladophores.
- 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.
- Le traitement des eaux usées peut réduire l’apport d’éléments nutritifs dans les lacs.
- 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 l’entremise du réseau trophique.

## Commentaires des auteurs

La surveillance continue de la qualité de l’eau des Grands Lacs et la mesure des apports d’éléments nutritifs sont nécessaires pour guider la gestion, suivre les progrès et mettre à jour les informations sur l’état et les tendances.

Ce sous-indicateur fournit à la fois l’historique et les tendances récentes (lorsqu’elles sont statistiquement apparentes). On insiste sur les tendances récentes, car elles conviennent le mieux pour la gestion contemporaine des éléments nutritifs. La surveillance continue et la communication des conditions au large sont cruciales pour maintenir notre capacité d’évaluer l’état et les tendances des Grands Lacs.

Les améliorations possibles pour l’établissement des rapports à venir comprennent l’intégration d’informations provenant des voies interlacustres, parce que ces cours d’eau peuvent être les principaux déterminants de la qualité de l’eau des Grands Lacs. Pour quelques-unes de ces voies (p. ex. les rivières Sainte-Claire et Niagara, le fleuve Saint-Laurent), des données à long terme, recueillies fréquemment et de grande qualité sont disponibles et peuvent être utilisées pour éclairer la situation et les tendances des éléments nutritifs et pour évaluer les fluctuations à plus court terme (saisonniers, cycliques) qui ne peuvent pas être évaluées au moyen d’autres données.

Nous cherchons aussi à intégrer les données recueillies par d’autres organismes étatiques et provinciaux de protection de l’environnement afin de rendre compte de façon plus complète de l’état et des tendances des éléments nutritifs des zones littorales, y compris dans la baie Green du lac Michigan. Pour intégrer les données, il faudra faire un examen plus poussé de la comparabilité des laboratoires des divers organismes.

L’intégration des renseignements sur les apports d’éléments nutritifs à ce sous-indicateur sera difficile sans effort concerté pour améliorer la surveillance des apports dans le bassin. Des travaux importants visant à coordonner, recueillir et gérer les données ont été lancés pour le lac Érié.

## Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d’accord	D’accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	x					
2. Il est possible de remonter à la source des données.	x					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	x					
4. La couverture et l’échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	x					

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		x				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.	x					
<p>Notes explicatives :</p> <p>La comparaison des données américaines et canadiennes sur le phosphore total indique que l'USEPA obtient régulièrement des valeurs plus faibles qu'Environnement et Changement climatique Canada. Des essais statistiques ont été effectués pour les lacs Ontario et Huron, où quelques stations communes permettent de faire des comparaisons par paire de test t. Les résultats indiquent qu'ECSC obtient des valeurs sensiblement plus élevées que l'USEPA (<math>p &lt; 0,001</math>). La différence s'élève à environ 1,9 et 1,6 µg P/L respectivement pour les lacs Ontario et Huron. Aucune différence marquante n'a été constatée concernant l'assurance de la qualité en laboratoire sur des échantillons (filtrés) au cours de nombreuses années (1999-2008), ce qui indique une concordance entre les instruments de laboratoire utilisés. La différence se produit indépendamment de la date et de l'endroit de l'échantillonnage sur le terrain, et elle est probablement imputable à des durées de digestion différentes des échantillons. Les échantillons prélevés par Environnement et Changement climatique Canada sont digérés au moins 30 minutes lorsque la température du digesteur a atteint 121 °C. Les échantillons recueillis par l'USEPA sont digérés durant 30 minutes, dans un four réglé à 121 °C, mais la période comprend le temps nécessaire pour que le four se réchauffe. La digestion plus longue des échantillons d'ECSC peut aboutir à une décomposition plus complète des éléments nutritifs attachés aux particules, et donner des concentrations plus élevées.</p>						

## 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, Direction de la surveillance environnementale, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario.

## 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 estivales de chlorophylle *a*, et état trophique qui en résulte

## Liste des figures

**Figure 1.** Répartition spatiale du phosphore total ( $\mu\text{g/L}$ ) dans les Grands Lacs d'après les croisières panlacustres effectuées au printemps 2013 et 2014. Les stations d'échantillonnage sont indiquées par des points noirs.

Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et USEPA.

**Figure 2.** Tendances à long terme du phosphore total printanier (avril-mai) au large dans les Grands Lacs ( $\mu\text{g/L}$ ). Les objectifs provisoires pour le PT de l'AQEGL sont indiqués par des lignes tiretées horizontales. Les points de données supplémentaires (cercles) pour le lac Michigan avant 1983 proviennent de Chapra et Dobson (1981), Scavia et coll. (1986) et Lesht et coll. (1991). Les tendances statistiquement significatives dans le temps sont indiquées par des lignes continues. D'après Dove et Chapra (2015).

Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et USEPA.

**Figure 3.** Tendances à long terme des concentrations ( $\mu\text{g/L}$ ) de nitrate plus nitrite ( $\text{NO}_3+\text{NO}_2$ ) en eau libre au printemps (avril-mai) dans les Grands Lacs. Les données supplémentaires (cercles) pour le lac Michigan avant 1983 proviennent de Canale et coll. (1976), Rockwell et coll. (1980), Mortimer (1981) et Schelske et coll. (2006). Les tendances statistiquement significatives dans le temps sont indiquées par des lignes continues. D'après Dove et Chapra (2015).

Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et USEPA.

**Figure 4.** Tendances des rapports de  $\text{NO}_3$  moyens : PT printanier en eau libre pour les Grands Lacs. Le rapport de Redfield de 7,2  $\text{mgN/mgP}$  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 éventuellement toxiques (cyanobactéries). D'après Dove et Chapra (2015).

Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et USEPA.

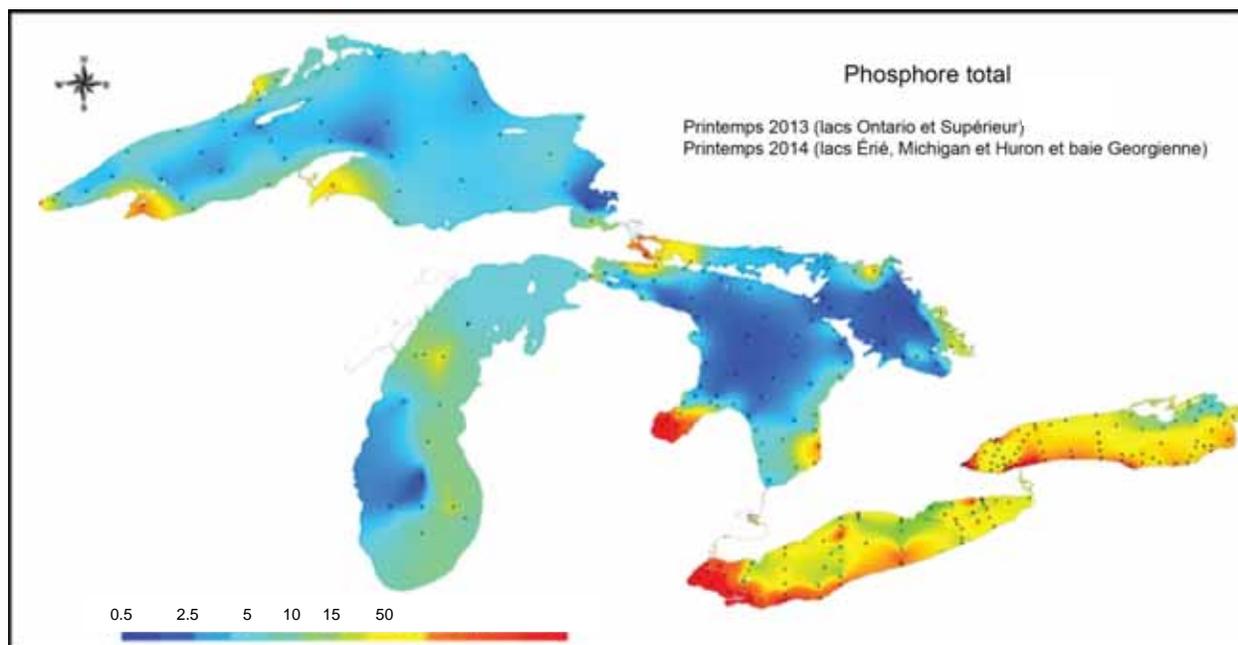
## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Bassin	Phosphore total ( $\mu\text{gP/L}$ )	Chlorophylle <i>a</i> ( $\mu\text{gChla/L}$ )	État trophique
Lac Supérieur	5	1,3	Oligotrophe
Lac Michigan	7	1,8	Oligotrophe
Lac Huron	5	1,3	Oligotrophe
Lac Érié – ouest	15	3,6	Mésotrophe
Lac Érié – centre	10	2,6	Oligomésotrophe
Lac Érié – est	10	2,6	Oligomésotrophe
Lac Ontario	10	2,6	Oligomésotrophe

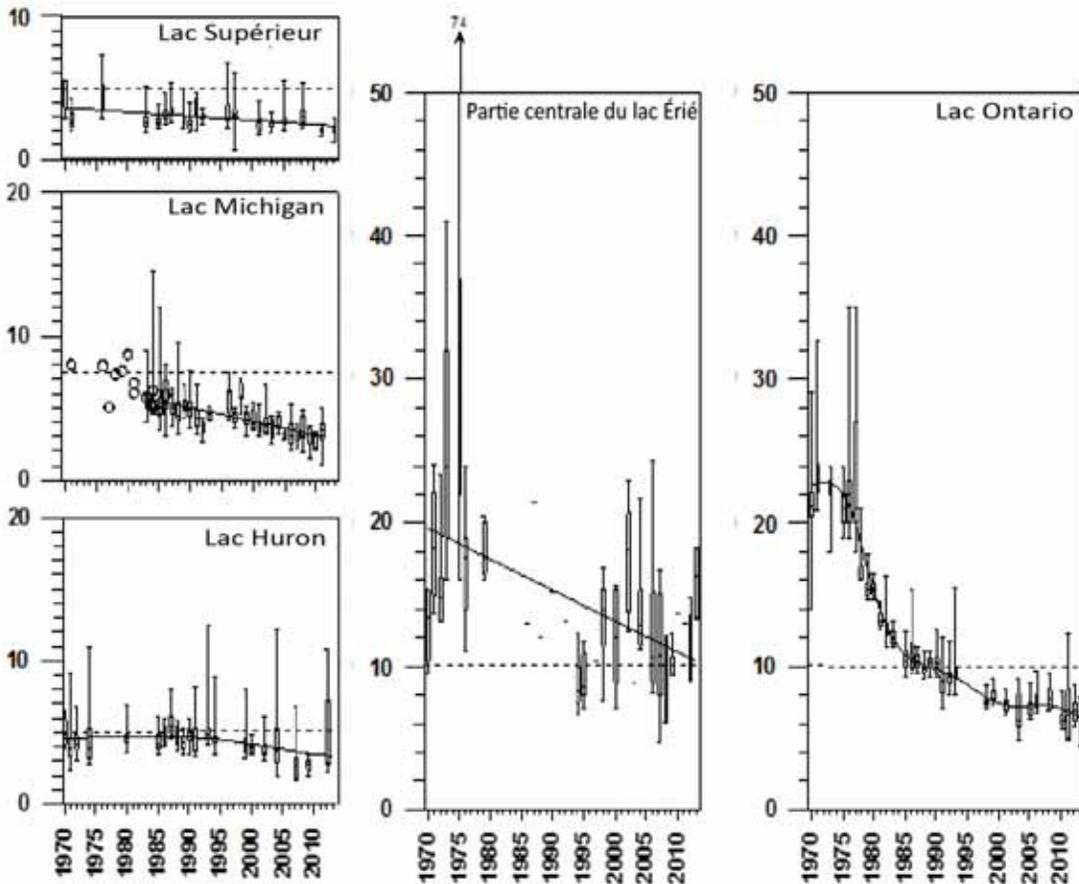
**Tableau 1.** Objectifs provisoires relatifs aux substances pour les concentrations printanières de phosphore total et estivales de chlorophylle *a*, et état trophique qui en résulte



**Figure 1.** Répartition spatiale du phosphore total ( $\mu\text{g/L}$ ) dans les Grands Lacs d'après les croisières panlacustres effectuées au printemps 2013 et 2014. Les stations d'échantillonnage sont indiquées par des points noirs. Les programmes d'Environnement et Changement climatique Canada et de l'Environmental Protection Agency des États-Unis ne surveillent pas tous les emplacements.

Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et USEPA.

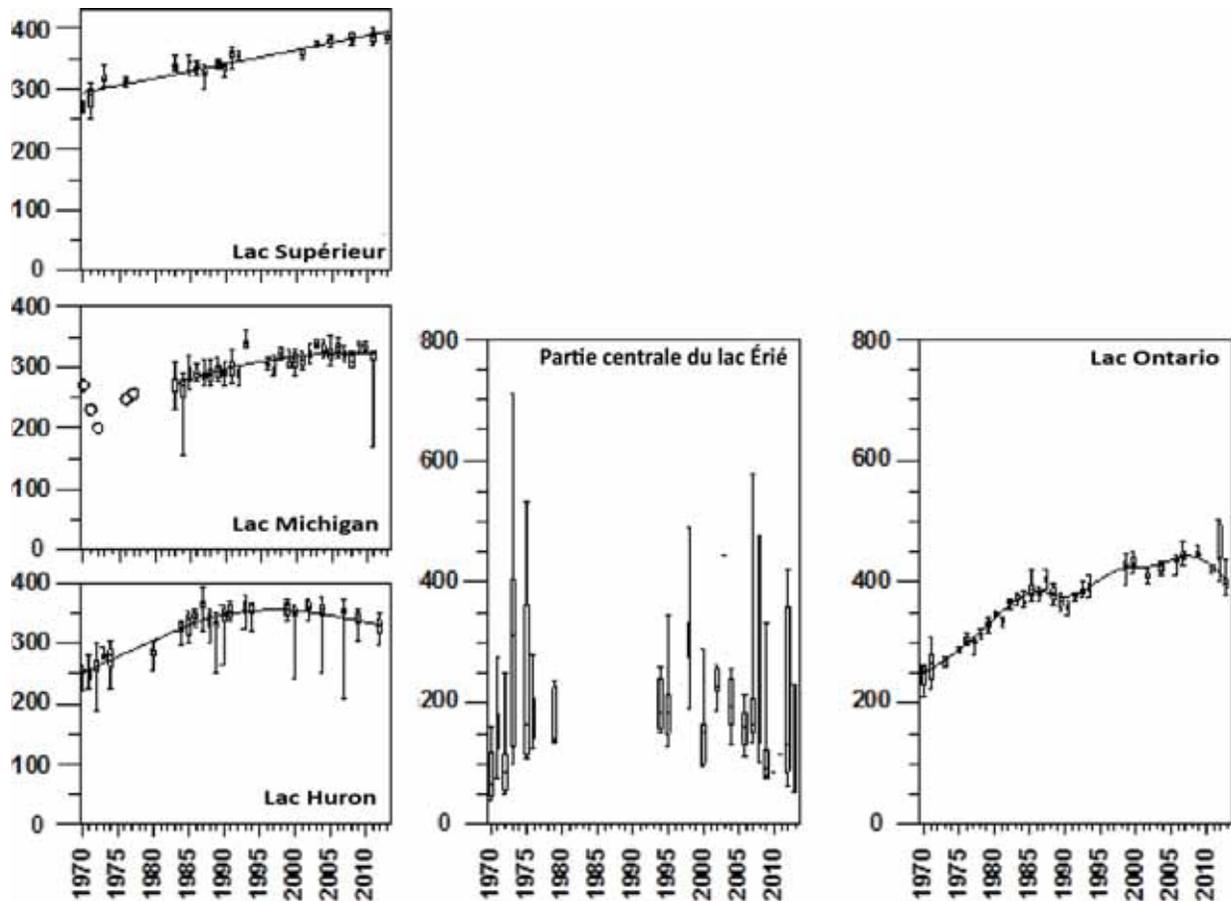
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 2.** Tendances à long terme du phosphore total printanier (avril-mai) au large dans les Grands Lacs ( $\mu\text{g/L}$ ). Les objectifs provisoires pour le PT de l'AQEGL sont indiqués par des lignes tiretées horizontales. Les points de données supplémentaires (cercles) pour le lac Michigan avant 1983 proviennent de Chapra et Dobson (1981), Scavia et coll. (1986) et Lesht et coll. (1991). Les tendances statistiquement significatives dans le temps sont indiquées par des lignes continues. D'après Dove et Chapra (2015).

Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et USEPA.

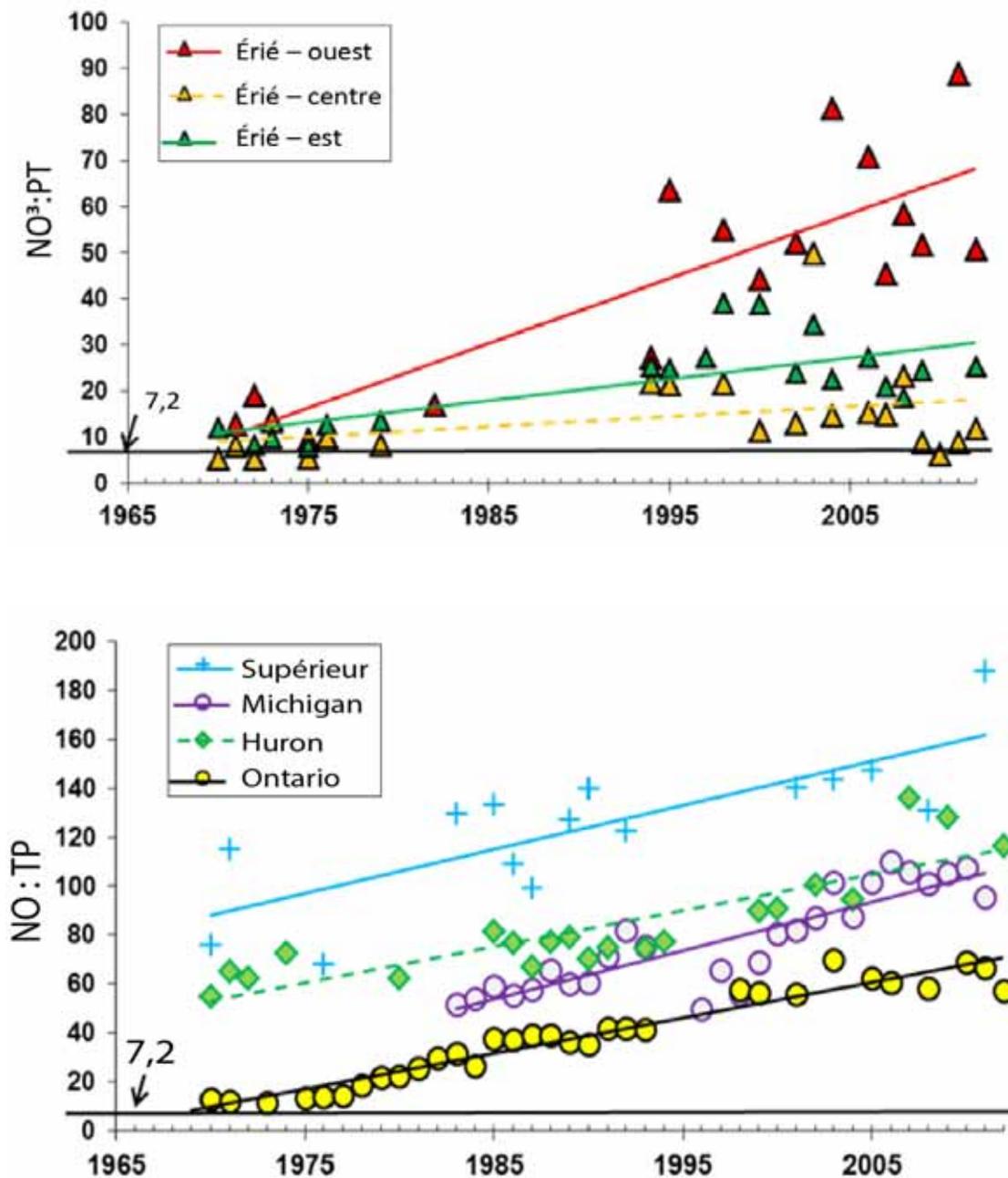
## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 3.** Tendances à long terme des concentrations ( $\mu\text{g/L}$ ) de nitrate plus nitrite ( $\text{NO}_3+\text{NO}_2$ ) en eau libre au printemps (avril-mai) dans les Grands Lacs. Les données supplémentaires (cercles) pour le lac Michigan avant 1983 proviennent de Canale et coll. (1976), Rockwell et coll. (1980), Mortimer (1981) et Schelske et coll. (2006). Les tendances statistiquement significatives dans le temps sont indiquées par des lignes continues. D'après Dove et Chapra (2015).

Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et USEPA.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 4.** Tendances des rapports de NO<sub>3</sub> 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 d'azote favoriserait les algues bleu-vert éventuellement toxiques (cyanobactéries). D'après Dove et Chapra (2015).

Source des données : Environnement et Changement climatique Canada et USEPA.



## Sous-indicateur : *Cladophora*

### Évaluation globale

Situation : Médiocre

Tendance : Indéterminée

**Justification:** Les algues du genre *Cladophora* se répartissent largement sur de grandes superficies des eaux littorales des lacs Érié, Ontario, Huron et Michigan. L'accumulation de la biomasse en quantités nuisibles se produit dans de vastes régions des zones littorales du lac Ontario, du lac Michigan et du bassin oriental du lac Érié. Dans le lac Huron, la nuisance se limite à des emplacements isolés. On ne dispose pas de renseignements récents pour le lac Supérieur. Les tendances dans le temps sont difficiles à déterminer à cause du manque de surveillance binationale régulière, de portée spatiale et temporelle suffisante, pour évaluer les tendances de la répartition ou de la biomasse dans tous les lacs. Des indications empiriques et non scientifiques nous donnent à penser que la biomasse dans les lacs Érié, Ontario, Huron et Michigan est comparable à celle qui a été observée dans les années 1960 et 1970, des volumes plus faibles ayant été constatés dans les années 1980 et 1990.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

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

#### Lac Michigan

Situation : Médiocre

Tendance : Indéterminée

**Justification:** Dans les deux régions du lac Michigan dans lesquelles les cladophores sont régulièrement surveillées (dunes de Milwaukee et de Sleeping Bear), la biomasse varie considérablement d'une année à l'autre, mais à son pic, la biomasse demeure supérieure aux seuils de nuisance. Il y a quelques indications d'une éventuelle tendance à la baisse, mais la variabilité interannuelle élevée les rend confuses. L'accumulation de cladophores sur les plages indique que les taux de croissance des algues demeurent élevés dans de nombreuses parties du lac; cependant, la tendance constatée au cours des trois années précédentes est inchangée.

#### Lac Huron

Situation : Passable

Tendance : Indéterminée

**Justification:** La biomasse des cladophores approche des niveaux nuisibles dans des zones localisées sur le rivage canadien du bassin principal. Sur de vastes superficies de la zone littorale, la biomasse est généralement inférieure aux conditions de nuisance et se trouve dans des eaux dont la profondeur est supérieure à 10 mètres. L'encrassement périodique du rivage peut se produire, mais il est généralement le fait d'autres macroalgues (p. ex. charophytes) et du périphyton. 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.

#### Lac Érié

Situation : Médiocre

Tendance : Indéterminée

**Justification:** Les cladophores restent largement réparties le long d'une grande partie de la rive septentrionale du bassin oriental. La biomasse est variable d'une année à l'autre, mais elle reste égale ou supérieure aux conditions de nuisance à la plupart des sites échantillonnés. L'importante variabilité interannuelle de la biomasse brouille l'évaluation des tendances aux échelles régionale et locale.

## Lac Ontario

Situation : Médiocre

Tendance : Indéterminée

Justification : Les cladophores sont largement réparties dans le lac Ontario. La biomasse dépasse systématiquement les conditions de nuisance à l'extrémité occidentale du lac, 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 surveillance régulière entrave l'évaluation des tendances.

## Autres échelles spatiales

### Baie Saginaw

Les cladophores font partie d'un assemblage cosmopolite de macroalgues benthiques dans la baie Saginaw, lié à l'encrassement épisodique des plages par de la matière organique en décomposition.

## Raison d'être du sous-indicateur

Sub-Indicator Purpose

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. Les cladophores sont utiles pour mesurer l'intégration des processus d'apport d'éléments nutritifs et du cycle des éléments nutritifs dans les Grands Lacs.

## Objectif pour l'écosystème

Ecosystem Objective

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, et qui peuvent 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 ».

## État de l'écosystème

### 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 quantité d'algues peut déboucher sur des proliférations susceptibles de nuire à la santé humaine et à l'environnement.

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 XX<sup>e</sup> siècle (Taft et Kishler, 1973). Les cladophores sont des algues filamenteuses vertes qui poussent sur des substrats durs dans l'ensemble des Grands Lacs. 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, 1982). Un bref hiatus de la recherche et de la surveillance, du milieu des années 1980 au milieu des années 1990, accompagné d'un petit nombre de rapports documentés (Canale et Auer, 1982; Painter et Kamaitis, 1987) et non scientifiques (p. ex. Painter et McCabe, 1987) a été interprété comme un indicateur du succès des programmes de contrôle de P pour la réduction de la croissance des cladophores. Dans les années 1980 et au début des années 1990, des efforts de restauration entrepris dans l'ensemble du bassin ont réussi à réduire le ruissellement

lié aux éléments nutritifs, et la situation des lacs s'est améliorée. Ces efforts comprenaient la réglementation des concentrations de phosphore dans les détergents, des investissements dans le traitement des eaux usées et l'élaboration et la mise en œuvre de pratiques de gestion optimale sur les terres agricoles et dans les zones urbaines en expansion. Cependant, 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 étendu 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 que présentent des tapis flottants de matière organique en décomposition le long du rivage des lacs (Higgins et coll., 2008; Peller et coll., 2014). 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), qui peuvent avoir des effets délétères sur les communautés d'invertébrés (Berezina et Golubkov, 2008), tandis que les cladophores sont déposées sur le rivage peuvent abriter des organismes pathogènes et créer un environnement propice au développement du botulisme, 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 septentrionale 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., 2014).

### 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 de poids sec indiquent que le pic de la biomasse varie d'année en année, allant d'un sommet de 268 g/m<sup>2</sup> en 2008 à un plancher de 38 g/m<sup>2</sup> en 2014 (figure 2). 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.

### 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<sup>2</sup> et 49 g/m<sup>2</sup> respectivement, tandis qu'à Kincardine, elle était de 21 g/m<sup>2</sup> et 33 g/m<sup>2</sup> 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<sup>2</sup> (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).

### 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 depuis 1995, 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 2010, 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 le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et Environnement et Changement climatique Canada. De récentes mesures effectuées à des endroits en eau peu profonde (~ 3 m) indiquent que la variabilité interannuelle est importante et que la biomasse saisonnière maximale en juillet allait d'un sommet de 308 g/m<sup>2</sup> p.s. en 2012 à un plancher de 34,4 g/m<sup>2</sup> p.s. en 2014 (figure 3).

### 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 trajectoire des changements au fil des ans ressemble généralement à ce qui est le cas dans le lac Érié et le lac Michigan. Le début des niveaux élevés récents de cladophores vers l'an 2000 au plus tard a été persistant. Des mesures des cladophores ont été effectuées à un vaste ensemble d'endroits et sporadiquement au fil des ans, mais sans qu'il y ait de surveillance systématique au fil du temps. Les caractéristiques générales des cladophores sur un substrat dur, 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 et 2015, comportent une couverture de surface élevée au point de recouvrir entièrement le substrat, 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<sup>2</sup> ont été constatés aux endroits surveillés sur les rives orientale, centrale et occidentale du principal bassin du lac; cependant, il semble y avoir moins 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 la différence entre zones ou au fil des ans. 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), étant donné qu'il s'impose de gérer le phosphore littoral sur l'ensemble du rivage développé du lac.

### 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 détritiques 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), contrairement à 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<sup>2</sup> 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<sup>2</sup> 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 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.

Les méthodes de surveillance des cladophores ont été examinées dans le précédent rapport. 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 protocoles pour la sélection de sites sentinelles; 3) 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'algues 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.;  $Q_p$ ), le contenu P des algues est directement lié à sa capacité de croissance future (Auer et coll., 2010). On pense que  $Q_p$  fournit une mesure temporellement intégrée de l'exposition des algues à 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  $1,6 \text{ mg g}^{-1}$  (0,16 %) sont considérées comme étant saturées en P, les valeurs situées dans une fourchette de  $1,6$  à  $0,6 \text{ mg g}^{-1}$  (0,16 à 0,06 %) sont considérées limitées en P, tandis que les valeurs inférieures à 0,06 % sont considérées comme critiquement limitatives et insuffisantes pour maintenir des taux de croissance positifs nets.

$Q_p$  peut être influencé dans une grande mesure par la disponibilité de lumière (c.-à-d. la clarté de l'eau), car les taux de croissance plus faibles connexes à une intensité de lumière plus faible permettent une accumulation de P plus importante dans le tissu des cladophores. 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 2014,  $Q_p$  augmentant (et la biomasse diminuant) le long d'un gradient allant vers la rivière Grand, qui est une source importante de turbidité et de P pour la zone littorale du lac Érié (figure 4). 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  $Q_p$ .

Une question supplémentaire qu'il faut poser lorsque l'on tient compte du niveau de la biomasse comme indicateur de l'encrassement du rivage est 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 lorsque la biomasse s'étend à une profondeur supérieure à

celle de la limite du rivage. 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 à répétition comme une entrave importante à la compréhension de la situation et des tendances des cladophores dans les Grands Lacs. Depuis le début des années 2000, une grande partie, voire la plupart des informations sur les cladophores a été produite à la suite d'efforts de recherche ciblés entrepris par des établissements universitaires et/ou de relevés occasionnels et ponctuels opportunistes effectués par des organismes gouvernementaux. Il s'ensuit que la capacité d'extrapoler les résultats d'un site d'étude particulier pour une zone plus vaste ou d'évaluer les différences entre études/relevés comme indication de la variabilité spatiale est limitée.

Une récente évaluation de données historiques et contemporaines disponibles de la biomasse des lacs Huron, Érié et Ontario indique que la variabilité interannuelle est considérablement plus importante que la variabilité spatiale (variabilité d'un endroit à un autre) (figure 5). Une telle structure de la variance implique que, pour des échelles chronologiques pertinentes pour la gestion (c.-à-d. de 5 à 10 ans), un important effort d'échantillonnage devrait être consenti pour déterminer les tendances, à moins que le changement de la biomasse soit considérable (figure 6). Cela ne signifie pas que les méthodes d'étude actuelles ne sont pas importantes, car les relevés spatiaux peuvent généralement fournir de l'information sur l'étendue spatiale de la nuisance. D'autre part, si les tendances temporelles présentent un intérêt, une étude ciblée à un plus petit nombre d'endroits peut mieux convenir pour déterminer l'existence d'une tendance. Indépendamment de l'approche qui aura été adoptée, il sera important que les plans de surveillance définissent clairement leurs objectifs, ainsi que l'ampleur et le type du changement qui doit être décelé. C'est en gardant ceci à l'esprit qu'il peut être sage d'envisager une approche étagée ou imbriquée de la surveillance. Par exemple, des approches récemment élaborées (c.-à-d. télédétection ou mesures acoustiques) ou la surveillance simple au moyen de vidéos sous-marines, peuvent se révéler utiles pour déterminer des régions plus vastes présentant un intérêt, dans lesquelles l'accumulation d'une biomasse nuisible est un problème, ou pour évaluer l'ampleur de situations problématiques. Des sites sentinelles représentatifs peuvent être imbriqués dans ces régions plus vastes et surveillés à une fréquence suffisante pour établir la confiance dans les tendances qui peuvent avoir été observées, puis contribuer à guider des programmes et des politiques touchant une plus vaste zone géographique. Le recours à cette approche peut réduire la quantité de surveillance qui doit être effectuée. Il n'existe pas de tel cadre à l'heure actuelle, mais il s'agirait d'un développement important menant à la maîtrise du problème que présentent les cladophores.

## **Liens**

Il y a des liens à d'autres sous-indicateurs de la série :

- 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 dans les Grands Lacs. 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 dans les Grands Lacs.

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.

### Commentaires des auteurs

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 une 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 d'établir des cibles 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 dans le précédent rapport sur l'état et dans le commentaire formulé par Bootsma et coll. (2015), une biomasse sèche de 50 g/m<sup>2</sup>, 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<sup>2</sup>, 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 littorales. 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 <sup>13</sup>C:<sup>12</sup>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.

## Évaluation de la qualité des données

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

## Remerciements

Auteurs :

David Depew, Environnement et Changement climatique Canada. 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1. [David.Depew@canada.ca](mailto:David.Depew@canada.ca).

Harvey Bootsma, University of Wisconsin-Milwaukee, School of Freshwater Sciences. 600 E. Greenfield Ave., Milwaukee (WI) 53204. [hbootsma@uwm.edu](mailto: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](mailto: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](mailto:Alice.Dove@canada.ca).

Veronique Hiriart-Baer, Environnement et Changement climatique Canada. 867, chemin Lakeshore, Burlington (Ontario) L7S 1A1. [Veronique.Hiriart-Baer@canada.ca](mailto:Veronique.Hiriart-Baer@canada.ca).

## Sources d'information

Auer, M.T., Tomlinson, L.M., Higgins, S.N., Malkin, S.Y., Howell, E.T., Bootsma, H.A. 2010. Great Lakes *Cladophora* in the 21<sup>st</sup> 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 n° 2005-01.
- 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.
- 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'île 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.

- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.

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.

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<sup>2</sup> 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.** Biomasse saisonnière des cladophores de 2006 à 2015 dans la zone littorale du lac Michigan (environ 7 km au nord de Milwaukee; profondeur = 9 m).

Source : H. Bootsma, données non publiées.

**Figure 3.** Diagramme saisonnier de la biomasse des cladophores à 3 m de profondeur de cinq transects dans la partie orientale du lac Érié (2012-2015). Les planches sont disposées par distance croissante à partir de la rivière Grand, en commençant par le transect le plus occidental et progressant vers l'est (de haut en bas). Veuillez noter les échelles différentes de l'axe des y de chaque planche. La notation dans le coin supérieur droit de chaque planche indique la distance approximative de la confluence de la rivière Grand.

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.

**Figure 5.** Pourcentage approximatif de la variation totale attribuée à la variation spatiale (de site à site), temporelle cohérente (interannuelle), temporelle éphémère (intra-annuelle à un endroit donné) et résiduelle (erreur ou non mesurée). Les estimations proviennent d'un modèle mixte pour  $\log_{10}$  (biomasse des cladophores; g p.s. m<sup>-2</sup>) par opposition au temps pour la période de 1997 à 2014.

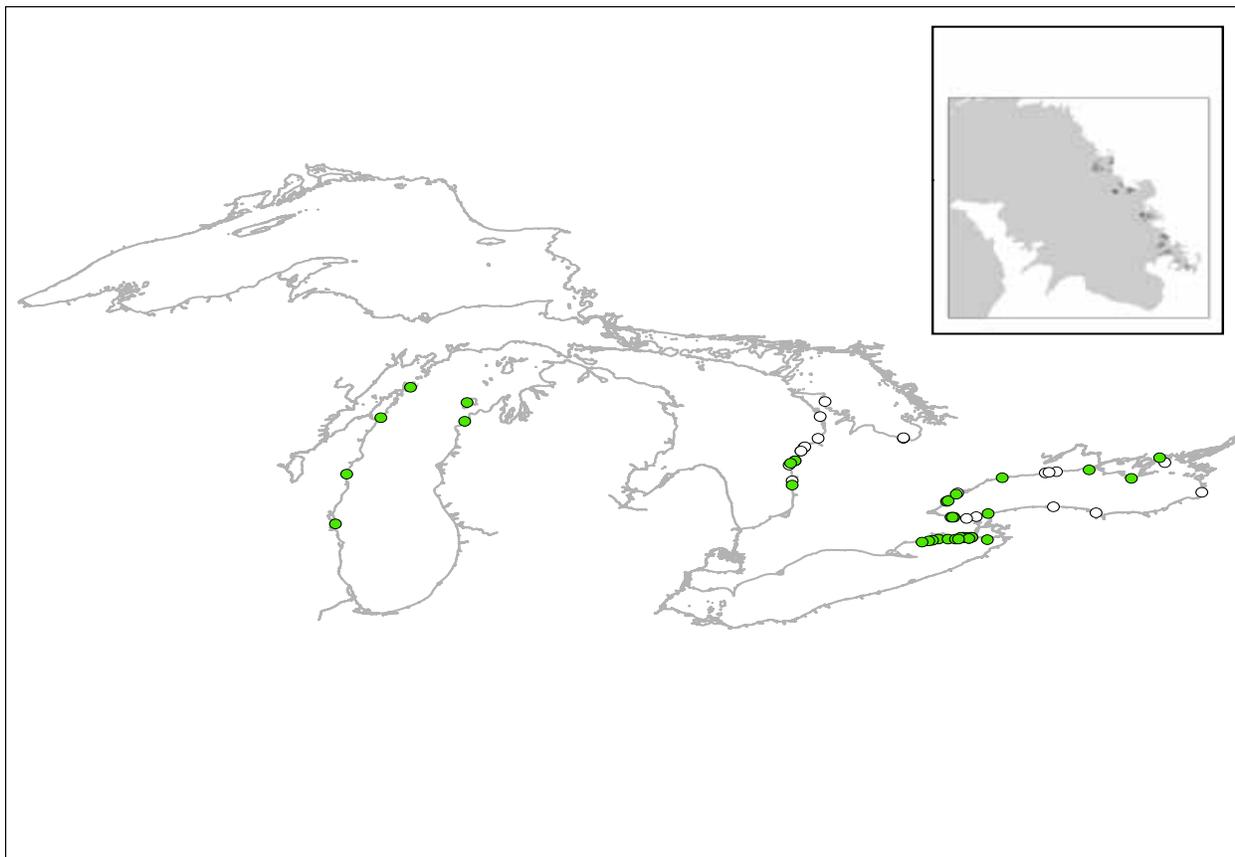
Source : Depew et coll. (en préparation).

**Figure 6.** Courbes de puissance pour la détection des tendances dans le temps de la biomasse des cladophores accompagnées d'un nombre croissant de sites fixes échantillonnés par an et par magnitude croissante de la tendance a) -5 % par an, b) -10 % par an, c) -20 % par an et d) -40 % par an. Les composantes de variance sont estimées à partir des données pour le lac Érié depuis 1990, pour des profondeurs de 0,5 à 3 m, du 1<sup>er</sup> juin au 15 août.

Source : Depew et coll. (en préparation).

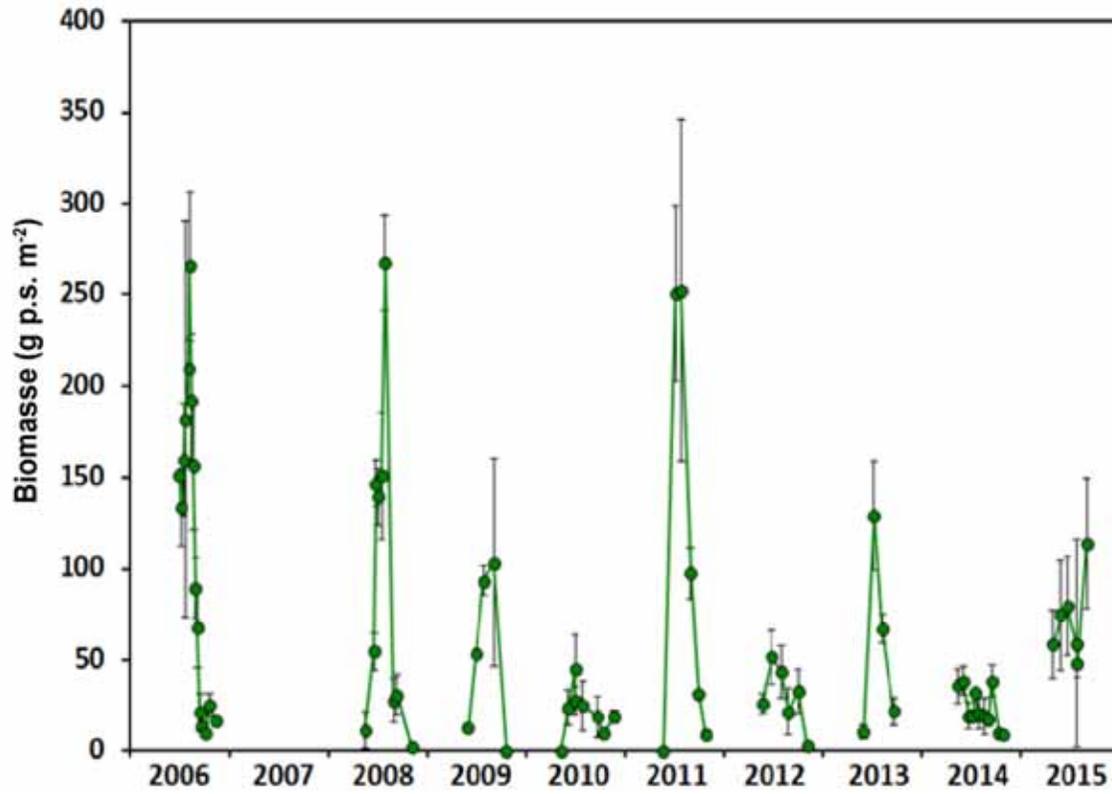
## Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2017, 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<sup>2</sup> 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.

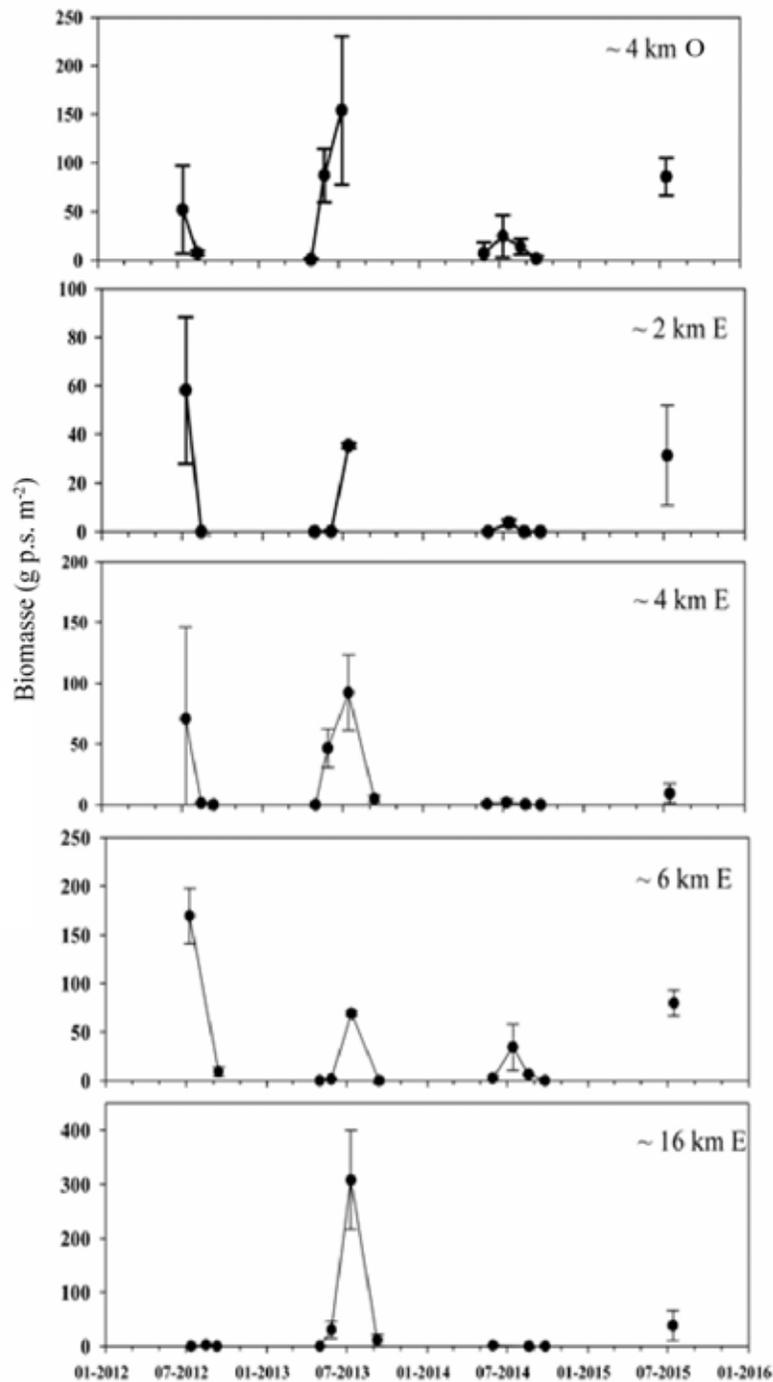
Sources des données : Lac Ontario – Malkin et coll., 2008; S. Malkin, données non publiées; Higgins et coll., 2012; D. Depew, données non publiées. Lac Huron – Barton et coll., 2013; D. Depew, données non publiées; T. Howell, données non publiées. Lac Érié – Environnement et Changement climatique Canada, 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.** Biomasse saisonnière des cladophores de 2006 à 2015 dans la zone littorale du lac Michigan (environ 7 km au nord de Milwaukee; profondeur = 9 m).

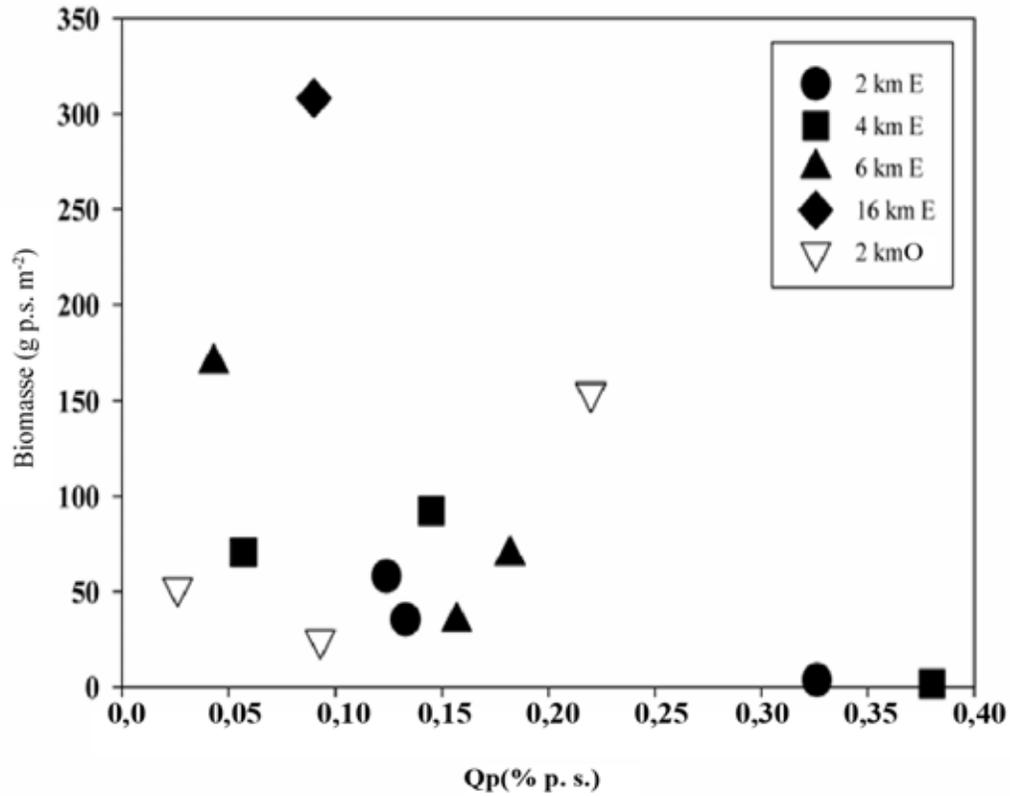
Source : H. Bootsma, données non publiées.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



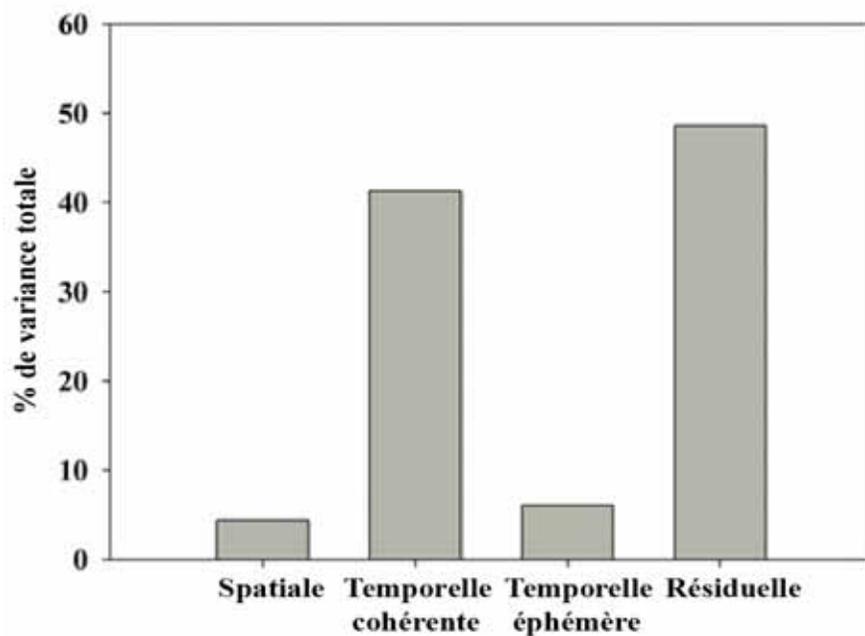
**Figure 3.** Diagramme saisonnier de la biomasse des cladophores à 3 m de profondeur de cinq transects dans la partie orientale du lac Érié (2012-2015). Les planches sont disposées par distance croissante à partir de la rivière Grand, en commençant par le transect le plus occidental et progressant vers l'est (de haut en bas). Veuillez noter les échelles différentes de l'axe des y de chaque planche. La notation dans le coin supérieur droit de chaque planche indique la distance approximative de la confluence de la rivière Grand.

Source : Environnement et Changement climatique Canada, données non publiées.



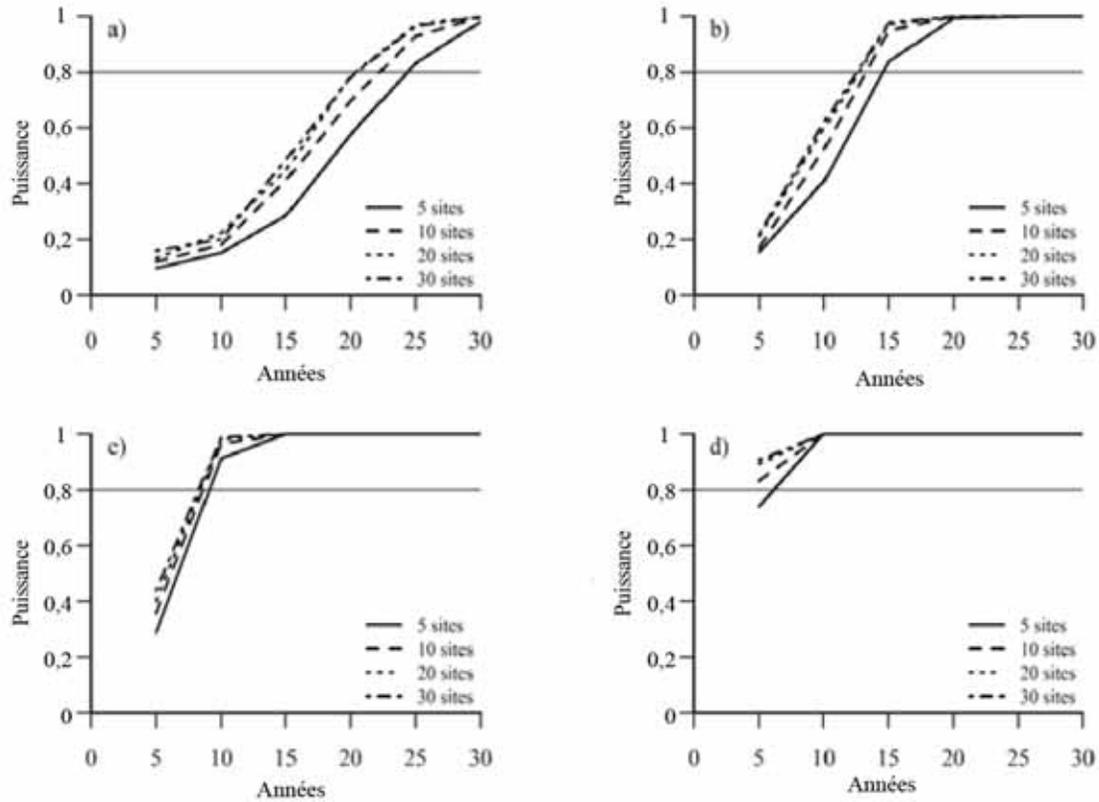
**Figure 4.** Diagramme de la biomasse fixée et de  $Q_p$  pour des emplacements dans la partie orientale du lac Érié pour les mêmes stations que celles de la figure 3.

Source : Environnement et Changement climatique Canada, données non publiées.



**Figure 5.** Pourcentage approximatif de la variation totale attribuée à la variation spatiale (de site à site), temporelle cohérente (interannuelle), temporelle éphémère (intra-annuelle à un endroit donné) et résiduelle (erreur ou non mesurée). Les estimations proviennent d'un modèle mixte pour  $\log_{10}$ (biomasse des cladophores; g p.s. m<sup>-2</sup>) par opposition au temps pour la période de 1997 à 2014.

Source : Depew et coll. (en préparation).



**Figure 6.** Courbes de puissance pour la détection des tendances dans le temps de la biomasse des cladophores accompagnées d'un nombre croissant de sites fixes échantillonnés par an et par magnitude croissante de la tendance a) -5 % par an, b) -10 % par an, c) -20 % par an et d) -40 % par an. Les composantes de variance sont estimées à partir des données pour le lac Érié depuis 1990, pour des profondeurs de 0,5 à 3 m, du 1<sup>er</sup> juin au 15 août. Source : Depew et coll. (en préparation).



## Sous-indicateur : Efflorescences algales nuisibles

### Zone littorale

#### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : Indéterminée

**Justification :** Il s'effectue peu de surveillance systématique des autres lacs que les lacs Érié et Ontario, de sorte qu'il est difficile d'évaluer rigoureusement les efflorescences algales nuisibles (EAN) dans les Grands Lacs. Les EAN (algues toxiques ou qui constituent une nuisance) sont devenues un problème important dans l'ouest du bassin du lac Érié et certaines des échancrures eutrophiques des rives des lacs Michigan, Huron et Ontario et, récemment, du lac Sainte-Claire. Selon les données disponibles et notre jugement professionnel, la situation globale des Grands Lacs est en général bonne dans les eaux profondes du large et, bien que la tendance se détériore dans les échancrures, les bassins peu profonds ou près des rives, la tendance globale pour les Grands Lacs est indéterminée.

#### Évaluation lac par lac

##### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : Indéterminée

**Justification :** Les EAN (algues toxiques ou qui sont une nuisance) sont peu surveillées systématiquement dans le lac Supérieur; ce plan d'eau est toutefois dominé par des picocyanobactéries qui sont moins susceptibles de produire des toxines que les grosses cyanobactéries qui en général dominent bon nombre des efflorescences dans les Grands Lacs. La prolifération d'algues peut dégrader le milieu de temps à autre, à l'échelle locale, près des rives ou dans les voies interlacustres.

##### Lac Michigan

Situation : Passable

Tendance : Indéterminée

**Justification :** Les eaux au large des rives sont en général bonnes, mais des efflorescences de cyanobactéries ont été signalées dans certaines régions côtières et échancrures eutrophiques, comme la baie Green et la baie Muskegon, ainsi que dans bon nombre d'embouchures de rivières noyées le long de la rive occidentale du lac. *Cladophora* continue de salir les plages et sa prolifération reste une nuisance pour de nombreuses plages et régions littorales; ce problème est évalué davantage dans un rapport séparé sur ce sous-indicateur.

##### Lac Huron

Situation : Passable

Tendance : Indéterminée

**Justification :** Le lac Huron est de façon générale oligotrophe dans la plupart des zones, mais des algues, qu'elles soient toxiques ou une nuisance, y prolifèrent dans certaines zones littorales, en particulier la baie Saginaw et la baie Sturgeon (baie Georgienne).

##### Lac Érié

Situation : Médiocre

Tendance: Se détériore

**Justification :** Des cyanobactéries toxiques ou qui constituent une nuisance continuent de proliférer dans tout le bassin occidental du lac Érié. En 2013, en 2014 et en 2015, les inflorescences ont été considérées comme graves dans plusieurs catégories et celle de 2014 a causé la fermeture du réseau d'alimentation en eau de la Ville de Toledo. Les algues prolifèrent souvent jusque dans le centre du bassin et entraînent la perte de services économiques et écosystémiques fournis par le lac. Une nuisance, la cyanobactérie *Lyngbya* qui, ailleurs, s'est révélée être une source possible de toxines, prolifère en milieu benthique dans les zones littorales du sud-ouest.

## Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : Se détériore

Justification : Les eaux au large restent bonnes; il y a très peu de cyanobactéries et aucune efflorescence n'y est signalée. Cependant, il a été fait état d'efflorescences planctoniques (algues toxiques et nuisance) dans plusieurs des échancrures de l'État de New York (baie Sodus, baie Port) et ces efflorescences continuent de se produire dans le havre Hamilton et la baie de Quinte, du côté canadien. *Cladophora*, une nuisance, prolifère toujours dans les eaux littorales.

## Voies interlacustres

### Rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire, rivière Détroit

Situation : Passable-Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : La biomasse planctonique représentative des assemblages du bassin supérieur du lac Huron est peu abondante au large des rives du lac Sainte-Claire. On assiste maintenant à des EAN planctoniques, qui peuvent être toxiques ou constituer une nuisance (embouchure de la rivière Thames et rive sud), et d'algues benthiques appartenant au genre *Lyngbya* (rive sud-est) dans certains sites côtiers.

### Rivière Détroit, rivière Niagara et fleuve Saint-Laurent

Situation : Indéterminée

Tendance : Indéterminée

Justification : Les EAN sont rarement surveillées dans les réseaux fluviaux, mais la survenue d'efflorescences pélagiques devrait y être peu fréquente parce que le débit y est plus rapide. Les algues benthiques et enracinées sont de plus en plus problématiques dans le Saint-Laurent et ont été associées à des toxines, bien que l'étendue de ce problème ne soit pas connue à l'heure actuelle. L'information sur l'abondance des algues benthiques est rare dans les autres voies interlacustres, comme les rivières Détroit et Niagara.

## Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à évaluer le danger que les efflorescences d'algues nuisibles (EAN) peuvent représenter pour la santé humaine, le bétail, les animaux de compagnie et d'autres organismes ou écosystèmes. Il peut s'agir i) d'efflorescences de cyanobactéries nuisibles (ECN), dont on sait, par exemple, qu'elles renferment des toxines cyanobactériennes ou sont dominées par les espèces de cyanobactéries ayant un potentiel génétique de production de toxines et ii) d'efflorescences d'algues non toxiques qui constituent une nuisance (EAN<sub>T</sub>), par exemple d'épisodes au cours desquels la biomasse des cyanobactéries et des algues est abondante et qui, bien que cette biomasse ne semble pas contenir de toxines, perturbent les services écosystémiques fournis par le plan d'eau.

## 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 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 ».

## État de l'écosystème

### Contexte

Les effets sur la qualité de l'eau et le biote qui lui est associé, effet en général lié à la production de toxines, permettent de différencier les efflorescences d'algues ou de cyanobactéries nuisibles (EAN) – un problème mondial dans les eaux eutrophiques dont la charge en éléments nutritifs est élevée – de la prolifération d'algues « non toxiques » (c.-à-d. qui constituent une nuisance). Les efflorescences d'algues non toxiques (EAN<sub>T</sub>) sont une sous-catégorie des efflorescences d'algues dont l'incidence sur l'écosystème est généralement liée à une grande quantité de biomasse et non à la production de toxines. Les EAN et les EAN<sub>T</sub> ont des effets nuisibles sur les services écosystémiques fournis par le lac et une incidence négative sur l'esthétique ou l'utilisation du plan d'eau 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 EAN et les EANt étaient un gros problème dans bon nombre d'entre elles (p. ex., Watson et coll., 2008); à ce moment-là, le danger que les toxines représentent n'était pas encore largement reconnu et les préoccupations étaient centrées sur l'enlaidissement, le goût et l'odeur, la structure de la chaîne alimentaire, les salissures sur les plages, les prises d'eau et les filets, et les incidences économiques. Les activités d'assainissement de l'ensemble des lacs qui ont débuté dans les années 1980, et visaient surtout à réduire la charge en éléments nutritifs de sources ponctuelles, sont parvenues à atténuer bon nombre des effets négatifs des efflorescences d'algues toxiques et non toxiques, les progrès réalisés étant en grande partie évalués en fonction des cibles de réduction pour le phosphore total (PT) et la chlorophylle-a (chl-a). Ce progrès a changé en 2000, année où les toxines produites par la prolifération de *Microcystis* dans la partie occidentale du lac Érié ont été découvertes (Brittain et coll., 2000). Parce que la production de toxines n'était de façon générale pas considérée comme une menace dans les Grands Lacs dans les années 1970, il n'existe pas de données sur leur présence dans ces lacs avant 2000. Nous savons maintenant que de nombreux genres de cyanobactéries qui produisent des efflorescences comportent des espèces toxiques et non toxiques, et qu'il est peut-être impossible de différencier les espèces toxiques et non toxiques à l'aide d'un microscope optique. Les méthodes de gestion actuelles, qui ciblent la chl-a planctonique (subsurface) comme mesure de la productivité et de la biomasse totale des algues, utilisent peut-être une mauvaise mesure. De nouvelles techniques analytiques qui ciblent 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. Pour tenir compte de ce problème, de nombreux organismes procèdent dorénavant à des analyses expressément pour les microcystines hépatotoxiques, une famille produite 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 efflorescences 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](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 EAN visibles causées par des cyanobactéries toxiques planctoniques, mais les EAN peuvent également être provoquées par des microalgues benthiques ou littorales. Ces tapis benthiques, ainsi que la pullulation d'algues planctoniques, semblent être réapparus, en particulier dans le bassin inférieur des Grands Lacs. Parce 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 lutte appropriés, en particulier dans de grands plans d'eau complexes, comme les Grands Lacs, où l'échantillonnage est souvent subordonné à la température et à l'accès des bateaux. Ces efflorescences ne se limitent pas aux lacs eux-mêmes et ont été signalées dans des échancrures, des voies interlacustres et des affluents importants.

La plupart des efflorescences d'algues qui se produisent 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'afflux d'éléments nutritifs et, dans une certaine mesure, la vigilance de la population, sont susceptibles d'être 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.). Il s'ensuit que les zones littorales sont très dynamiques et qu'il existe des écarts spatiotemporels importants dans les zones où vivent les communautés planctoniques et littorales, et où se produisent les échanges de matières entre les zones près des rives et au large des rives.

## Principaux aspects des EAN

- Ces aspects sont résumés en détail dans Watson et Boyer 2008, mais voici quelques-uns des principaux points.
- Les EAN causent des dommages économiques importants. Les estimations annuelles varient, mais peuvent atteindre 4,6 milliards de dollars US par année aux É.-U.; ce montant inclut la surveillance, les pêches, le tourisme, la santé publique et les avertissements, les pertes de revenus et 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 US, alors que l'épisode plus petit de 2014 a coûté 65 millions de dollars US 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 sont prises (Bingham et coll., 2015; Smith et Sawyer, 2015).

- Toutes les EAN ne ressemblent pas à de la peinture verte ou à de la soupe aux pois. Les EAN 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 repérer 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 cutanés. Les propriétés chimiques, la stabilité et la toxicité de ces toxines varient beaucoup. Les microcystines (MC, hépatotoxines) 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, du goût et de l'odeur, des proliférations visibles, de la biomasse des algues et des cyanobactéries, et de la chl-a. Les toxines n'ont ni odeur ni couleur et leurs liens avec les malodorants COV, qui sont dérivés 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 des 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 « efflorescence algale » 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, la numération des cellules et les 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 efflorescences algales nuisibles, qui peuvent être causées par des espèces de cyanobactéries et d'algues appartenant à de nombreux groupes taxinomiques importants, se différencient par leurs effets écologiques ou socioéconomiques nuisibles. Les EAN les plus préoccupantes sont causées par des cyanobactéries (ECN), ce qui inclut les inflorescences toxiques provoquées par un sous-ensemble d'espèces de cyanobactéries qui peuvent produire une ou plusieurs toxines (neurotoxines, hépatotoxines ou dermatotoxines) et sont à l'heure actuelle les seules sources connues de toxines algales dans les eaux intérieures qui nuisent directement aux humains. 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 EAN dans chacun des lacs

Bien qu'un indice 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 EAN, y compris les EAN<sub>T</sub>, s'intensifient (p. ex., Stumpf et coll., 2012) et offrent une méthode qui pourrait peut-être permettre de s'attaquer à ce problème. Le [One Health Harmful Algal Bloom System \(OHHABS\)](#) (site en anglais) recueillera des données pour aider les responsables de la santé à comprendre la gravité et l'étendue des maladies causées chez les gens et les animaux par la prolifération d'algues nuisibles, ainsi que l'occurrence des efflorescences algales nuisibles. L'OHHABS, dont la mise en place a commencé en 2014, est le fruit de la collaboration entre des partenaires fédéraux et des États des États-Unis. Le système a tiré parti des capacités techniques existant déjà aux Centres for Disease Control pour la production de déclarations électroniques, des leçons tirées d'une activité antérieure de surveillance des maladies associées aux EAN qui s'est terminée en 2012 et du soutien de l'initiative de restauration des Grands Lacs (GLRI), qui utilisera les données du OHHABS pour évaluer et éclairer les activités de remise en état de l'écosystème des Grands Lacs.

**Lac Supérieur :** Il existe très peu de données quantitatives à jour sur les EAN 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, surtout en ce qui concerne les espèces de cyanobactéries pouvant être toxiques, demeure généralement peu abondante, bien qu'elle puisse provoquer des dégradations à l'échelle locale près des rives aménagées. Des efflorescences localisées, peu toxiques, ont été observées dans les voies de communication partout dans la péninsule Keweenaw.

**Lac Michigan :** Des efflorescences de cyanobactéries sont signalées à l'embouchure de nombreuses rivières le long de la rive orientale du lac Michigan et des échancrures eutrophiques, comme la baie Muskegon et la baie Green, où il s'est produit une augmentation des efflorescences de cyanobactéries et de l'hypoxie (p. ex., de Stasio et coll., 2014). Les efflorescences d'algues non toxiques 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 occidentale et dans la région des dunes Sleeping Bear.

**Lac Huron :** Le lac Huron est de façon générale oligotrophe dans la plupart des zones, mais il s'y produit des efflorescences de cyanobactéries pouvant être toxiques dans certaines échancrures du littoral, 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](http://www.glerl.noaa.gov/res/HABS_and_Hypoxia/SBMicrocystin.html) – site en anglais) et la baie Sturgeon (baie Georgienne), où des efflorescences largement dominées par des cyanobactéries fixatrices d'azote sont signalées depuis le début des années 2000; le niveau des toxines dans cette échancrure est en général faible ou non détecté jusqu'à présent (voir les rapports – en anglais – des projets du canton de The Archipelago pour la baie Sturgeon).

La situation de la **rivière Sainte-Claire, du lac Sainte-Claire et de la rivière Détroit** est passable-bonne. 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*, étaient élevés près de l'embouchure de la rivière Thames (Davis et coll., 2014). Des tapis de *Lyngbya* ont été signalés en 2015 le long de la rive orientale (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 méridionales du lac Sainte-Claire. Les sites littoraux où des EAN sont susceptibles de se produire 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](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 ECN 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 ECN et leurs causes et leur gestion sont un des principaux sujets sur lesquels les groupes de travail canado-américains et la Commission mixte internationale, ainsi qu'un certain nombre d'études et d'initiatives récentes, se penchent (p. ex., IJC Science Advisory Board, 2013; MERHAB-LGL, Stumpf et coll., 2012; Steffen et coll., 2014; Watson et coll., 2016). À l'heure actuelle, les données à haute résolution sur les niveaux de toxines et de chlorophylle dans le bassin occidental peuvent être consultées en ligne ([http://www.glerl.noaa.gov/res/HABS\\_and\\_Hypoxia/WLEMicocystin.html](http://www.glerl.noaa.gov/res/HABS_and_Hypoxia/WLEMicocystin.html) – site en anglais), tout comme le « HAB tracker » – un outil de suivi des EAN – et des bulletins hebdomadaires sur les EAN. ([http://www2.nccos.noaa.gov/coast/lakeerie/bulletin/bulletin\\_current.pdf](http://www2.nccos.noaa.gov/coast/lakeerie/bulletin/bulletin_current.pdf) – site en anglais).

**Tendances générales pour le lac Érié :** Les données montrent que l'intensité, la couverture et le moment des efflorescences varient beaucoup d'une année sur l'autre et que la situation se détériore de façon générale depuis 2008. La modification des régimes biologiques, chimiques et physiques (p. ex., Michalek et coll., 2013; Watson et coll., 2016) est évidente, surtout dans le bassin occidental. Dans l'ensemble, l'imagerie satellitaire indique une augmentation de la gravité des efflorescences de cyanobactéries dans le bassin occidental (figure 1) et dans certaines zones littorales de la rive nord (pointe Pelée, baie Rondeau, pointe Long) ainsi qu'une diminution générale, ou une absence de changements, en ce qui concerne la chl-a et la biomasse des espèces eutrophiques ou de la totalité des espèces dans les zones littorales du bassin central et du bassin oriental. Des efflorescences de surface couvrant une superficie immense (>20 km<sup>2</sup>) sont maintenant signalées chaque année dans le bassin occidental 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 (MC) sont les toxines cyanobactériennes les plus fréquemment mesurées dans le lac Érié. Les données de 2000-2004 ont mesuré un large éventail de niveaux de MC, depuis le seuil de détection (en 2002)

jusqu'à >20 µg/L (en 2003). La toxicité n'est pas limitée au bassin occidental et 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. La plus forte proportion des échantillons prélevés dans le lac entre 2003 et 2015 dans lesquels les niveaux de MC étaient détectables provenaient du bassin occidental, mais une petite proportion seulement d'entre eux dépassaient les lignes directrices relatives à l'eau potable (1,5 µg/L) et un plus petit nombre encore dépassaient le niveau des activités récréatives de contact (20 µg/L).

Du matériel soufflé par le vent qui provient des efflorescences du bassin occidental dégrade de temps à autre les rives centrales et septentrionales (p. ex., figure 2), quoique certains de ces phénomènes 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 dreissénidées, bien que des efflorescences importantes d'espèces fixatrices d'azote (*Dolichospermum* et *Aphanizomenon*) se produisent aussi dans les bassins occidental et oriental (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 plus abondants à certains endroits le long de la rive nord (Depew et coll., 2011; Watson et coll., 2016).

La plus grande partie de la dégradation se produit sur les plages et les rives, et peut se manifester sous la forme d'oiseaux et de poissons tués. Les lyngbyatoxines (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 occidental (p. ex., Toledo). De plus, de fortes odeurs se dégagent des grands tapis d'algues enracinées en décomposition qui se forment sur les rives. En 2014, des niveaux mesurables de toxines *Microcystis* dans l'eau potable, qui dépassaient 2,5 µg/L, soit une concentration bien plus élevée que la recommandation pour l'eau potable de 1,5 µg/L, ont fait suite à la prolifération de *Microcystis* dans le bassin occidental du lac Érié, près de l'usine d'épuration de l'eau de Collins Park, de Toledo. Toledo a été placée en état d'urgence et les services offerts par la Ville à ses près de 500 000 résidents ont été gravement perturbés pendant cinq jours.

### 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 hauts niveaux de cyanobactéries et de MC 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). La fermeture des plages associée aux ECN toxiques se produit chaque année dans le havre Hamilton, où l'Agence de la santé a établi un programme de surveillance systématique des plages qui inclut l'analyse des toxines (City of Hamilton, 2014).

Les concentrations spatiales et temporelles de MC dans la baie de Quinte, le havre Hamilton, le port d'Oswego (maintenant rayé de la liste), la baie Sodus et les échancrures de Rochester continuent d'indiquer les périodes au cours desquelles les concentrations de MC peuvent atteindre plus de 500 µg/L (Watson et coll., 2009; figure 3) et où les accumulations de matières toxiques entraînées par le vent dégradent considérablement les zones littorales. 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). L'organisme auquel la production d'anatoxine-a est imputable n'est pas encore identifié. Aucune cylindrospermop-sine n'a été détectée (figure 3).

### Voies interlacustres

Il y a peu d'études ou d'observations d'EAN 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*, un genre toxigène, vraisemblablement dérivées 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 MC dont il a été fait état jusqu'à maintenant aient été inférieures aux lignes directrices de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). *Lyngbya*, qui produit des toxines (analogues de la

saxitoxine) ainsi qu'un goût et une odeur, a été signalée dans le fleuve Saint-Laurent (p. ex., Lajeunesse et coll., 2012), tout comme la 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

L'augmentation des éléments nutritifs provenant de sources diffuses et ponctuelles, les changements climatiques (phénomènes météorologiques violents, différences d'ensoleillement et irradiation nocive, couverture des glaces et mélange) et les espèces envahissantes (p. ex., les moules dreissénidées) dans les Grands Lacs peuvent mener à un risque accru d'efflorescences plus fréquentes, plus répandues et plus graves d'algues (enracinées et benthiques) sur les rives et au large des rives, et favoriser la prédominance des cyanobactéries, surtout dans les zones plus eutrophiques des lacs inférieurs.

## Commentaires des auteurs

Il y a peu de données à long terme sur les EAN et, plus précisément, les toxines, dans les Grands Lacs, de sorte que l'analyse des tendances est difficile. Les différences entre les régimes d'échantillonnage et les protocoles d'analyse (p. ex., l'échantillonnage de surface ou intégré, le dénombrement des taxons, l'analyse des toxines) utilisés dans les études antérieures ont une incidence sur la capacité de comparer les données et de déterminer les tendances à long terme en matière de survenue d'efflorescences et de présence de toxines. L'échantillonnage qui repose sur les incidents ou les réponses a tendance à exagérer la gravité du problème puisqu'il n'est effectué que lorsque les efflorescences sont très abondantes.

Très souvent, ce sont les écumes sur les rives ou le matériel algal visible à la surface, en particulier dans les eaux intérieures où bon nombre des efflorescences qui ont été signalées ont été causées par des macroalgues enracinées (*Cladophora*, *Lyngbya*) ou de grosses cyanobactéries pouvant réguler leur flottaison, qui retiennent l'attention. Ces taxons qui régulent leur flottaison peuvent produire rapidement des accumulations en surface à partir des populations se trouvant dans la couche de mélange ou des populations benthiques ou vivant en profondeur. Des 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 les grands lacs, et sont difficiles à échantillonner, à quantifier ou à prévoir.

De nombreux sous-sites sont nécessaires pour les programmes d'échantillonnage des plages et des littoraux, pour saisir la variation spatiale et temporelle du risque et de la dégradation, qui est mal représentée par les moyennes saisonnières pour l'ensemble du bassin. Les régimes d'échantillonnage dans les Grands Lacs sont souvent éparpillés (dans le temps et dans l'espace) et ont de bonnes chances de passer à côté des sommets spatiaux et temporels de l'abondance des algues et des cyanobactéries.

Parmi les nouvelles sources de données qui pourraient être utilisées à l'avenir pour l'évaluation de ce sous-indicateur, outre l'application de l'indice permettant d'évaluer la situation et les tendances, il y a i) les données améliorées de l'outil de suivi HABtracker, qui sont disponibles en ligne ([http://www.glerl.noaa.gov/res/HABs\\_and\\_Hypoxia/habsTracker.html](http://www.glerl.noaa.gov/res/HABs_and_Hypoxia/habsTracker.html) – site en anglais), ii) les données du nombre accru d'usines de traitement de l'eau potable qui surveillent maintenant les toxines dans l'eau brute pour se conformer à la réglementation provinciale ou des États, iii) des statistiques relatives à la fermeture des plages et iv) les données plus ciblées de programmes proactifs de surveillance des plages qui intègrent maintenant des mesures des toxines ou des EAN aux enquêtes sur les coliformes.

## Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.			X*			
2. Il est possible de remonter à la source des données.		X				
3. La source des données est connue, fiable et respectée.			X			

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.					X	
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.				X		

Notes explicatives : Il existe diverses sources de données qui, dans bon nombre de cas, utilisent des méthodes d'échantillonnage et d'analyse différentes. La surveillance des lacs inférieurs est en général bonne, mais les activités de surveillance des lacs Michigan, Huron et Supérieur sont peu fréquentes et en bonne partie réactives. \* De plus en plus, des organismes reconnus, comme NOAA-GLERL, SYNY, ECCC, USGS, valident les données et en contrôlent la qualité.

## Remerciements

Susan Watson, Environnement et Changement climatique Canada, Burlington (Ontario) ([sue.watson@canada.ca](mailto:sue.watson@canada.ca))  
 Greg Boyer, Université d'État de New York ([glboyer@esf.edu](mailto:glboyer@esf.edu))

## 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.

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.

City of Hamilton. 2015. [http://www.hamilton.ca/sites/default/files/media/browser/2015-02-18/annual\\_beach\\_monitoring\\_report\\_2014.pdf](http://www.hamilton.ca/sites/default/files/media/browser/2015-02-18/annual_beach_monitoring_report_2014.pdf).

City of Toledo. 2015. Rapports sur les toxines algales dans l'eau du robinet. En ligne, à l'adresse <http://toledo.oh.gov/services/public-utilities/water-treatment/algae-toxin-tap-level-reports/>. Consultés en mars 2015.

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.

IJC (International Joint Commission). 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>.

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.

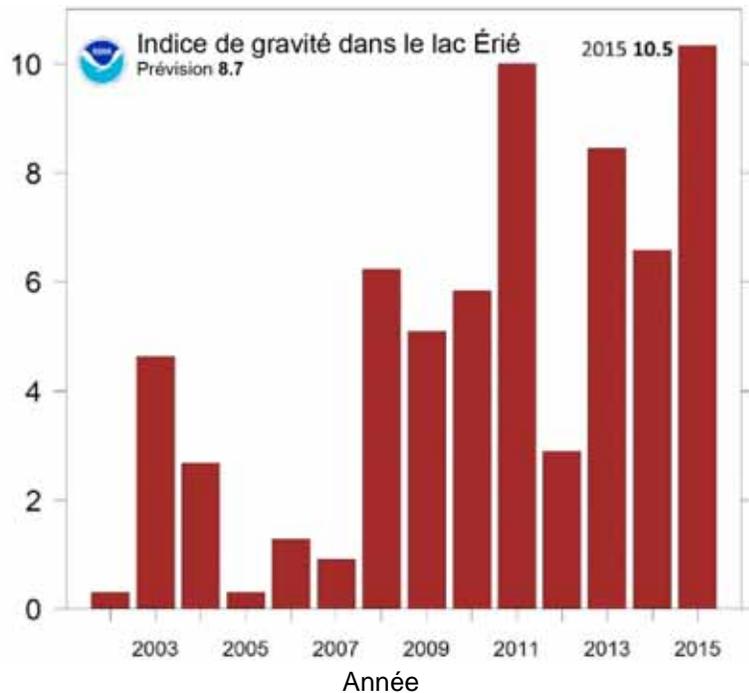
- Kutovaya, O. A. et S.B. Watson. 2014. Development and application of a molecular assay to detect and monitor geosmin-producing cyanobacteria and actinomycetes in the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2014.03.016>.
- Lajeunesse, A., P.A. Segura, M. Gélinas, C. Hudon, 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.
- 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.
- 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.
- Projets du canton de The Archipelago pour la baie Sturgeon, voir <http://www.thearchipelago.on.ca/index.php/environment/water/sturgeon-bay-project> (consulté en décembre 2015).
- Steffen, M.M., 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.
- 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.
- 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.
- 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., 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.
- Liste des figures**
- Figure 1.** Indice de la gravité des efflorescences de 2002 à 2015, basé sur la quantité de biomasse de plus que le sommet de 30 jours  
Source : NOAA-GLERL Experimental Harmful Algal Bloom Bulletin; [https://www.glerl.noaa.gov/res/HABs\\_and\\_Hypoxia/lakeErieHABArchive/bulletin\\_2015-027.pdf](https://www.glerl.noaa.gov/res/HABs_and_Hypoxia/lakeErieHABArchive/bulletin_2015-027.pdf) (site en anglais)
- Figure 2.** Étendue maximale de l'efflorescence le 6 septembre 2015, sous forme d'image en couleur naturelle. La prolifération était moins concentrée à ce moment-là qu'en août  
Source : Les données brutes proviennent du capteur de la NASA Modis-Terra : [https://www.glerl.noaa.gov/pubs/brochures/bluegreenalgae\\_factsheet.pdf](https://www.glerl.noaa.gov/pubs/brochures/bluegreenalgae_factsheet.pdf) (site en anglais)
- Figure 3.** Niveaux moyens ( $\pm$  l'écart-type) saisonniers (juin-septembre) de microcystines et de géosmines, en 2009 dans la baie de Quinte (1 m), groupés par station

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Source : Watson et coll., 2009

## Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2017, Rapport technique



**Figure 1.** Indice de la gravité des efflorescences de 2002 à 2015, basé sur la quantité de biomasse de plus que le sommet de 30 jours

Source : NOAA-GLERL Experimental Harmful Algal Bloom Bulletin;

[https://www.glerl.noaa.gov/res/HABs\\_and\\_Hypoxia/lakeErieHABArchive/bulletin\\_2015-027.pdf](https://www.glerl.noaa.gov/res/HABs_and_Hypoxia/lakeErieHABArchive/bulletin_2015-027.pdf) (site en anglais)

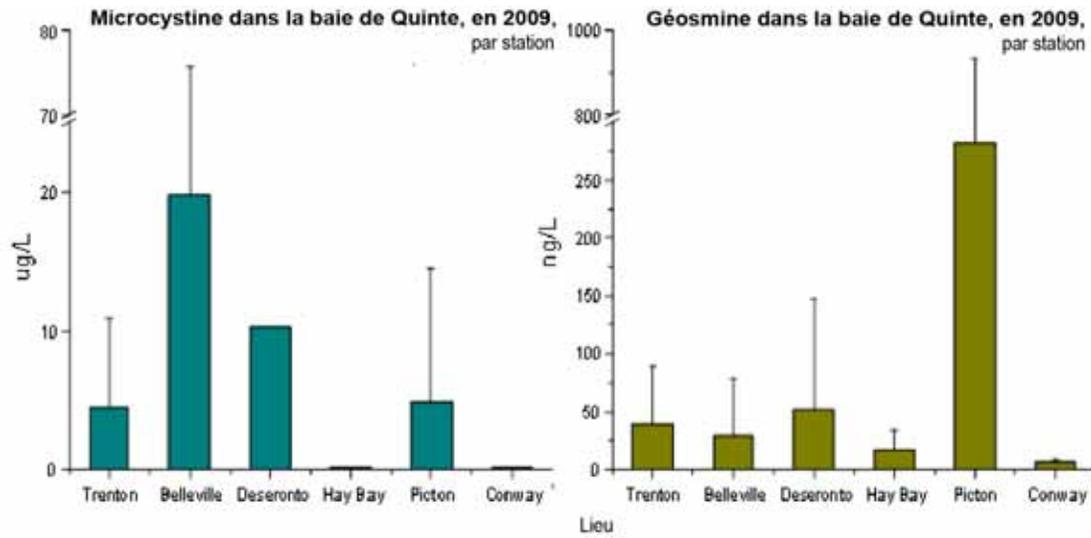


**Figure 2.** Étendue maximale de l'efflorescence le 6 septembre 2015, sous forme d'image en couleur naturelle. La prolifération était moins concentrée à ce moment-là qu'en août

Source : Les données brutes proviennent du capteur de la NASA Modis-Terra :

[https://www.glerl.noaa.gov/pubs/brochures/bluegreenalgae\\_factsheet.pdf](https://www.glerl.noaa.gov/pubs/brochures/bluegreenalgae_factsheet.pdf) (site en anglais)

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 3.** Niveaux moyens ( $\pm$  l'écart-type) saisonniers (juin-septembre) de microcystines et de géosmines, en 2009 dans la baie de Quinte (1 m), groupés par station

Source : Watson et coll., 2009



## Sous-indicateur : Qualité de l'eau des affluents

### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

**Justification :** Globalement, la qualité de l'eau des affluents des Grands Lacs est considérée comme passable, c'est-à-dire qu'elle n'a pas changé depuis le précédent rapport sur les indicateurs de 2011. Le score moyen de l'Indice de qualité des eaux (IQE) a été de 67/100 pour les 92 affluents des Grands Lacs au Canada. Les scores de l'IQE variaient entre 11 et 100 (mauvaise à bonne). Dans l'ensemble, la qualité de l'eau était bonne dans 30 % des affluents, passable dans 51 % et mauvaise dans 19 % (figures 1 et 2). L'eau était de bonne qualité dans certains affluents des lacs Supérieur, Huron et Ontario, et du fleuve Saint-Laurent. Elle était de mauvaise qualité dans certains affluents des lacs Érié et Ontario et dans un affluent du lac Huron.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

**Justification :** Le score moyen de l'IQE pour neuf affluents a été de 78/100. Les scores de l'IQE allaient de 65 à 100 (passable à bonne). Puisque quelques sites seulement ont été surveillés, ceux dont la qualité de l'eau était passable sont peut-être sous-représentés. En 2011, la valeur moyenne de l'IQE était de 80/100.

#### Lac Michigan

Situation : Indéterminé

Tendance : Indéterminée

**Justification :** Aucun affluent du lac Michigan n'est surveillé par le Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (RPCQE) de l'Ontario.

#### Lac Huron

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

**Justification :** Le score moyen de l'IQE pour 28 affluents a été de 81/100. Les scores de l'IQE allaient de 44 à 100 (mauvaise à bonne). En 2011, la valeur moyenne de l'IQE était de 83/100; à noter qu'un affluent de moins qu'en 2011 a été utilisé pour l'évaluation de 2016.

#### Lac Érié

Situation : Médiocre

Tendance : Inchangée

**Justification :** Le score moyen de l'IQE pour 18 affluents a été de 43/100. Les scores de l'IQE allaient de 11 à 75 (mauvaise à passable). En 2011, la valeur moyenne de l'IQE était de 45/100.

#### Lac Ontario

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

**Justification :** Le score moyen de l'IQE pour 31 affluents a été de 65/100. Les scores de l'IQE allaient de 29 à 93 (mauvaise à bonne). En 2011, la valeur moyenne de l'IQE était de 66/100; à noter que deux affluents de moins qu'en 2011 ont fait partie de l'évaluation de 2016.

## Autres échelles spatiales

Fleuve Saint-Laurent

Situation : Passable

Tendance : Se détériore

Justification : Le score moyen de l'IQE pour six affluents a été de 73/100. Les scores de l'IQE allaient de 55 à 85 (mauvaise à bonne). En 2011, la valeur moyenne de l'IQE était de 81/100.

## 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 aux 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<sup>os</sup> 6 et 4 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012. Selon l'objectif général n<sup>o</sup> 6, l'eau des Grands Lacs devrait « être dénuée d'éléments nutritifs entrant directement ou indirectement dans les eaux du fait d'une activité humaine dans des quantités favorisant la croissance d'algues et de cyanobactéries qui interfèrent avec la santé de l'écosystème aquatique ou l'utilisation humaine de l'écosystème »; l'objectif général n<sup>o</sup> 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 ».

## État de l'écosystème

### Mesure

La qualité des eaux intérieures est évaluée à l'aide de l'Indice de qualité des eaux (IQE). L'IQE fournit un cadre mathématique pour synthétiser les résultats de la surveillance de la qualité de l'eau obtenus pour de multiples échantillons et paramètres et n'en faire qu'une seule valeur qui représente la qualité globale de l'eau afin de protéger la vie aquatique à un endroit donné. L'IQE utilise trois mesures de la conformité aux critères de la qualité de l'eau (lignes directrices et objectifs) pour évaluer la qualité de l'eau.

1. L'étendue mesure le pourcentage du nombre de paramètres qui respectent les critères relatifs à la qualité de l'eau.
2. La fréquence mesure le pourcentage d'analyses de la qualité de l'eau qui respectent les critères.
3. 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). La sensibilité de l'IQE aux variations de sa formule et de son application a beaucoup été étudiée (p. ex., Davies, 2006; Gartner Lee Limited, 2006; de Rosemond et coll., 2009; Kilgour and Associates Limited, 2009; etc.).

En ce qui concerne les affluents canadiens évalués pour le présent rapport, les valeurs de l'IQE ont été calculées aux sites pour lesquels il existait quatre années de données et au moins dix observations; elles ont été établies pour les concentrations totales des huit paramètres pertinents suivants : ammoniac (non ionisé), chlorure, cuivre, fer, nitrates, nitrites, phosphore et zinc. Les données sur la qualité de l'eau des ruisseaux pour ces paramètres sont celles du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (RPCQE) de l'Ontario (MEO, 2013). Pour le calcul de l'IQE, les résultats de la qualité de l'eau ont été comparés aux 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).

L'IQE a été calculé pour la plupart des sites de surveillance des ruisseaux qui alimentent les Grands Lacs, y compris les affluents des voies interlacustres qui relient les Grands Lacs entre eux et le fleuve Saint-Laurent, afin d'obtenir

une indication de la qualité de l'eau qui se jette dans les Grands Lacs. Les résultats des quatre dernières années de la surveillance de la qualité de l'eau qui étaient disponibles en ligne (à l'hiver 2015; MEO, 2013) ont servi au calcul de l'indice. Pour la plupart de sites (81/92), l'IQE a été calculé à l'aide des résultats de la surveillance de 2009-2012, mais pour les sites qui ont été surveillés peu souvent entre 2009 et 2012 (< 10 échantillons), les résultats de 2002-2005 ou de 2006-2009 ont été utilisés (11/92 sites).

## 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 déglacage 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 et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario (<https://www.ontario.ca/fr/donnees/reseau-provincial-de-controle-de-la-qualite-de-leau-ruisseau>).

## Cibles ou critères

Le résultat souhaité est l'absence de conditions indésirables dans les cours d'eau. Les scores de l'Indice de qualité des eaux (IQE) vont de 0 à 100 et l'eau est classée dans les catégories « mauvaise », « passable » ou « bonne » selon sa qualité. La plage des scores de chaque catégorie s'applique aux sites où la qualité de l'eau respecte les critères pratiquement tout le temps (bonne) ou à peu près jamais (mauvaise).

## Évaluation de la situation et justification

Les valeurs calculées entrent dans les cinq catégories décrivant la qualité de l'eau qu'utilise le CCME :

Excellente (95-100)

Bonne (80-94)

Passable (65-79)

Médiocre (45-64)

Mauvaise (0-44)

Pour ce sous-indicateur, les cinq catégories conçues au départ par le CCME ont été fusionnées en trois catégories descriptives :

Bonne : 80-100

Passable : 45-79

Mauvaise : 0-44

## Situation de la qualité de l'eau dans les affluents des Grands Lacs

L'IQE a été calculé pour 92 affluents canadiens des Grands Lacs. Globalement, la qualité de l'eau dans les affluents des Grands Lacs peut être qualifiée de passable ( $IQE_{moy}=67$ ,  $IQE_{plage}=11-100$ ). L'eau a été considérée comme étant de bonne qualité dans 30 % des affluents, comme passable dans 51 % et comme mauvaise dans 19 % (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 scores de l'IQE allaient de 11 (rivière Sturgeon, lac Érié) à 100 (rivières Montreal et Michipicoten, lac Supérieur; rivières Mississagi et Serpent, lac Huron).

En ce qui concerne chacun des lacs, il est possible de dire que la qualité de l'eau des affluents du lac Huron était bonne ( $IQE_{moy}=81$ ,  $IQE_{plage}=44-100$ ,  $n=28$ ), alors que celle des affluents du lac Supérieur ( $IQE_{moy}=78$ ,  $IQE_{plage}=65-100$ ,  $n=9$ ), du lac Ontario ( $IQE_{moy}=65$ ,  $IQE_{plage}=29-93$ ,  $n=31$ ) et du fleuve Saint-Laurent ( $IQE_{moy}=73$ ,  $IQE_{plage}=55-85$ ,  $n=6$ ) était passable. Les affluents du lac Érié ( $IQE_{moy}=43$ ,  $IQE_{plage}=11-75$ ,  $n=18$ ) avaient de l'eau de mauvaise qualité.

Globalement, la qualité de l'eau des affluents des Grands Lacs était passable, c'est-à-dire qu'elle n'a pas changé depuis le précédent rapport sur l'État des Grands Lacs (aussi appelé rapport de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs – CÉÉGL) (EC et USEPA, 2014). L'examen de la situation lac par lac montre que la description de la qualité de l'eau pour les affluents des lacs Huron et Ontario n'a pas changé depuis le précédent État des Grands Lacs, mais que la situation des affluents des lacs Supérieur et Érié, et du fleuve Saint-Laurent, s'est modifiée. Pour ce qui est des affluents des lacs Supérieur et Érié, les scores moyens de l'IQE dont il a été fait état en 2011 étaient respectivement à la limite inférieure des catégories bonne et passable. Dans le présent rapport, les scores moyens de l'IQE pour les affluents de ces lacs ont diminué de 2 et la qualité de l'eau est maintenant passable (lac Supérieur) et mauvaise (lac Érié). Cependant, puisque le score de l'IQE n'a diminué que de 2, la tendance est « inchangée », peu importe que la situation se soit modifiée. La qualité de l'eau des affluents du Saint-Laurent était bonne en 2011 et elle est passable dans le présent rapport. Ce changement est vraisemblablement attribuable aux scores de certains affluents du fleuve pour lesquels les résultats récents montrent que les critères de qualité de l'eau ne sont pas respectés pour plusieurs paramètres, alors qu'auparavant ils ne l'étaient pas pour un paramètre seulement (c.-à-d. le phosphore).

## Liens

Les valeurs de l'IQE pour les 92 affluents montrent qu'il existe une relation négative statistiquement significative avec le pourcentage 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 à des fins anthropiques, les bassins peu développés ayant des scores plus élevés que les bassins qui le sont davantage.

Les scores de l'IQE semblent indiquer que des substances présentes dans l'eau des ruisseaux pourraient avoir une incidence sur la vie aquatique vu la situation quant au respect des critères relatifs à la qualité de l'eau. Cependant, les valeurs de l'IQE ne constituent pas une mesure directe des incidences sur les communautés aquatiques, comme les changements dans les communautés de poissons et d'invertébrés benthiques. Les valeurs de l'IQE (et la qualité de l'eau des affluents) indiquent aussi que des éléments nutritifs ou d'autres substances présents dans les affluents pourraient se déverser dans les Grands Lacs, et que les effets associés à ces déversements pourraient se faire sentir, en particulier à l'embouchure des affluents et près des zones littorales.

Il faut remarquer toutefois que certains liens peuvent être établis avec les incidences sur la vie aquatique. Par exemple, les moules d'eau douce sont beaucoup plus sensibles au chlorure (une composante des sels de déglacement) que d'autres espèces aquatiques, en particulier aux premiers stades de leur vie. Les concentrations de chlorure dans bon nombre de nos rivières et de nos ruisseaux augmentent depuis le milieu des années 1990 (Rapport sur la qualité de l'eau en Ontario, 2014).

## Commentaires des auteurs

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.

La qualité de l'eau de bon nombre des affluents des Grands Lacs est surveillée depuis les années 1960, mais il est difficile d'évaluer les tendances à long terme parce que les ensembles de données sont incomplets et que les méthodes de laboratoire et les limites de la détection changent au fil du temps. À l'heure actuelle, l'utilité de l'utilisation de l'IQE pour l'analyse statistique des tendances ayant trait à la qualité de l'eau des affluents de l'Ontario continue d'être étudiée.

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 compétences 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 RPCQE sont à dessein situés là où les répercussions sur la qualité de l'eau sont connues ou attendues, par exemple les régions où la population est élevée ou encore celles où les terres sont utilisées à des fins agricoles. Les bassins versants de référence où les incidences se font peu sentir sont vraisemblablement sous-représentés dans ce sous-indicateur. Les affluents du bassin supérieur des Grands Lacs (en particulier le lac Supérieur) sont peut-être sous-représentés également. Pour les prochains rapports, il pourrait être

possible d'effectuer une analyse de la redondance ou une autre analyse afin d'enlever certains sites du bassin inférieur des Grands Lacs pour que tous les lacs soient plus également représentés.

Les critères relatifs à la qualité de l'eau peuvent être dépassés dans les zones où la concentration d'un métal ou d'un élément nutritif donné est naturellement élevée. Le calcul de l'IQE ne tient pas compte des niveaux naturellement élevés de certains paramètres.

Le présent rapport sur la qualité de l'eau des affluents est une mise à jour de la situation de 2011 (EC et USEPA, 2014). Il utilise les huit paramètres pertinents pour les sites qui étaient utilisés dans le rapport précédent. L'IQE a été calculé de nouveau pour le présent rapport à l'aide des résultats les plus récents des activités de surveillance relatives à ces paramètres et des critères actuels de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique. Pour le chlorure, la recommandation pour la protection de la vie aquatique est maintenant de 120 mg L-1 (CCME, 2011), alors que la recommandation utilisée auparavant était de 110 mg L-1 (EC et USEPA, 2014). Pour le présent rapport, les scores de l'IQE sont calculés pour 92 affluents, alors qu'ils l'avaient été pour 95 affluents dans le rapport sur l'État des Grands Lacs de 2011 (EC et USEPA, 2014). Bien que moins d'affluents des lacs Ontario ( $n_{2011}=33$ ,  $n_{2017}=31$ ) et Huron ( $n_{2011}=29$ ,  $n_{2017}=28$ ) aient été inclus dans le présent rapport, ces deux lacs continuent d'être amplement représentés.

Parce que l'IQE peut être influencé par d'autres facteurs que la qualité de l'eau (c.-à-d. les paramètres particuliers choisis pour le calcul, le nombre de paramètres inclus, les sites précis qui sont utilisés ainsi que les critères relatifs à la qualité de l'eau pour une compétence donnée), la modification des scores au fil du temps utilisée pour repérer les tendances peut refléter les changements apportés à la façon dont l'indice est calculé plus que les changements de la qualité de l'eau. Toutefois, dans ce cas, les huit critères utilisés sont les mêmes et les emplacements le sont en bonne partie aussi.

### Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnu	Pas d'accord	Absolument pas d'accord	Sans objet
1. Les données sont étayées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	x					
2. Il est possible de remonter depuis les données jusqu'à leur origine.	x					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	x					
4. La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		x				
5. Les données tirées de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.						x
6. L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et dans les limites acceptables pour le présent rapport.	x					
Notes explicatives : Les calculs de l'IQE pour les affluents des Grands Lacs en Ontario ont été effectués à l'aide des données de la surveillance du RPCQE ( <a href="https://www.ontario.ca/fr/donnees/reseau-provincial-de-contrôle-de-la-qualité-de-leau-ruisseau">https://www.ontario.ca/fr/donnees/reseau-provincial-de-contrôle-de-la-qualité-de-leau-ruisseau</a> ). L'IQE peut être calculé indépendamment pour les affluents se trouvant aux États-Unis s'il existe des données pour ce faire.						

### Remerciements

Auteurs : Section de la surveillance de la qualité de l'eau, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario

Collaborateurs : Jillian Kingston, Aaron Todd, Georgina Kaltenecker, Katrina Estacio et Kimberly Summers, Direction de la surveillance environnementale, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, Toronto (Ontario)

## Sources d'information

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2001a. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Indice de qualité des eaux du CCME 1.0, Rapport technique. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. ([http://www.ccme.ca/files/Resourcess/fr\\_calculators/wqi\\_techrprtfcstht\\_f.pdf](http://www.ccme.ca/files/Resourcess/fr_calculators/wqi_techrprtfcstht_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/Resourcess/fr\\_calculators/wqi\\_usermanualfcstht\\_f.pdf](http://www.ccme.ca/files/Resourcess/fr_calculators/wqi_usermanualfcstht_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/resourcess/canadian\\_environmental\\_quality\\_guidelines/calculators.html](http://www.ccme.ca/fr/resourcess/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.

Environnement Canada. 2015. Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement. (<https://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=Fr>)

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency (EC et USEPA). 2014. *État des Grands Lacs 2011*. N° au cat. En161-3/1-2011F-PDF. EPA 950-R-13-002. (<http://binational.net/wp-content/uploads/2014/11/sogl-2011-technical-report-fr.pdf>)

Gartner Lee Limited. 2006. A sensitivity analysis of the Canadian Water Quality Index. [http://www.ccme.ca/files/Resourcess/water/water\\_quality/pn\\_1355\\_wqi\\_sensitivity\\_analysis\\_rpt.pdf](http://www.ccme.ca/files/Resourcess/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/Resourcess/water/water\\_quality/pn\\_1435\\_wqi\\_sensitivity.pdf](http://www.ccme.ca/files/Resourcess/water/water_quality/pn_1435_wqi_sensitivity.pdf))

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). 1994. Water management, policies, guidelines and provincial water quality objectives of the Ministry of the Environment. <http://www.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-contrôle-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

## Liste des figures

**Figure 1.** Valeurs de l'Indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour 92 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=92) par comparaison au pourcentage du bassin versant utilisé à des fins anthropiques

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 2017, Rapport technique*

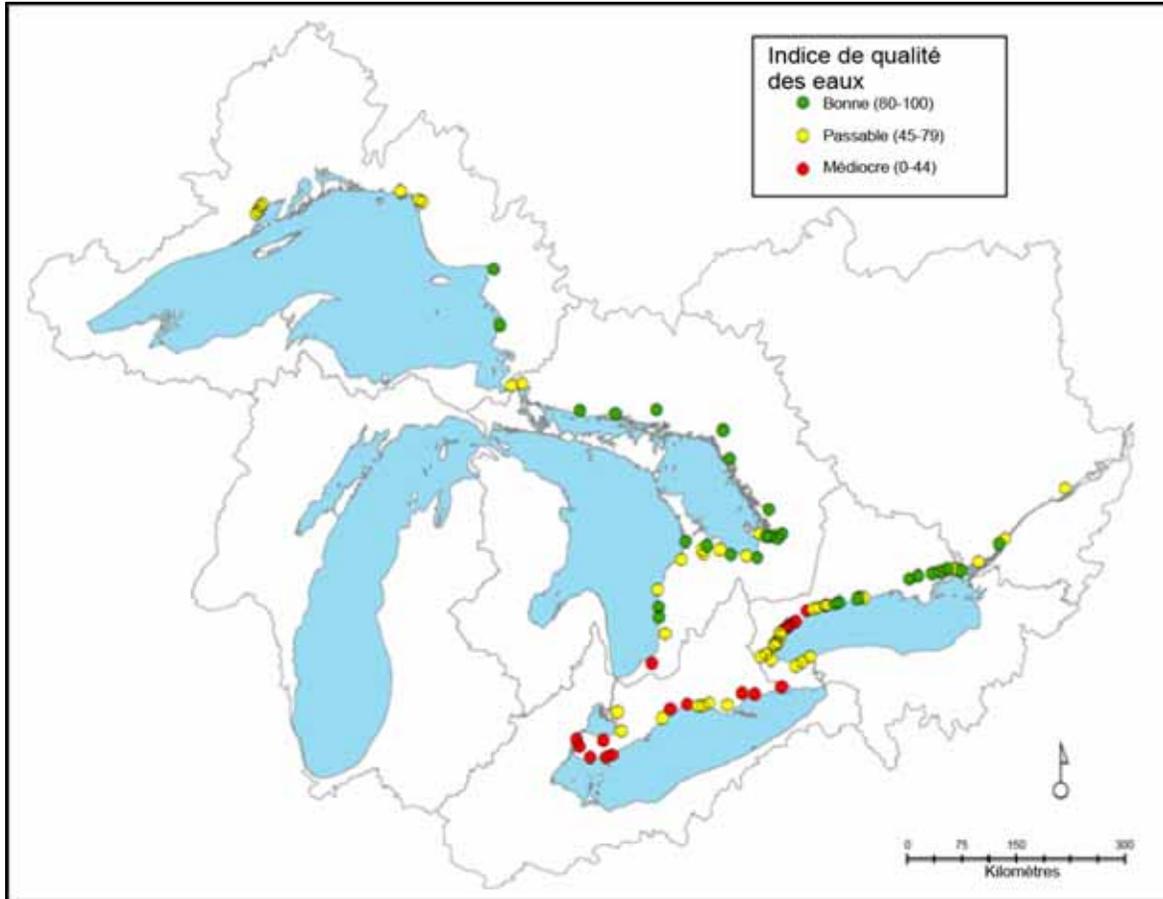
Paramètre	Critère	Source
Ammoniac (non ionisé)	0,0152 mg L <sup>-1</sup> -N	CCME
Chlorure	120 mg L <sup>-1</sup>	CCME
Cuivre	2 µg L <sup>-1</sup> , si la dureté de l'eau est de 0-120 mg L <sup>-1</sup> -CaCO <sub>3</sub> 3 µg L <sup>-1</sup> , si la dureté de l'eau est de 120-180 mg L <sup>-1</sup> -CaCO <sub>3</sub> 4 µg L <sup>-1</sup> , si la dureté de l'eau est >180 mg L <sup>-1</sup> -CaCO <sub>3</sub>	CCME
Fer	300 µg L <sup>-1</sup>	CCME
Nitrate	2,9 mg L <sup>-1</sup> -N	CCME
Nitrite	0,06 mg L <sup>-1</sup> -N	CCME
Phosphore	0,03 mg L <sup>-1</sup>	MEO
Zinc	30 µg L <sup>-1</sup>	CCME

Source : CCME = Recommandations pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique (CCME, 2011a); 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

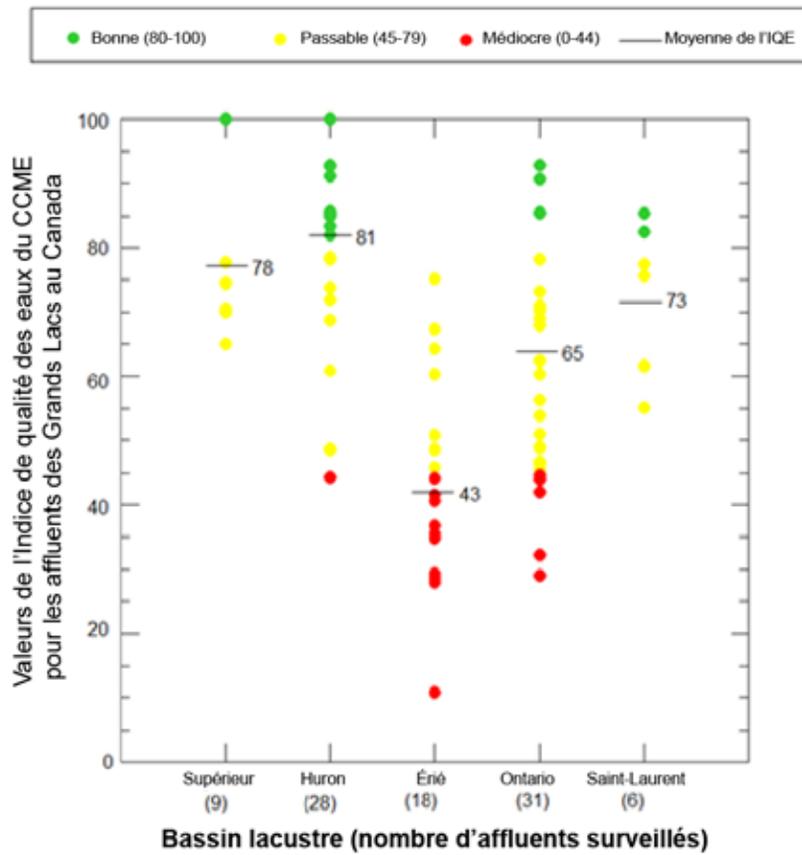
Source : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

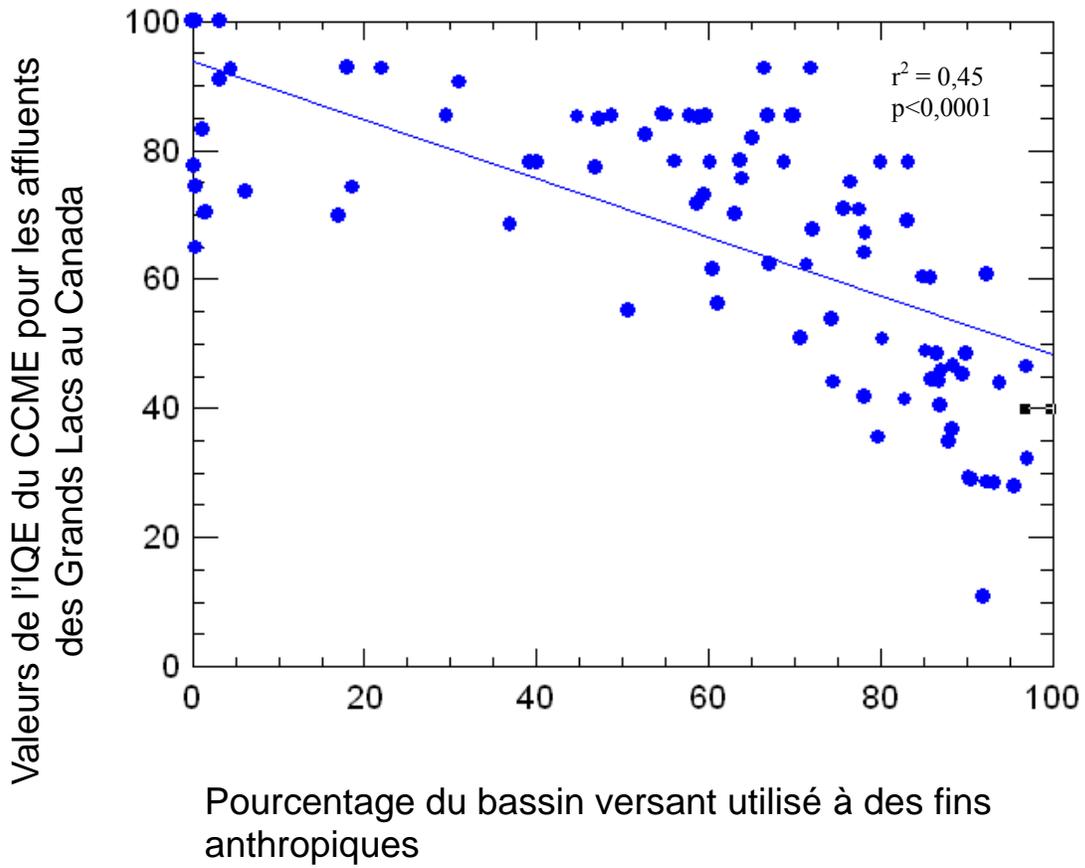


**Figure 1.** Valeurs de l'Indice de qualité des eaux (IQE) du CCME pour 92 affluents des Grands Lacs au Canada  
Source : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**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=92) par comparaison au pourcentage du bassin versant utilisé à des fins anthropiques  
Source : ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario



# Espèces envahissantes

État : Médiocre Tendance : Se détériore

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 énonce que « l'eau des Grands Lacs devrait [...] être à l'abri de l'introduction et de la propagation d'espèces aquatiques envahissantes et d'espèces terrestres envahissantes qui nuisent à sa qualité. »



Le nombre de nouvelles espèces envahissantes qui s'introduisent dans les Grands Lacs a été réduit de manière importante. Il n'en reste pas moins que les espèces envahissantes déjà présentes dans les Grands Lacs comme la lamproie, la moule zébrée et la salicaire pourpre continuent de causer plus de 100 millions de dollars en pertes économiques chaque année uniquement aux États-Unis.

# Espèces envahissantes

## Points saillants de l'évaluation

L'indicateur Espèces envahissantes souligne que la prolifération et l'impact des espèces envahissantes aquatiques et terrestres continuent d'être un facteur de stress important pour la biodiversité dans la région des Grands Lacs. Ainsi, l'indicateur Espèces envahissantes est évalué comme **médiocre** et la tendance **se détériore**.

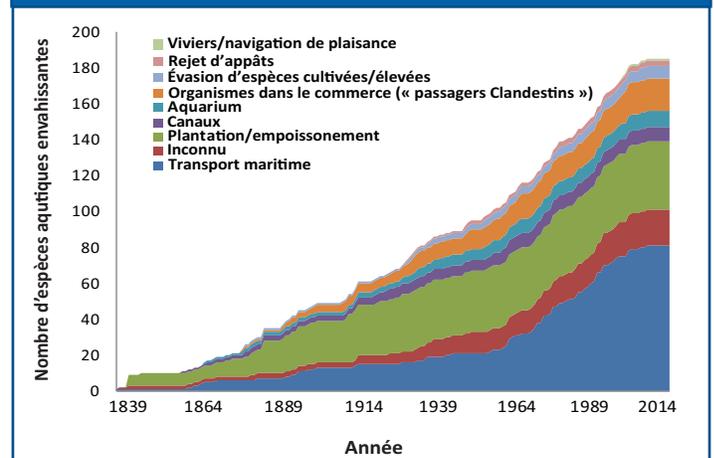
Jusqu'à présent, plus de 180 espèces aquatiques non indigènes se sont établies dans le bassin des Grands Lacs. Seule **une seule** nouvelle espèce non indigène a été découverte dans les Grands Lacs depuis 2006, un zooplancton nommé *Thermocyclops crassus*. Cet immense succès quant à la réduction de l'introduction des espèces envahissantes est en grande partie attribuable à la réglementation de l'eau de ballast provenant de navires transocéaniques. De plus, la carpe asiatique établie dans le fleuve Mississippi, qui menace les Grands Lacs, n'a pas réussi à pénétrer le bassin. Ce succès est attribuable aux importants efforts de prévention qui ont été déployés dans les deux pays, notamment grâce à la barrière électrique posée dans le canal d'évacuation sanitaire et de navigation de Chicago par le Corps des ingénieurs de l'armée des États-Unis (U.S. Army Corps of Engineers).

En dépit du ralentissement significatif des introductions récentes, les répercussions des espèces envahissantes établies persistent et leur aire de répartition à l'intérieur des lacs est en expansion. On estime qu'au moins 30 % des espèces aquatiques non indigènes qu'on trouve dans les Grands Lacs ont des répercussions environnementales majeures.

Pendant plusieurs décennies, la lamproie a provoqué de graves répercussions écologiques. Cependant, l'abondance de cette espèce a considérablement diminué dans les cinq lacs grâce à des mesures de contrôle actives, continues et à l'échelle du bassin. Par contre, la lamproie continue de s'attaquer à des poissons indigènes comme le touladi, le doré jaune et l'esturgeon jaune. La lamproie demeure un obstacle à l'atteinte d'objectifs critiques concernant les communautés de poissons et l'écosystème, et il faut continuer d'appliquer les mesures de contrôle de cette espèce et apporter d'autres améliorations à celles-ci.

Les moules de la famille des Dreissenidés, également connues sous les noms de moules zébrées et quagga, sont aussi des espèces envahissantes de premier plan dans les Grands Lacs. Dans plusieurs zones extracôtières, les moules zébrées ont

## Espèces aquatiques envahissantes – le rythme des établissements a ralenti



été déplacées par les populations croissantes de moules quagga, alors que dans certaines régions près des berges, les populations de deux espèces semblent stables ou en déclin. Dans l'ensemble, les moules de la famille des Dreissenidés sont une composante dominante de la communauté des espèces benthiques. Par conséquent, elles ont joué un rôle prépondérant dans l'altération des communautés de zooplancton et de phytoplancton, dans la perturbation du cycle des nutriments et dans l'augmentation de la clarté de l'eau.

Sur la terre, les espèces envahissantes terrestres ont des répercussions considérables et continuent à se propager dans tout le bassin des Grands Lacs. Cinq espèces envahissantes terrestres ont été évaluées collectivement – *Phragmites*, la salicaire pourpre, l'alliaire officinale, l'agrile du frêne et le longicorne asiatique. Ces espèces sont largement répandues et leurs aires de répartition semblent augmenter. Toutes ces espèces ont un effet nuisible sur l'écosystème environnant, causant notamment une dégradation de l'habitat et de la qualité de l'eau.

La limitation des répercussions des espèces envahissantes actuelles est essentielle. Or, les efforts de prévention binationaux, qui comprennent la détection précoce continue et des programmes d'intervention rapide, permettent de faire une différence marquée dans l'assurance que les Grands Lacs ont en santé, sécuritaires et viables.

## Sous-indicateurs appuyant l'évaluation de l'indicateur

Sous-Indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Impacts d'Espèces aquatiques envahissantes	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore
Moules de la famille des Dreissenidés	Inchangée	Se détériore	Se détériore	S'améliore	Se détériore
Grande lamproie marine	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore	Inchangée
Espèces terrestres envahissantes	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore

État :	BON	PASSABLE	MÉDIOCRE	INDÉTERMINÉ
--------	-----	----------	----------	-------------



## Sous-indicateur : Impacts d'espèces aquatiques envahissantes

### Évaluation globale

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : Bien que l'introduction de nouvelles espèces dans les Grands Lacs ait été empêchée, celles qui sont établies continuent de se répandre dans le bassin. Aucune nouvelle espèce aquatique exotique (EAE) ne s'est établie dans les Grands Lacs depuis près d'une décennie, mais les incidences des envahisseurs établis persistent et leur aire de répartition dans les lacs s'élargit, d'où une situation médiocre et une tendance qui se détériore. Le système d'information sur les espèces aquatiques exotiques des Grands Lacs (Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information – GLANSIS) compte plus de 15 000 enregistrements d'espèces qui ont commencé à occuper de nouveaux lieux au cours de la dernière décennie. Jusqu'à maintenant, 185 espèces exotiques se sont établies dans le bassin des Grands Lacs, mais aucune nouvelle espèce n'a été signalée depuis 2006 (GLANSIS, 2015). Le myriophylle brésilien (*Myriophyllum aquaticum*) était établi dans le lac Meserve, en Indiana (dans le bassin de drainage du lac Michigan), en 2006, mais n'a pas été signalé ailleurs dans le bassin. Cette espèce est une plante ornementale d'étang qui s'est échappée de cultures. Le mysidacé tacheté (*Hemimysis anomala*) a été signalé pour la première fois dans les Grands Lacs en 2006, dans le lac Michigan, mais les relevés effectués la même année ont permis de constater qu'il était déjà largement répandu (populations dans les lacs Michigan, Érié et Ontario) partout dans les Grands Lacs; les eaux de ballast sont mises en cause dans l'introduction de cette espèce. Veuillez remarquer qu'une nouvelle espèce, *Thermocyclops crassus*, a été découverte dans le lac Érié en 2016, après l'analyse effectuée pour le présent rapport. À la suite de l'examen d'échantillons archivés réalisé par des scientifiques de l'EPA, nous estimons actuellement que l'introduction de *Thermocyclops crassus* s'est produite en 2014 et nous révisons le nombre total d'espèces, qui est maintenant de 186.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : Le lac Supérieur est l'endroit où la plus grande quantité d'eau de ballast est rejetée dans les Grands Lacs, mais cet état de choses a entraîné relativement peu d'établissements directs d'EAE (Grigorovich et coll., 2003). Les déplacements entre les bassins ont vraisemblablement de plus grandes conséquences. Les espèces établies dans le bassin des Grands Lacs continuent de s'introduire dans le lac Supérieur et d'y élargir leur aire de répartition. GLANSIS compte 19 espèces qui ont été introduites dans le lac Supérieur au cours de la dernière décennie, bien qu'elles aient déjà été présentes ailleurs dans les Grands Lacs (dans certains cas, il s'agit vraisemblablement d'un retard à signaler les observations). Selon les données, l'aire de répartition de 67 espèces s'est étendue à l'intérieur du bassin du lac Supérieur au cours de la même période. Pour bon nombre d'entre elles, il s'agit d'expansions importantes d'espèces ayant beaucoup d'incidences. Depuis 2010, deux nouvelles espèces exotiques seulement ont été observées dans le lac Supérieur : la maladie infectieuse mortelle des poissons (c.-à-d. la septicémie hémorragique virale) a été découverte en 2010 et la vivipare géorgienne a été découverte et signalée en 2015. Veuillez remarquer que l'ajout de la vivipare géorgienne (*Viviparus georgianus*) dans le lac Supérieur en 2016 (dont l'introduction date de 2014), qui a été signalée après l'analyse réalisée pour le présent rapport, porterait le nombre de nouvelles introductions dans ce lac au cours de la dernière décennie à 20, mais tout l'ensemble de données n'a pas été analysé de nouveau de façon systématique (l'aire de répartition d'autres espèces peut aussi s'être élargie ou les dates d'introduction peuvent avoir été révisées).

#### Lake Michigan

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : Les espèces établies dans le bassin des Grands Lacs continuent de s'introduire dans le lac Michigan et d'y élargir leur aire de répartition. Aucune nouvelle espèce n'a été signalée pour le lac Michigan depuis 2009. GLANSIS compte plus d'une trentaine d'espèces qui ont été signalées dans le bassin versant du lac Michigan pour la première fois au cours de la dernière décennie (dans certains cas, il s'agit vraisemblablement d'un retard à

signaler les observations), par exemple, tout récemment, la petite naïade (*Najas minor*) et l'écrevisse rouge des marais (*Procambarus clarkia*) en 2009. Selon les données, l'aire de répartition de 86 espèces s'est étendue à l'intérieur du bassin du lac Michigan au cours de la même période. Pour bon nombre d'entre elles, il s'agit d'expansions importantes d'espèces ayant de grandes incidences.

## **Lac Huron**

Situation : Médiocre

Tendance: Se détériore

Justification : Les espèces établies dans le bassin des Grands Lacs continuent de s'introduire dans le lac Huron et d'y élargir leur aire de répartition. GLANSIS compte 23 espèces signalées pour la première fois dans le lac Huron au cours de la dernière décennie (dans certains cas, il s'agit vraisemblablement d'un retard à signaler les observations), comme, tout récemment, le brochet maillé (*Esox niger*) en 2015, et le gobie de la mer Noire (*Proterorhinus semilunaris*) en 2012. Selon les données, l'aire de répartition de 54 espèces s'est étendue à l'intérieur du bassin du lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie) au cours de la même période. Pour bon nombre d'entre elles, il s'agit d'expansions importantes d'espèces ayant de grandes incidences.

## **Lac Érié**

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : Les espèces établies dans le bassin des Grands Lacs continuent de s'introduire dans le lac Érié et d'y élargir leur aire de répartition. GLANSIS compte 29 espèces qui ont été signalées pour la première fois dans le lac Érié au cours de la dernière décennie (dans certains cas, il s'agit vraisemblablement d'un retard à signaler les observations), par exemple, tout récemment, un copépode parasite (*Neoergasilus japonicus*) en 2011. Selon les données, l'aire de répartition de 76 espèces s'est étendue à l'intérieur du bassin du lac Érié au cours de la même période. Pour bon nombre d'entre elles, il s'agit d'expansions importantes d'espèces ayant de grandes incidences. Veuillez remarquer que l'ajout de *Thermocyclops crassus* (dont l'introduction remonte à 2014, mais qui a été découvert après la réalisation de l'analyse pour le présent rapport) porterait le nombre d'espèces signalées pour la première fois dans le lac Érié au cours de la dernière décennie à 30, mais tout l'ensemble de données n'a pas été analysé de nouveau de façon systématique (l'aire de répartition d'autres espèces peut s'être élargie ou les dates d'introduction peuvent avoir été révisées).

## **Lac Ontario**

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : Les espèces établies dans le bassin des Grands Lacs continuent de s'introduire dans le lac Ontario et d'y élargir leur aire de répartition. GLANSIS compte 19 espèces qui ont été signalées pour la première fois dans le lac Ontario au cours de la dernière décennie (dans certains cas, il s'agit vraisemblablement d'un retard à signaler les observations), comme, tout récemment, le gobie de la mer Noire (*Proterorhinus semilunaris*) en 2011. Selon les données, l'aire de répartition de 79 espèces s'est étendue à l'intérieur du bassin du lac Ontario (y compris la rivière Niagara) au cours de la même période. Pour bon nombre d'entre elles, il s'agit d'expansions importantes d'espèces ayant de grandes incidences.

## **Lac Sainte-Claire et rivières Détroit et Sainte-Claire**

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : Les espèces établies dans le bassin des Grands Lacs continuent de s'introduire dans le lac Sainte-Claire (y compris les rivières Détroit et Sainte-Claire) et d'y élargir leur aire de répartition. GLANSIS compte 26 espèces qui ont été signalées pour la première fois dans ce corridor au cours de la dernière décennie (dans certains cas, il s'agit vraisemblablement d'un retard à signaler les observations), par exemple, tout récemment, le faux-nymphéa pelté (*Nymphoides peltata*) en 2015, le gambusie (*Gambusia affinis*) en 2013, la vivipare orientale (*Cipangopaludina chinensis*) en 2012 et le bulime (*Bithynia tentaculata*) en 2011. Selon les données, l'aire de répartition de 48 espèces s'est étendue dans le corridor du lac Sainte-Claire au cours de la même période. Pour bon nombre d'entre elles, il s'agit d'expansions importantes d'espèces ayant de grandes incidences.

## Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à évaluer la présence, le nombre, la répartition et les incidences des espèces aquatiques envahissantes dans les Grands Lacs laurentiens. Le nombre de nouvelles espèces aquatiques envahissantes qui se sont introduites dans les Grands Lacs depuis la dernière évaluation, une analyse rétrospective visant à déterminer par quelles voies elles sont vraisemblablement arrivées et une évaluation des données à long terme pour quantifier les tendances relatives au taux d'invasion permettront de mesurer celui-ci.

## 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 n° 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

### Contexte

Selon la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 186 espèces aquatiques exotiques (EAE) sont à l'heure actuelle établies dans les Grands Lacs (et au moins 17 espèces indigènes dans une partie ou une autre du bassin ont étendu leur aire de répartition à d'autres parties).

Dans les Grands Lacs, les navires transocéaniques (et le lest solide, les matières d'emballage, l'eau de ballast et les résidus de ballast) ont été le principal vecteur par lequel 44 % de toutes les EAE introduites se sont établies. Par le passé, l'introduction délibérée (poissons d'ensemencement et plantes horticoles et agricoles) a été un vecteur important (21 %); les rejets accidentels et les « passagers clandestins » d'organismes dont on fait le commerce (p. ex., les parasites, les maladies et les contaminants dans les envois) ont également été des vecteurs importants (respectivement, 10 % et 5 %).

Au cours des années 1980, l'importance des eaux de ballast des navires comme vecteur de l'introduction d'EAE 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 eurasiennne 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 exotiques nuisibles (*Nonindigenous Aquatic Nuisance Prevention and Control Act*), qui a produit le premier règlement sur l'échange et la gestion du 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'avait pas diminué jusqu'à récemment (Grigorovich et coll., 2003; Holeck et coll., 2004; Ricciardi, 2006). Cependant, plus de 90 % des navires transocéaniques qui arrivaient dans les Grands Lacs pendant les années 1990 déclaraient être « déballastés » (Colautti et coll. 2003; Grigorovich et coll., 2003; Holeck et coll., 2004); ils n'étaient pas tenus d'échanger le 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 des 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 soit être d'au moins 30 parties par mille milliards (Gouvernement du Canada, 2006). Au cours de la décennie qui s'est écoulée depuis, aucune nouvelle introduction d'EAE par les eaux de ballast n'a été observée (la dernière étant *Hemimysis anomala*, prélevée en mai 2006) bien que le nombre de navires déballastés en transit soit assez stable. La réglementation relative aux eaux de ballast semble avoir dans une large mesure réussi à empêcher les nouvelles introductions par ce vecteur : une seule nouvelle introduction a été attribuée à ce vecteur au cours de la dernière décennie (2006-2015), alors qu'il y en avait eu neuf

pendant la décennie antérieure (1996-2005) et 18 au cours de l'avant-dernière décennie (1986-1995). Cependant, le mouvement de l'eau de ballast dans le bassin, qui n'est pas actuellement réglementé, risque de présenter un risque relativement élevé de propagation d'espèce aquatique exotique (Casas-Monroy et al. 2014).

Outre qu'elles s'introduisent dans les Grands Lacs par le transport, les EAE s'y introduisent en deuxième lieu par les rejets et les transferts, et en s'échappant. 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 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 maritime et sanitaire de Chicago (Chicago Sanitary and Ship Canal – CSSC). Un prototype de barrière 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 U.S. Army Corps of Engineers (en collaboration avec l'État de l'Illinois) a terminé la construction d'une deuxième barrière permanente en 2005. 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 août de l'année de surveillance 2011, seul l'ADN de la carpe argentée a été détecté dans le lac, au-delà des obstacles. Malgré des activités d'échantillonnage intensives faisant suite à trois cycles consécutifs d'analyses de l'ADNe qui avaient été positives dans la région du lac Calumet, aucune carpe asiatique n'a été observée ni capturée. Près d'un million de carpes asiatiques, y compris la carpe à grosse tête et la carpe noire, sont vendues annuellement dans les poissonneries 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 U.S. 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 une espèce nuisible en vertu de la loi Lacey (*Lacey Act*), qui interdit leur transport entre les États. Comme l'explique Alexander (2003), les sauvegardes juridiques en matière de commerce des poissons exotiques vivants dans les États des Grands Lacs et du fleuve Mississippi, au Québec et en Ontario, présentent de nombreuses failles. 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 triploidie (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.

## Situation

Le nombre total d'espèces aquatiques exotiques (EAE) 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 qu'il y ait eu 34 introductions d'espèces envahissantes depuis la signature de l'AQEGL, aucune **nouvelle** espèce n'a été découverte depuis 2006. Les espèces introduites 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 19 pour le lac Supérieur à 30 pour le lac Michigan) et qu'au moins une nouvelle espèce a été observée dans la quasi-totalité des bassins versants de tout le bassin au cours de cette décennie.

Un outil d'évaluation des incidences mis au point par la NOAA (NOAA, 2014) a été appliqué à 182 des EAE établies dans les Grands Lacs. En bref, cette évaluation de type questionnaire a porté sur trois grandes catégories d'incidences : environnementales, socioéconomiques et bénéfiques. Une analyse documentaire et une évaluation par des spécialistes ont permis d'établir les critères des scores de chacune des catégories d'incidences, les résultats se voyant affecter un score qualitatif (élevées, moyennes, faibles ou inconnues). Au moins 31 % des espèces exotiques des Grands Lacs ont des incidences environnementales importantes (moyennes ou élevées), comme le montre la figure 3. Bien que beaucoup plus élevée que l'estimation souvent citée selon laquelle « 10 % des espèces exotiques établies ont des incidences importantes », cette estimation sous-estime probablement aussi les véritables effets sur l'environnement. Si les 88 espèces qu'il est impossible à l'heure actuelle d'évaluer pleinement (par suite du manque de données) suivent les tendances des espèces évaluées, cette proportion sera plus proche de 60 %. Bien que moins

importants, les effets socioéconomiques sont aussi probablement supérieurs à 10 %; nous estimons que de 14 % à 16 % des espèces exotiques présentes dans les Grands Lacs ont des incidences socioéconomiques moyennes ou élevées (NOAA, 2014).

L'incidence économique globale des EAE 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 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 dreissénidés, 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).

## Liens

**Implosion de l'invasion :** Des indices 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 EAE peut faciliter l'établissement ou la croissance de la population d'une autre (Ricciardi, 2001). Par exemple, la grande lamproie marine (*Petromyzon marinus*) a peut-être créé un espace dans lequel le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) n'a pas d'ennemi, ce qui a facilité son établissement, et le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) et *Echinogammarus ischnus* (un amphipode) ont proliféré en présence des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) et des moules quaggas (*Dreissena bugensis*), qui étaient déjà établies. Dans les faits, les moules dreissénidés ont préparé le terrain pour l'augmentation du nombre d'espèces envahissantes qui s'établissent, en particulier celles qui ont coévolué avec elles dans la région pontocaspienne. Il s'agit peut-être là d'un facteur crucial qui explique que les espèces continuent de se répandre d'un lac à l'autre dans le réseau des Grands Lacs.

**Plusieurs facteurs de stress :** Les changements de la qualité de l'eau, les changements climatiques mondiaux et l'utilisation des terres peuvent également faire que les Grands Lacs deviennent plus propices à l'établissement de nouveaux envahisseurs. La possibilité que les changements climatiques facilitent la propagation vers le nord d'espèces envahissantes et d'espèces indigènes dans des habitats dans lesquels elles ne sont pas indigènes (p. ex., expansion de l'aire de répartition) nous inquiète particulièrement.

**Modifications secondaires des populations indigènes :** Les EAE 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 EAE 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).

L'enlèvement des barrages accroît la possibilité que les EAE colonisent de nouveaux lieux. Par contre, il est question actuellement d'effectuer la séparation écologique des Grands Lacs et du bassin du fleuve Mississippi afin de limiter le transfert d'EAE entre ces bassins.

De nombreux végétaux exotiques peuvent former des tapis denses qui empêchent les poissons de fréquenter les habitats littoraux. La colonisation du lit des lacs par les moules dreissénidés 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.).

## Commentaires des auteurs

Des EAE 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 continuent de s'introduire dans les Grands Lacs. Les voies de communication actuelles entre le bassin versant des Grands Lacs et les réseaux à l'extérieur de ce bassin, comme le 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 la modification du visage de l'industrie dans la

région. Les changements climatiques peuvent aussi faciliter la migration d'espèces vers le nord et modifier l'habitat d'une manière qui favorise certains envahisseurs plutôt que les espèces indigènes, ou qui modifient leurs incidences. La hausse des températures de l'eau des lacs associée aux changements climatiques augmentera les probabilités que des EAE 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 les interactions positives des EAE établies ou des espèces indigènes facilitent l'établissement de nouvelles EAE. Chaque nouvelle espèce envahissante peut interagir de façon imprévisible avec des espèces envahissantes déjà établies, et créer ainsi des incidences synergiques (Ricciardi, 2001 et 2005). Par exemple, on croit que les flambées récurrentes de botulisme aviaire dans la partie inférieure des Grands Lacs résultent des effets des moules dreissenidés et des gobies à taches noires, les moules créant des conditions environnementales qui favorisent les bactéries pathogènes et les gobies transférant les toxines bactériennes des moules à des niveaux supérieurs du réseau trophique.

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 ne suit que 12 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.

Les auteurs du rapport précédent ont recommandé d'analyser davantage les options en matière de prévention, de propagation et de lutte contre les EAE. Nous avons tenté provisoirement d'inclure ici de l'information sur la propagation et les incidences en considérant celles-ci comme des indicateurs des pressions écosystémiques. Bien que GLANSIS ait commencé à donner de l'information sur la réglementation et les options de lutte (en attendant le mémo technique de la NOAA de 2015), cela dépasse le cadre du présent rapport puisque l'accent serait mis sur une des réponses.

### Évaluation de la qualité des données

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

### Remerciements

Auteur :  
Rochelle Sturtevant, Ph. D.

Regional Sea Grant Specialist - Outreach  
 NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory  
 4840 South State Road, Ann Arbor, MI 48108

Kristen T. Holeck, Department of Natural Resources, Cornell University, Bridgeport, NY

Collaborateurs :

Abigail J. Fusaro, NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, MI

Jeff Brinsmead, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario

## Sources d'information

Adebayo, A.A., E. Briski, O. Kalaci, M. Hernandez, S. Ghabooli, B. Beric, et coll. 2011. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*) in the Grands Lacs: 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.

Bailey, S.A., I.C. Duggan, P.T. Jenkins et H.J. MacIsaac. 2005. Invertebrate resting stages in residual ballast sediment of transoceanic ships. *J. can. sci. aquat. halieut.* 62:1090-1103.

Casas-Monroy, O., Linley, R.D., Adams, J.K., Chan, F.T., Drake, D.A.R., and Bailey, S.A. 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., A.J. Niimi, C.D.A. van Overdijk, E.L. Mills, K.T. Holeck et H.J. MacIsaac. 2003. Spatial and temporal analysis of transoceanic shipping vectors to the Great Lakes. Dans *Invasion Species: Vectors and Management Strategies*, G.M. Ruiz et J.T. Carlton, éd., p. 227-246. Washington, DC: Island Press.

Cole, R. 2001. USGS Factsheet: Exotic parasite causes large scale mortality in American coots. Peut être consulté à l'adresse [http://www.nwhc.usgs.gov/publications/fact\\_sheets/pdfs/fact\\_lpolyoon.pdf](http://www.nwhc.usgs.gov/publications/fact_sheets/pdfs/fact_lpolyoon.pdf)

Cudmore-Vokey, B. et E.J. Crossman. 2000. Checklists of the fish fauna of the Laurentian Great Lakes and their connecting channels. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2250:v + 39.

Duggan, I.C., C.D.A. van Overdijk, S.A. Bailey, P.T. Jenkins, H. Limén et H.J. MacIsaac. 2005. Invertebrates associated with residual ballast water and sediments of cargo carrying ships entering the Great Lakes. *J. can. sci. aquat. halieut.* 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., R.I. Colautti, E.L. Mills, K.T. Holeck, A.G. Ballert et H.J. MacIsaac. 2003. Ballast-mediated animal introductions in the Laurentian Great Lakes: retrospective and prospective analyses. *J. can. sci. aquat. halieut.* 60:740-756.

Herborg, L.-M., N.E. Mandrak, B.C. Cudmore et H.J. MacIsaac. 2007. Comparative distribution and invasion risk of snakehead (Channidae) and Asian carp (Cyprinidae) grizzli. *J. can. sci. aquat. halieut.* 64:1723-1735.

Holeck, K.T., E.L. Mills, H.J. MacIsaac, M.R. Dochoda, R.I. Colautti 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.

- Johengen, T., D.F. Reid, G.L. Fahnenstiel, H.J. MacIsaac, F.C. Dobbs, M. Doblin, G. Ruiz et P.T. Jenkins. 2005. *A Final Report for the Project: Assessment of Transoceanic NOBOB Vessels and Low-Salinity Ballast Water as Vectors for Non-indigenous Species Introductions to the Great Lakes*. National Oceanic and Atmospheric Administration, Great Lakes Environmental Research Laboratory et University of Michigan, Cooperative Institute for limnology and Ecosystems Research, Ann Arbor. 287 p. Peut être consulté à l'adresse <http://www.glerl.noaa.gov/res/projects/nobob/products/NOBOBFinalReport.pdf>
- Kipp, R., S.A. Bailey, H. MacIsaac et A. Ricciardi. 2010. Transoceanic ships as vectors for nonindigenous freshwater bryozoans. *Diversity and Distributions* 16:77-83.
- Kolar, C.S., et D.M. Lodge. 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science* 298:1233-1236.
- Kolar, C.S., D.C. Chapman, W.R. Courtenay, C.M. Housel, J.D. Williams et D.P. Jennings. 2005. Asian carps of the genus *Hypophthalmichthys* (Pisces, Cyprinidae) - A biological synopsis and environmental risk assessment. *Report to US Fish and Wildlife Service per Interagency Agreement 94400-3-0128*.
- Mandrak, N.E. 1989. Potential invasion of the Great Lakes by fish species associated with climatic warming. *J. Great Lakes Res.* 15:306-316.
- Mendoza-Alfaro, R.E., B. Cudmore, R. Orr, J.P. Fisher, S.C. Balderas, W.R. Courtenay, P.K. Osorio, N. Mandrak, P.A. Torres, M.A. Damián, C.E. Gallardo, A.G. Sanguinés, G. Greene, D. Lee, A. Orbe-Mendoza, C.R. Martínez et O.S. Arana. 2009. *rinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species: test cases for the snakeheads (Channidae) and armored catfishes (Loricariidae) in North American inland waters*. Commission de coopération environnementale.
- Mills, E.L., J.H. Leach, J.T. Carlton et C.L. Secor. 1993 Exotic species in the Great Lakes: A history of biotic crises and anthropogenic introductions. *J. Great Lakes Res.* 19(1):1-54.
- Mills, E.L., M.D. Scheuerell, J.T. Carlton et D.L. Strayer. 1997. Biological invasions in the Hudson River. NYS Museum Circular, n° 57. Albany, NY.
- Ricciardi, A. 2001. Facilitative interactions among aquatic invaders: is an “invasional meltdown” occurring in the Great Lakes? *J. can. sci. aquat. halieut.* 58:2513-2525.
- Ricciardi, A. 2005. Facilitation and synergistic interactions among introduced aquatic species. Dans *Invasive Alien Species: A New Synthesis*. H.A. Mooney, R.N. Mack, J. McNeely, L.E. Neville, P.J. Schei et J.K. Waage, éd., p. 162–178. Washington, DC: Island Press.
- 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.
- Ricciardi, A. et J.B. Rasmussen. 1998. Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. *J. can. sci. aquat. halieut.* 55:1759-1765.
- Rixon, C.A.M., I.C. Duggan, N.M.N. Bergeron, A. Ricciardi et H.J. MacIsaac. 2005. Invasion risks posed by the aquarium trade and live fish markets on the Laurentian Great Lakes. *Biodiversity and Conserv.* 14:1365-1381.
- Rosaen, A.L., 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.
- Simberloff, D. 2006. Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? *Ecol. Letters* 9:912-919.

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.

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

U.S. Environmental Protection Agency. 2008. Predicting future introductions of nonindigenous species to the Great Lakes. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-08/066F. Peut être obtenu au National Technical Information Service, Springfield, VA, et consulté à l'adresse <http://www.epa.gov/ncea>.

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.

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

## Liste des figures

**Figure 1.** Nombre cumulatif d'introductions dans le bassin des Grands Lacs, par vecteur

Sources : GLANSIS

**Figure 2.** Nombre d'espèces aquatiques envahissantes présentes dans le bassin des Grands Lacs

Sources : GLANSIS

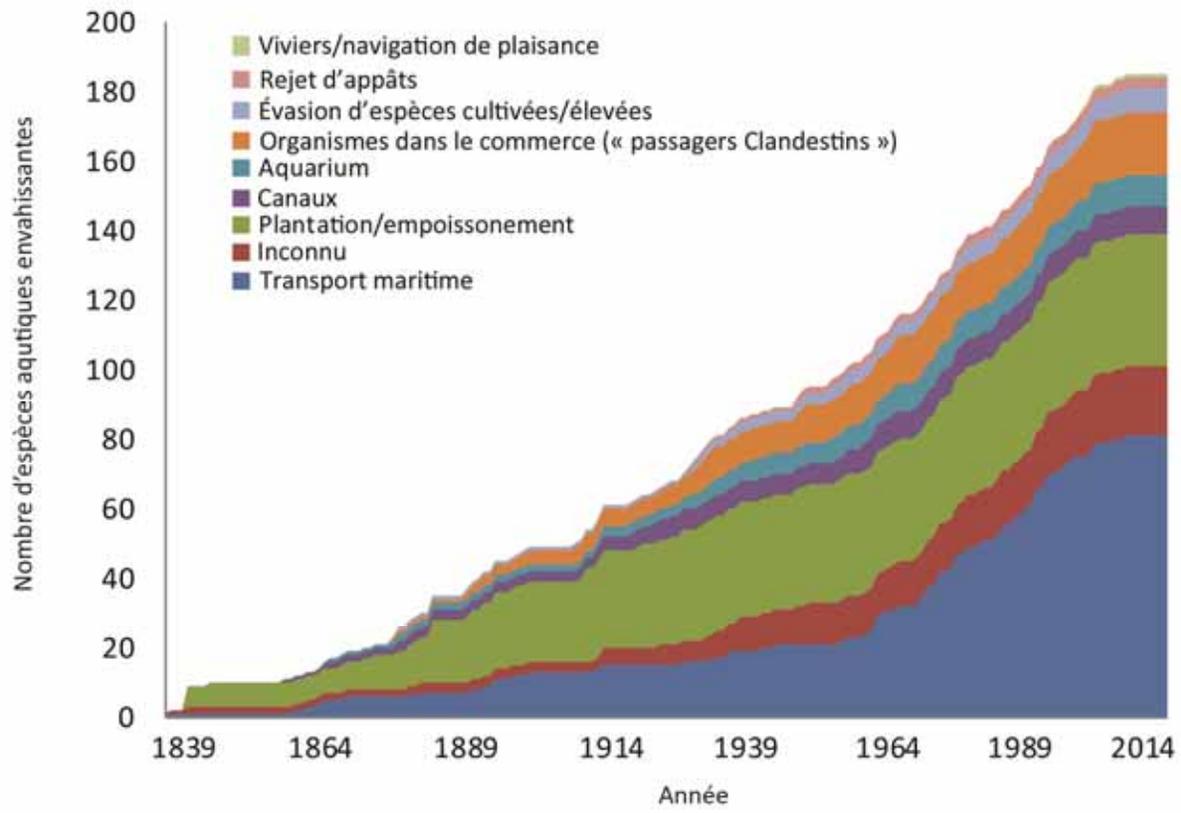
**Figure 3.** Incidences environnementales et socioéconomiques et avantages des espèces aquatiques envahissantes

Sources : GLANSIS

## Dernière mise à jour

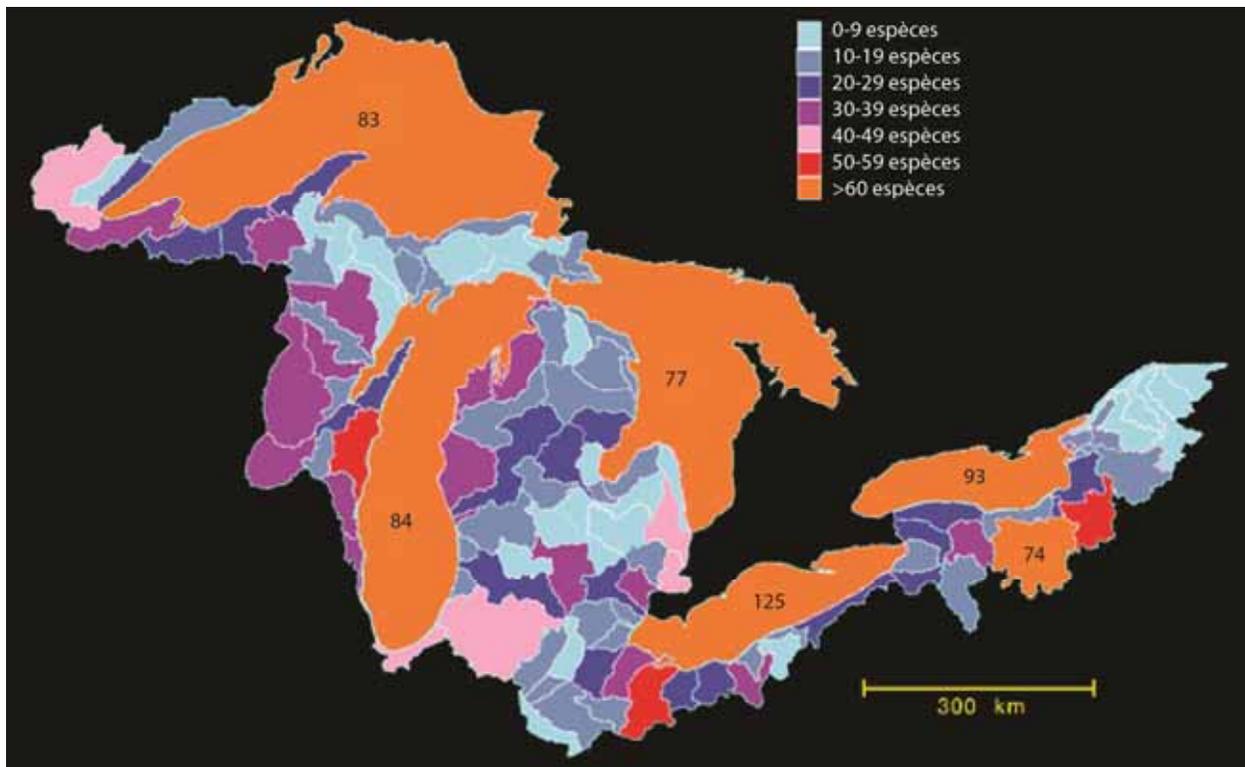
*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

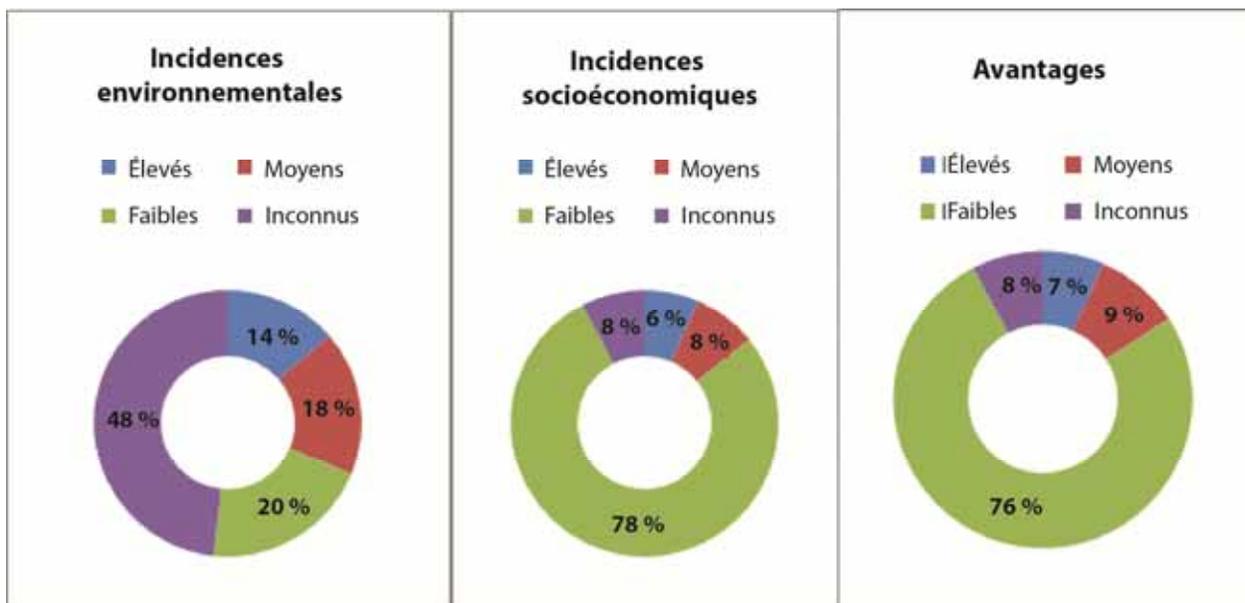


**Figure 1.** Nombre cumulé d'introductions dans le bassin des Grands Lacs, par vecteur  
Sources : GLANSIS

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 2.** Nombre d'espèces aquatiques envahissantes présentes dans le bassin des Grands Lacs  
Sources : GLANSIS



**Figure 3.** Incidences environnementales et socioéconomiques et avantages des espèces aquatiques envahissantes  
Sources : GLANSIS



## Sous-indicateur : Moules de la famille des Dreissénidés

### Évaluation globale

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

**Justification :** Dans l'ensemble des lacs, la situation des populations de moules de la famille des Dreissénidés 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, mais augmentent peu à peu dans les zones au large à plus de 90 m de profondeur. Les eaux profondes semblent demeurer le front d'invasion des moules quaggas, bien que les populations y augmentent plus lentement que ce qui a été observé dans les eaux moins profondes. Ces évaluations reposent surtout sur les relevés panlacustres effectués tous les cinq ans. Dans ces trois lacs, les moules quaggas ont remplacé les moules zébrées, sauf dans les baies et les zones littorales peu profondes. Parce que la région loin des rives de ces lacs (> 90 m) forme une proportion relativement élevée de leur superficie totale et que les moules quaggas continuent de se répandre dans cette région, la situation globale devrait se détériorer. Il faut remarquer aussi que, bien que la biomasse des moules ait diminué dans certains des lacs dans la zone de 30 m à 90 m, les dreissénidés restent une composante dominante du benthos. Selon le bassin lacustre, les populations de dreissénidés du lac Érié sont stables ou à la baisse, alors que le niveau des populations dans le lac Supérieur reste faible. Dans les régions de tous les lacs où les populations sont stables ou à la baisse, on ne sait pas bien si les incidences des moules deviennent moins graves. Les tendances des populations sont pour la plupart dérivées des estimations de la densité, mais les estimations de la biomasse produisent une meilleure évaluation des tendances. Il arrive cependant qu'il n'existe pas d'estimations de la biomasse ou que les méthodes pour la déterminer ne soient pas compatibles. Dans le présent rapport, les tendances relatives à la biomasse ne sont données que lorsque les estimations sont cohérentes dans le temps. De plus, les évaluations sont limitées aux principaux bassins des lacs et les voies interlacustres sont exclues. Il existe peu, sinon aucun, programme de surveillance régulière des voies interlacustres et, même s'il y en avait, les facteurs physiques tels que la variabilité du substrat, les courants, etc. n'offrent pas les meilleures conditions qui soient pour l'évaluation des tendances temporelles des populations. Dans les bassins principaux, l'accent sera mis sur les tendances aux profondeurs supérieures à 30 m. Les populations varient beaucoup à des profondeurs inférieures à celle-là, de sorte qu'il est difficile d'évaluer les tendances temporelles. Enfin, puisque les évaluations panlacustres reposent surtout sur des relevés effectués tous les cinq ans, les tendances temporelles peuvent être examinées surtout à ce niveau de détail. Certaines évaluations régionales sont effectuées chaque année, et elles ont été incluses lorsque les données sont disponibles.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Bon

Tendance : 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 zone en 2005. Depuis lors, la propagation et la croissance de la population des deux espèces de dreissénidés ont été minimales. Les deux espèces sont très abondantes dans le port de Duluth ou tout près de celui-ci, à proximité immédiate des rives du lac Supérieur. Des moules se sont toutefois propagées dans d'autres régions que le port de Duluth. Des moules zébrées ont été trouvées du côté oriental du lac, dans la baie Whitefish, en 2002, et dans une baie de l'Isle Royale en 2009. On pense que les concentrations de calcium dans le lac Supérieur sont trop faibles pour qu'il abrite de grandes quantités de moules.

#### Lac Michigan

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

**Justification :** La situation des populations de dreissénidés du lac Michigan est évaluée périodiquement au moyen de deux relevés importants. Un relevé est effectué tous les cinq ans dans tout le lac, alors que l'autre est réalisé dans le bassin méridional chaque année. Le dernier relevé quinquennal dont les résultats sont connus a eu lieu en 2010. La comparaison de la densité de la population des moules dreissénidés (toutes des quaggas) de 2010 à celle de 2005 a révélé que cette population semble s'être stabilisée à une profondeur de 31 m à 90 m (figure 1), mais qu'elle conti-

nue d'augmenter à une profondeur supérieure à 90 m (figure 2). Les données plus récentes du relevé annuel sur la densité et la biomasse dans le bassin méridional indiquent que les populations diminuent maintenant entre 30 m et 90 m (figures 3 et 4). La densité diminue aussi légèrement à plus de 90 m depuis 2012 (figure 3), mais la biomasse semble rester relativement stable (figure 4), ce qui signifie que la biomasse moyenne par moule (c.-à-d. la taille moyenne) augmente à cette profondeur. Malgré les diminutions dans l'intervalle 31-90 m, la population de moules quaggas dépasse toujours de beaucoup les densités maximales atteintes auparavant par les moules zébrées à ces profondeurs. Un relevé panlacustre a été effectué en 2015 (cinq ans depuis 2010) et ses résultats à venir confirmeront si ces tendances se manifestent partout dans le lac.

## Lac Huron

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : Le dernier relevé panlacustre des populations de dreissénidés du lac Huron a eu lieu en 2012. Entre 2007 et 2012, la densité des moules dreissénidés (toutes des quaggas) semble s'être stabilisée entre 31 m et 90 m, mais semble augmenter encore à plus de 90 m (figures 1 et 2). Au premier intervalle de profondeurs, la diminution des densités entre 31 m et 50 m a été contrebalancée par leur augmentation entre 51 m et 90 m (figure 5). Dans la baie Georgienne, les densités entre 31 m et 90 m ont diminué de moitié entre 2007 et 2012, et, comme en 2007, il n'y avait pas de moules aux sites échantillonnés dans le chenal nord.

## Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : Le point sur les tendances des populations de dreissénidés du lac Érié a été fait par Karatayev et coll. (2014). En 2009-2012, la présence de moules zébrées était rarement observée en dehors du bassin occidental, où elles ne formaient tout de même que 30 % de la densité totale des dreissénidés. Globalement, la densité des dreissénidés pour l'ensemble du lac était plus faible en 2009-2012 qu'en 2002, ce qui signifie que la tendance observée d'abord entre la fin des années 1990 et 2002 se poursuivait.

La diminution à l'échelle du lac était surtout fonction des diminutions dans le bassin oriental. Dans ce bassin, les densités moyennes avoisinaient  $9\ 000\ \text{m}^{-2}$  en 2002, mais seulement  $442\ \text{m}^{-2}$  en 2009-2012. Par le passé, les densités dans le bassin oriental ont été en général plus élevées que dans le bassin occidental et le bassin central mais, en 2012, les densités ont chuté dans le bassin oriental en deçà de celles qui étaient observées dans le bassin occidental. Parmi les explications possibles, il y a le manque de nourriture, la prédation par le gobie à taches noires et le biais d'échantillonnage lié au site, mais aucune d'entre elles n'a été démontrée hors de tout doute (Karatayev et coll., 2014).

Dans le bassin central, l'hypoxie saisonnière limite les populations.

Dans le bassin occidental, la mauvaise qualité des aliments (cyanophytes, particules inorganiques) limite les populations. Selon les relevés annuels de l'United States Geological Survey (USGS) effectués dans le bassin occidental uniquement, la population de dreissénidés semble stable, les densités annuelles fluctuant autour de  $1\ 000\ \text{m}^{-2}$  depuis 2006 (figure 6). De plus, bien que les moules quaggas aient remplacé les moules zébrées comme espèce de dreissénidés dominante, le pourcentage des sites échantillonnés où des moules de cette famille sont présentes fluctue autour d'un niveau moyen depuis le début des années 2000, ce qui signifie que la population totale ne se répand pas dans le bassin occidental (figure 6).

## Lac Ontario

Situation : Médiocre

Tendance : Se détériore

Justification : Le dernier relevé des populations de dreissénidés à l'échelle du lac Ontario a eu lieu en 2013. La densité des moules dreissénidés (toutes des quaggas) à 31-90 m de profondeur était plus faible en 2013 qu'en 2008 (figure 1). La densité à cet intervalle de profondeurs semble avoir atteint un sommet en 2003. Par contre, 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 2). Alors que la densité à 31-90 m de profondeur était plus faible en 2013 qu'en 2008, la biomasse était légèrement plus élevée. La biomasse moyenne était de  $31,2\ \text{g}\ \text{m}^{-2}$  en 2013, par comparaison à  $19,3\ \text{g}\ \text{m}^{-2}$  en 2008. Cela vient de ce que la taille moyenne des moules était plus grande la dernière année.

## Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur vise à évaluer la situation de la population des moules envahissantes *Dreissena rostriformis bugensis* (moules quaggas) et *Dreissena polymorpha* (moules zébrées) dans les Grands Lacs.

## Objectif écosystémique

Les dreissénidés modifient 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, on ne sait pas bien de quelle façon gérer efficacement les ressources. Le sous-indicateur a donc trait à l'objectif du maintien d'écosystèmes sains et durables.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général n° 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

Les populations de dreissénidés des Grands Lacs en sont à l'heure actuelle à diverses étapes de changement. Dans bon nombre de régions au large des rives, les populations augmentent, mais certaines populations des régions 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.

De nombreuses activités d'échantillonnage ont cherché à fournir des données sur l'abondance et la biomasse des populations. Bien que l'abondance soit la mesure de la situation des populations dont il est fait état le plus souvent, la biomasse représente une meilleure mesure pour l'évaluation des conséquences écologiques et pour alimenter les modèles prédictifs. La biomasse est calculée à partir des tissus mous de ces organismes. Dans certains protocoles, il faut séparer les tissus mous de la coquille et déterminer directement le poids de ces tissus, alors que dans d'autres, il faut déterminer la fréquence des tailles des populations (longueur des coquilles) et déduire la biomasse des tissus à partir d'une relation prédéterminée entre la longueur des coquilles et le poids des tissus mous. Les données utilisées pour connaître la biomasse au moyen de ce dernier protocole peuvent également servir à évaluer la dynamique des populations et à 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 taille-fréquence 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 le 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 de la série des 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* – *Cladophora* est beaucoup influencée par l'augmentation des populations de moules et l'état correspondant de la clarté de l'eau et des éléments nutritifs dans les Grands Lacs.
- *Diporeia* (eaux libres) – *Diporeia* est une composante importante de la communauté benthique indigène à laquelle les dreissénidés nuisent.
- Efflorescences algales nuisibles – Les activités de filtration et d'excrétion des éléments nutritifs des dreissénidés peuvent entraîner un accroissement de la fréquence, de la répartition et de la gravité des

efflorescences algales sur les rives (algues enracinées/benthiques) et au large des rives, et favoriser la prédominance des cyanobactéries.

- Phytoplancton – L’abondance et la composition du phytoplancton ont été radicalement modifiées dans les zones des Grands Lacs où les moules dreissénidés sont devenues abondantes.

Il existe aussi un lien direct entre ce sous-indicateur et d’autres sous-indicateurs de la catégorie Espèces envahissantes, en particulier les espèces aquatiques envahissantes.

### Commentaires des auteurs

Les moules dreissénidés pouvant avoir causé des effets négatifs pour plusieurs autres indicateurs, elles sont pertinentes pour un certain nombre d’objectifs de gestion. Les dreissénidés ont nui directement ou indirectement à des espèces indigènes et ont donc une incidence négative sur l’intégrité biologique. Elles ont de plus altéré plusieurs utilisations bénéfiques énumérées à l’annexe 2, (1) de l’Accord relatif à la qualité de l’eau dans les Grands Lacs, 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 fortement prioritaires dans l’Entente révisée sur la qualité des eaux des Grands Lacs. Le U.S. 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 vise aussi à améliorer la communication et la coordination entre les chercheurs et les gestionnaires des ressources.

Compte tenu de l’expansion rapide des populations de *Dreissena* dans de nombreuses zones, et de la capacité des dreissénidés de provoquer des changements à l’échelle de l’écosystème, les organismes qui se sont engagés à dégager les tendances doivent faire rapidement état des données. Outre l’abondance, la biomasse devrait être surveillée à intervalles réguliers. Cette surveillance permet des comparaisons entre les lacs et avec les autres composantes du réseau trophique et est très utile pour les modèles prédictifs. Les dreissénidés colonisant 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, en particulier le littoral.

### Évaluation de la qualité des données

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

### Remerciements

Auteurs :

T.F. Nalepa, Water Center, Graham Sustainability Institute, Université du Michigan, Ann Arbor, MI  
 A. K. Elgin, Great Lakes Environmental Research Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration, Ann Arbor, MI

D. W. Schloesser, Great Lakes Science Center, U. S. Geological Survey, Ann Arbor, MI

## 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.

Karatayev, A.V., L.E. Burlakova, C. Pennuto, J. Ciborowski, V.A. Karatayev, P. Juetter et M. Clapsadl. 2014. Twenty years of changes in *Dreissena* spp. populations in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 40: 550-559.

Nalepa, T. F., D. W. Schloesser, C. M. Riseng, and A. K. Elgin. 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, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, MI. (in prep).

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.

## Liste des figures

**Figure 1.** Densités moyennes (nombre au mètre carré) des *Dreissena*, de sites situés à 31 m à 90 m de profondeur 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 tiretée; lac Huron = carrés rouges, ligne interrompue; lac Ontario = cercles noirs, ligne continue

Source : Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

**Figure 2.** Densités moyennes (nombre par mètre carré) des *Dreissena*, de sites situés à plus de 90 m de profondeur 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 tiretée; lac Huron = carrés rouges, ligne interrompue; lac Ontario = cercles noirs, ligne continue

Source : Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

**Figure 3.** Densité moyenne ( $\pm$  erreur-type) (nombre par mètre carré) des dreissenidés à chacun des quatre intervalles de profondeurs dans le sud du lac Michigan, 1992-2014. Le nombre de sites dans chacun des intervalles de profondeurs était le suivant : 16-30 m = 9-12, 31-50 = 11-13, 51-90 m = 11, > 90 m = 6. Moules zébrées = noir, moules quaggas = bleu. Deux stations aberrantes ont été enlevées : H-14 en 2012 (intervalle 31-50 m, densité = 50 201/m<sup>2</sup>) et H-18 en 2013 (intervalle 16-30 m, densité = 45 403/m<sup>2</sup>). Dans les deux cas, un des répliquats renfermait >5 000 moules récemment établies (longueur <1 mm), ce qui amplifiait les valeurs de la densité et de l'erreur-type

Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

**Figure 4.** Biomasse moyenne ( $\pm$  erreur-type) (grammes sans coquille par mètre carré) des dreissenidés à chacun des quatre intervalles de profondeurs dans le sud du lac Michigan, 1998-2014. Le nombre de sites dans chacun des intervalles de profondeurs était le suivant : 16-30 m = 9-12, 31-50 = 11-13, 51-90 m = 11, > 90 m = 6. Moules zébrées = noir, moules quaggas = bleu

Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

**Figure 5.** Densité (N<sup>bre</sup> m<sup>3</sup>) de moules zébrées (dessus) et de moules quaggas (ci-dessous) dans lac Huron, 2000-2012.

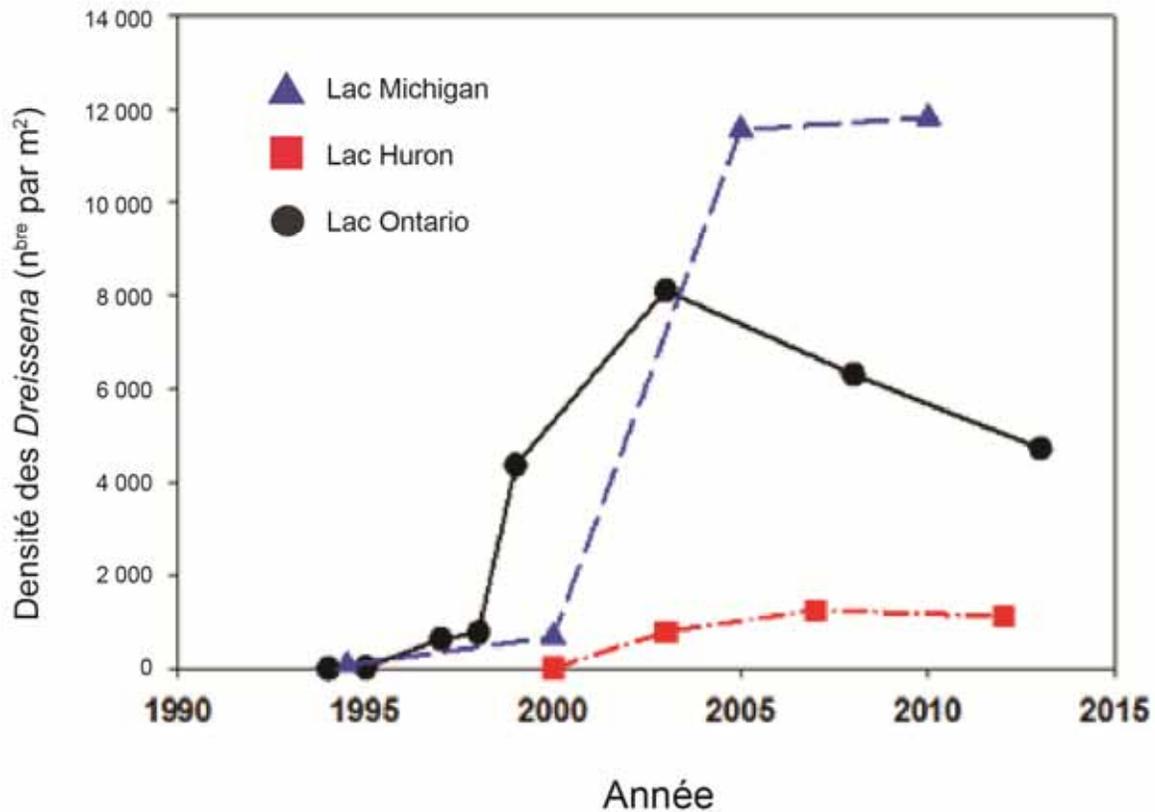
Source: Nalepa et coll. (en préparation)

**Figure 6.** Pourcentage des sites où il y avait des *Dreissena* (image supérieure) et densité moyenne des *Dreissena* (nombre par mètre carré) (image inférieure) dans l'ouest du lac Érié, 1991-2013; n=30. Moules zébrées = carrés bleus, moules quaggas = cercles noirs

Source : Great Lakes Science Center, USGS

## Dernière mise à jour

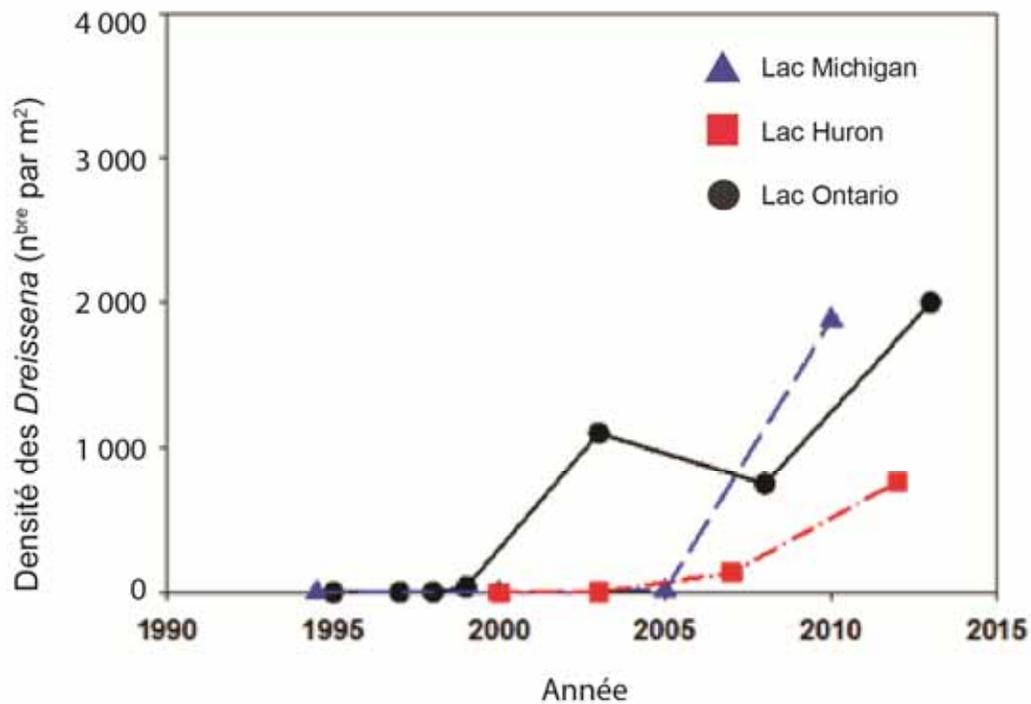
État des Grands Lacs 2017, Rapport technique.



**Figure 1.** Densités moyennes (nombre au mètre carré) des *Dreissena*, de sites situés à 31 m à 90 m de profondeur 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 tiretée; lac Huron = carrés rouges, ligne interrompue; lac Ontario = cercles noirs, ligne continue

Source : Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

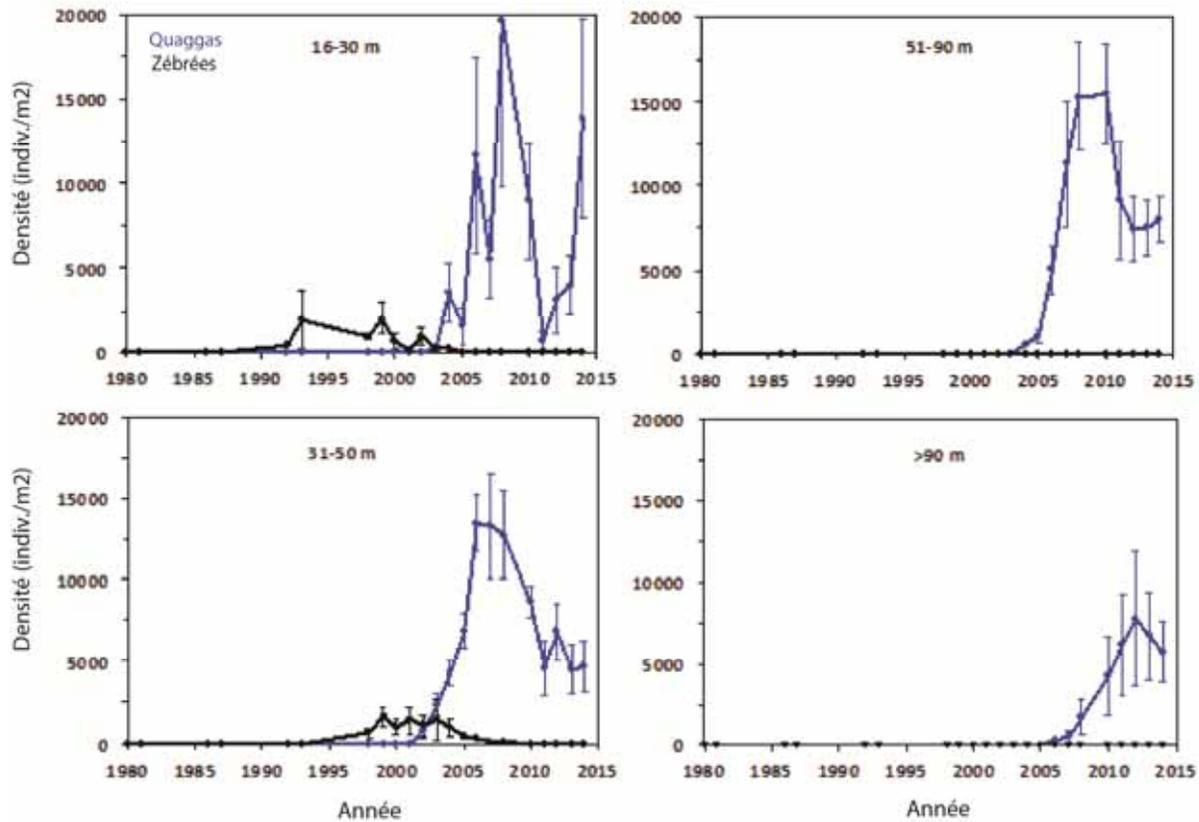
## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 2.** Densités moyennes (nombre par mètre carré) des *Dreissena*, de sites situés à plus de 90 m de profondeur 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 tiretée; lac Huron = carrés rouges, ligne interrompue; lac Ontario = cercles noirs, ligne continue

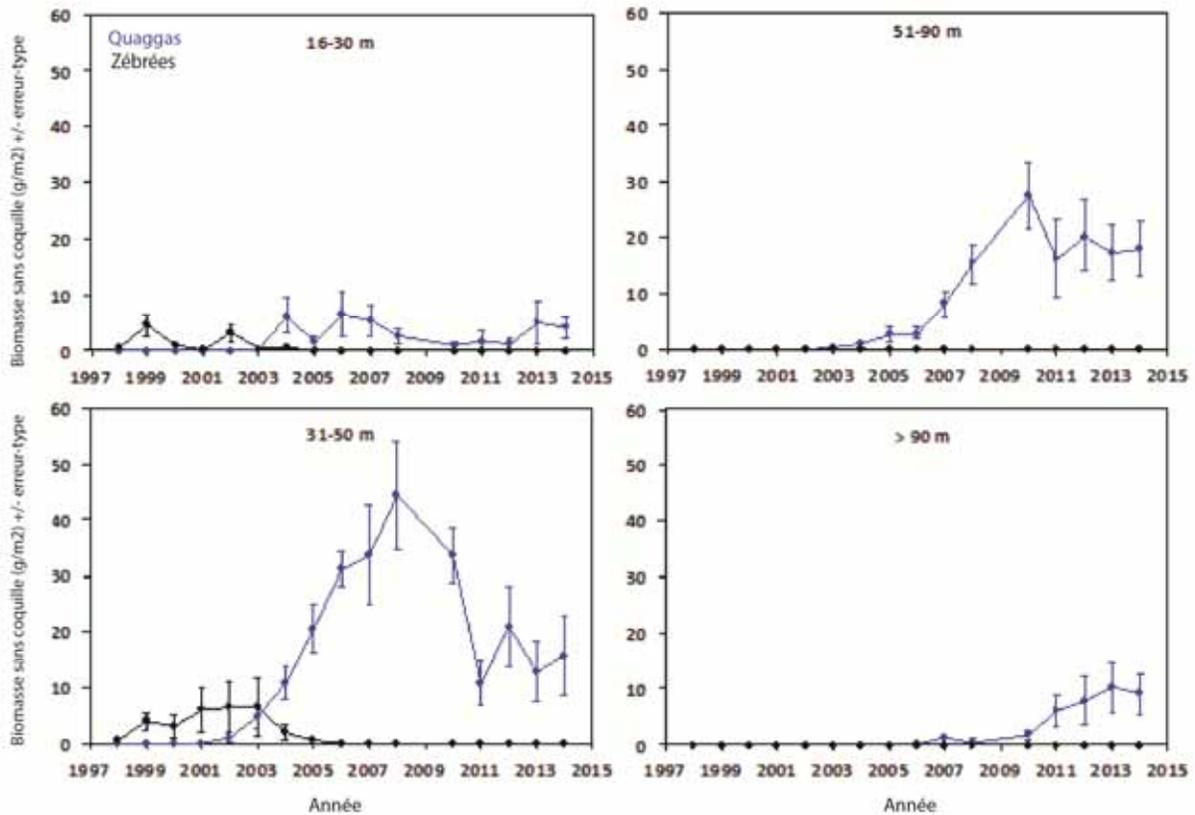
Source : Watkins et coll., 2007; Birkett et coll., 2015; Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



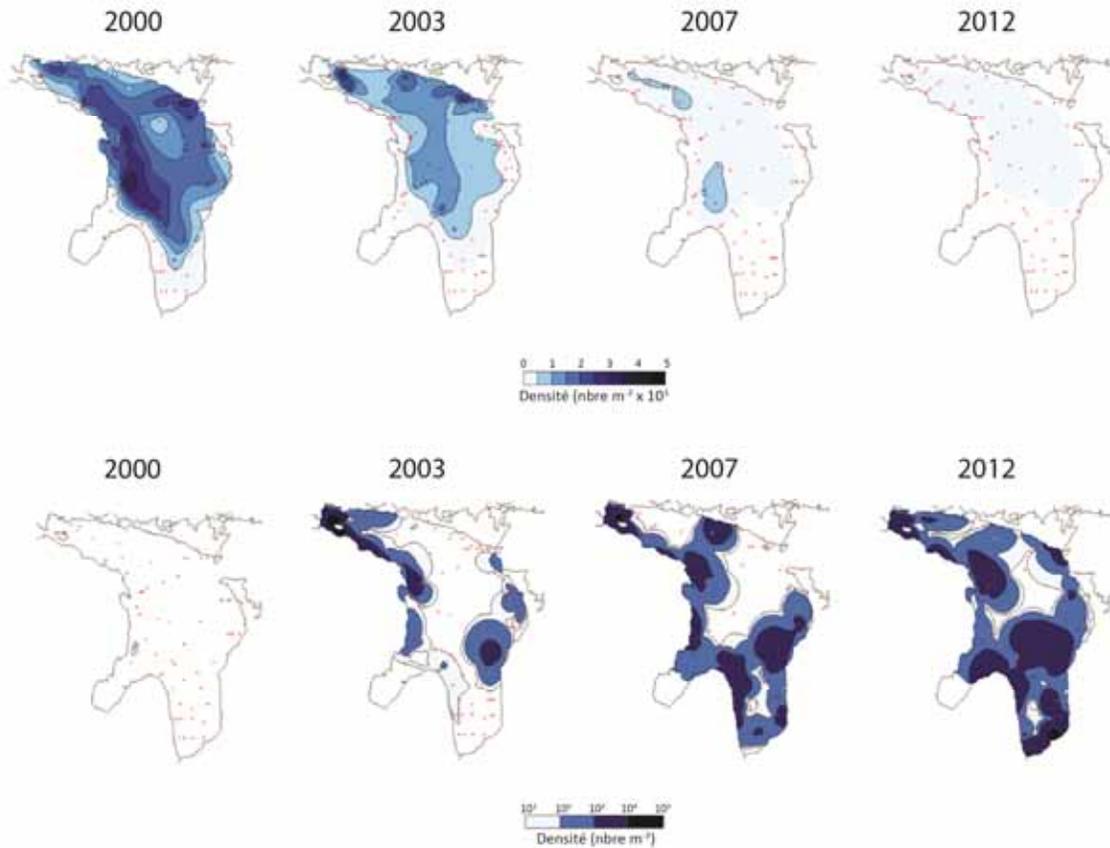
**Figure 3.** Densité moyenne ( $\pm$  erreur-type) (nombre par mètre carré) des dreissénidés à chacun des quatre intervalles de profondeurs dans le sud du lac Michigan, 1992-2014. Le nombre de sites dans chacun des intervalles de profondeurs était le suivant : 16-30 m = 9-12, 31-50 = 11-13, 51-90 m = 11, > 90 m = 6. Moules zébrées = noir, moules quaggas = bleu. Deux stations aberrantes ont été enlevées : H-14 en 2012 (intervalle 31-50 m, densité = 50 201/m<sup>2</sup>) et H-18 en 2013 (intervalle 16-30 m, densité = 45 403/m<sup>2</sup>). Dans les deux cas, un des répliquats renfermait >5 000 moules récemment établies (longueur <1 mm), ce qui amplifiait les valeurs de la densité et de l'erreur-type  
Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 4.** Biomasse moyenne ( $\pm$  erreur-type) (grammes sans coquille par mètre carré) des dreissénidés à chacun des quatre intervalles de profondeurs dans le sud du lac Michigan, 1998-2014. Le nombre de sites dans chacun des intervalles de profondeurs était le suivant : 16-30 m = 9-12, 31-50 = 11-13, 51-90 m = 11, > 90 m = 6. Moules zébrées = noir, moules quaggas = bleu

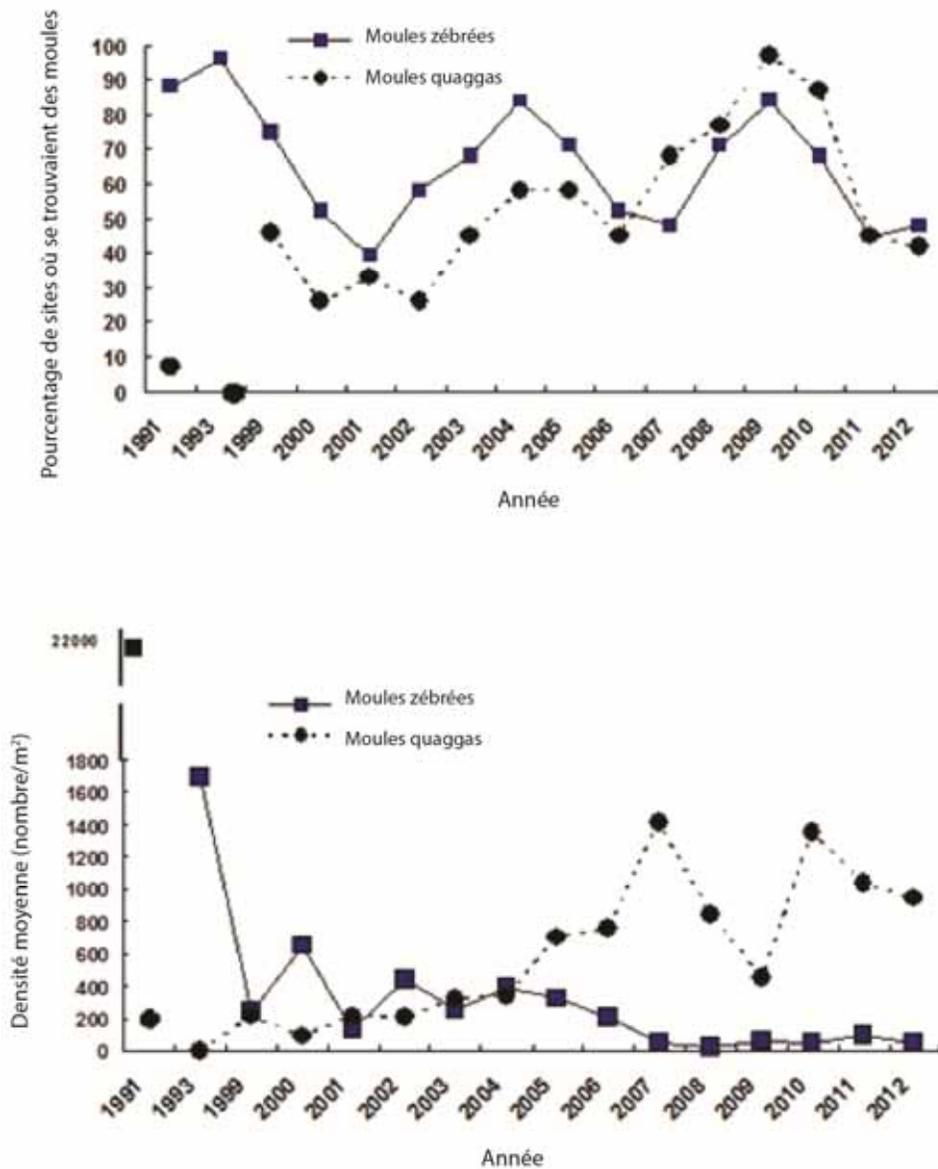
Source : Great Lakes Environmental Research Lab, NOAA



**Figure 5.** Densité ( $\text{N}^{\text{bre}} \text{m}^{-3}$ ) de moules zébrées (dessus) et de moules quaggas (ci-dessous) dans lac Huron, 2000-2012.

Source: Nalepa et coll. (en préparation)

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 6.** Pourcentage des sites où il y avait des *Dreissena* (image supérieure) et densité moyenne des *Dreissena* (nombre par mètre carré) (image inférieure) dans l'ouest du lac Érié, 1991-2013; n=30. Moules zébrées = carrés bleus, moules quaggas = cercles noirs  
 Source : Great Lakes Science Center, USGS



## Sous-indicateur : Grande lamproie marine

### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

**Justification :** Les activités annuelles de lutte contre la grande lamproie marine dans les Grands Lacs sont parvenues à réduire les populations de cette espèce de 90 % environ par rapport aux sommets atteints par le passé. À l'heure actuelle, les estimations de l'indice d'abondance de la grande lamproie marine adulte atteignent les cibles dans les lacs Huron, Michigan et Ontario et sont supérieures aux cibles, mais à la baisse, dans les lacs Supérieur et Érié. D'autres activités de réduction sont nécessaires pour que les indices atteignent les cibles dans tous les lacs.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : Les estimations de l'indice d'abondance de la grande lamproie marine adulte sont supérieures à la cible, mais diminuent depuis 2012.

#### Lac Michigan

Situation : Bon

Tendance : S'améliore

Justification : Les estimations de l'indice d'abondance de la grande lamproie marine adulte atteignent la cible et diminuent depuis 2012.

#### Lac Huron

Situation : Bon

Tendance : S'améliore

Justification : Les estimations de l'indice d'abondance de la grande lamproie marine adulte atteignent la cible et diminuent depuis 2012.

#### Lac Érié

Situation : Passable

Tendance : S'améliore

Justification : Les estimations de l'indice d'abondance de la grande lamproie marine adulte sont supérieures à la cible, mais diminuent depuis 2010.

#### Lac Ontario

Situation : Bon

Tendance : Inchangée

Justification : Les estimations de l'indice d'abondance de la grande lamproie marine adulte atteignent la cible et sont stables depuis 2013.

### 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 la grande lamproie marine cause à l'écosystème aquatique.

Surveiller les résultats des mesures de lutte contre la grande lamproie marine.

## Objectif pour l'écosystème

Ce sous-indicateur aide la Commission des pêcheries des Grands Lacs (CPGL) et les organismes de gestion des pêches à atteindre les objectifs établis pour les communautés ichtyologiques à l'aide d'un plan stratégique mixte de gestion des pêches dans les Grands Lacs. Ces objectifs visent à ramener les populations de grandes lamproies marines à des niveaux qui n'entraînent qu'une mortalité peu importante chez les poissons afin d'atteindre les objectifs pour le touladi et les autres membres de la communauté ichtyologique.

Ce sous-indicateur appuie en particulier le travail réalisé pour atteindre l'objectif général n° 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 ».

## État de l'écosystème

La grande lamproie marine est une espèce exotique et un parasite mortel de nombreuses espèces de poissons des Grands Lacs (p. ex., Bergstedt et Schneider, 1988; Kitchell, 1990) qui a causé une tragédie écologique et économique, vu 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, les grandes lamproies marines ont causé la mort d'environ 47 millions de kilogrammes (103 millions de livres) de poissons par année, une grande lamproie marine moyenne au stade parasitaire pouvant tuer jusqu'à 18 kg (40 livres) de poissons. Les grandes lamproies marines préfèrent la truite, le saumon, le grand corégone et l'esturgeon jaune, mais elles attaquent aussi de plus petits poissons, comme le doré jaune et la perche (CPGL). Le premier cycle complet de traitement des cours d'eau à l'aide du lampricide TFM (dès 1960 dans le lac Supérieur) est parvenu à réduire la population de grandes lamproies marines à moins de 10 % de ce qu'elle était avant l'application de mesures de lutte contre cette espèce dans tous les Grands Lacs, sauf le lac Érié. Les traitements subséquents effectués à intervalles réguliers partout dans les Grands Lacs ont maintenu les populations de grandes lamproies marines à ce niveau dans tous les lacs, sauf dans le lac Érié. La grande lamproie marine reste toutefois une cause importante de mortalité pour de nombreuses espèces de poissons (Bergstedt et Schneider, 1988; Kitchell, 1990) et il faut continuer de lutter contre elle 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 chacun des lacs sont le principal indicateur du rendement du Programme de lutte contre la grande lamproie marine (figure 1). 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 indices sont mis à jour chaque année.

Dans tous les lacs, sauf les lacs Huron et Michigan, les cibles correspondent à l'indice moyen estimé dans le lac en question durant les périodes où le taux de blessures infligées aux touladis par les grandes lamproies marines 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 n'était pas à un niveau tolérable, 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, il n'y a pas d'estimation de l'abondance de la grande lamproie marine au moment où le taux des blessures infligées aux touladis était tolérable, de sorte que la cible est fixée à l'aide des données de l'indice de la fin des années 1990 corrigées des taux de blessures aux touladis supérieurs à ce qui est tolérable. Les cibles ne sont actualisées que lorsqu'un cours d'eau est ajouté à la procédure d'estimation, ou enlevé de cette procédure.

Par les années passées, le sous-indicateur de la grande lamproie marine englobait les effectifs des grandes lamproies marines adultes pour l'ensemble d'un lac donné, considérés comme la somme des estimations des remontées pour tous les cours d'eau produisant des grandes lamproies marines dans le bassin de ce lac. Les effectifs étaient estimés dans les cours d'eau où des pièges étaient disposés, à l'aide de la méthode de marquage-recapture, ou par extrapolation à partir des estimations antérieures de l'efficacité de la capture dans des pièges, et dans les cours d'eau sans pièges au moyen d'un modèle établissant une corrélation entre l'effectif de la montaison et le débit d'un cours d'eau, l'abondance des larves et le nombre d'années depuis le dernier traitement (modèle des géniteurs; Mullett et coll., 2003). La majorité des effectifs étaient obtenus à l'aide du modèle des géniteurs. La CPGL a récemment modifié ses protocoles de surveillance de la grande lamproie marine, délaissant le modèle des géniteurs en faveur d'un indice de la grande lamproie marine 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 de grandes lamproies marines adultes à l'aide des meilleures données dont nous disposons : les données réelles de l'évaluation des populations, ce qui réduit l'incertitude et donne une meilleure méthode pour le suivi des populations de grandes lamproies marines adultes et l'évaluation des résultats du Programme de lutte contre la grande lamproie marine. Les indices antérieurs ont été recalculés afin que les données historiques soient compatibles avec les nouvelles données. Il est important de remarquer que le rapport antérieur sur les indicateurs (2011) n'aurait pas été substantiellement différent si la méthode de l'indice des adultes avait été utilisée. La modification des tendances par comparaison au rapport précédent n'est par conséquent pas due à une modification de la méthodologie; elle est le résultat de l'augmentation des activités de lutte contre la grande lamproie marine dans tous les lacs, en particulier dans les lacs Huron, Michigan et Érié.

Les taux de blessures causées aux touladis par la grande lamproie marine ont déjà aussi servi d'autres mesures de l'abondance de la grande lamproie marine par rapport à ses proies. Les taux de blessures n'ont toutefois pas servi directement à évaluer l'abondance de la grande lamproie marine dans les rapports précédents sur cet indicateur. Les tendances relatives aux blessures subies par les touladis ne correspondent pas toujours aux tendances en matière d'abondance de la grande lamproie marine. Elles dépendent de l'abondance des lamproies et de l'abondance de TOUS les poissons-hôtes. Ces relations sont difficiles à concilier en raison de l'absence de données sur l'abondance des hôtes autres que le touladi, d'où des incohérences entre l'abondance de la grande lamproie marine et les taux de blessures causées aux touladis (p. ex., le taux de blessures peut augmenter alors que la population de grandes lamproies marines est stable si l'abondance d'autres poissons-hôtes diminue). Cependant, les taux de blessures infligées à des touladis par la grande lamproie marine pour chacun des lacs, ainsi que leurs cibles, sont résumés à la figure 2 à titre d'information supplémentaire pour illustrer une partie de l'incidence de la lamproie sur les poissons des Grands Lacs, plus précisément sur le touladi.

## *Lac Supérieur*

Dans le lac Supérieur, l'estimation de l'indice d'abondance des adultes est supérieure à la cible, mais elle diminue depuis 2012. Les sources de grandes lamproies marines préoccupantes incluent la rivière Bad et les populations lenticques des rivières Kaministiquia, Nipigon, Gravel et Batchawana, dont les populations sont éparses et pour lesquelles le traitement au Bayluscide granulaire est moins efficace que les applications traditionnelles de TFM. Dans l'ensemble, les mesures de lutte à l'aide d'un lampricide ont augmenté depuis 2005, des affluents supplémentaires et des zones lenticques (estuaires, baies et affluents au débit lent) étant traités, ce qui réduit vraisemblablement le nombre de grandes lamproies marines adultes.

## *Lac Michigan*

Dans le lac Michigan, l'estimation de l'indice d'abondance des adultes atteint la cible. Les sources de grandes lamproies marines préoccupantes sont la rivière Manistique, d'autres affluents productifs dans la partie nord du lac ainsi que la rivière Ste-Marie (lac Huron). Les mesures de lutte faisant appel à un lampricide ont augmenté depuis 2006, avec l'application de traitements supplémentaires. De plus, la rivière Manistique a été traitée six fois depuis 2003, le tout dernier traitement ayant eu lieu en 2014. La réduction de l'abondance de la grande lamproie marine au cours des neuf dernières années est vraisemblablement due au traitement répété de la rivière Manistique.

## *Lac Huron*

Dans le lac Huron, l'estimation de l'indice d'abondance des adultes respecte la cible. Les sources de grandes lamproies marines préoccupantes sont la rivière Ste-Marie, d'autres affluents productifs dans la partie nord du lac (p. ex., les rivières Cheboygan et Mississagi) et la rivière Manistique (lac Michigan). Les mesures de lutte faisant appel à un lampricide ont augmenté depuis 2006, avec l'application de traitements supplémentaires. De plus, un effort de grande envergure en vue de traiter le chenal North du lac Huron (y compris la rivière Ste-Marie) a eu lieu depuis 2010-2011, et la zone du traitement a été élargie dans les parties septentrionales des lacs Huron et Michigan en 2012-2013 et en 2014-2015. La mise en œuvre de cette stratégie a permis de ramener le nombre de grandes lamproies marines au stade larvaire dans la rivière Ste-Marie à un bas niveau sans précédent, et l'estimation de l'indice d'abondance des adultes pour le lac Huron au niveau ciblé.

## *Lac Érié*

Dans le lac Érié, l'estimation de l'indice d'abondance des adultes est supérieure à la cible, mais elle diminue depuis 2010. Les sources de grandes lamproies marines préoccupantes comprennent des affluents difficiles à traiter (p. ex., le ruisseau Cattaraugus), des affluents où se trouvent des espèces préoccupantes (ruisseau Conneaut) et le réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit. Les activités de lutte à l'aide d'un lampricide ont considérablement augmenté en 2008-2010 avec la mise en œuvre d'une stratégie de traitement à grande échelle dans le cadre de laquelle tous les

affluents du lac Érié produisant des grandes lamproies marines ont été traités au cours d'années consécutives. Les activités se sont intensifiées en 2013 avec le traitement de 12 affluents. L'indice d'abondance de la grande lamproie marine adulte n'atteint pas encore la cible, comme on l'avait prévu. Des stratégies d'évaluation et de traitement sont en cours d'élaboration pour le corridor Huron-Érié.

## *Lac Ontario*

Dans le lac Ontario, l'estimation de l'indice d'abondance des adultes atteint la cible. La rivière Niagara est une source de grandes lamproies marines préoccupante : la population des grandes lamproies marines au stade larvaire y est petite en ce moment, mais pourrait devenir problématique en raison de l'amélioration de l'habitat et de la qualité de l'eau. Grâce à l'utilisation d'un lampricide à intervalles réguliers, l'indice d'abondance des grandes lamproies marines adultes dans le lac Ontario atteint la cible, ou est très près de l'atteindre.

## **Liens**

### **Touladi, doré jaune et esturgeon jaune**

La grande lamproie marine reste une source de mortalité importante pour de nombreuses espèces de poissons des Grands Lacs, dont le saumon atlantique, quinnat et coho, la lotte, les corégones, l'esturgeon jaune (menacé dans certaines parties du bassin des Grands Lacs), le touladi, la truite arc-en-ciel, le doré jaune, le grand corégone, etc. Cesser, même brièvement, de lutter contre la grande lamproie marine peut provoquer une augmentation rapide de son abondance et des dommages qu'elle inflige aux poissons. Il est nécessaire de continuer les traitements des zones lenticules et des cours d'eau pour contrebalancer le potentiel reproducteur de la lamproie, et atteindre les objectifs en matière de gestion des populations de nombreuses espèces et préserver le fonctionnement des écosystèmes.

### **Connectivité de l'habitat aquatique et qualité de l'eau**

La possibilité que la grande lamproie marine colonise de nouveaux endroits augmente lorsque la connectivité de l'habitat aquatique s'améliore 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 d'empêcher le passage des grandes lamproies marines et la production subséquente de lamproies dans la rivière sont des exemples de liens entre la grande lamproie marine et la connectivité de l'habitat aquatique. De plus, lorsque la qualité de l'eau s'améliore, des cours d'eau et des zones lenticules auparavant inhospitalières peuvent devenir des milieux de frai et de croissance viables pour la grande lamproie marine. Par exemple, au milieu des années 2000, une population larvaire importante qui exigeait des traitements réguliers au lampricide s'est établie pour la première fois dans l'estuaire de la rivière Kaministiquia (lac Supérieur) après qu'une papeterie locale a commencé le traitement tertiaire de ses effluents. L'établissement de populations larvaires dans les rivières Ste-Marie, Sainte-Claire, et dans le cours inférieur de la Niagara a fait suite aux efforts concertés d'amélioration de la qualité de l'eau. Comme l'esturgeon jaune, le grand corégone et le chat-fou tacheté parviennent maintenant à s'y reproduire, selon les observations, 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 associée à l'augmentation de la taille des grandes lamproies marines adultes (Kitchell et coll., 2014). La température augmentant, les grandes lamproies marines deviennent plus grosses, ce qui accroît leur métabolisme et les rend plus fécondes, d'où une augmentation possible du nombre de lamproies et des dommages qu'elles causent aux poissons-hôtes.

### **Commentaires des auteurs**

L'augmentation des traitements au lampricide a réduit les estimations de l'indice d'abondance des grandes lamproies marines adultes, les ramenant à l'intérieur des fourchettes ciblées pour trois des cinq Grands Lacs (Huron, Michigan et Ontario). Les effets de l'augmentation du nombre de traitements sont observés dans les estimations de l'indice deux ans après que les traitements ont eu lieu. Il faut aussi continuer de tenter de trouver des sources nouvelles ou inconnues de grandes lamproies marines. De plus, des recherches visant à mieux comprendre les interactions entre la grande lamproie marine et les proies, la dynamique du recrutement, la dynamique de la population des grandes lamproies marines qui survivent au traitement, de même que le perfectionnement des autres méthodes de lutte et les recherches sur ces autres méthodes sont tous essentiels pour atteindre les cibles et maintenir les estimations de l'indice à ce niveau.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

## Évaluation de la qualité des données

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

### Remerciements

Auteurs : Michael J. Siefkes, Commission des pêcheries des Grands Lacs, 2100 Commonwealth Blvd., Suite 100, Ann Arbor, MI 48105. Téléphone : 734-669-3013. Courriel : [msiefkes@glfc.org](mailto:msiefkes@glfc.org)

Collaborateurs : Jean V. Adams, U.S. Geological Survey, Great Lakes Science Center, 223 East Steinfest Road, Antigo, WI 54409. Téléphone : 715-627-4317, poste 3125. Courriel : [jvadams@usgs.gov](mailto:jvadams@usgs.gov)

Jessica M. Barber, U.S. Fish and Wildlife Service, Marquette Biological Station, 3090 Wright Street, Marquette, MI 49855. Téléphone : 906-226-1241. Courriel : [jessica\\_barber@fws.gov](mailto:jessica_barber@fws.gov)

Gale Bravener, ministère des Pêches et des Océans du Canada, Centre de contrôle de la grande lamproie marine, 1219, rue Queen Est, Sault Ste. Marie (Ontario) P6A 2E5. Téléphone : 705-941-2625. Courriel : [gale.bravener@dfo-mpo.gc.ca](mailto: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. *J. can. sci. halieut. aquat.* 45 :1406-1410.

Commission des pêcheries des Grands Lacs (GLFC). 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/pressrel/sea%20lamprey%20abundances%209-23-15.pdf>

DesJardine, R.L., T.K. Gorenflo, R.N. Payne et J.D. Schrouder. 1995. Fish-community objectives for Lake Huron. *Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ.* 95-1.

Eshenroder, R.L., M.E. Holey, T.K. Gorenflo et R.D. Clark, Jr. 1995. Fish-community objectives for Lake Michigan. *Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ.* 95-3.

Heinrich, J.W., K.M. Mullett, M.J. Hansen, J.V., Adams, G.T. Klar, D.A. Johnson, G.C. Christie et R.J. Young. 2003. Sea lamprey abundance and management in Lake Superior, 1957-1999. *J. Great Lakes Res.* 29 (1):566-583.

Horns, W.H., C.R. Bronte, T.R. Busiahn, M.P. Ebener, R.L. Eshenroder, T. Greenfly, N. Kmiecik, W. Mattes, J.W. Peck, M. Petzold et D.R. Schneider. 2003. Fish-community objectives for Lake Superior. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ. 03-01.

Kitchell, J.F. 1990. The scope for mortality caused by sea lamprey. Trans. Amer. Fish. Soc. 119:642-648.

Kitchell, J.F., 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. Univ. of Chicago Press.

Larson, G.L., G.C. Christie, D.A. Johnson, J.F. Koonce, K.M. Mullett et W.P. Sullivan. 2003. The history of sea lamprey control in Lake Ontario and updated estimates of suppression targets. J. Great Lakes Res. 29 (1):637-654.

Lavis, D.S., A. Hallett, E.M. Koon et T. McAuley. 2003. History of and advances in barriers as an alternative method to suppress sea lampreys in the Great Lakes. J. Great Lakes Res. 29 (1):584-598.

Morse, T.J., M.P. Ebener, E.M. Koon, S.B. Morkert, D.A. Johnson, D.W. Cuddy, J.W. Weisser, K.M. Mullet et J.H. Genovese. 2003. A case history of sea lamprey control in Lake Huron: 1979-1999. J. Great Lakes Res. 29 (1):599-614.

Mullett, K.M., J.W. Heinrich, J.V. Adams, R.J. Young, M.P. Henson, R.B. McDonald et M.F. Fodale. 2003. Estimating lakewide abundance of spawning-phase sea lampreys (*Petromyzon marinus*) in the Great Lakes: extrapolating from sampled streams using regression models. J. Great Lakes Res. 29 (1) :240-253.

Ryan, P.S., R. Knight, R. MacGregor, G. Towns, R. Hoopes et W. Culligan. 2003. Fish-community goals and objectives for Lake Erie. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ. 03-02.

Schleen, L.P., G.C. Christie, J.W. Heinrich, R.A. Bergstedt, R.J. Young, T.J. Morse, D.S. Lavis, T.D. Bills, J. Johnson et M.P. Ebener. 2003. Sous presse. Development and implementation of an integrated program for control of sea lampreys in the Ste. Marys River. J. Great Lakes Res. 29 (1):677-693.

Scholefield, R.J., K.S. Slaght et B.E. Stephens. 2008. Seasonal variation in sensitivity of larval sea lampreys to the lampricide 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol. North Am. J. Fish. Manage. 28: 1609-1617.

Smith, B.R. et J.J. Tibbles. 1980. Sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in lakes Huron, Michigan and Superior : history of invasion and control, 1936-78. J. can. sci. halieut. aquat. 37:1780-1801.

Stewart, T.J., R.E. Lange, S.D. Orsatti, C.P. Schneider, A. Mathers et M.E. Daniels. 1999. Fish-community objectives for Lake Ontario. Great Lakes Fish. Comm. Spec. Publ. 99-1.

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. Mullet, C.K. Murray et P.A. Ryan. 2003. The sea lamprey in Lake Erie: a case history. J. Great Lakes Res. 29 (1) :615-637.

## Liste des Figures

**Figure 1.** Estimations de l'indice d'abondance de la grande lamproie marine adulte selon les années de frai de l'espèce. Les lignes horizontales représentent la cible pour chacun des lacs. Remarquez la différence d'échelle entre les lacs.

Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

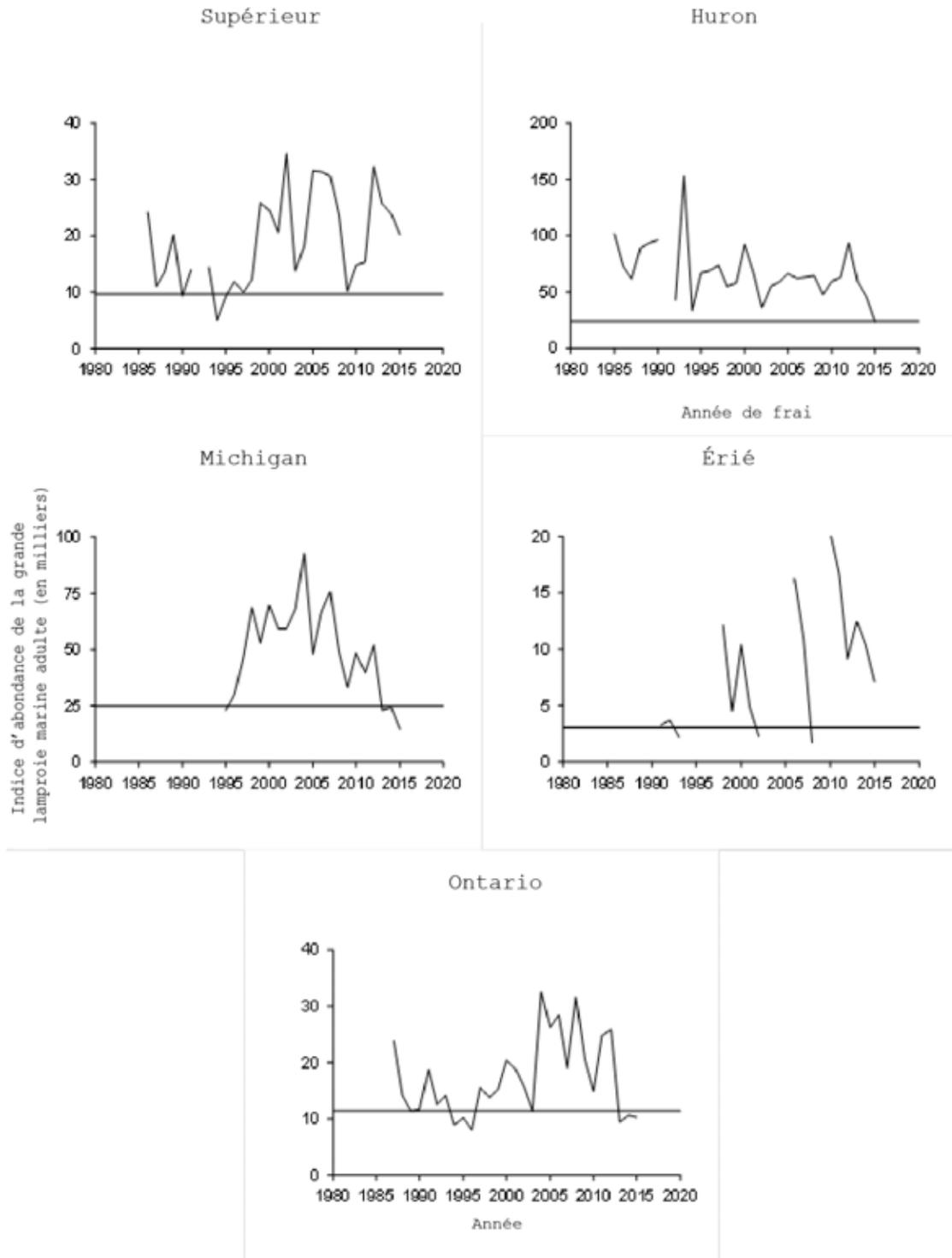
**Figure 2.** Nombre de blessures A1-A3 > 532 mm par 100 touladis (lacs Supérieur, Huron, Michigan et Érié) et nombre de blessures A1 > 432 mm par 100 touladis (lac Ontario) d'après des évaluations normalisées. Les lignes horizontales représentent la cible des blessures pour chacun des lacs. Remarquez la différence d'échelle entre les lacs.

Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

**Dernière mise à jour**

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

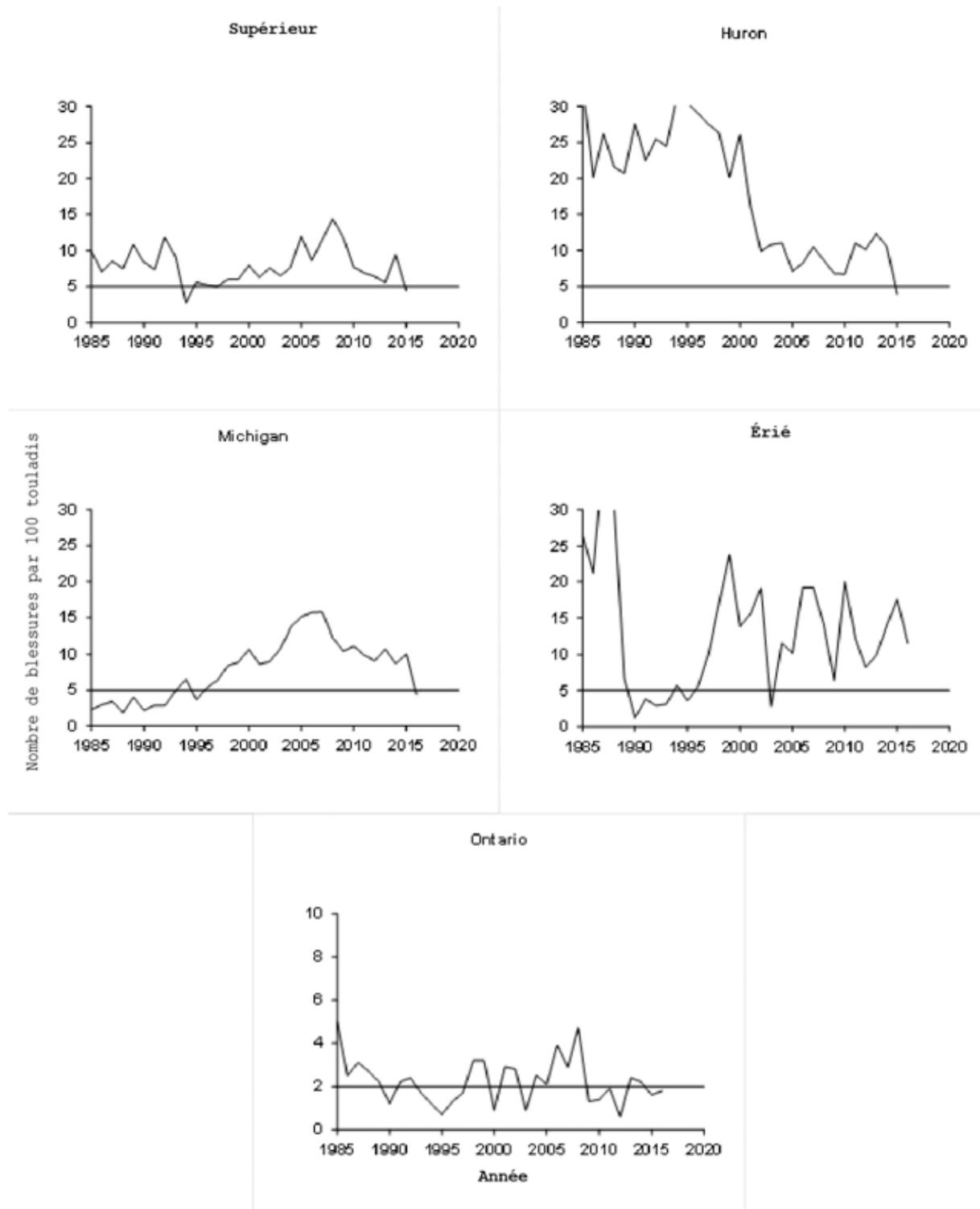
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 1.** Estimations de l'indice d'abondance de la grande lamproie marine adulte selon les années de frai de l'espèce. Les lignes horizontales représentent la cible pour chacun des lacs. Remarquez la différence d'échelle entre les lacs.

Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 2.** Nombre de blessures A1-A3 > 532 mm par 100 touladis (lacs Supérieur, Huron, Michigan et Érié) et nombre de blessures A1 > 432 mm par 100 touladis (lac Ontario) d'après des évaluations normalisées. Les lignes horizontales représentent la cible des blessures pour chacun des lacs. Remarquez la différence d'échelle entre les lacs.

Source : Commission des pêcheries des Grands Lacs



## Sous-indicateur : Espèces terrestres envahissantes

### Évaluation générale

Situation : Médiocre

Tendance : 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

Situation : 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

Situation : 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

Situation : 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

Situation : 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 californiensis* 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

Situation : 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 n° 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 XIX<sup>e</sup> 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 supprime 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. Des 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 californiensis* et *G. pusilla*. De nombreuses études visant à vérifier que l'utilisation de *Galerucella californiensis* 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 salicaire commune (gouvernement de l'Ontario, 2012). En 2006, la Ontario Federation of Anglers and Hunters a signalé que *Galerucella californiensis* 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 salicaire commune 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).

## 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.

### Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnu	Pas d'accord	Absolument pas d'accord	Sans objet
1. Les données sont étayées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.		X				
2. Il est possible de remonter depuis les données jusqu'à leur origine.		X				
3. La source des données est connue, fiable et respectée.		X				
4. La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		X				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et dans les limites acceptables pour le présent rapport.		X				

## Remerciements

Auteur : Lindsay Wong, Environnement et Changement climatique Canada

Collaboratrice : Stacey Cherwaty-Pergentile, Environnement et Changement climatique 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-](http://epe.lac-bac.gc.ca/100/206/301/cfia-acia/2011-09-21/www.inspection.gc.ca/francais/plaveg/invenv/techrpt/techresf.shtml)

[21/www.inspection.gc.ca/francais/plaveg/invenv/techrpt/techresf.shtml](http://www.inspection.gc.ca/francais/plaveg/invenv/techrpt/techresf.shtml). Consulté pour la dernière fois le 1<sup>er</sup> 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](https://www.aphis.usda.gov/plant_health/ea/downloads/2015/Draft-Programmatic-ALB-Eradication-Program-EIS.pdf)>. Consulté pour la dernière fois le 1<sup>er</sup> 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.mcan.gc.ca/publications?id=35964&lang=fr\\_CA](http://scf.mcan.gc.ca/publications?id=35964&lang=fr_CA)>. Consulté pour la dernière fois le 1<sup>er</sup> 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 1<sup>er</sup> septembre 2015.

Emerald ash borer. S.d. Maps and State EAB Information. [www.emeraldashborer.info/map.cfm](http://www.emeraldashborer.info/map.cfm) >. Consulté pour la dernière fois le 1<sup>er</sup> 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 1<sup>er</sup> 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](http://msue.anr.msu.edu/news/garlic_mustard_may_be_michigans_worst_woodland_weed)>. Consulté pour la dernière fois le 1<sup>er</sup> 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 1<sup>er</sup> septembre 2015.

Gouvernement du Canada. 2015. Longicorne asiatique. <<https://www.ontario.ca/fr/page/longicorne-asiatique>>. Consulté pour la dernière fois le 1<sup>er</sup> septembre 2015.

Gouvernement du Canada. 2014. Salicaire pourpre. <<https://www.ontario.ca/fr/document/salicaire-pourpre>>. Consulté pour la dernière fois le 1<sup>er</sup> 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 1<sup>er</sup> septembre 2015.

Great Lakes Regional Collaboration. 2005. Great Lakes Regional Collaboration Strategy.

<<http://www.glrc.us/strategy.html>>. Consulté pour la dernière fois le 1<sup>er</sup> septembre 2015.

Herns, 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 1<sup>er</sup> 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 1<sup>er</sup> 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 1<sup>er</sup> 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 1<sup>er</sup> 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 1<sup>er</sup> 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 1<sup>er</sup> 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 1<sup>er</sup> 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](https://www.aphis.usda.gov/plant_health/ea/downloads/2015/Draft-Programmatic-ALB-Eradication-Program-EIS.pdf)>. Consulté pour la dernière fois le 1<sup>er</sup> 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](http://www.fs.fed.us/foresthealth/publications/Framework_for_Invasive_Species_FS-1017.pdf)>. Consulté pour la dernière fois le 1<sup>er</sup> 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 1<sup>er</sup> 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

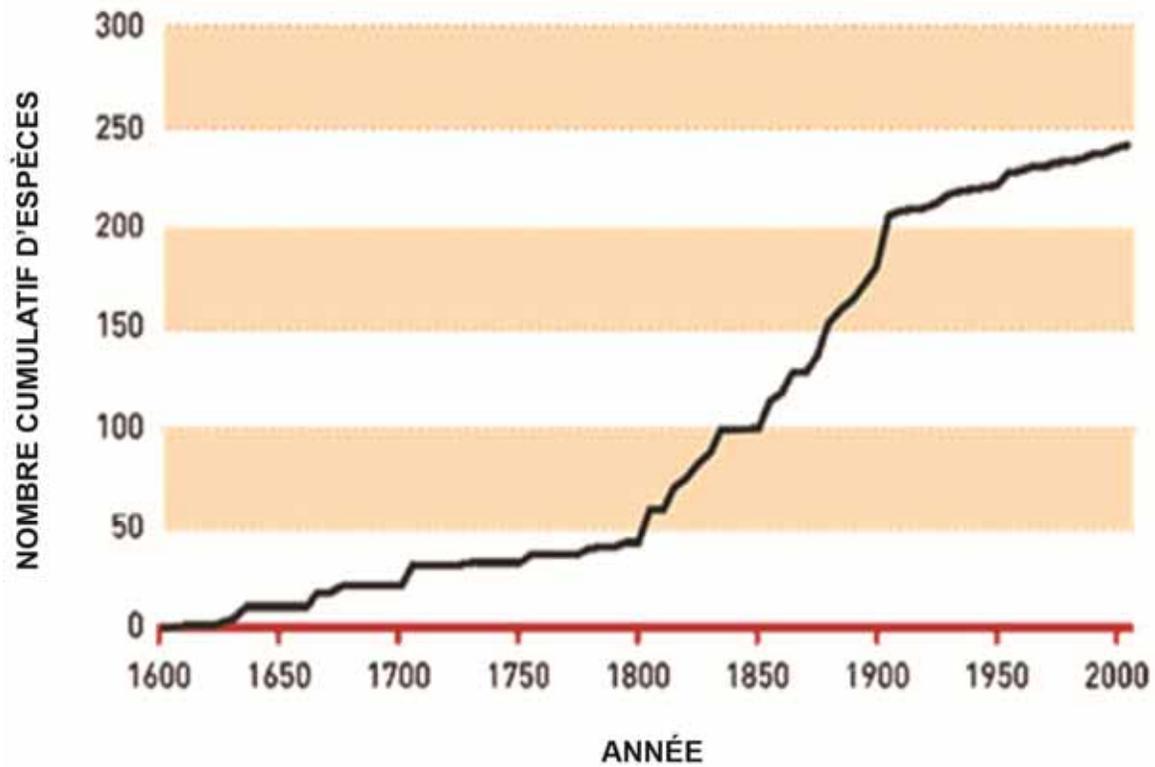
**Figure 10.** Observations de la salicaire commune dans le bassin des Grands Lacs (1900-2015)

Source : EDDMapS

## **Dernière mise à jour**

*État des Grands Lacs de 2017, Rapport technique*

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 1.** Estimation du nombre cumulé d'espèces végétales exotiques envahissantes introduites au Canada de 1600 à 2005

Source : Agence canadienne d'inspection des aliments

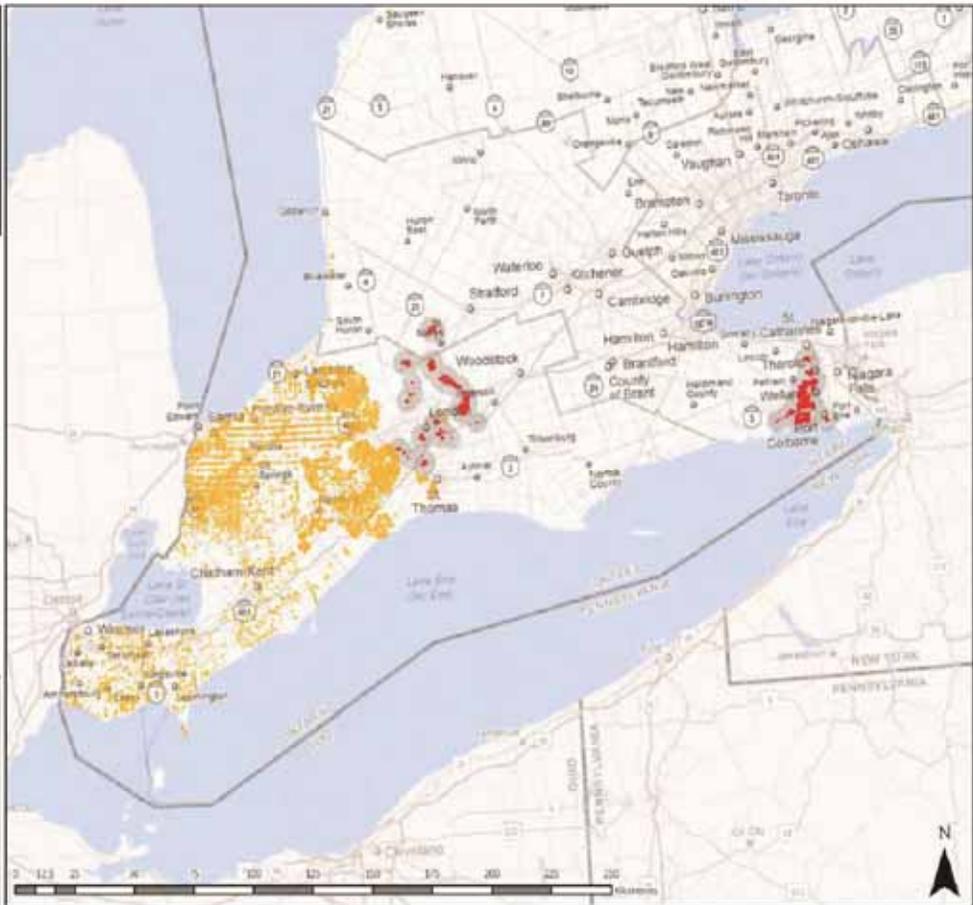


## Agrile du frêne 2012

### Carte 3

Région méridionale  
Zones dans lesquelles l'agrile du frêne a causé une mortalité et un déclin modérés ou graves des espèces de frêne

-  Zone de mortalité et de déclin modérés ou graves
-  Mortalité cumulative 2004-2011



**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

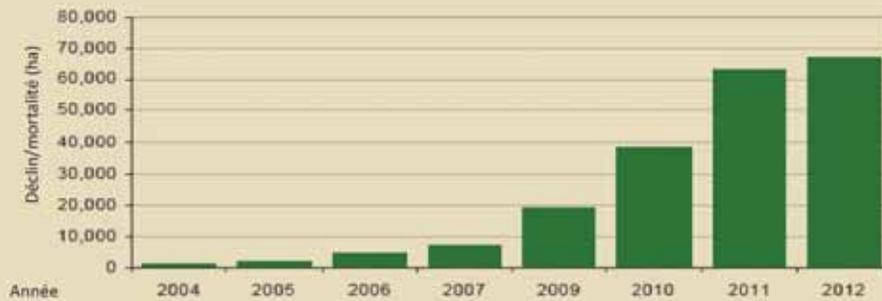
## Résumé de la superficie

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
<b>Sud</b>						
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
<b>Total provincial</b>	<b>7,122</b>	<b>11,734</b>	<b>19,436</b>	<b>25,129</b>	<b>4,550</b>	<b>67,971</b>

\* 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)

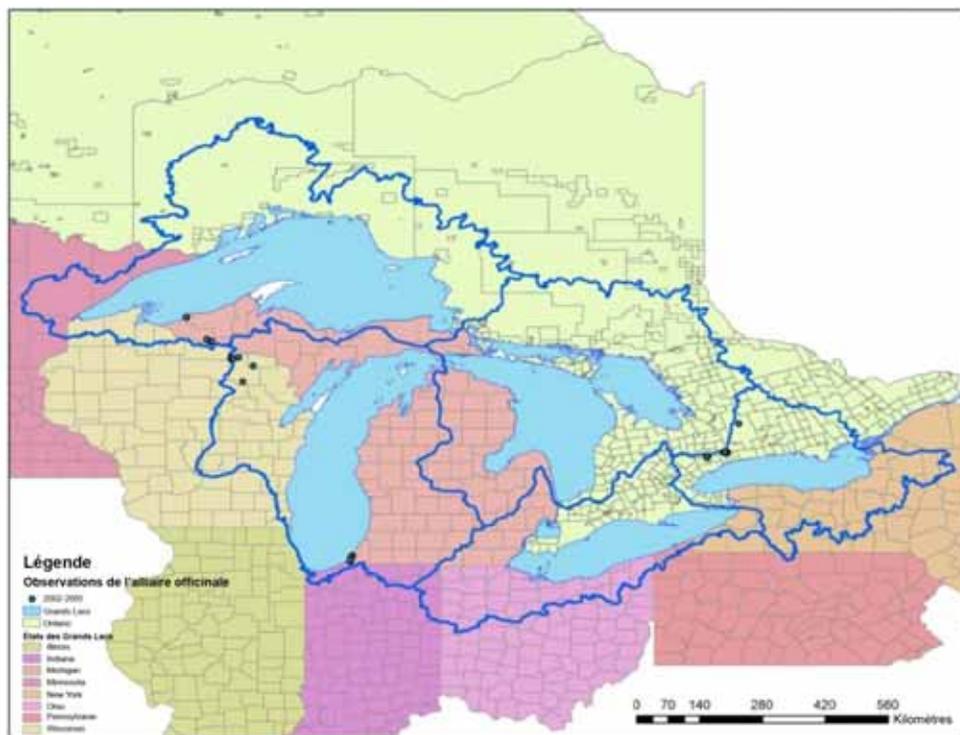


**Figure 3.** Superficie totale dans laquelle l'agrile du frêne a causé une mortalité et un déclin modérés ou graves des espèces de frêne

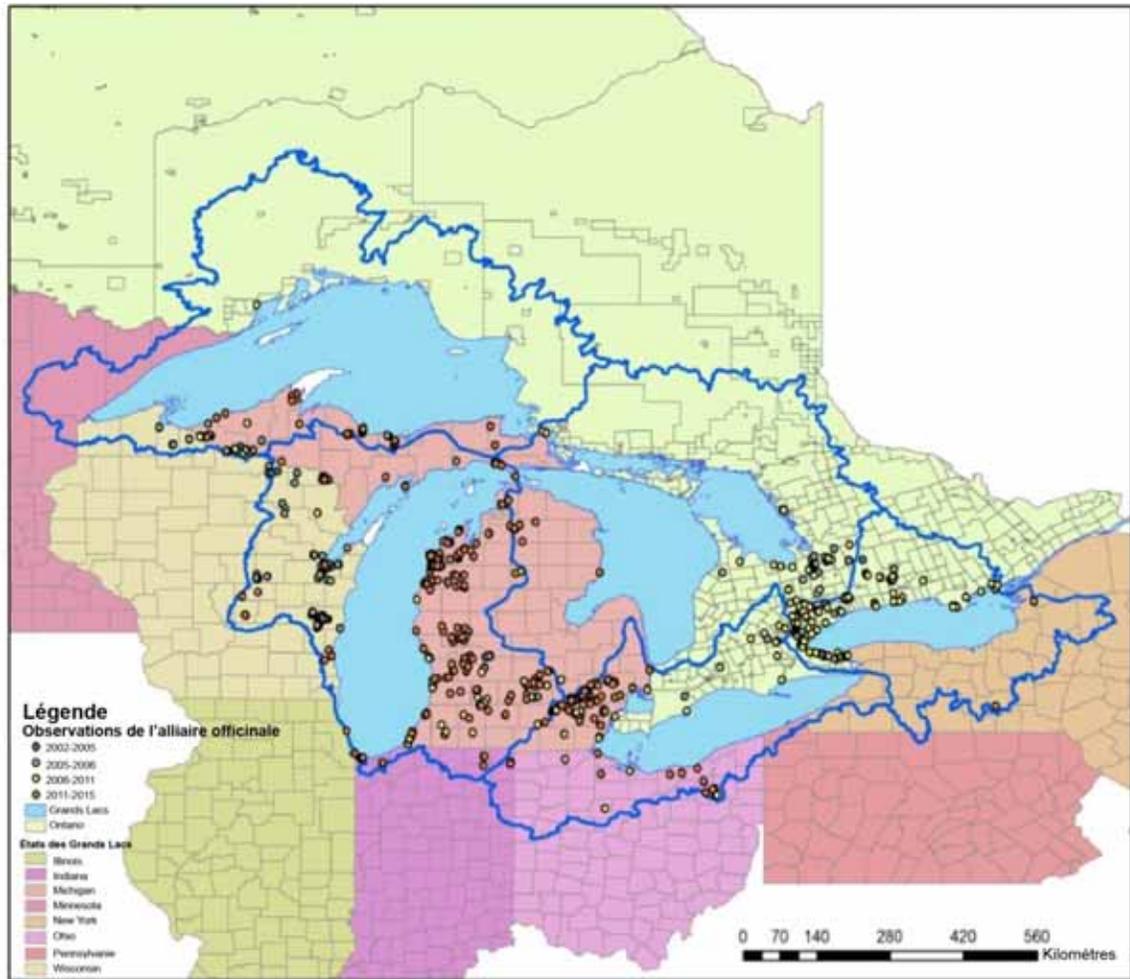
Source : ministère des Richesses naturelles de l'Ontario



**Figure 4.** Répartition possible des *Phragmites* envahissants dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs  
Source : Bourgeau-Chavez *et al.*

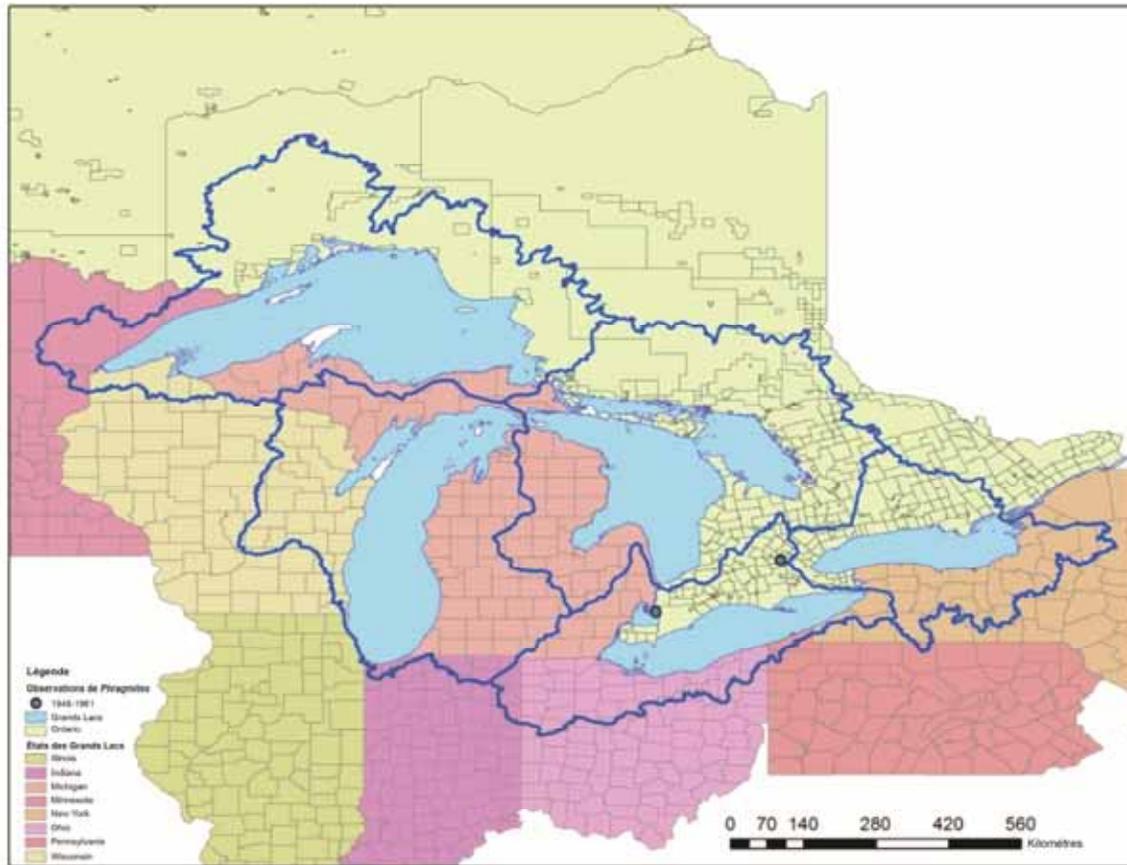


**Figure 5.** Observations de l'allaire officielle dans le bassin des Grands Lacs (2002-2005)  
Source : EDDMapS



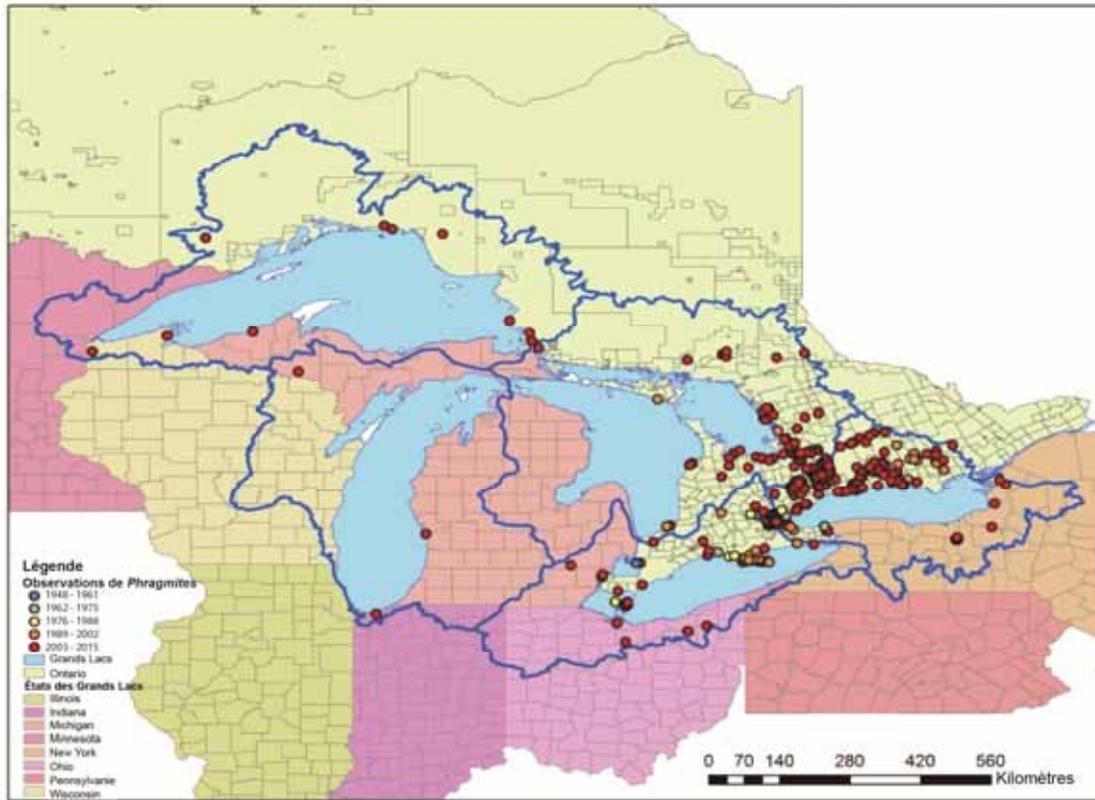
**Figure 6.** Observations de l'allaire officinale dans le bassin des Grands Lacs (2002-2015)

Source : EDDMapS



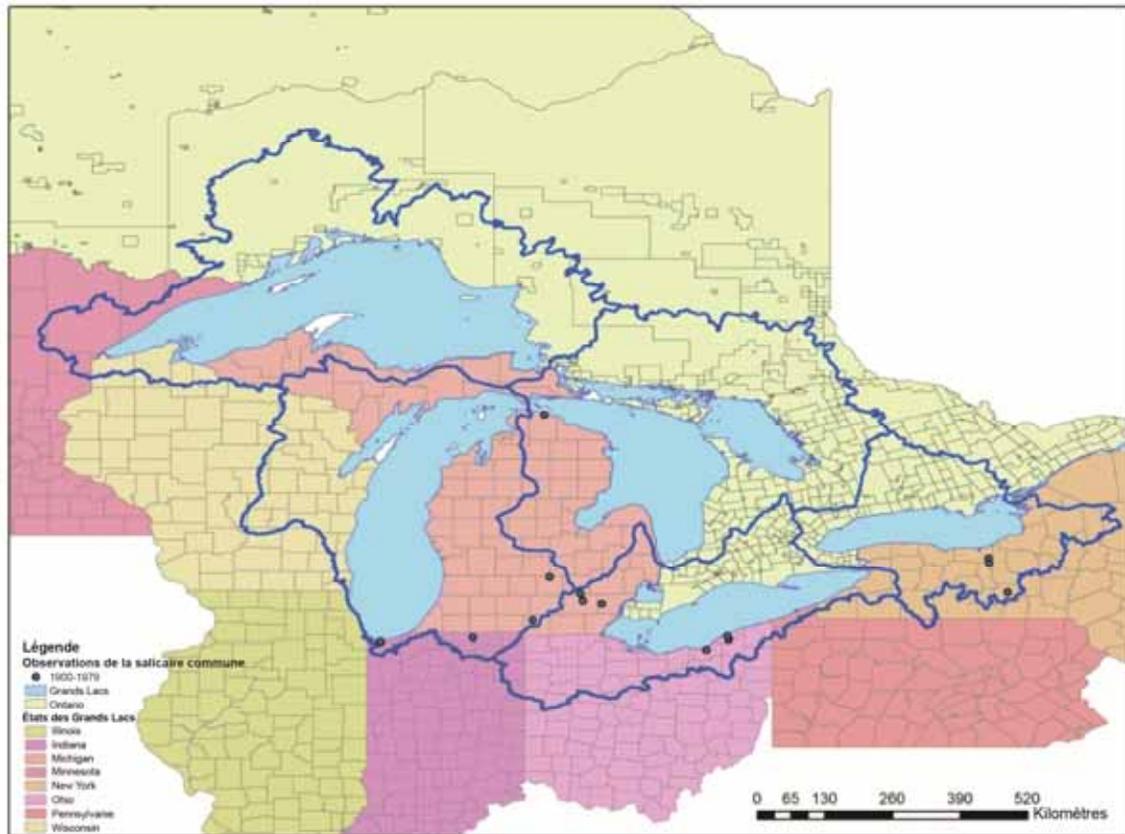
**Figure 7.** Observations de *Phragmites* dans le bassin des Grands Lacs (1948-1961)

Source : EDDMapS



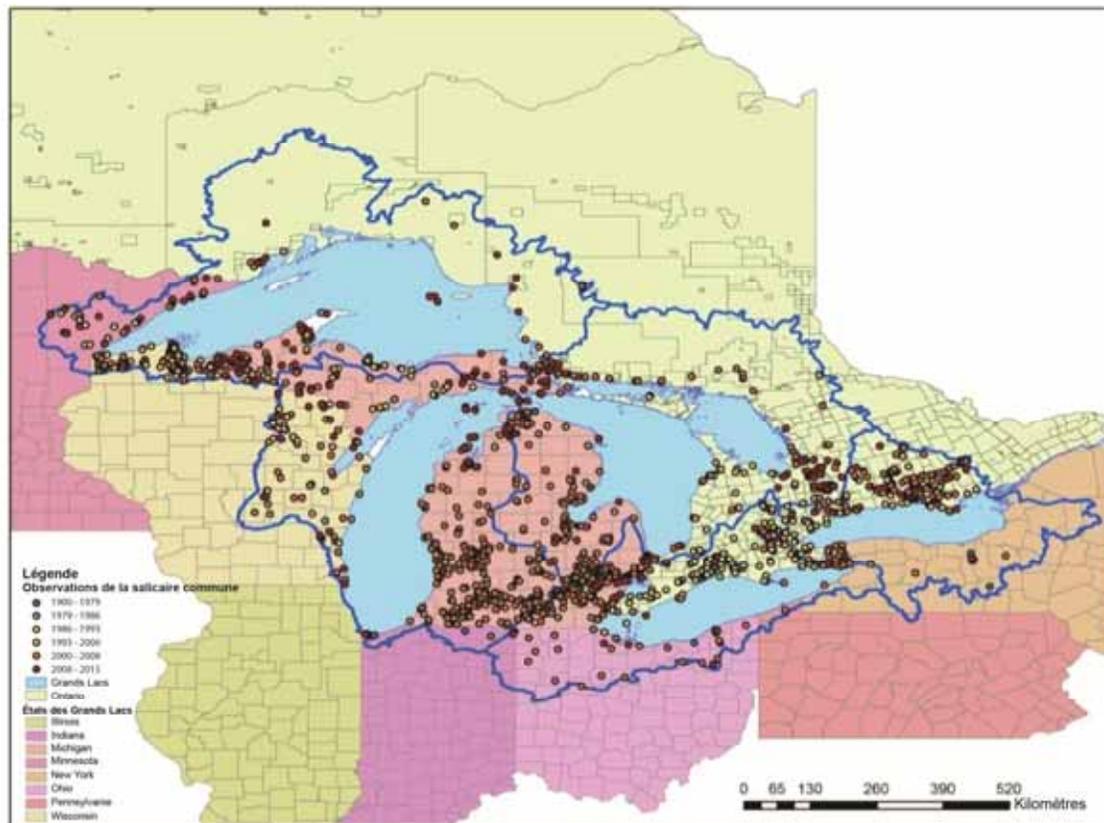
**Figure 8.** Observations de *Phragmites* dans le bassin des Grands Lacs (1948-2015)

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

# Eaux souterraines

État : Passable Tendance : Indéterminée

Les eaux souterraines peuvent accroître la qualité et la quantité des eaux de surface ainsi que fournir des habitats aquatiques essentiels. Les eaux souterraines peuvent également transporter des contaminants et des quantités excessives d'éléments nutritifs dans les Grands Lacs.



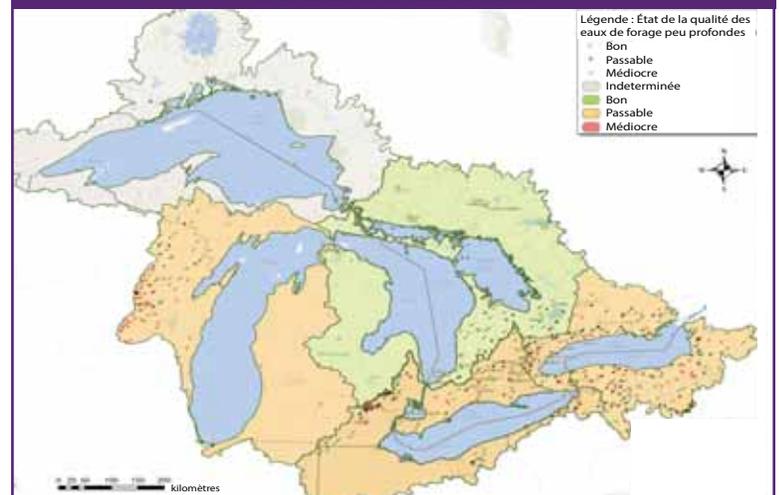
L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 énonce que « l'eau des Grands Lacs devrait [...] être à l'abri des effets nocifs des eaux souterraines contaminées ».

## Points saillants de l'évaluation

L'indicateur Qualité des eaux souterraines est évalué comme **passable**, mais sa tendance est **indéterminée** en raison des données insuffisantes à long terme. Les concentrations de nitrate, principalement attribuables aux pratiques agricoles, et de chlorure, provenant surtout de l'utilisation de sel de déglacage en milieu urbain, servent à évaluer la qualité des eaux souterraines. Il a été démontré que des taux élevés de ces deux substances dans l'eau peuvent avoir des effets néfastes sur l'écosystème et la santé humaine.

Les parties du bassin des Grands Lacs faisant l'objet d'un développement intense (p. ex. certains secteurs dans les bassins des lacs Michigan, Érié et Ontario) sont généralement évaluées comme passables. De façon générale, la qualité des eaux souterraines est considérée comme bonne dans les secteurs moins développés, tels que certaines parties du bassin du lac Huron. Une meilleure compréhension des impacts de l'eau souterraine contaminée et de son interaction avec les eaux des Grands Lacs est nécessaire, surtout concernant la zone littorale.

## Évaluation de la qualité des eaux souterraines selon le bassin de lac



## Sous-indicateurs appuyant l'évaluation de l'indicateur

Sous-Indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Qualité des eaux souterraines	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée

État :	<b>BON</b>	<b>PASSABLE</b>	<b>MÉDIOCRE</b>	<b>INDÉTERMINÉ</b>
--------	------------	-----------------	-----------------	--------------------



## Sous-indicateur : Qualité des eaux souterraines

### Évolution à l'échelle régionale

#### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : 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

Situation : Indéterminée

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

Situation : 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

Situation : 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

Situation : 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

Situation : 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 déglaceage 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<sup>-</sup>) en milligrammes/litre (mg/l) et nitratées (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) 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<sub>3</sub><sup>-</sup>; inférieure ou égale à 30 mg/l pour Cl<sup>-</sup>;
- Passable : concentration supérieure à 0,8, MAIS inférieure à 3 mg/l azote pour NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; supérieure à 30, MAIS inférieure à 120 mg/l pour Cl<sup>-</sup>;
- Médiocre : concentration supérieure ou égale à 3 mg/l azote pour NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; supérieure ou égale à 120 mg/l pour Cl<sup>-</sup>.

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 :

- **BONNE** : 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 MÉDIOGRES 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.
- **INDÉTERMINÉE** : 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 orange 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 déglacement 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 déglacement 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 déglacement 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 migrerait 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 déglacement 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 ( $\text{NO}_3^-$ ) et ammoniée ( $\text{NH}_4^+$ ) 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 nutriments 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 stressés 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 peuplées; 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.

## 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.

## Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	x					

2. Il est possible de remonter à la source des données.	x					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	x					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.		x				
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.				x		
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.		x				
<p>Note explicative :</p> <p>Les réseaux de puits de surveillance qui ont été utilisés dans la présente évaluation varient selon qu'on se trouve du côté américain ou canadien de la frontière. Disons que des différences existent entre les deux pays pour l'âge des puits, les méthodes de construction et les critères de sélection de puits de surveillance. Les méthodes d'analyse diffèrent également, mais cela ne devrait pas avoir d'effet marqué sur les résultats de l'évaluation.</p>						

### 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/](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](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 n° 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/gwmmr.12092.

## Liste des tableaux

**Tableau 1.** 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).

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Dernière mise à jour

État des Grands Lacs 2017, Rapport technique

Données canadiennes	N <sup>bre</sup> total de puits	Qualité médiocre des eaux souterraines		Qualité passable des eaux souterraines		Bonne qualité des eaux souterraines	
		N <sup>bre</sup> de puits	%	N <sup>bre</sup> de puits	%	N <sup>bre</sup> 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 %

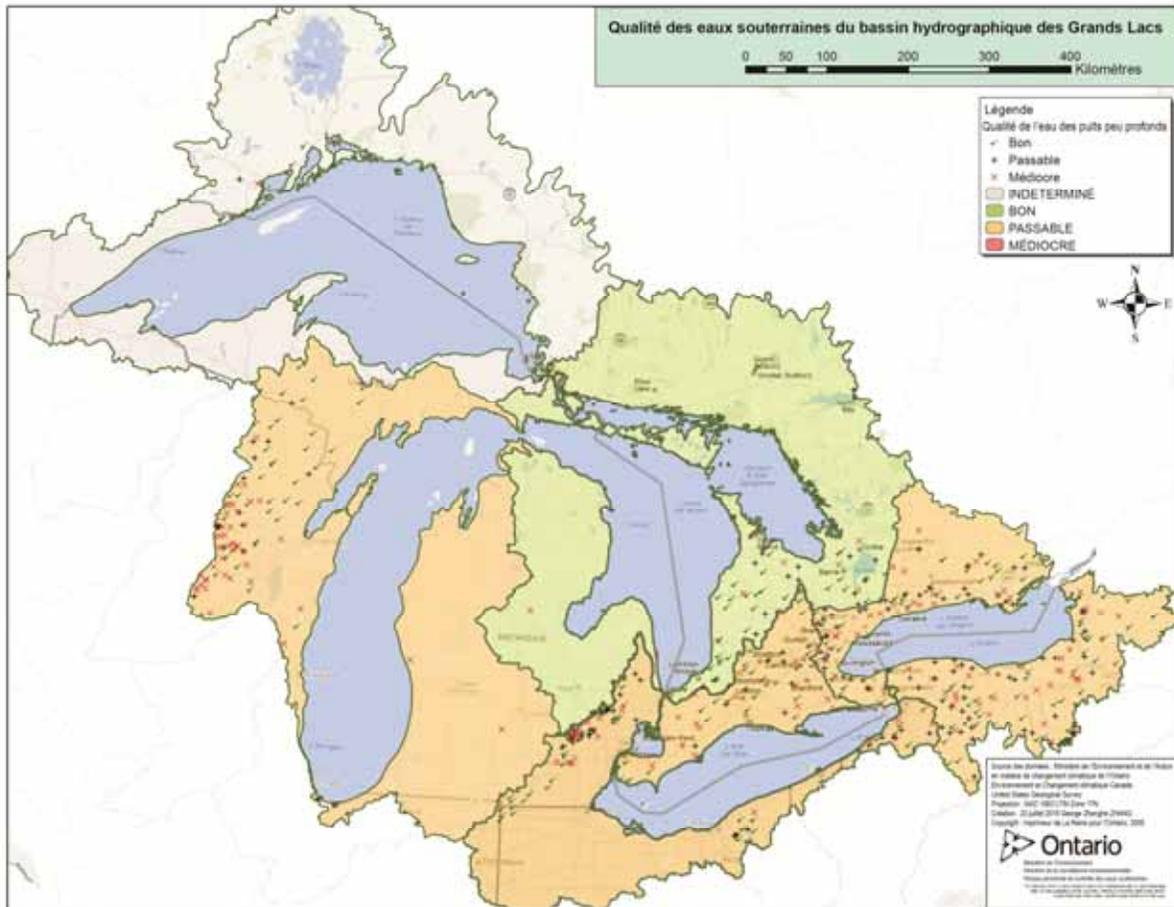
Données américaines	N <sup>bre</sup> total de puits	Qualité médiocre des eaux souterraines		Qualité passable des eaux souterraines		Bonne qualité des eaux souterraines	
		N <sup>bre</sup> de puits	%	N <sup>bre</sup> de puits	%	N <sup>bre</sup> de puits	%
Supérieur	13	0	0 %	0	0 %	13	100 %
Michigan	136	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 %

Données binationales	N <sup>bre</sup> total de puits	Qualité médiocre des eaux souterraines		Qualité passable des eaux souterraines		Bonne qualité des eaux souterraines	
		N <sup>bre</sup> de puits	%	N <sup>bre</sup> de puits	%	N <sup>bre</sup> 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 %

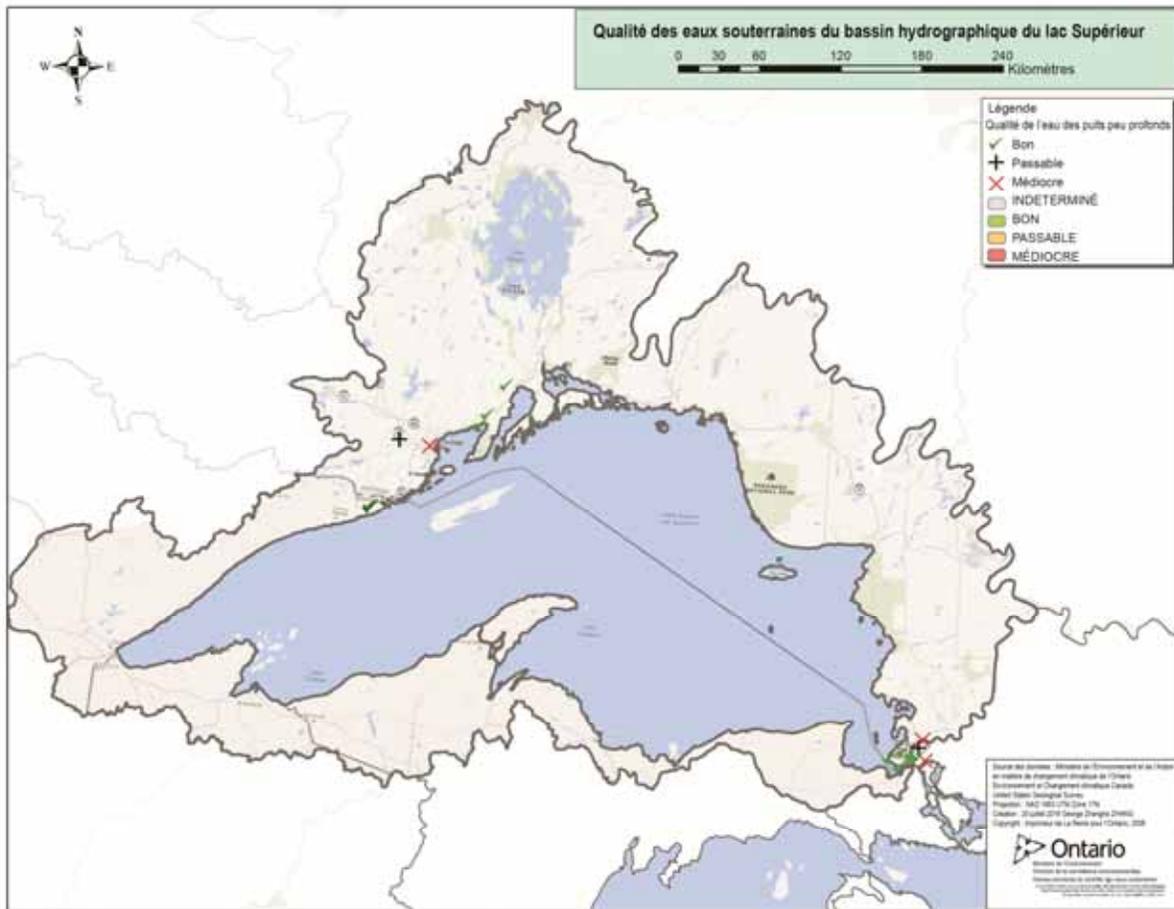
**Tableau 1.** Tableau sommaire des évaluations de données sur les puits pour chaque Grand Lac.

Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.



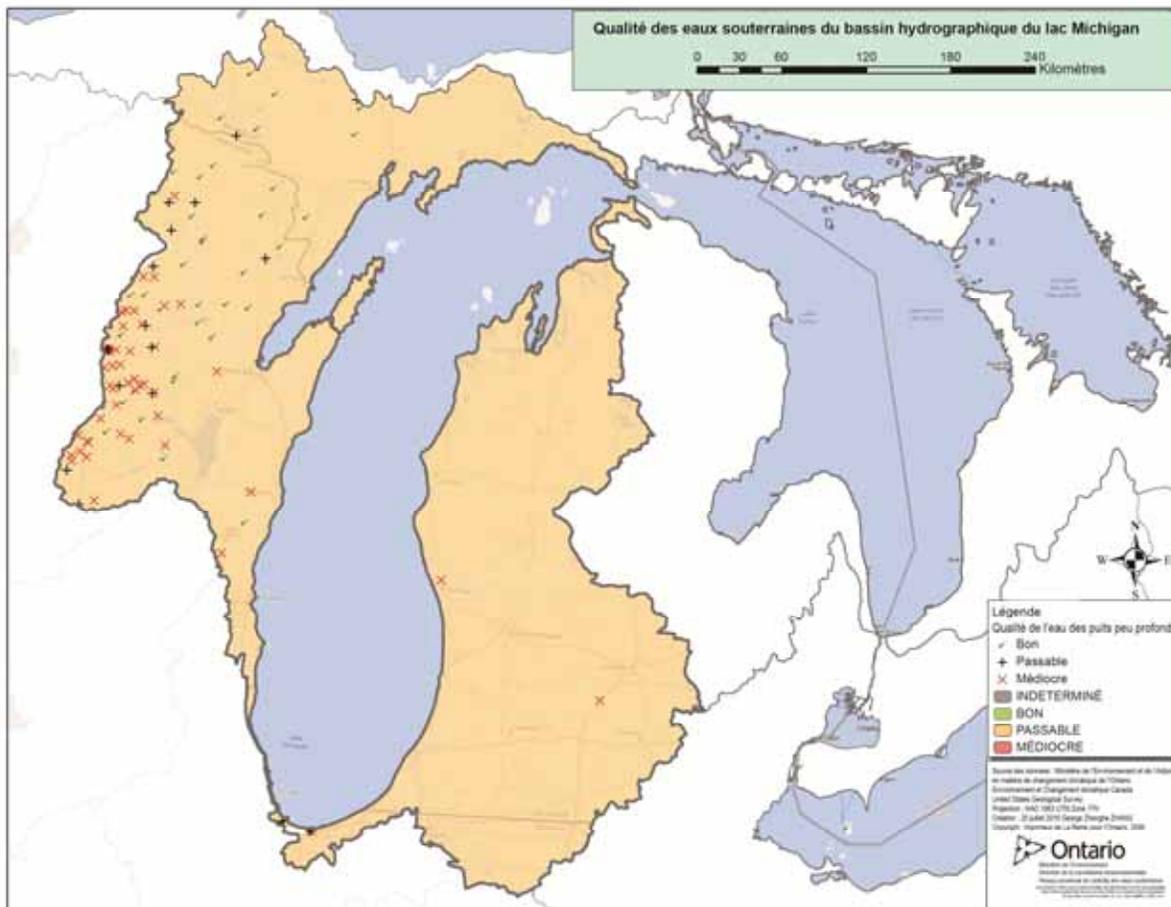
**Figure 1.** Qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs selon les concentrations de nitrates et de chlorures dans les eaux souterraines peu profondes (puits d'au plus 40 m sous la surface). Au total, 670 puits de surveillance de ce bassin ont été soumis à une analyse de qualité – bonne (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.

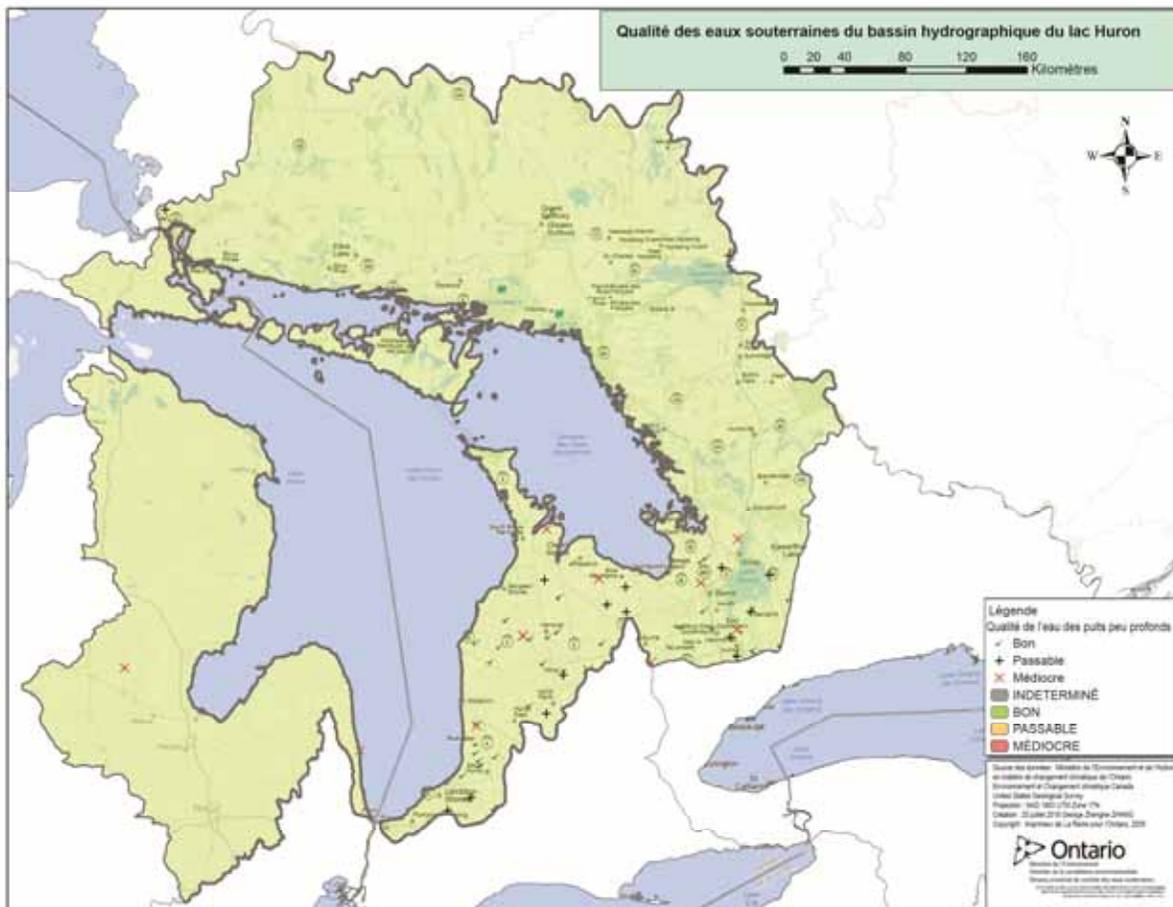


**Figure 2.** Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Supérieur. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance. Les données américaines représentées sont très homogènes à proximité de la frontière internationale et semblent relever d'un même symbole (en chevauchement).

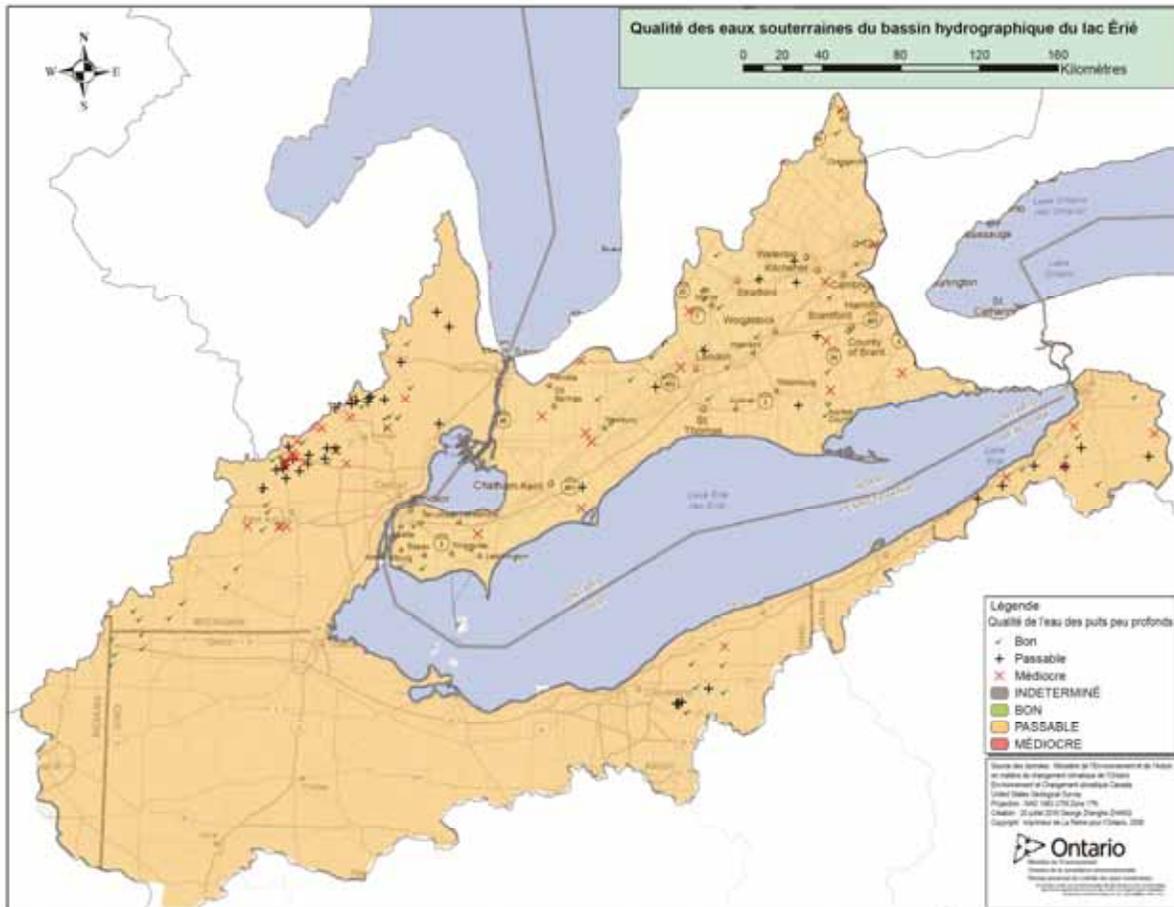
Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.



**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.

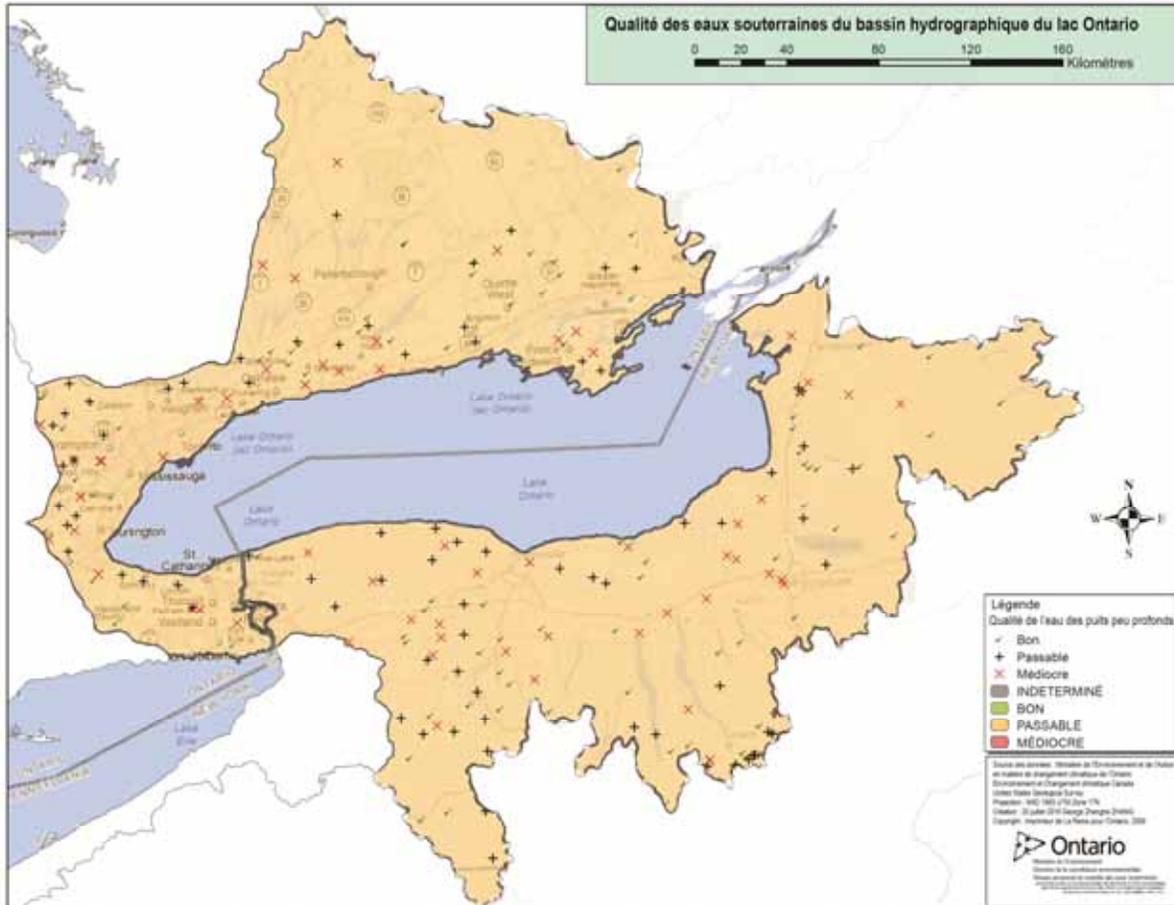


**Figure 4.** Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Huron. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance.  
Source : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.



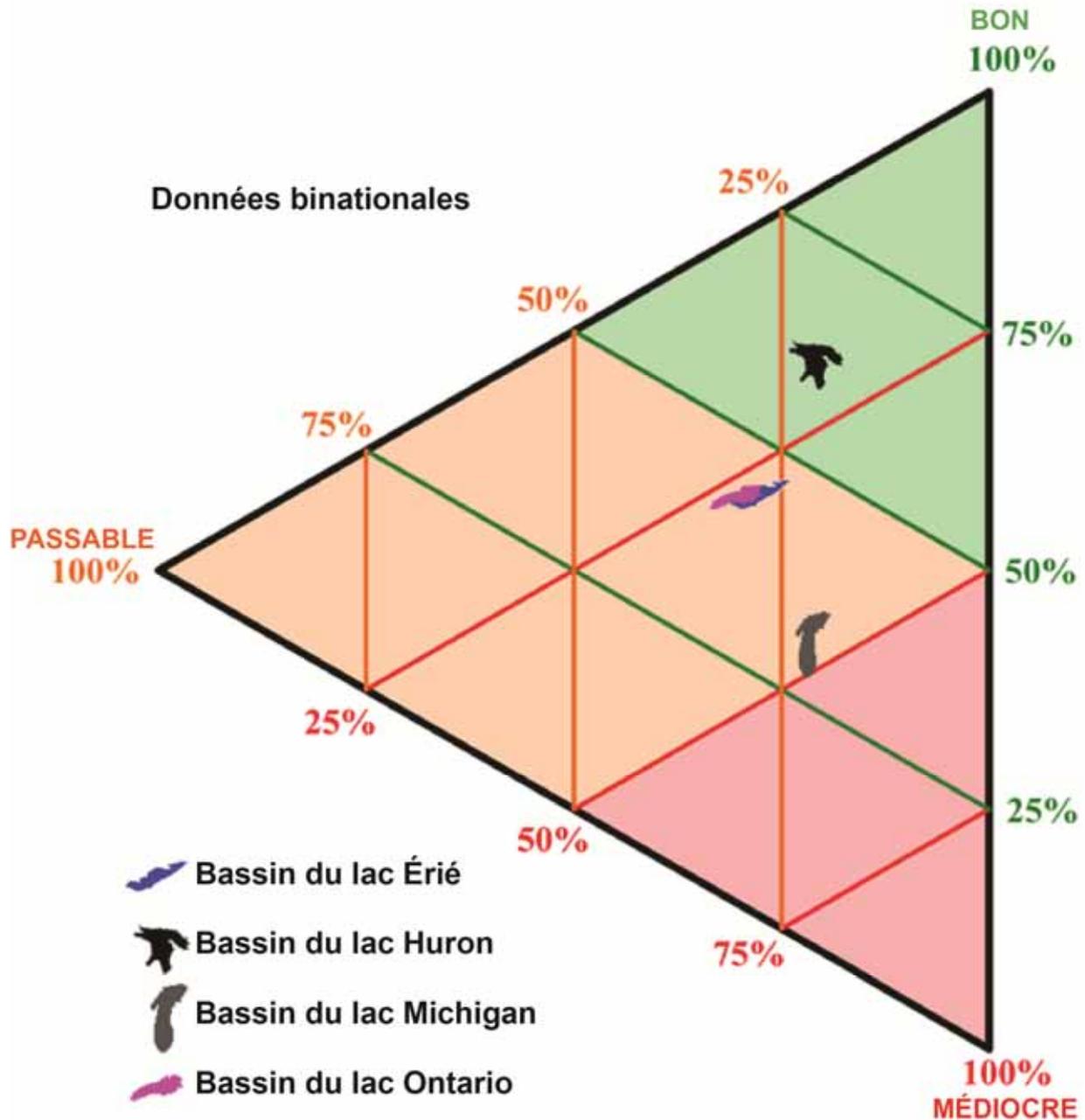
**Figure 5.** Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Érié. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance.

Source des données : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

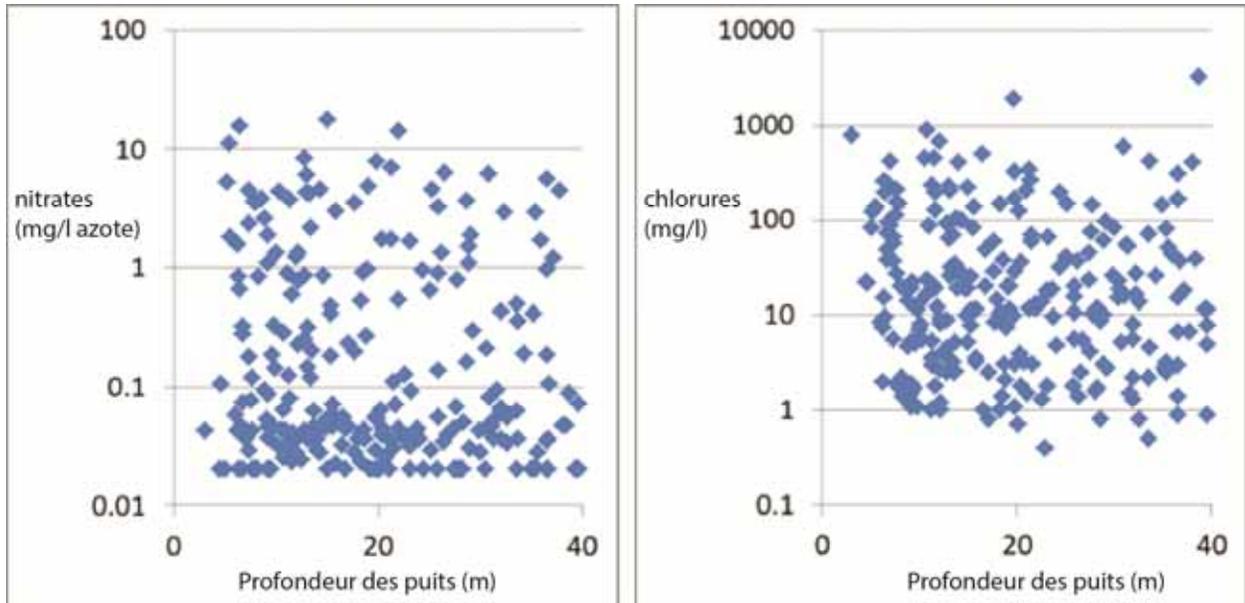


**Figure 6.** Résultats de l'évaluation du sous-indicateur de la qualité des eaux souterraines dans le bassin du lac Ontario. Les symboles indiquent les résultats individuels des puits de surveillance.

Source des données : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.

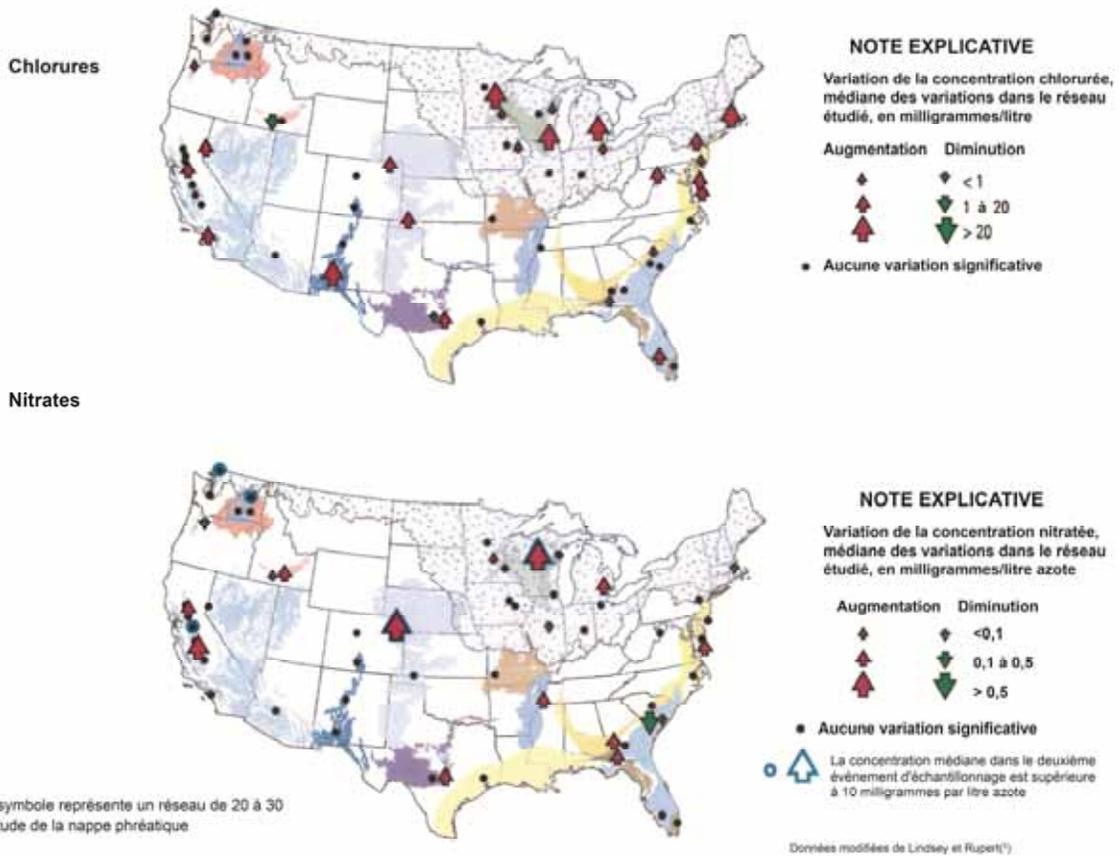


**Figure 7.** Diagramme ternaire présentant les évaluations lac par lac de la qualité des eaux souterraines. Pour le lac Supérieur, la cote est « indéterminée » et, par conséquent, ce lac ne figure pas dans le diagramme.  
 Source des données : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario et U.S. Geological Survey.



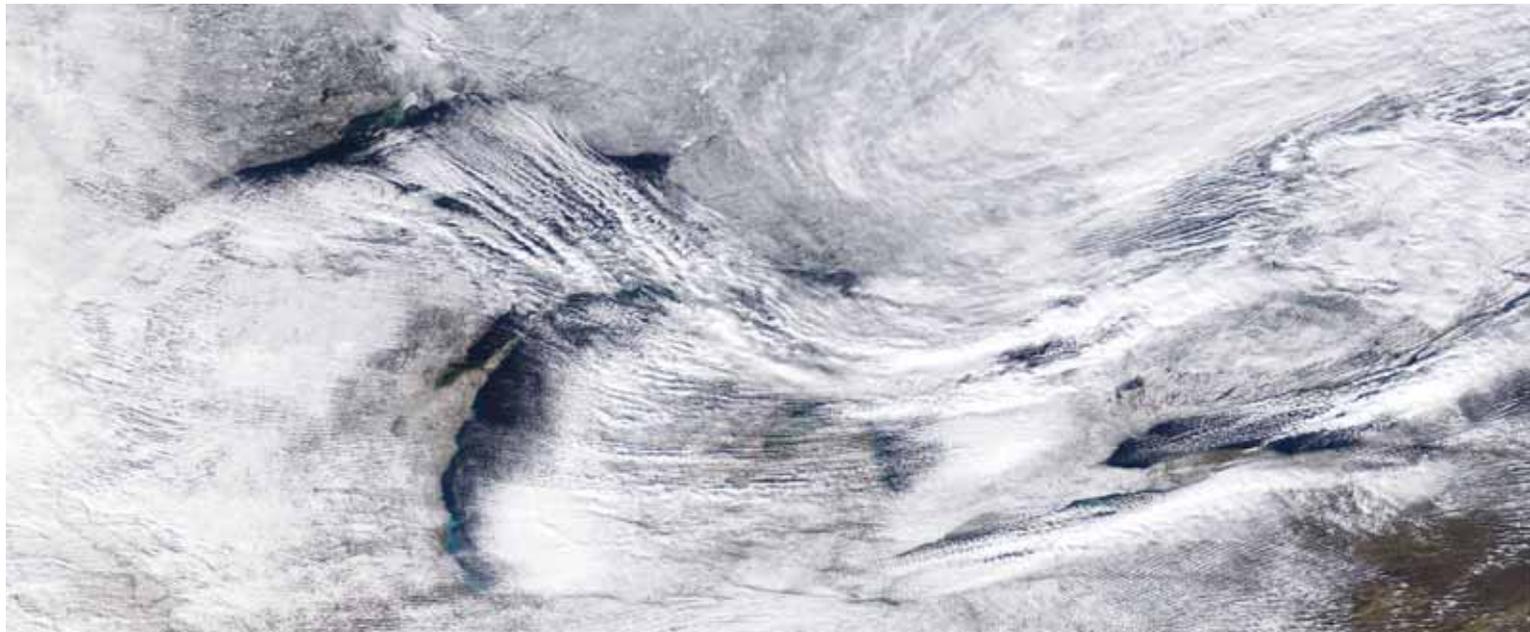
**Figure 8.** Courbes des concentrations de nitrates et de chlorures par rapport à la profondeur des puits canadiens de surveillance de l'étude (coefficient de corrélation de Pearson : nitrates et profondeur :  $-0,092$ ,  $p = 0,146$ ; chlorures et profondeur :  $0,038$ ,  $p = 0,543$ , valeur non significative au niveau de  $0,05$ ).  
Source des données : Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 9.** Cartes illustrant les variations décennales (du début des années 1990 à 2010) des concentrations chlorurées et nitrées dans les eaux souterraines aux États-Unis, et notamment les concentrations croissantes de chlorures et de nitrates à proximité des Grands Lacs.

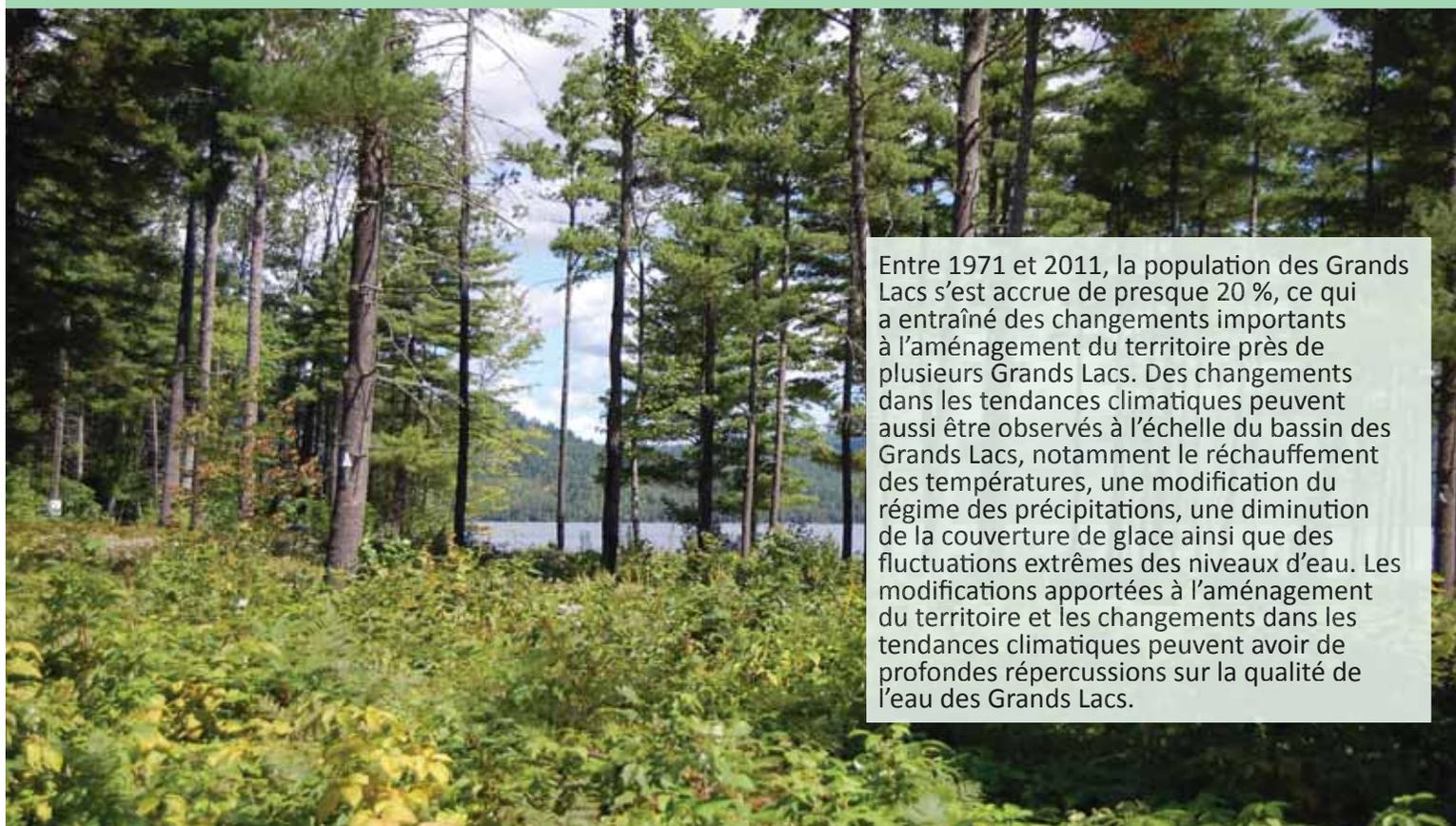
Source : DeSimone *et al.* (2014)



# Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques

État : Passable Tendances : Inchangée

L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 2012 énonce que « *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* ».



Entre 1971 et 2011, la population des Grands Lacs s'est accrue de presque 20 %, ce qui a entraîné des changements importants à l'aménagement du territoire près de plusieurs Grands Lacs. Des changements dans les tendances climatiques peuvent aussi être observés à l'échelle du bassin des Grands Lacs, notamment le réchauffement des températures, une modification du régime des précipitations, une diminution de la couverture de glace ainsi que des fluctuations extrêmes des niveaux d'eau. Les modifications apportées à l'aménagement du territoire et les changements dans les tendances climatiques peuvent avoir de profondes répercussions sur la qualité de l'eau des Grands Lacs.

# Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques

## Points saillants de l'évaluation

Globalement, l'indicateur Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques a obtenu les cotes **passable** et **inchangée**. Cet indicateur englobe tous les « autres substances, matériaux ou atteintes » qui ne sont pas soulignés dans les huit autres indicateurs notés à la page 2, mais qui doivent faire l'objet d'un rapport d'état des Grands Lacs. L'indicateur comprend actuellement un ensemble de conditions terrestres pouvant nuire à la qualité de l'eau et des tendances climatiques qui peuvent se répercuter sur tous les aspects de l'écosystème.

### Répercussions sur le bassin versant

La population, le développement, l'agriculture et la densité du réseau routier peuvent engendrer des pressions terrestres sur l'écosystème des Grands Lacs, surtout dans les secteurs où il y a de grands centres urbains. Bien que les sols urbains et les terres agricoles soient importants pour la région des Grands Lacs parce qu'ils contribuent à soutenir l'économie et la population, la qualité de l'eau à ces endroits, particulièrement dans les bassins des lacs inférieurs (en aval), est plus susceptible de subir des dégradations ou des menaces. À l'opposé, la partie nord du bassin des Grands Lacs subit une pression moindre étant donné qu'elle demeure en grande partie inexploitée et qu'elle est dominée par le couvert naturel.

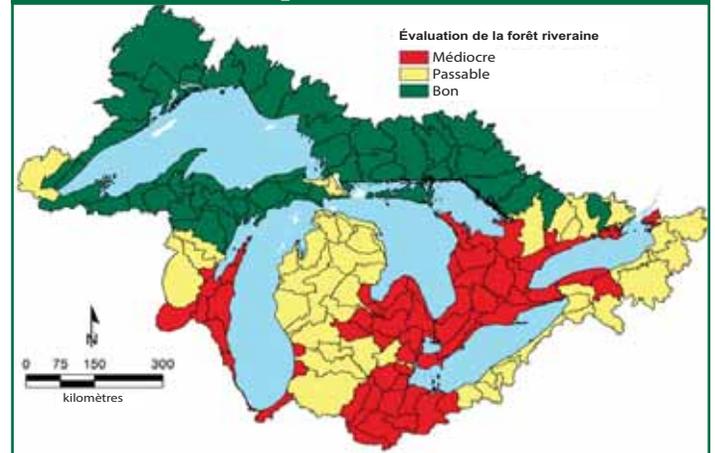
À l'échelle du bassin, une superficie de près de 400 kilomètres carrés (154 miles carrés) ou 40 000 hectares de terres naturelles a été convertie en couverture terrestre développée entre 2001 et 2011. Les dernières analyses démontrent une tendance croissante vers un développement accru, ce qui se traduit par une perte de terres agricoles, forestières et naturelles.

La recherche a montré qu'une augmentation du couvert forestier améliorerait la qualité de l'eau. Plus particulièrement, le couvert forestier au sein d'une zone riveraine (c.-à-d. la terre située le long d'un lac, d'une rivière ou d'un ruisseau) joue un rôle clé dans la stabilisation du sol et peut contribuer à réduire la quantité d'eau de ruissellement provenant de la terre et à réduire les charges d'éléments nutritifs et les autres polluants de sources diffuses. Le couvert forestier dans les zones riveraines du bassin versant du lac Supérieur se situe à 96 %, soit le plus élevé; le bassin versant du lac Érié est celui qui présente le couvert le plus réduit, à 31 %. La moitié du bassin des Grands Lacs étant actuellement utilisée à des fins agricoles ou de développement, et les parties plus méridionales du bassin des Grands Lacs comportant beaucoup moins de couvert forestier, il est évident que les pressions terrestres puissent avoir une incidence majeure sur la qualité de l'eau.

### Terres agricoles dans les parties du sud du bassin des Grands Lacs



### Le couvert forestier aide à améliorer la qualité de l'eau



### Sous-indicateurs appuyant l'évaluation de l'indicateur

Sous-Indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Couvert forestier	Inchangée	Inchangée	Inchangée	S'améliore	Se détériore
Couverture terrestre	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée
Facteurs de stress associés aux bassins versants	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée
Durcissement des rives	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Se détériore
Instabilité des affluents	Aucun lac n'a été évalué de manière isolée La tendance pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs est <b>inchangée</b>				
Population humaine	Diminution	À la hausse	À la hausse	À la hausse	À la hausse

État :	<b>BON</b>	<b>PASSABLE</b>	<b>MÉDIOCRE</b>	<b>INDÉTERMINÉ</b>
--------	------------	-----------------	-----------------	--------------------

# Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques

## Tendances climatiques

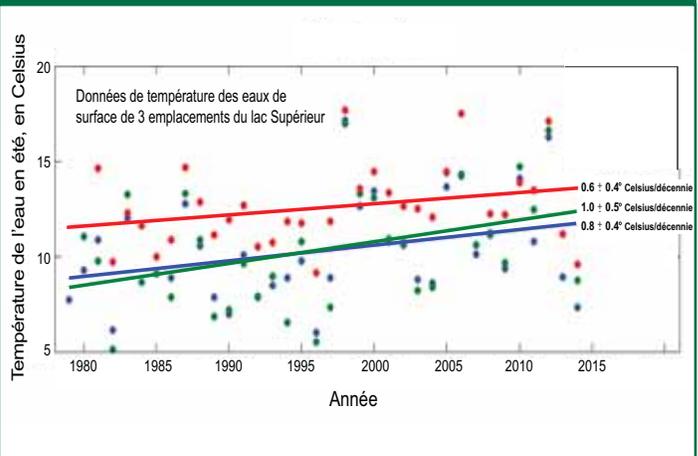
Les données recueillies au cours des 30 à 40 dernières années sur le bassin des Grands Lacs montrent une augmentation de la quantité de précipitations, un accroissement de la température des eaux de surface et une réduction du couvert de glace. Le niveau des lacs a aussi diminué de façon générale, bien que les niveaux d'eau aient quelque peu remonté au cours des dernières années. Il n'est pas encore possible d'affirmer avec certitude, cependant, si les changements de niveaux d'eau sont attribuables à l'activité humaine ou à des cycles naturels de longue durée.

Ces changements peuvent nuire à la santé du bassin des Grands Lacs; ils peuvent notamment se répercuter sur les frayères et d'autres habitats d'espèces de poissons ainsi que sur la quantité et la qualité des milieux humides côtiers et peuvent modifier la composition des forêts. Les changements dans les tendances climatiques peuvent également mener à la migration vers le nord d'espèces envahissantes et à l'altération de l'habitat de façon à favoriser certains envahisseurs au détriment des espèces indigènes. Une saison de croissance prolongée, une augmentation des eaux de ruissellement et des charges d'éléments nutritifs ainsi que des modifications au cycle des contaminants pourraient aussi se traduire par un changement dans les tendances climatiques.

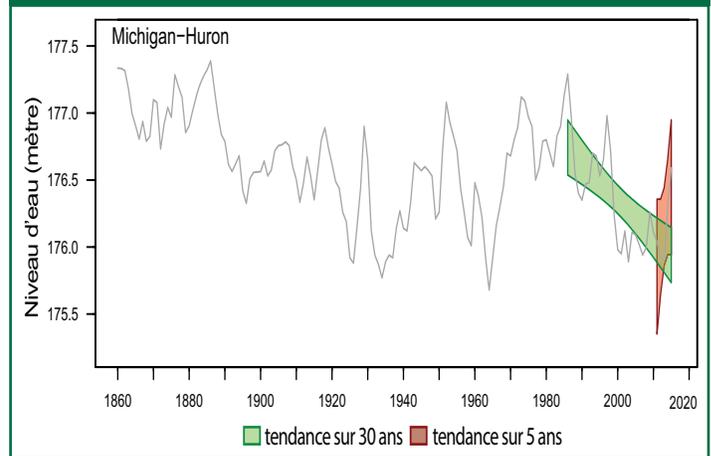
## Évaluation des données climatiques

Les données climatiques ne sont pas évaluées de la même façon que d'autres indicateurs dans le présent rapport. Par exemple, l'écosystème s'est adapté aux niveaux d'eau tant élevés que bas et nécessite ces deux conditions, et aucune d'elle n'a pu être évaluée comme étant bonne ou médiocre. Cependant, des périodes prolongées de bas ou de hauts niveaux d'eau peuvent causer un stress à l'écosystème. Par conséquent, les tendances climatiques sont simplement évaluées comme étant **en augmentation**, **inchangées** ou **en décroissance** au cours d'une période déterminée.

## La température des eaux de surface est en hausse



## Les niveaux d'eau fluctuent



## Sous-indicateurs appuyant l'évaluation de l'indicateur

Sous-Indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs (1948-2015)	Aucun lac n'a été évalué de manière isolée La tendance pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs est				
Température des eaux de surface (1979/1980-2014)				Indéterminée	Indéterminée
Couvertures de glace (1973-2015)					
Niveaux d'eau (1985-2015)					Aucun changement significatif
Débit de base attribuable à l'écoulement souterrain	Aucun lac n'a été évalué de manière isolée La tendance pour le bassin des Grands Lacs est <b>indéterminée</b>				



## Sous-indicateur : Couvert forestier

### Couvert forestier dans les zones riveraines

#### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

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 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 ».

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 étatsunienues 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'agrite du frêne), peut nuire à la qualité de l'eau ou à la quantité d'eau.

### 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.

### Évaluation de la qualité des données

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

### Remerciements

Auteurs : 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, n° 5, p. 345-354. Lien : [http://www.mrlc.gov/nlcd11\\_data.php](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 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



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)

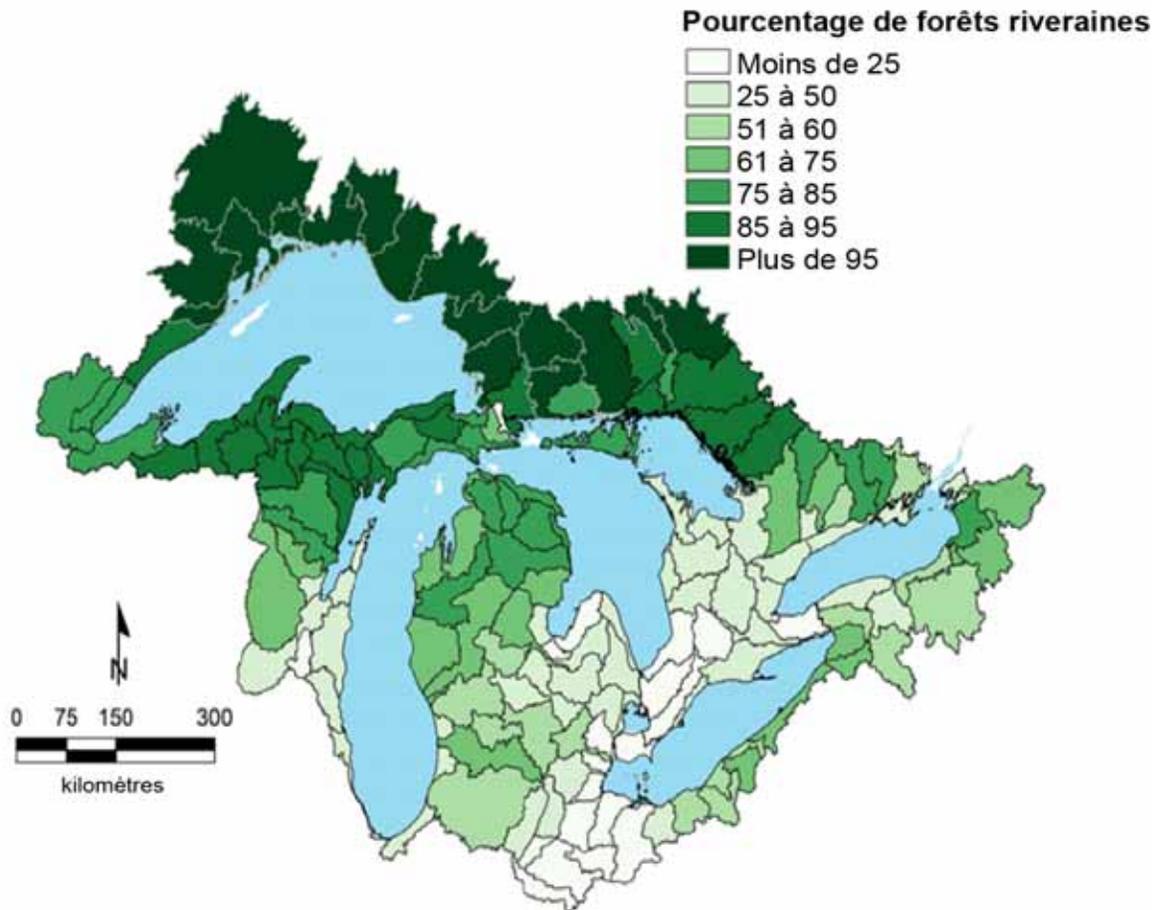
Bassin étatsunien	Toutes les forêts 2006 (ha)	Toutes les forêts 2011 (ha)	Changement des forêts, en %	Quantité de forêts 2011	Catégorie
Supérieur	3 539 252	3 483 919	-1,6 %	83,5 %	Bonne
Michigan	5 577 078	5 507 977	-1,2 %	48,9 %	Passable
Huron	2 048 628	2 006 615	-2,1 %	49,8 %	Passable
Érié	1 107 969	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

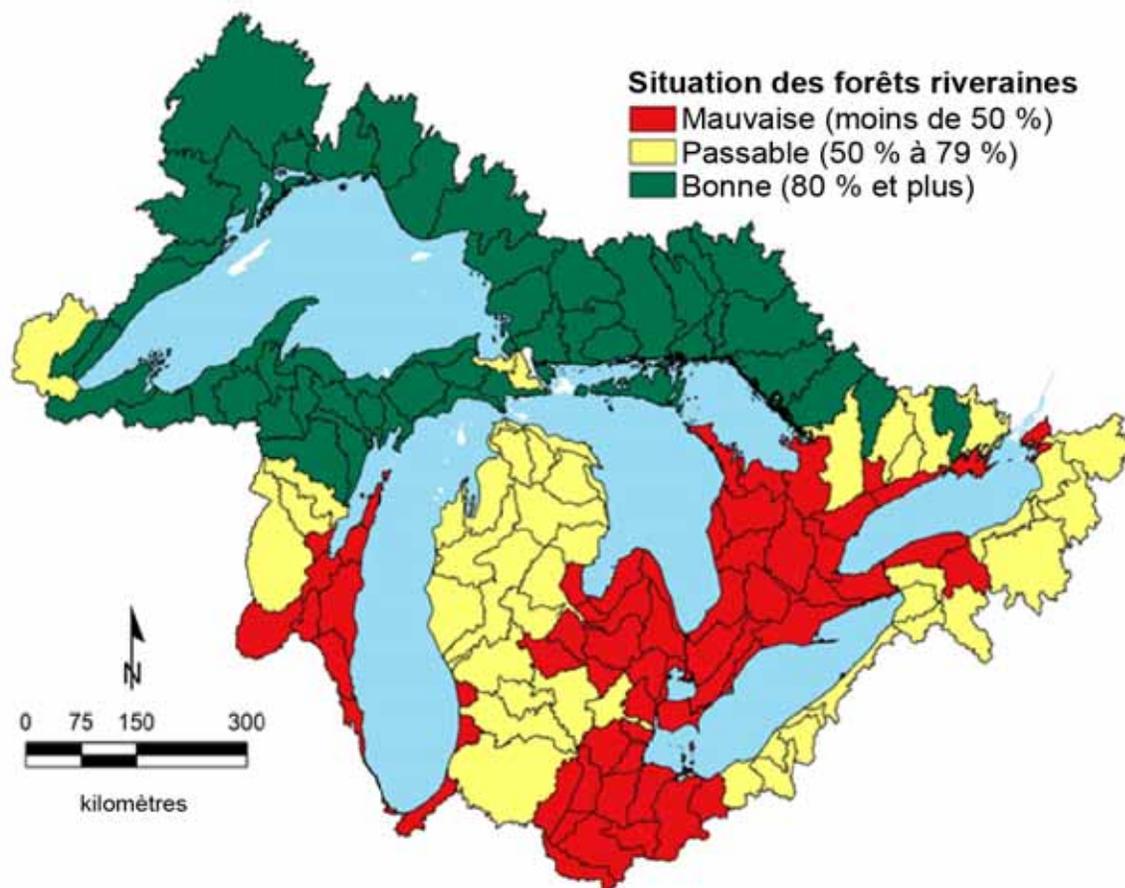
Bassin des Grands Lacs	Toutes les forêts 2006/2002 (ha)	Toutes les forêts 2011/11 (ha)	Changement des forêts, en %	Quantité de forêts 2011	Catégorie
Supérieur	10 577 263	10 521 471	-0,5 %	93,2 %	Bonne
Michigan	5 577 078	5 507 977	-1,2 %	48,9 %	Passable
Huron	8 327 270	8 295 809	-0,4 %	65,2 %	Bonne
Érié	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)

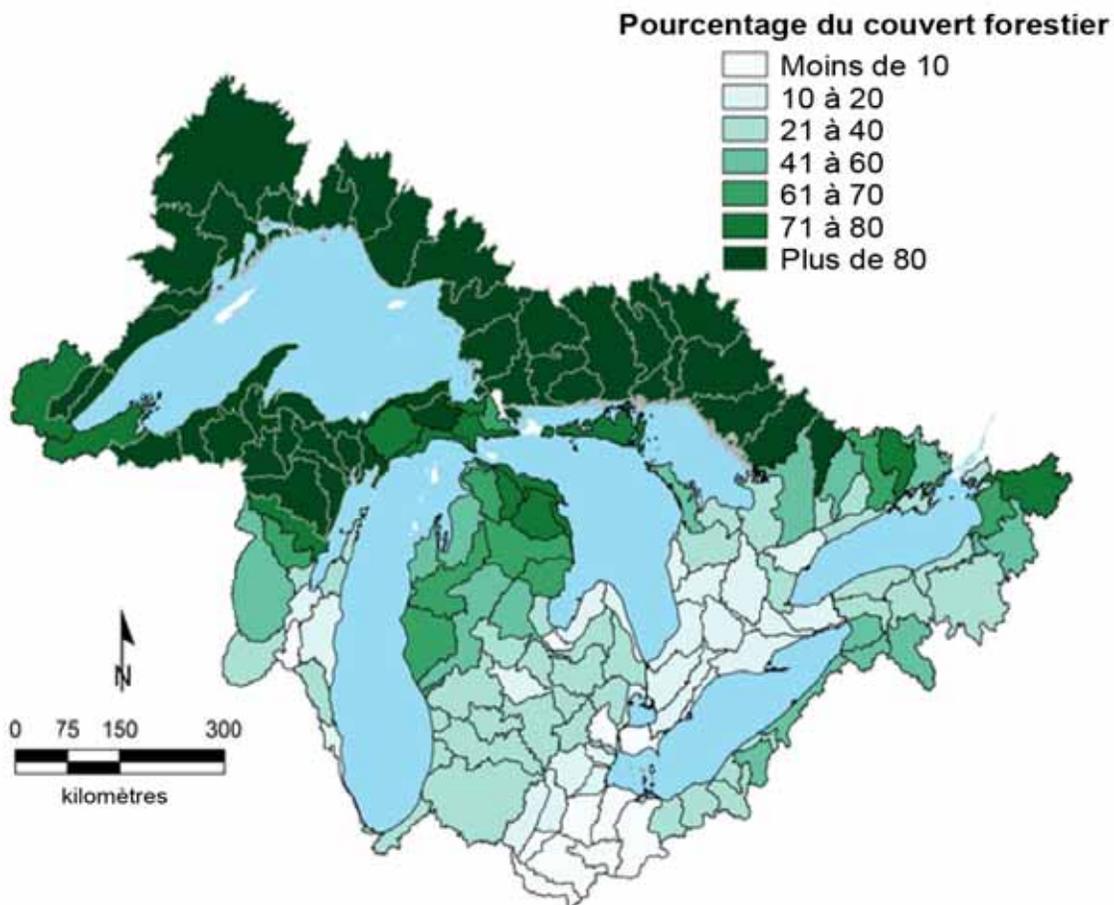
Sources : Base de données nationale de la couverture terrestre des États-Unis (U.S. National Land Cover Database) de 2006 (Fry et coll., 2006) et de 2011 (Homer et coll., 2015) et base de données de la couverture terrestre de l'Ontario de 2002 et SITSO 2002 (MRNF 2006, Section de l'évaluation et des 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)



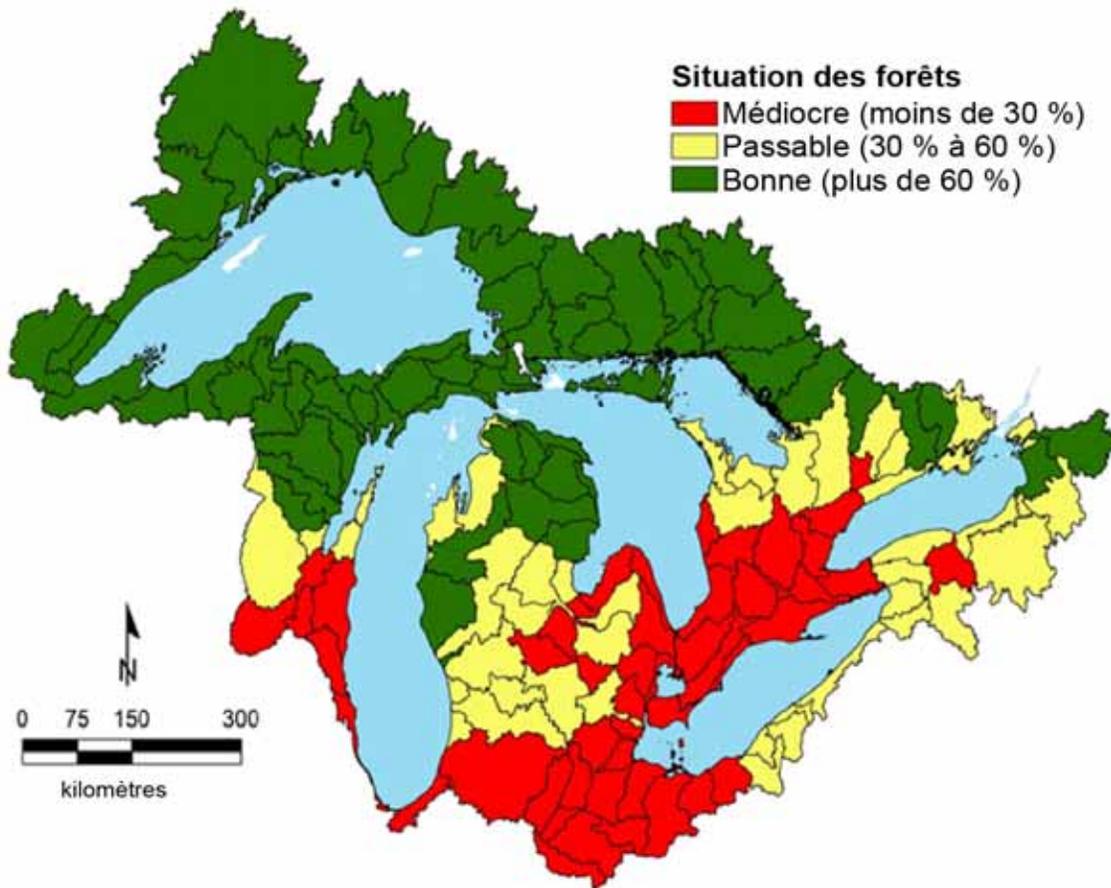
**Figure 2.** Couvert forestier dans les zones riveraines (zone tampon de 30 m autour des plans d'eau) pour les bassins versants tertiaires des Grands Lacs (HUC8 – code d'unité hydrologique à huit chiffres – aux É.-U., et à quatre chiffres en Ontario). Le couvert forestier a été estimé au moyen de l'imagerie 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)

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**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

Situation : Passable

Tendance : Inchangé

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<sup>2</sup>. 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

Situation : Bon

Tendance : Inchangé

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<sup>2</sup> 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<sup>2</sup> 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

Situation : Passable

Tendance : Inchangé

Justification : Les terres forestières ont diminué de 600 km<sup>2</sup> et les terres aménagées ont augmenté de 450 km<sup>2</sup>. 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

Situation : Passable

Tendance : Inchangé

Justification : Nous ne disposons 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<sup>2</sup>, dans une large mesure en faveur des prairies et des arbustaies. Les terres aménagées ont progressé de 117 km<sup>2</sup>, mais les terres agricoles ont régressé de 90 km<sup>2</sup>. 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

Situation : Médiocre

Tendance : Inchangé

Justification : Nous ne disposons 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<sup>2</sup> des terres aménagées, en grande partie par conversion du territoire agricole, lequel a diminué d'environ 300 km<sup>2</sup>. Les terres forestières ont rétréci de 225 km<sup>2</sup>, 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

Situation : Passable

Tendance : Inchangé

Justification : Nous ne disposons 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<sup>2</sup> 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<sup>2</sup>. 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/arbustives, 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<sup>2</sup> 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<sup>2</sup> 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<sup>2</sup>. La superficie consacrée à l'agriculture a également rétréci de 948 km<sup>2</sup>. On a relevé des hausses pour les terres aménagées (1 341 km<sup>2</sup>) et les prairies et les arbustives (1 257 km<sup>2</sup>). 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'accroît 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<sup>2</sup>. Celle-ci tient entièrement à l'évolution du territoire aménagé en hausse de 458 km<sup>2</sup>, en grande partie par conversion du territoire agricole (-292 km<sup>2</sup>) et du territoire forestier (-225 km<sup>2</sup>). Des changements analogues ont eu lieu dans le bassin du lac Ontario où les terres aménagées ont augmenté de 298 km<sup>2</sup>, là encore par conversion du territoire agricole (-226 km<sup>2</sup>) et du territoire forestier (-106 km<sup>2</sup>). 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.

### 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).

### Évaluation de la qualité des données

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

6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.		x				
Note explicative : En ce qui concerne le champ d'observation géographique, l'ensemble de données du SITSO sur la couverture terrestre ne rend pas entièrement compte de la superficie de la partie canadienne du bassin des Grands Lacs. Il exclut les régions septentrionales largement forestières des bassins du lac Supérieur et du lac Huron au nord de N 45.88334 et à l'ouest de O83.10000.						

## 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 (NRRRI), 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. Castiglione, 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](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 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Lac Érié	Terres agricoles	Terres arides	Terres aménagées	Terres forestières	Prairies et arbustales	Terres humides	Eaux	Total
Terres agricoles	46314	38	487	192	8	95	18	<b>47151</b>
Terres arides	23	172	8	1	3	2	4	<b>213</b>
Terres aménagées	214	1	12234	23	0	13	3	<b>12488</b>
Terres forestières	200	7	149	10320	55	123	7	<b>10860</b>
Prairies et arbustales	4	2	27	5	886	2	1	<b>927</b>
Terres humides	99	2	38	92	2	3939	6	<b>4178</b>
Eaux	4	1	3	2	0	16	615	<b>641</b>
<b>Totals</b>	<b>46858</b>	<b>222</b>	<b>12945</b>	<b>10635</b>	<b>955</b>	<b>4190</b>	<b>653</b>	<b>76457</b>

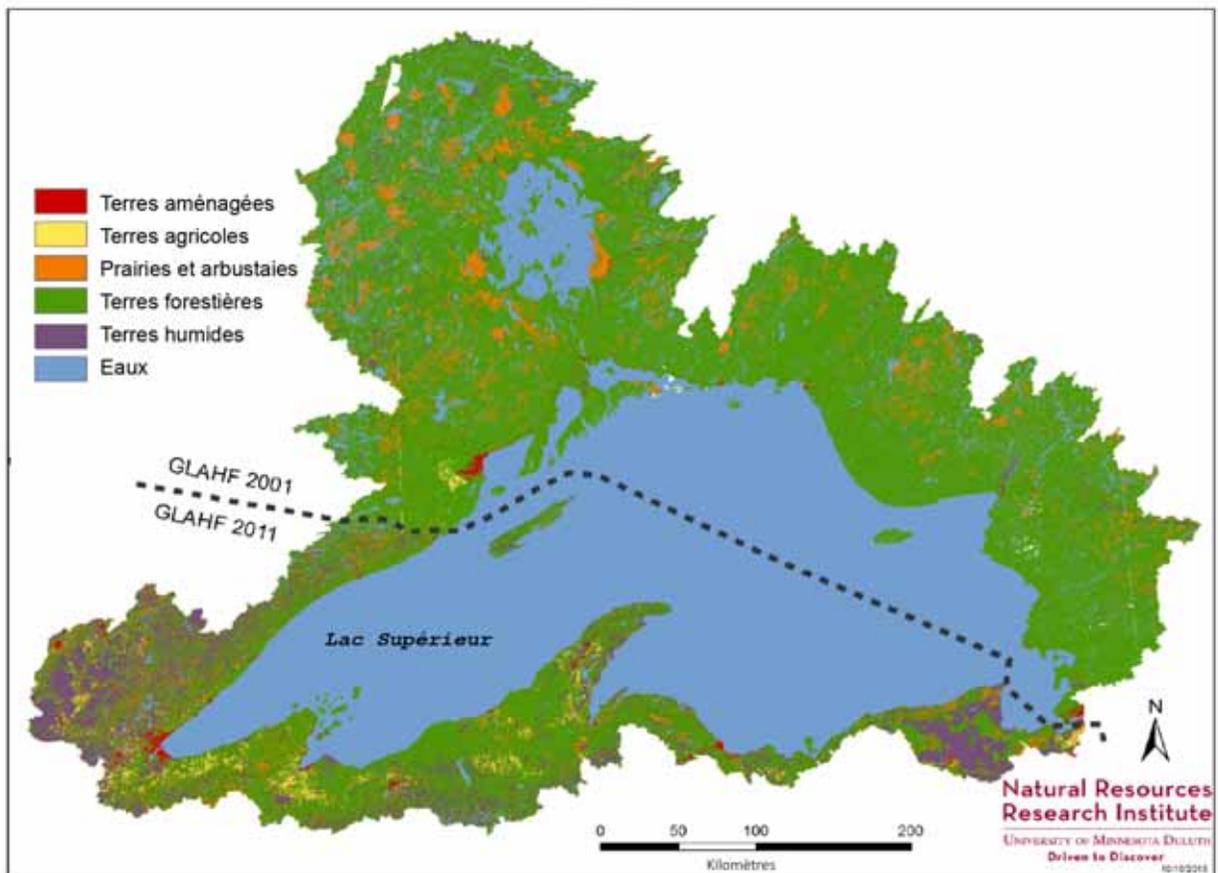
Lac Huron	Terres agricoles	Terres arides	Terres aménagées	Terres forestières	Prairies et arbustales	Terres humides	Eaux	Total
Terres agricoles	26284	34	270	276	25	122	13	<b>27024</b>
Terres arides	31	175	4	1	5	4	5	<b>227</b>
Terres aménagées	190	1	4727	48	0	21	3	<b>4990</b>
Terres forestières	287	10	71	16682	474	172	9	<b>17706</b>
Prairies et arbustales	11	3	4	95	2538	1	1	<b>2652</b>
Terres humides	124	5	29	147	5	10690	10	<b>11010</b>
Eaux	7	3	2	5	0	18	852	<b>888</b>
<b>Totals</b>	<b>26934</b>	<b>231</b>	<b>5107</b>	<b>17255</b>	<b>3048</b>	<b>11029</b>	<b>893</b>	<b>64497</b>

Lac Michigan	Terres agricoles	Terres arides	Terres aménagées	Terres forestières	Prairies et arbustales	Terres humides	Eaux	Total
Terres agricoles	37112	38	308	11	34	15	14	<b>37532</b>
Terres arides	15	379	7	0	3	1	10	<b>415</b>
Terres aménagées	0	0	11486	0	0	0	0	<b>11486</b>
Terres forestières	33	17	61	34731	768	7	4	<b>35621</b>
Prairies et arbustales	25	9	46	281	4581	5	2	<b>4949</b>
Terres humides	3	5	24	1	8	23086	10	<b>23138</b>
Eaux	1	6	2	1	1	12	3448	<b>3470</b>
<b>Totals</b>	<b>37189</b>	<b>453</b>	<b>11934</b>	<b>35024</b>	<b>5395</b>	<b>23127</b>	<b>3488</b>	<b>116611</b>

Lac Ontario	Terres agricoles	Terres arides	Terres aménagées	Terres forestières	Prairies et arbustales	Terres humides	Eaux	Total
Terres agricoles	22617	23	497	429	10	193	15	<b>23783</b>
Terres arides	32	110	5	1	1	1	1	<b>151</b>
Terres aménagées	263	2	5393	79	0	35	5	<b>5777</b>
Terres forestières	442	7	120	16077	43	305	16	<b>17010</b>
Prairies et arbustales	6	3	8	28	2102	6	3	<b>2156</b>
Terres humides	186	3	49	275	3	6217	12	<b>6745</b>
Eaux	9	2	4	15	0	27	1216	<b>1272</b>
<b>Totals</b>	<b>23556</b>	<b>149</b>	<b>6075</b>	<b>16904</b>	<b>2159</b>	<b>6783</b>	<b>1267</b>	<b>56893</b>

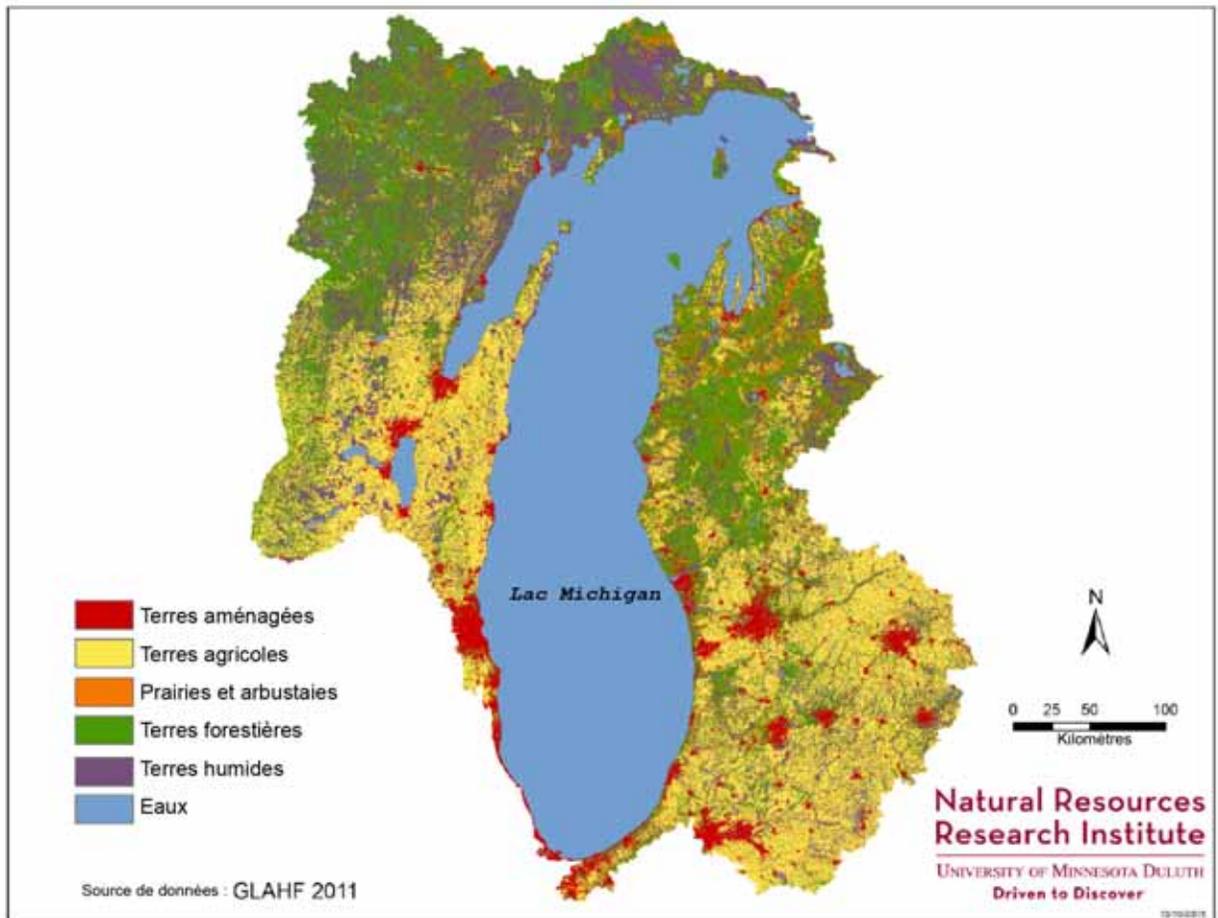
Lac Supérieur	Terres agricoles	Terres arides	Terres aménagées	Terres forestières	Prairies et arbustales	Terres humides	Eaux	Total
Terres agricoles	1411	1	2	2	5	1	0	<b>1420</b>
Terres arides	0	153	1	0	6	1	5	<b>167</b>
Terres aménagées	0	0	1535	0	0	0	0	<b>1535</b>
Terres forestières	10	13	12	25303	895	7	1	<b>26241</b>
Prairies et arbustales	2	6	3	529	472	2	0	<b>1015</b>
Terres humides	1	3	3	4	20	11346	1	<b>11378</b>
Eaux	0	10	0	0	3	5	1379	<b>1397</b>
<b>Totals</b>	<b>1423</b>	<b>188</b>	<b>1556</b>	<b>25839</b>	<b>1400</b>	<b>11361</b>	<b>1387</b>	<b>43153</b>

**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.

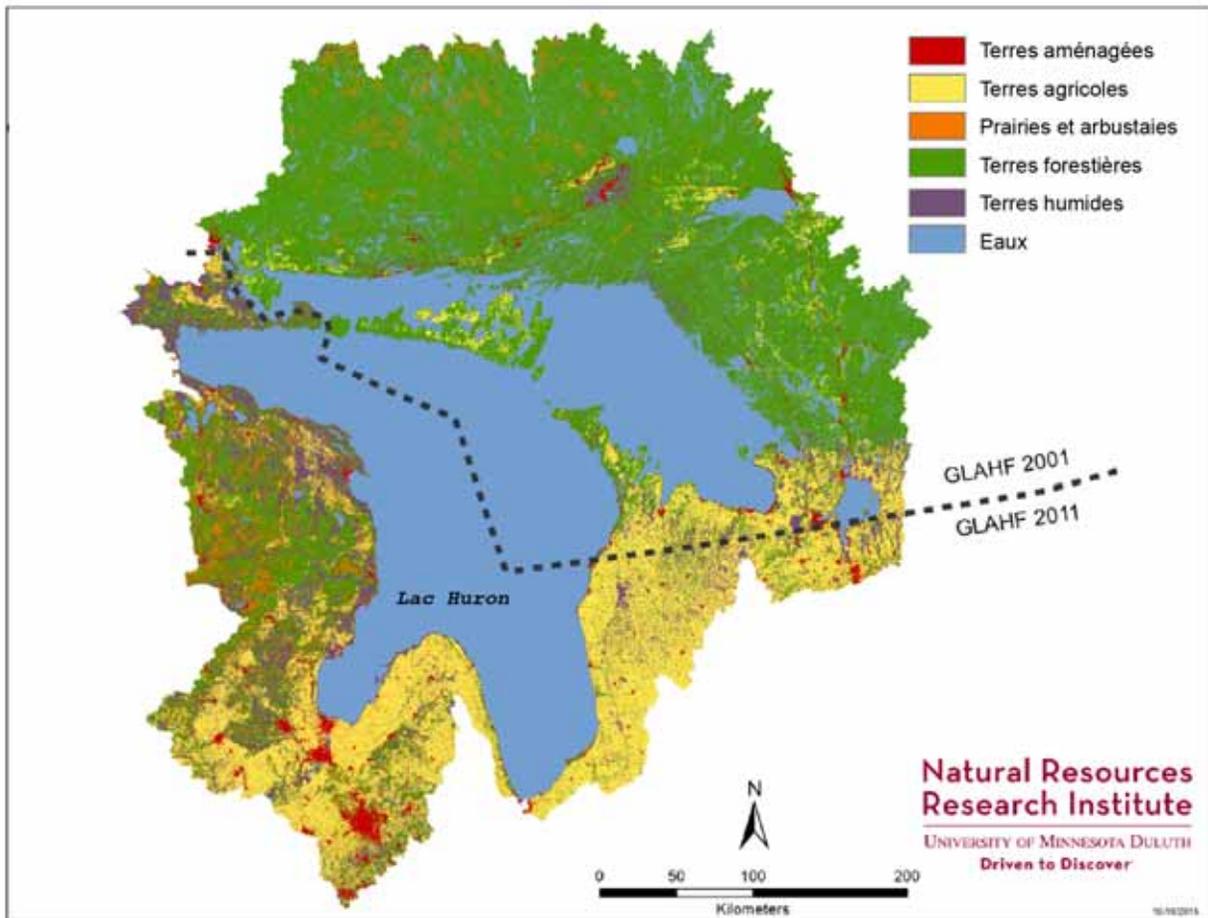


**Figure 1.** Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Supérieur.

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.

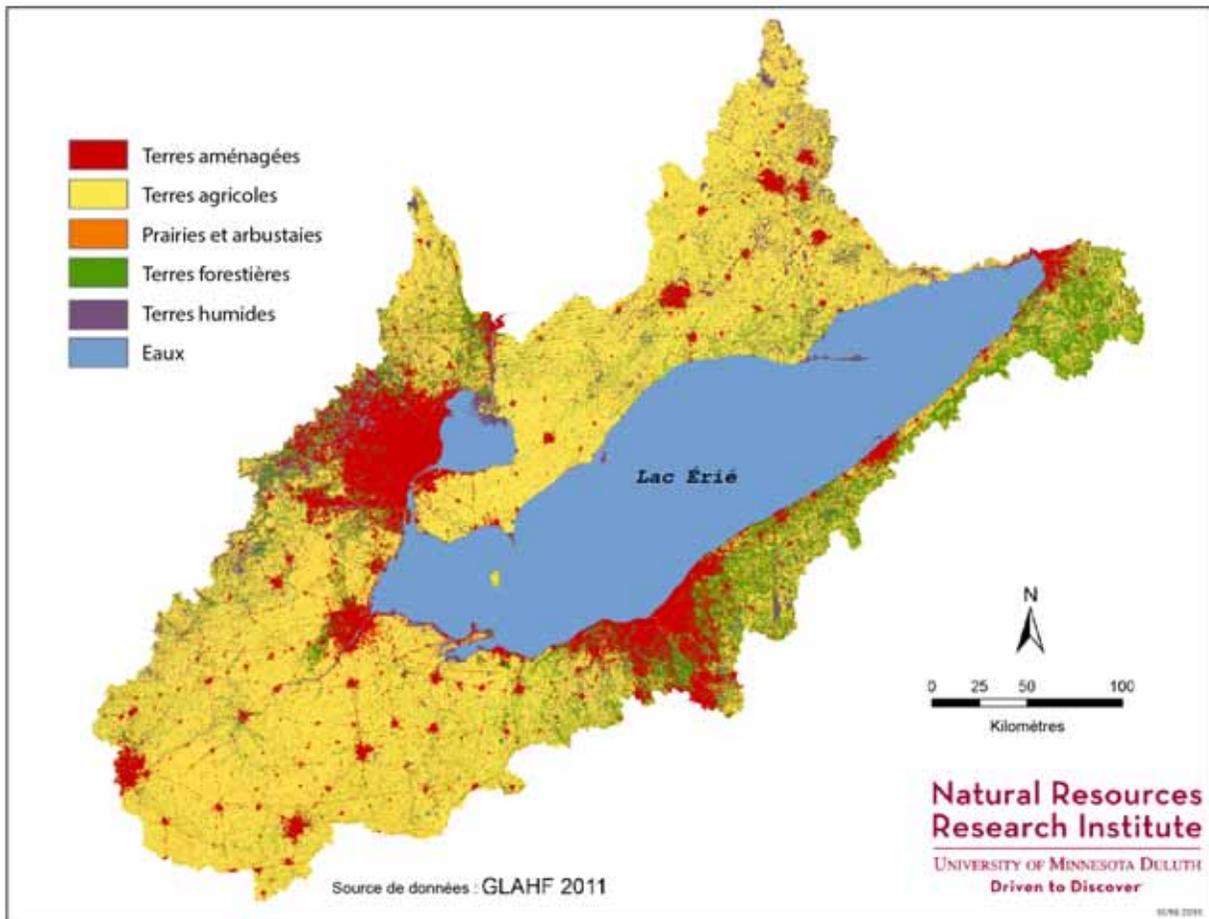


**Figure 2.** Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Michigan en 2011.  
Source : NLCD 2011 et SITSO 2012; classification intégrée de Wang *et al.*, 2015; pour la région au nord de la ligne de démarcation de SITSO, les données sont celles de la période 2001.

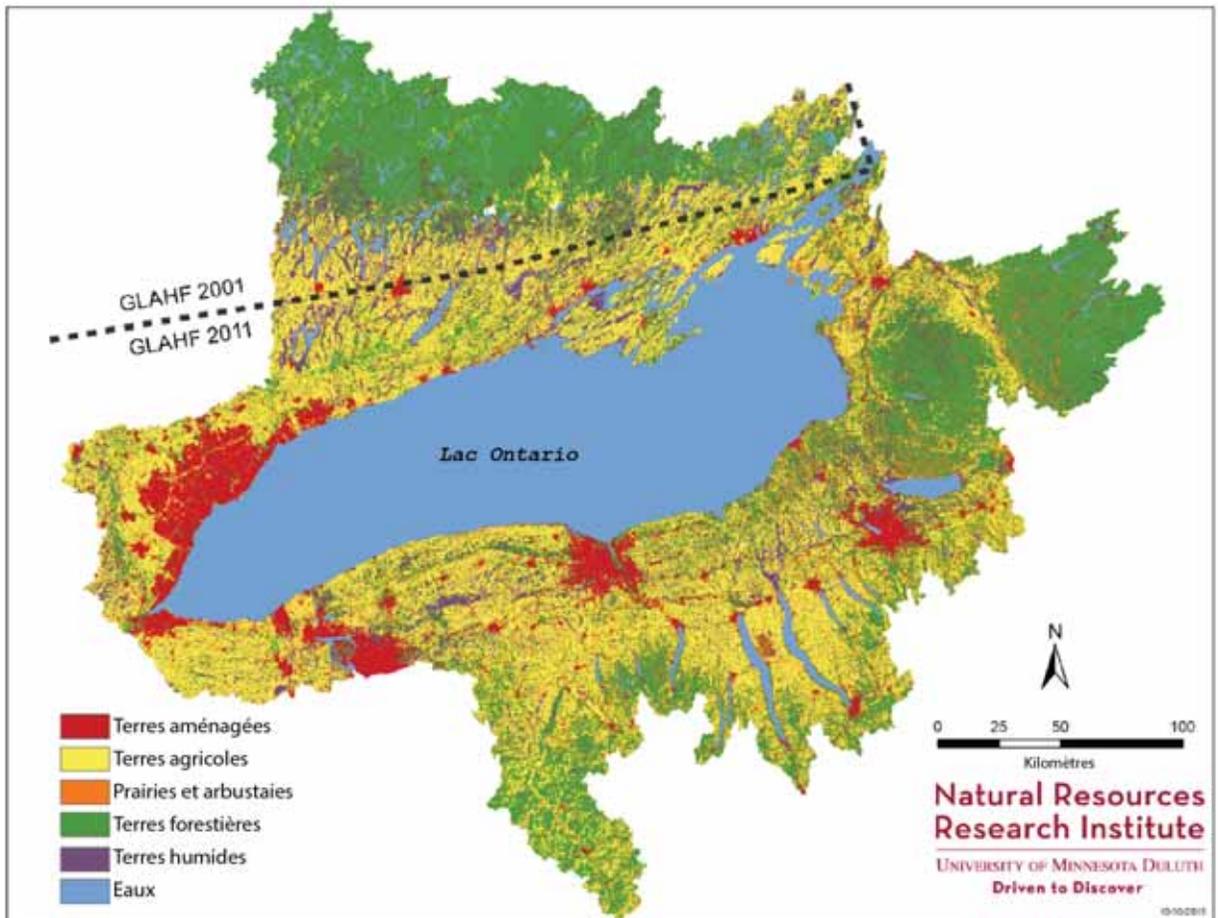


**Figure 3.** Répartition de l'occupation du sol/couverture terrestre dans le bassin du lac Huron.

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 : Facteurs de stress associés aux bassins versants

### Évaluation globale

Situation : Passable

Tendance : Inchangée

**Justification :** La situation peut aussi être qualifiée de MIXTE, puisqu'elle est BONNE 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 BONNE 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 BONNE (38,8 %), celle de 917 d'entre eux comme PASSABLE (59,8 %) et celle de 22 seulement comme MAUVAISE (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 BONNE à PASSABLE. Cinq sont passés de la catégorie PASSABLE à BONNE. Aucun n'est passé de PASSABLE à MAUVAISE. 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 MAUVAISE et moins de 1 % dans la catégorie BONNE (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 BONNE, puisqu'outre qu'il satisfait aux critères de la BONNE situation, il satisfait presque aussi aux critères de la MAUVAISE 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 MAUVAISE, 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 MAUVAISE. La définition opérationnelle basée sur le critère du 20<sup>e</sup> percentile place le bassin du lac Ontario dans la catégorie MAUVAISE 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 MAUVAISE (1,5 % des bassins versants) et le passage de 15 bassins versants de la catégorie MAUVAISE 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 20<sup>e</sup> et 80<sup>e</sup> 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<sup>2</sup> 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 de 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 de 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 révisé 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 : 2<sup>e</sup> et 7<sup>e</sup> 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 20<sup>e</sup> percentile de la distribution des scores pour chacune des variables et l'indice AgDev. Nous avons aussi décidé que le 80<sup>e</sup> 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 20<sup>e</sup> et au 80<sup>e</sup> 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.

## 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 pré-

sentaient 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 20<sup>e</sup> et le 80<sup>e</sup> percentiles) allait vraisemblablement se situer.

### Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d'accord	D'accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.	x					
2. Il est possible de remonter à la source des données.	x					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	x					
4. La couverture et l'échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	x					
5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.				x		
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent rapport.		x				
Notes explicatives : À propos de la couverture géographique : Les données du SITSO ne couvrent pas complètement le côté canadien du bassin des Grands Lacs. Les régions septentrionales en bonne partie couvertes de forêts des bassins versants du lac Supérieur et du lac Huron, au nord de 45°88,334 de latitude nord et à l'ouest de 83°10,000 de longitude ouest, sont exclues.						

### 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 Hydrography 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 reflect 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 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



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 <sup>2</sup> )	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.

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

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)

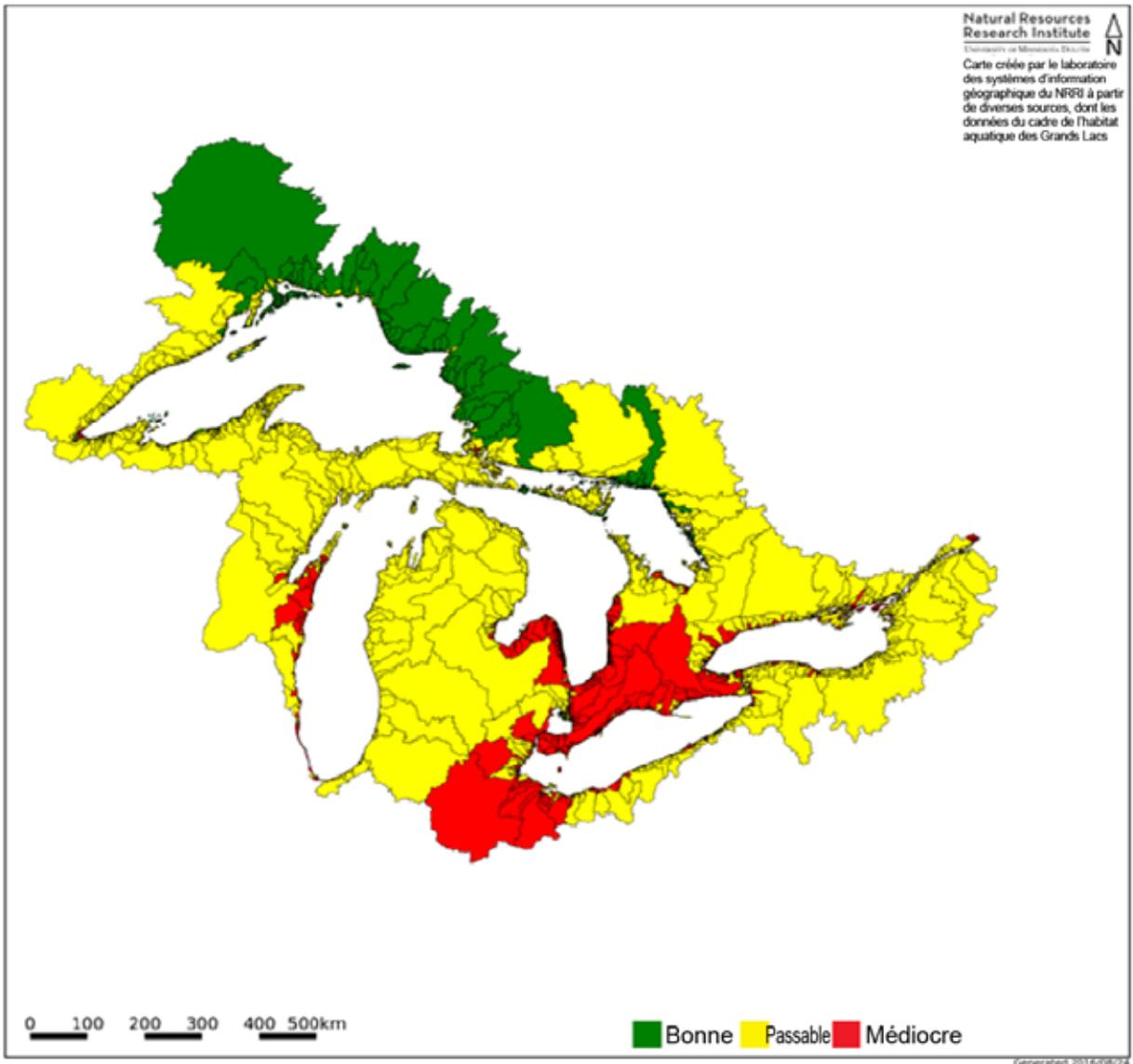
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

Lac	N <sup>bre</sup> bassins versants Bonne 2000	N <sup>bre</sup> bassins versants Passable 2000	N <sup>bre</sup> bassins versants Mauvaise 2000	N <sup>bre</sup> bassins versants Bonne 2010	N <sup>bre</sup> bassins versants Passable 2010	N <sup>bre</sup> 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
<b>Pourcentage de terres agricoles (valeur seuil : bonne à passable = 0 %, passable à mauvaise = 53,942 %)</b>												
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
<b>Densité des routes (valeur seuil : bonne à passable = 0,104 km/km<sup>2</sup>, passable à mauvaise = 7,778 km/km<sup>2</sup>)</b>												
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
<b>Densité de population (valeur seuil : bonne à passable = 1,557 personne/km<sup>2</sup>, passable à mauvaise = 62,104 personnes/km<sup>2</sup>)</b>												
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
<b>Pourcentage des milieux bâtis (valeur seuil : bonne à passable = 0 %, passable à mauvaise = 17,284 %)</b>												
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

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

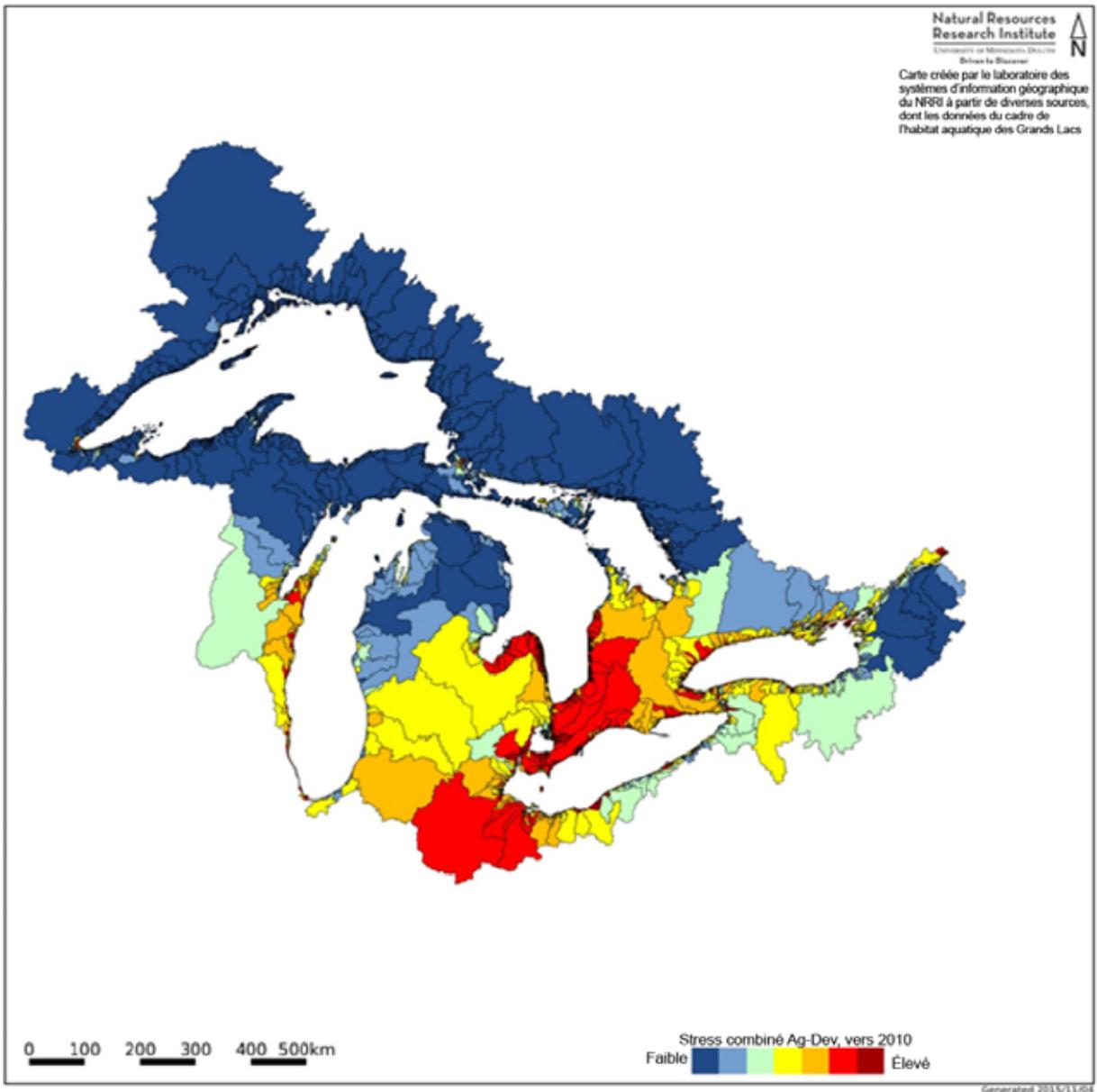
Lac	N <sup>bre</sup> bassins versants Bonne 2000	N <sup>bre</sup> bassins versants Passable 2000	N <sup>bre</sup> bassins versants Mauvaise 2000	N <sup>bre</sup> bassins versants Bonne 2010	N <sup>bre</sup> bassins versants Passable 2010	N <sup>bre</sup> bassins versants Mauvaise 2010	% bassins versants 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
<b>MaxRel (routes, population, % des milieux bâtis) (valeur seuil : bonne à passable = 0,006, passable à mauvaise = 0,212)</b>												
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
<b>AgDev (valeur seuil : bonne à passable = 0,012, passable à mauvaise = 0,673)</b>												
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.



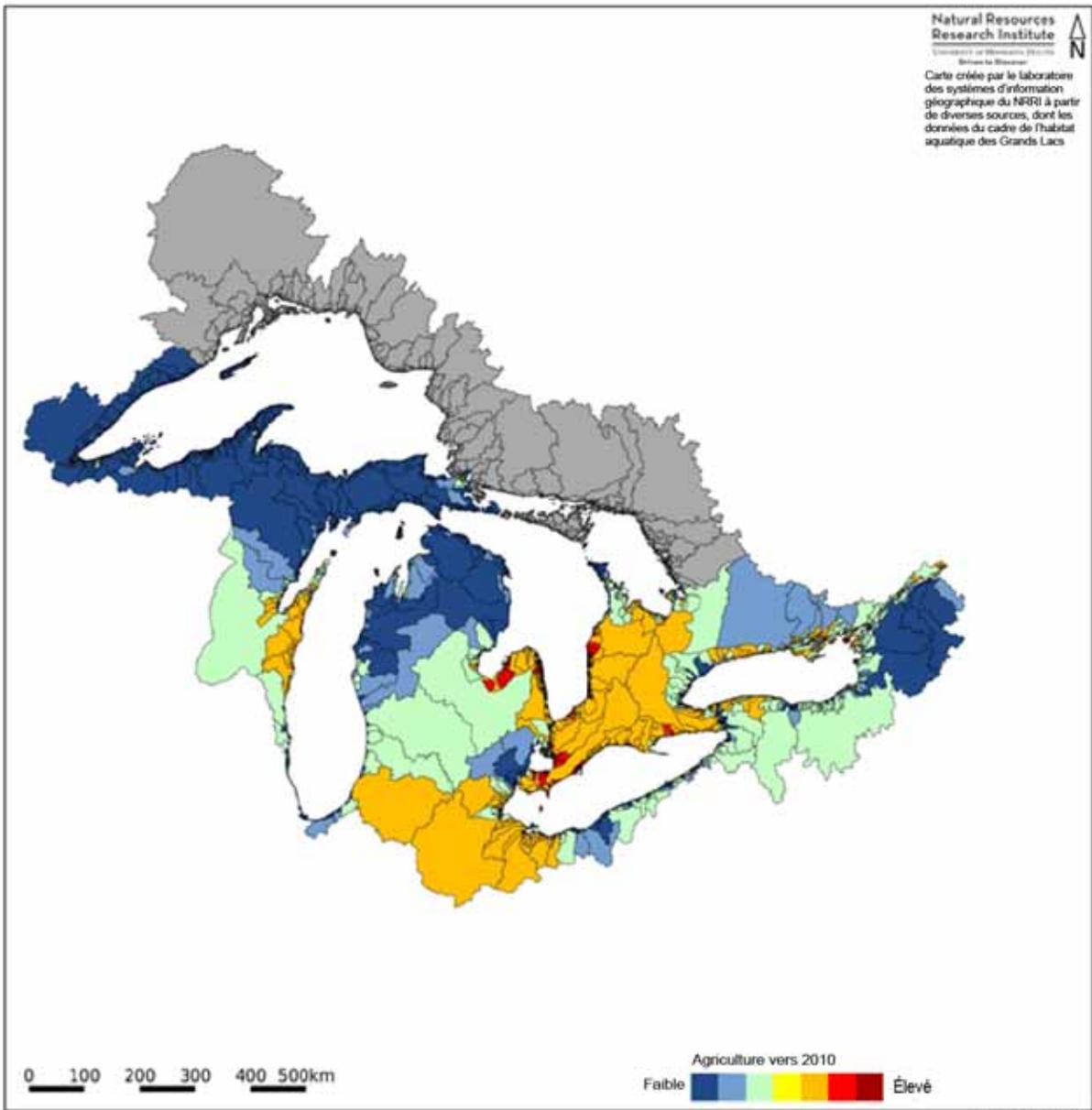
**Figure 1.** Situations dans le bassin des Grands Lacs vers 2010. Les catégories reposent sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs. Les composantes du score AgDev sont le pourcentage de terres agricoles, le pourcentage des milieux bâtis, la 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



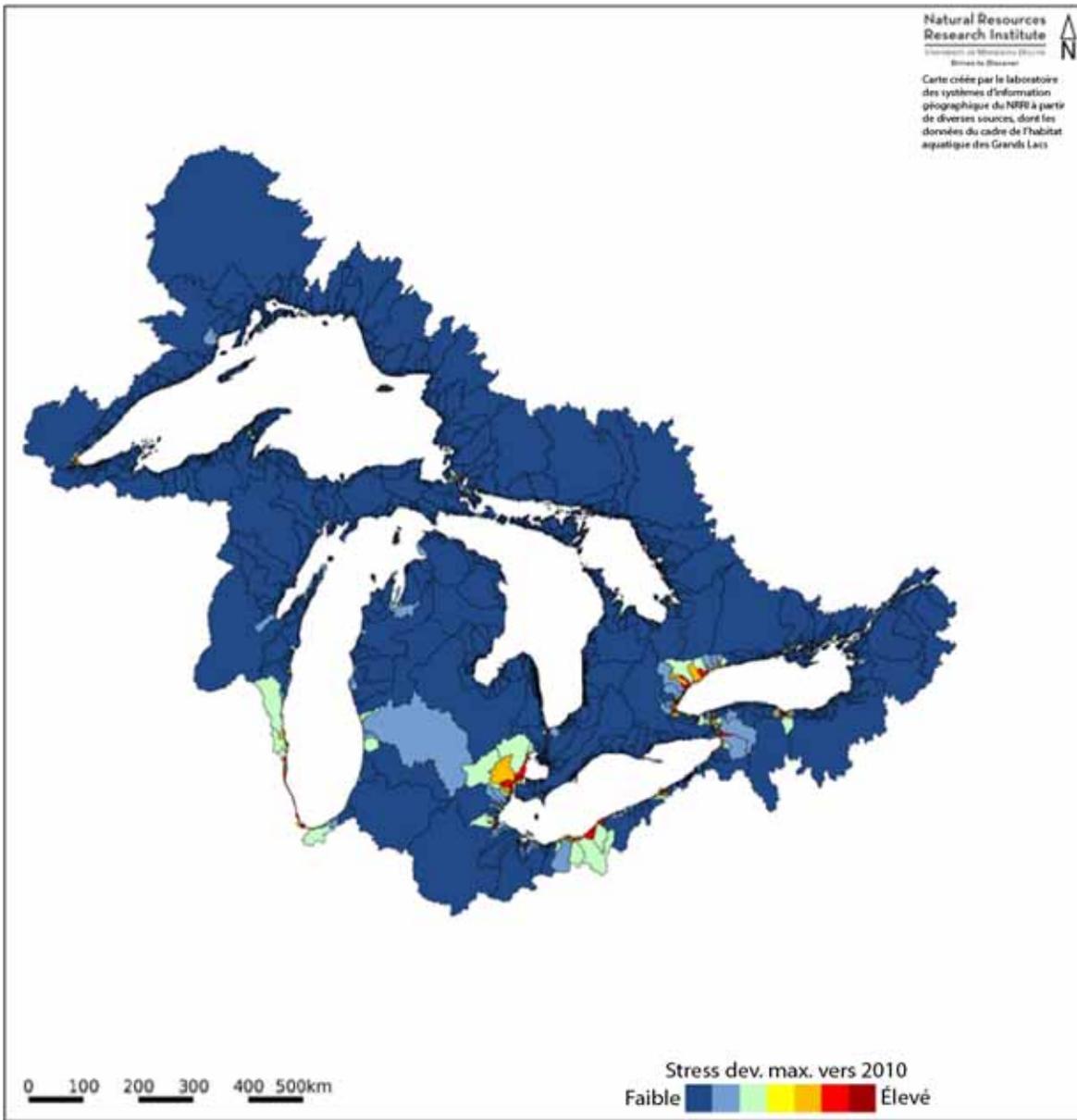
**Figure 2.** Score de stress combiné AgDev pour le bassin des Grands Lacs vers 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots.

Source : T. Brown, NRRI



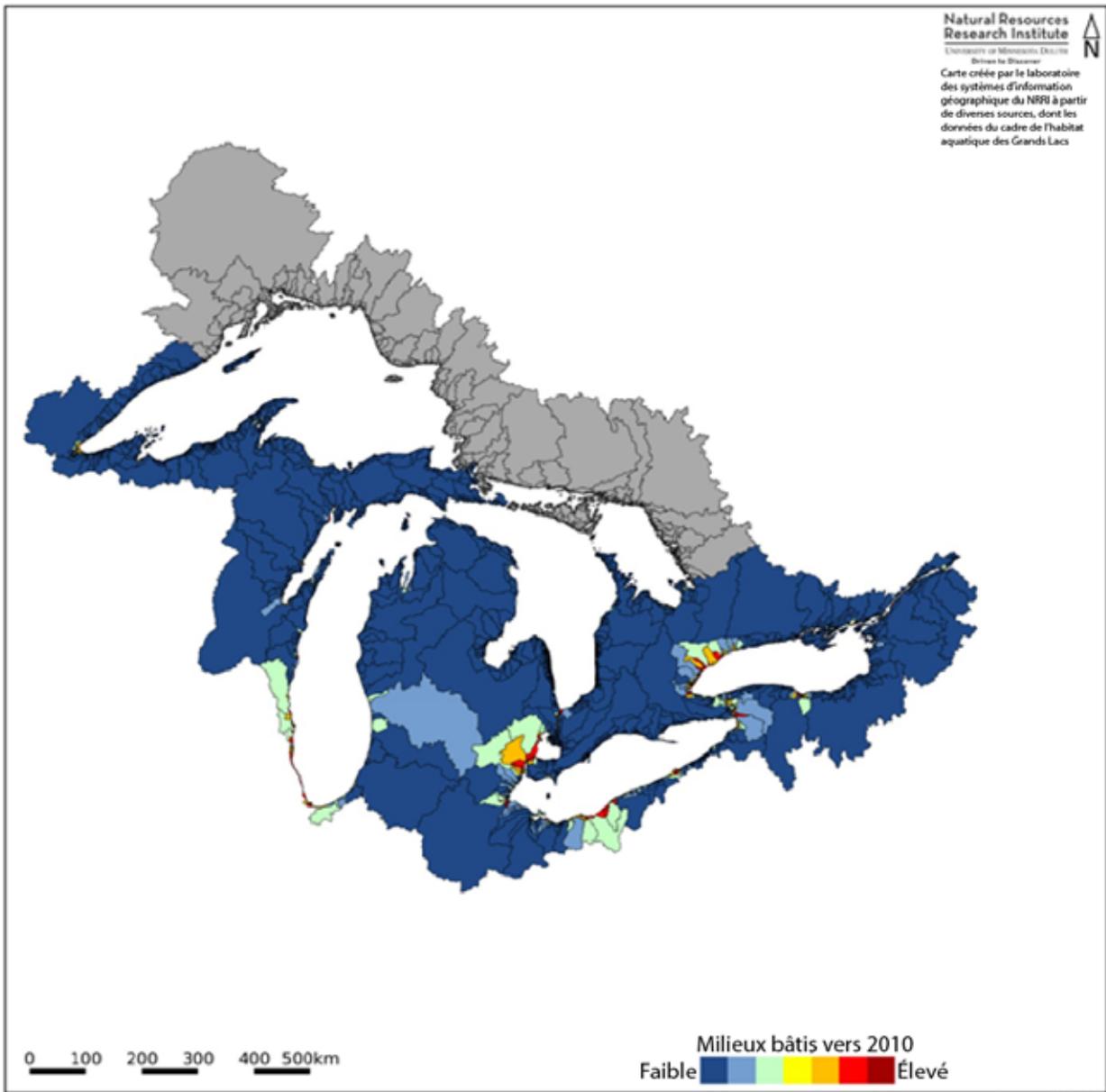
**Figure 3.** Pourcentage de terres agricoles dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots. La zone en gris représente une lacune dans l'ensemble de données sur l'utilisation des terres au Canada pour cette période.

Source : T. Brown, NRRI. Inédit



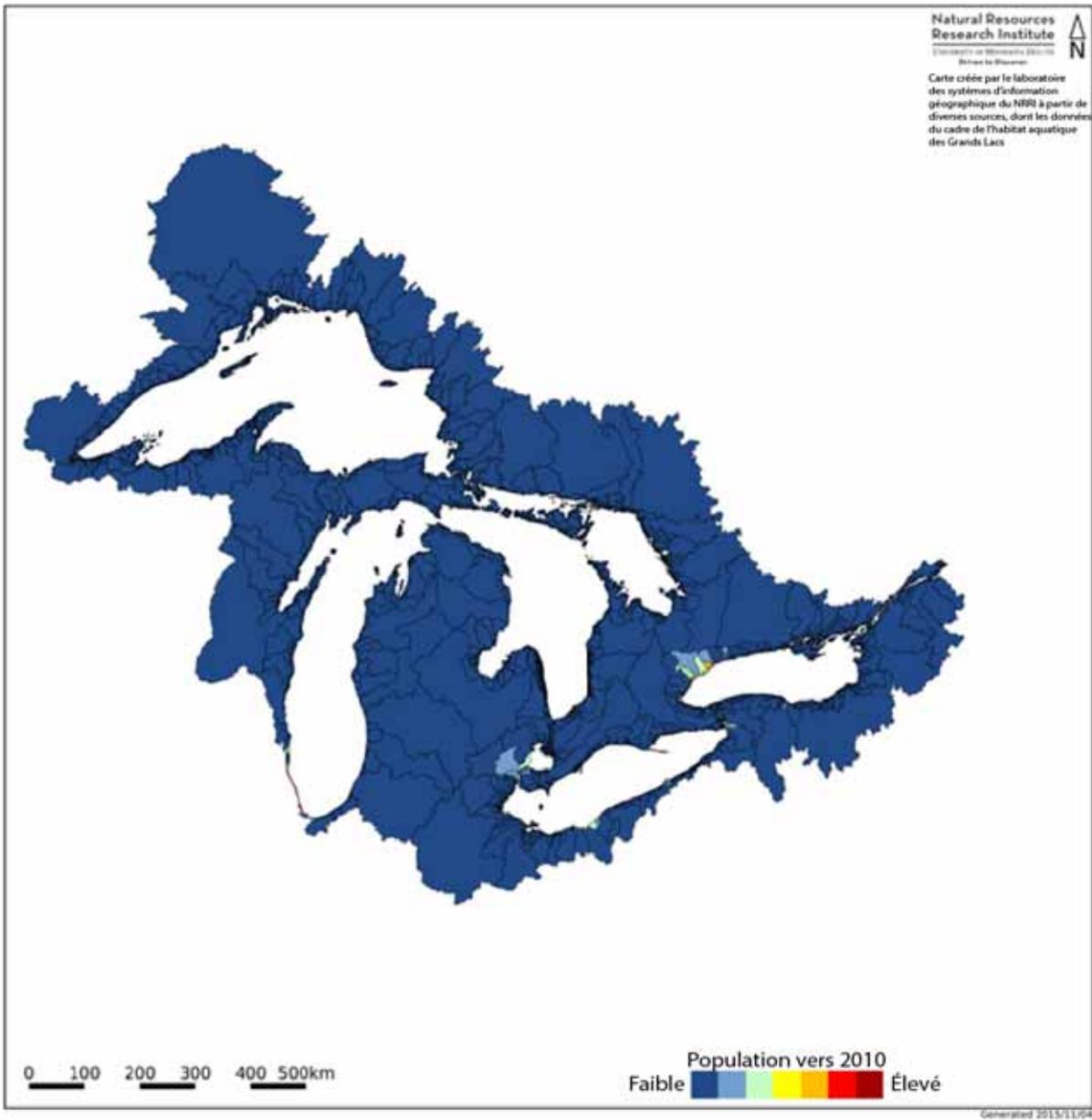
**Figure 4.** Développement MaxRel pour le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots. La zone en gris représente une lacune dans les données sur l'utilisation des terres au Canada pour cette période.

Source : T. Brown, NRRI



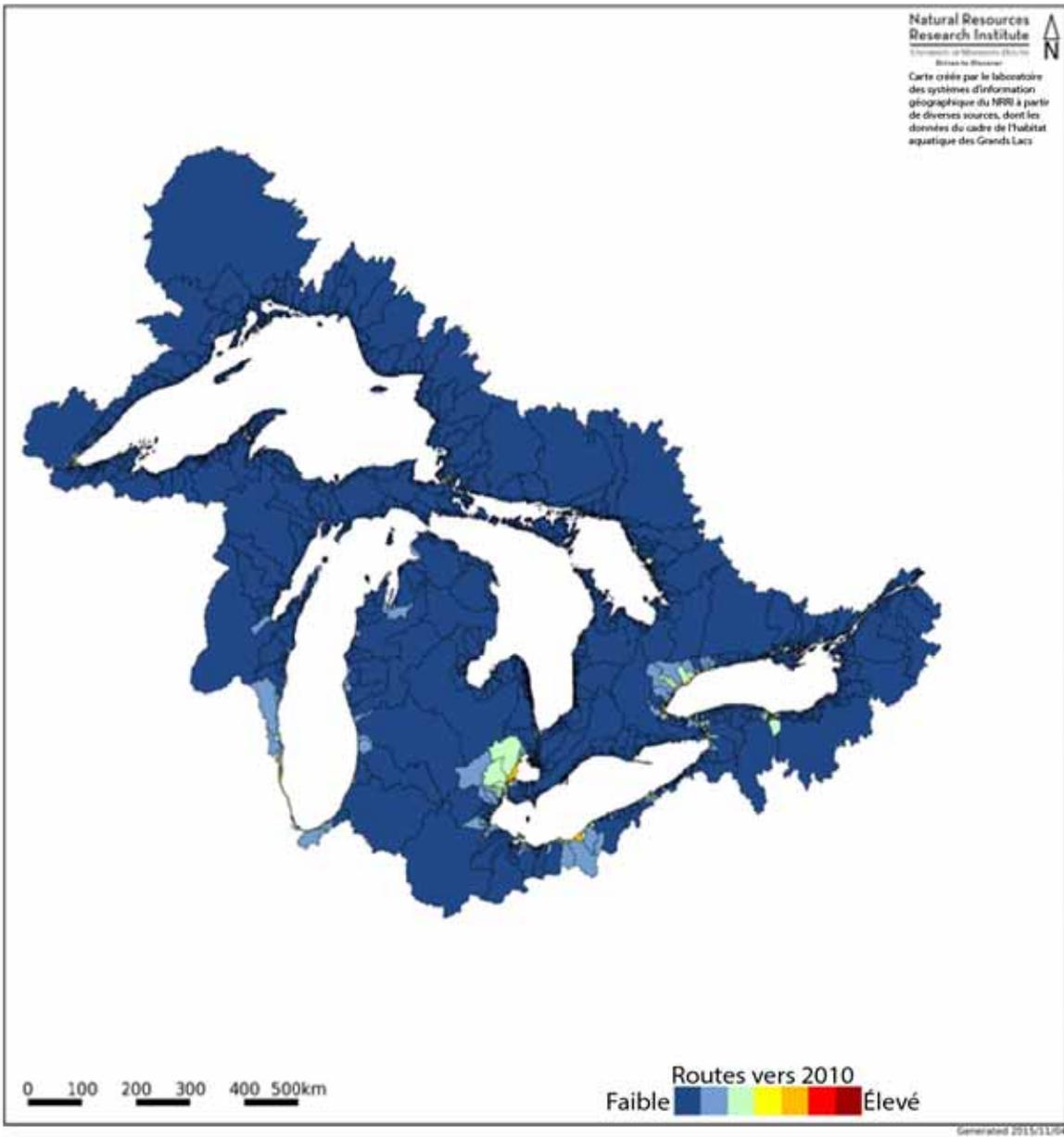
**Figure 5.** Pourcentage de milieux bâtis dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots. La zone en gris représente une lacune dans l'ensemble de données sur l'utilisation des terres au Canada pour cette période.

Source : T. Brown, NRRI



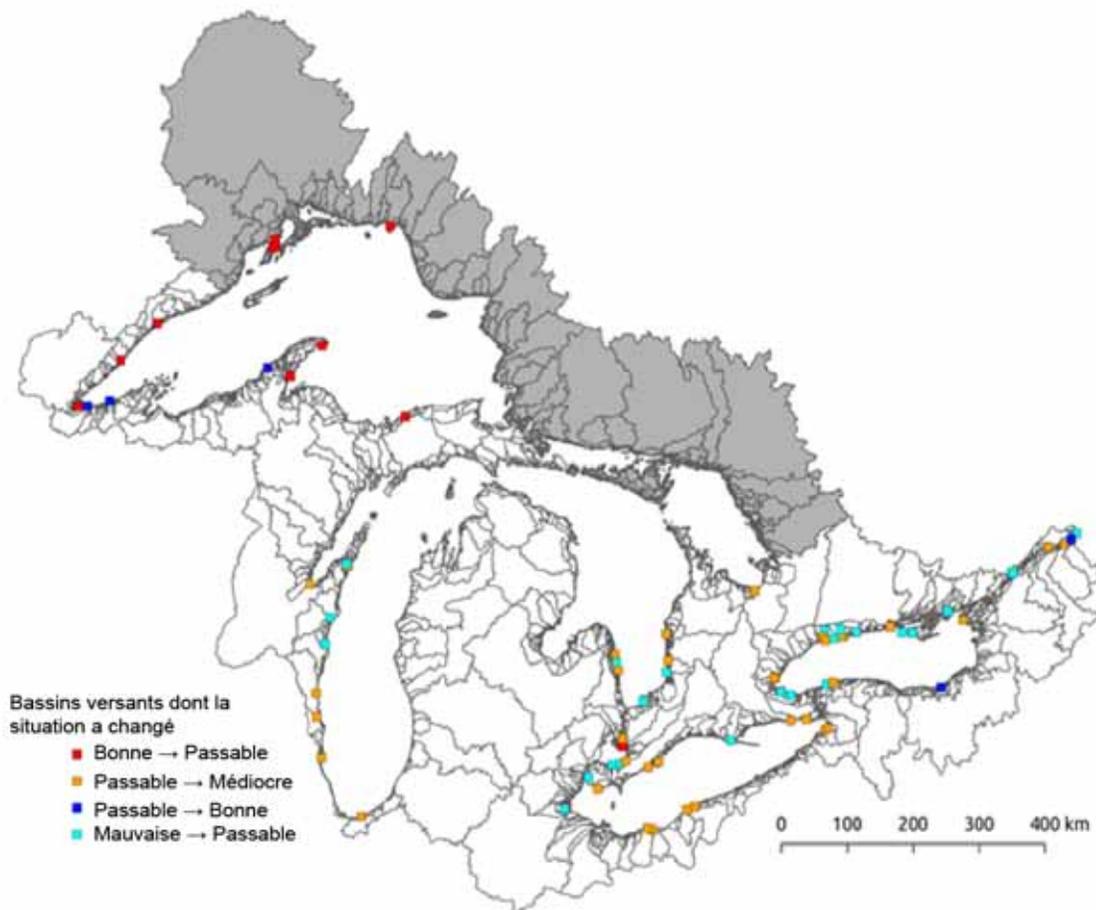
**Figure 6.** Densité de la population dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots.

Source : T. Brown, NRRI



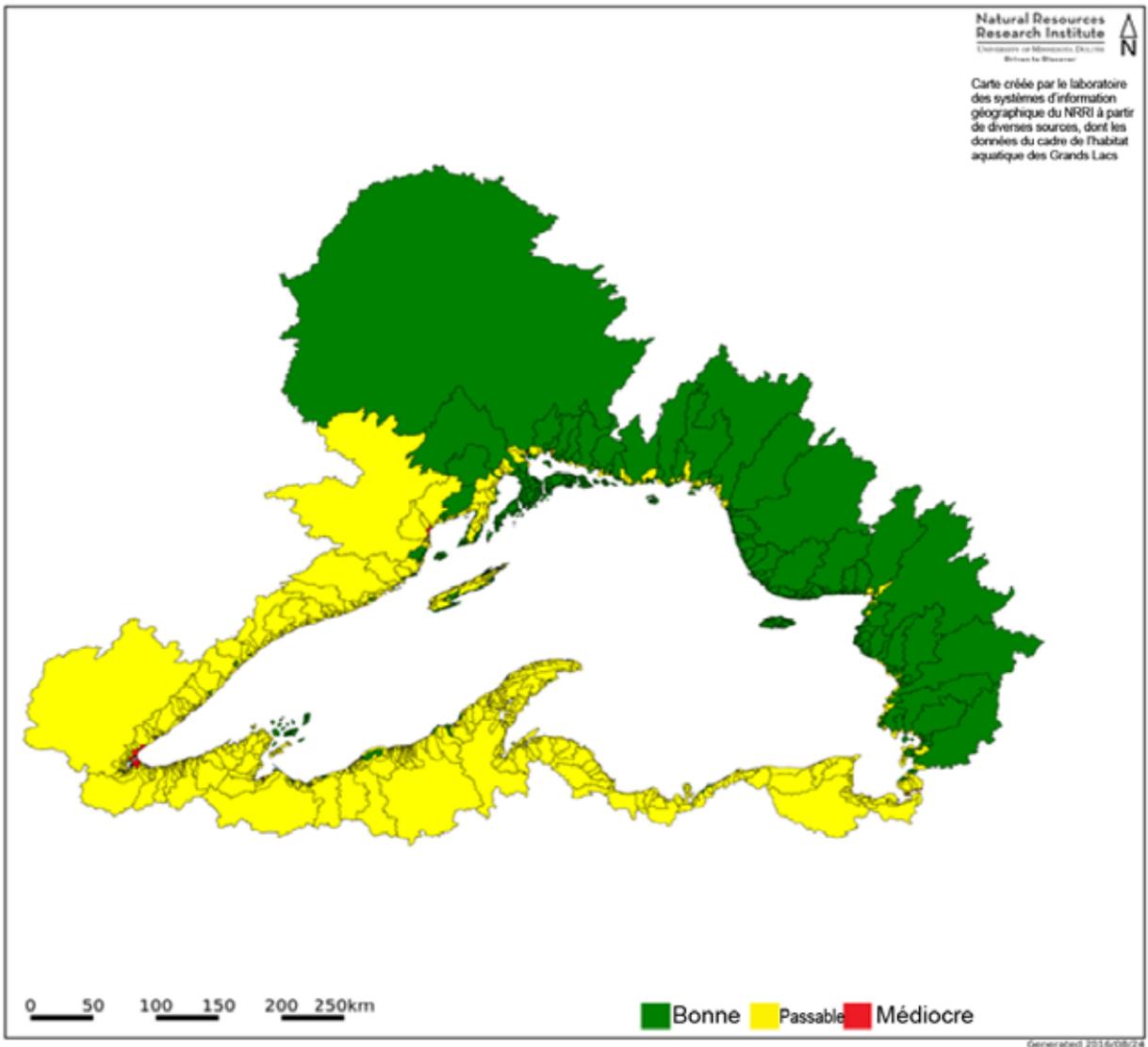
**Figure 7.** Densité des routes dans le bassin des Grands Lacs, 2010. Les catégories de couleurs sont basées sur une distribution uniforme sur sept lots.

Source : T. Brown, NRRI



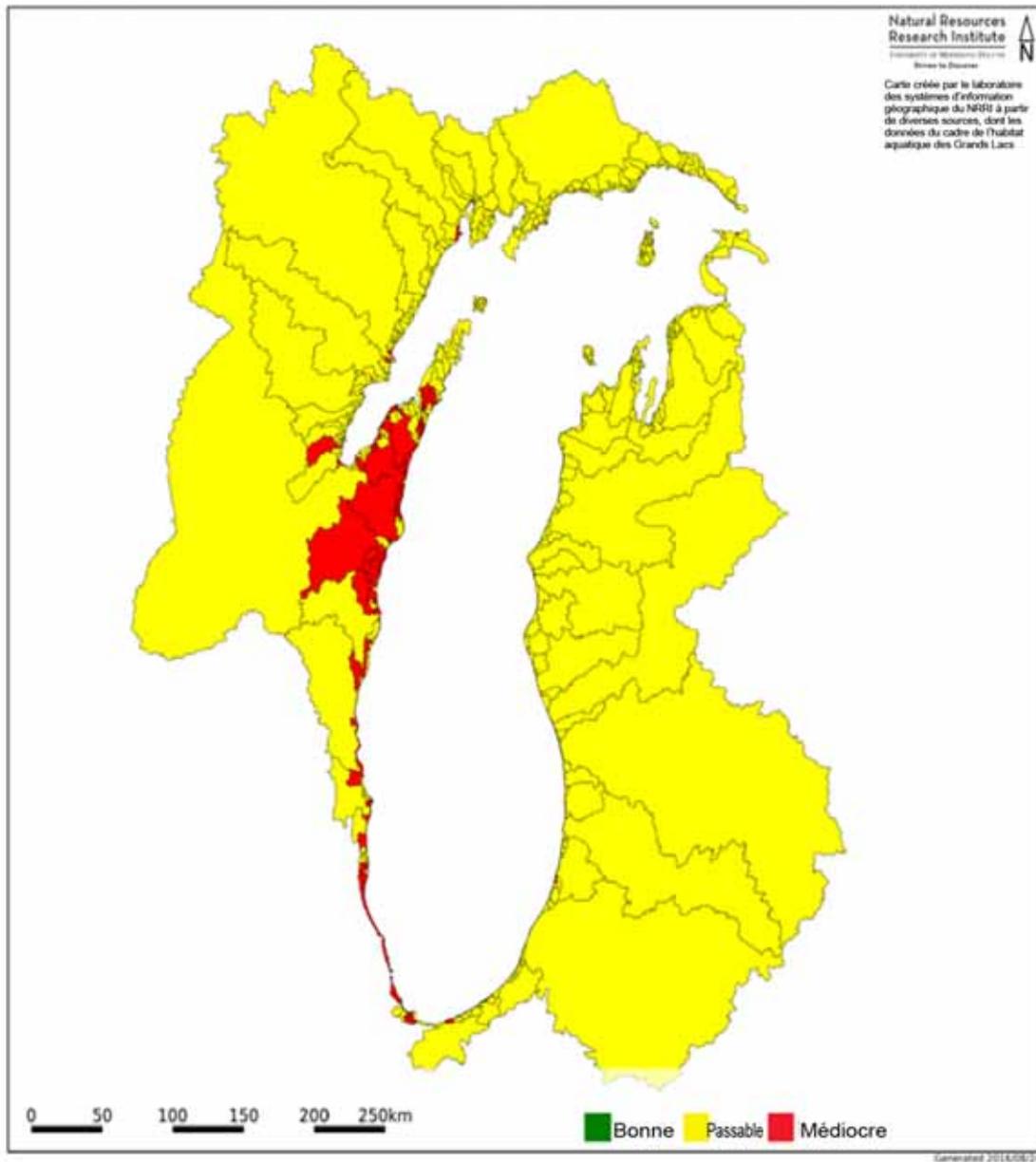
**Figure 8.** Changement de situation, de 2000 environ à 2010 environ. Veuillez remarquer qu’il y a une lacune dans les données relatives à la couverture terrestre en Ontario pour la période 2010. Les changements de situation reposent sur l’hypothèse selon laquelle les terres agricoles et les milieux 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

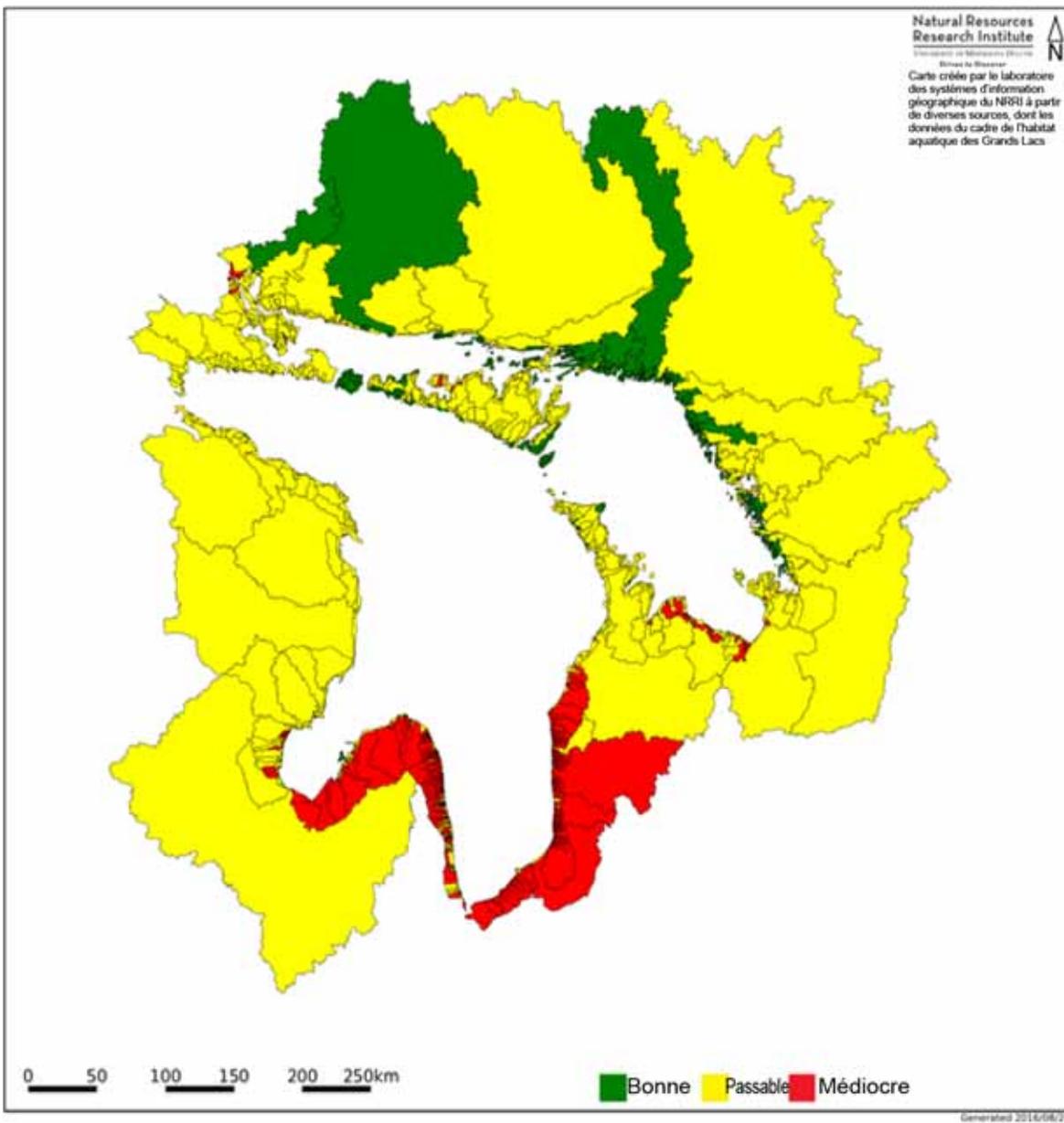


**Figure 9.** Situations des bassins versants du lac Supérieur, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées aux bassins versants du lac Supérieur. La valeur seuil du score AgDev pour 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

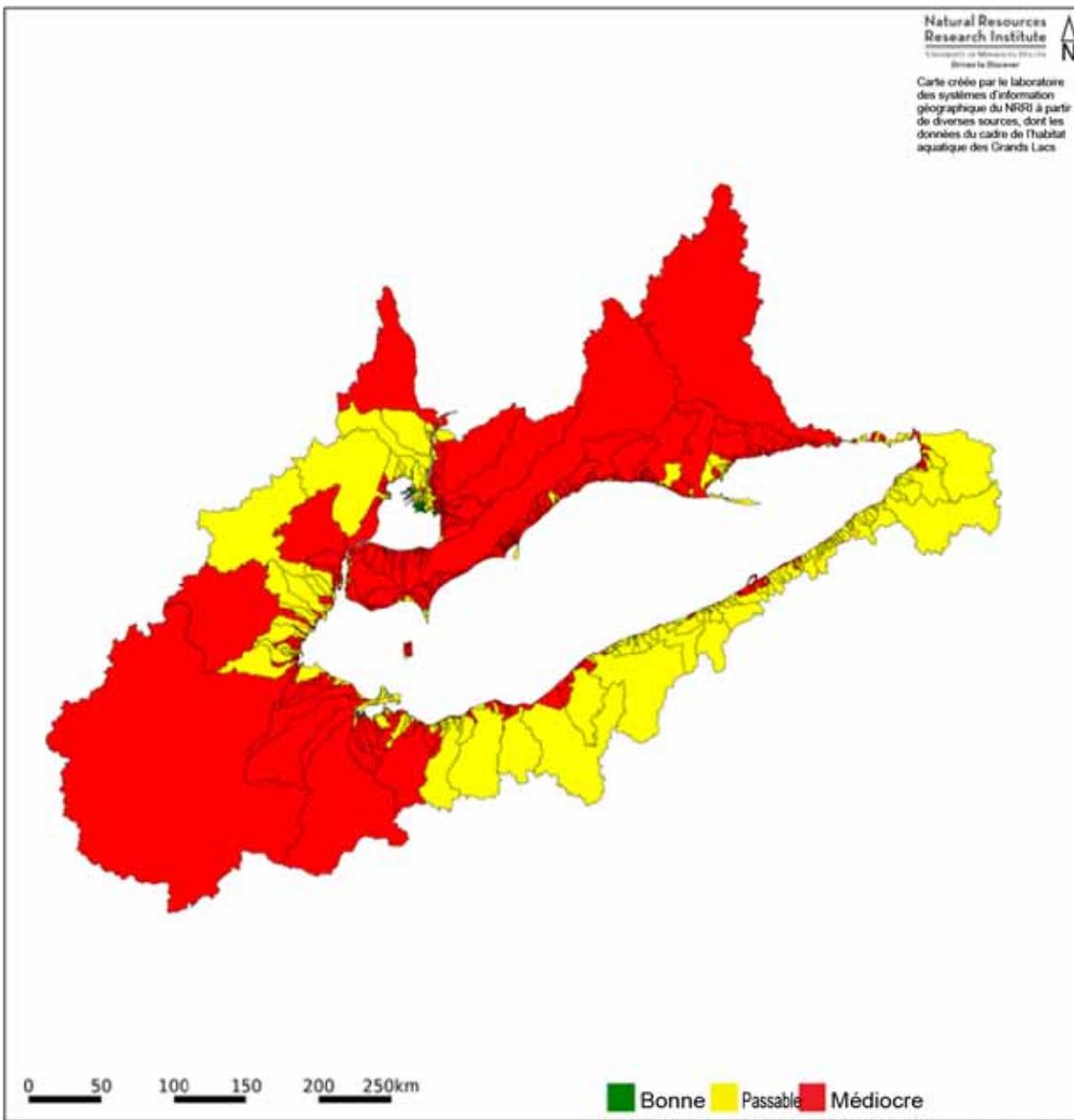


**Figure 10.** Situations des bassins versants du lac Michigan, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées aux bassins versants du lac Michigan. La valeur seuil du score AgDev pour 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

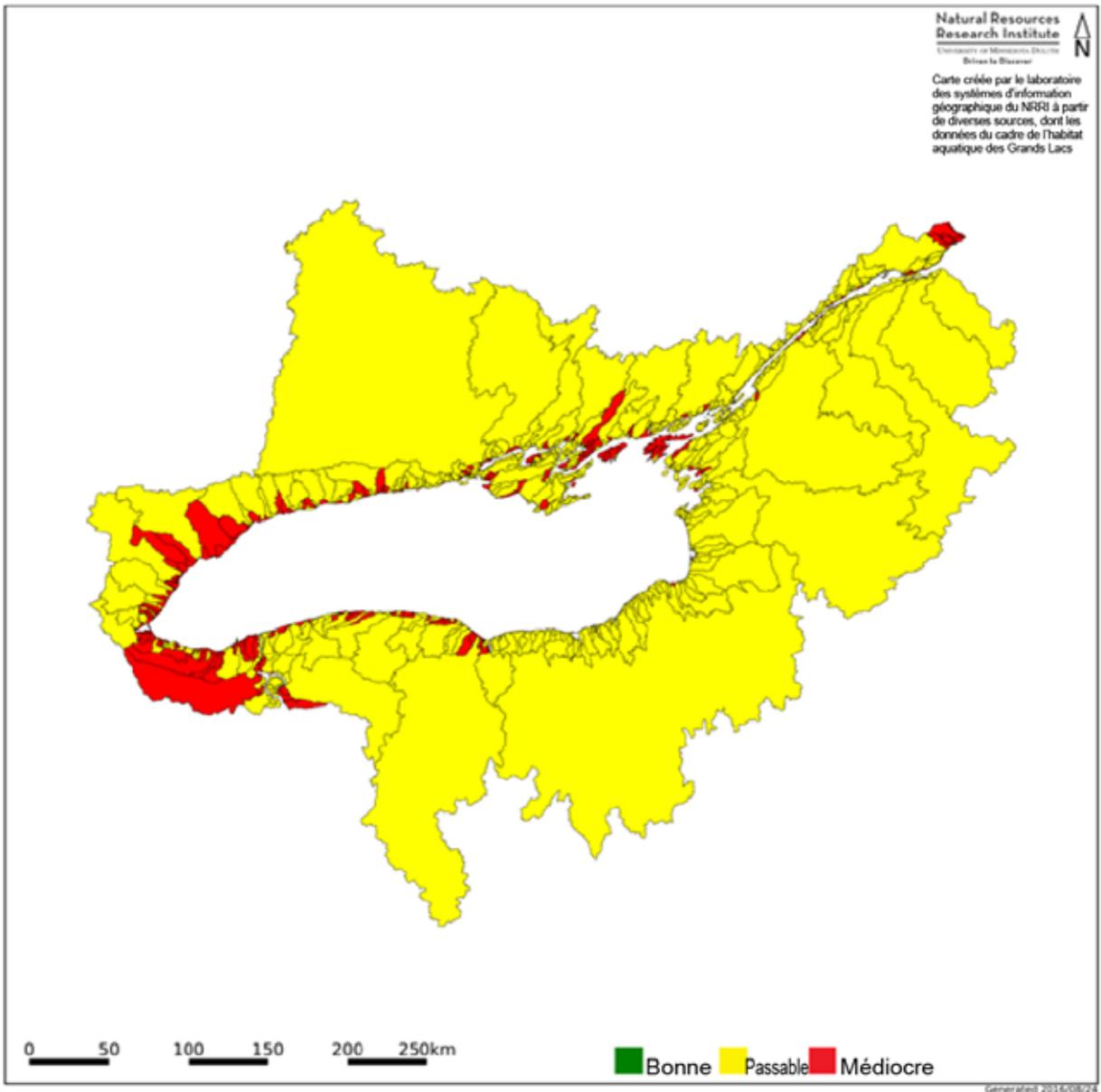


**Figure 11.** Situations des bassins versants du lac Huron, vers 2010. Les catégories sont basées sur les quintiles inférieur et supérieur de la distribution AgDev pour tout le bassin des Grands Lacs, puis ont été appliquées aux bassins versants du lac Huron. La valeur seuil du score AgDev pour la limite 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 : Durcissement des rives

### Évaluation globale

Situation : Indéterminée

Tendance : 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

Situation: Indéterminée

Tendance: Indéterminée

Justification: L'information dont nous disposons ne permet pas la comparaison directe avec un indicateur antérieur du durcissement des rives.

#### Lac Michigan

Situation : 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

Situation : 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

Situation : 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

Situation : Médiocre

Tendance: Se détériore

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 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 ».

## 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  $\geq 70\%$  à  $100\%$ ), « protection modérée » (durcissement  $>40\%$  à  $<70\%$ ), « protection mineure » (durcissement  $\geq 15\%$  à  $\leq 40\%$ ), « pas de protection » (durcissement  $<15\%$ ), « protection non structurale » 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 :

**Bonne** – 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

**Mauvaise** – 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 étatsuniennes 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.

### 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 étatsunienne 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.

### Évaluation de la qualité des données

Caractéristiques des données	Tout à fait d’accord	D’accord	Sans opinion ou ne sait pas	En désaccord	Tout à fait en désaccord	Sans objet
1. Les données sont documentées et validées ou un organisme reconnu en a assuré la qualité.		X				
2. Il est possible de remonter à la		X				
3. La source des données est connue, fiable et respectée.		X				
4. La couverture et l’échelle géographiques des données conviennent pour le bassin des Grands			X			

5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont documentées et correspondent à des limites acceptables aux fins du présent			X			

**Notes explicatives :**

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.

**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 2017, Rapport technique*

## 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)
<b>Lac Supérieur</b>	3,1	1,1	3	89,4	0,03	3,4	5 080
<b>Rivière Ste-Marie</b>	2,9	1,6	7,5	81,3	1,6	5,1	707
<b>Lac Michigan</b>	8,6	2,9	30,3	57,5	0,1	0,5	2 713
<b>Lac Huron</b>	1,5	1,0	4,5	91,6	1,1	0,3	6 366
<b>Rivière Sainte-Claire</b>	69,3	24,9	2,1	3,6	0,0	0,0	100
<b>Lac Sainte-Claire</b>	11,3	25,8	11,8	50,7	0,2	0,1	629
<b>Rivière Détroit</b>	47,2	22,6	8,0	22,2	0,0	0,0	244
<b>Lac Érié</b>	20,4	11,3	16,9	49,1	1,9	0,4	1 608
<b>Rivière Niagara</b>	44,3	8,8	16,7	29,3	0,0	0,9	184
<b>Lac Ontario</b>	10,2	6,3	18,6	57,2	0,0	6,2	1 772
<b>Saint-Laurent</b>	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

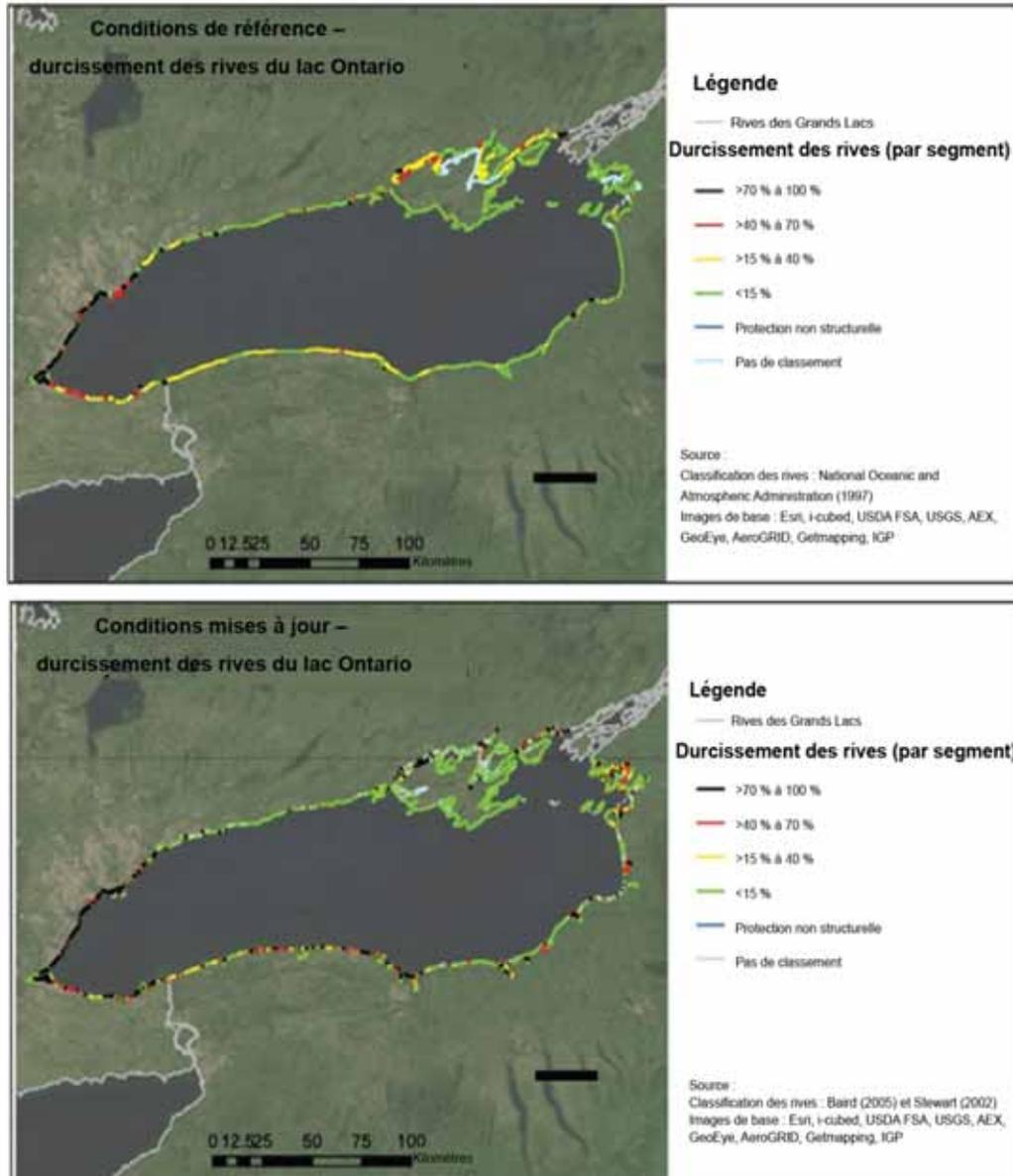
Source : National Oceanic and Atmospheric Administration (1997)

## 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
<b>1. Protection majeure (en %) (&gt;70 %)</b>	10,2	20,0	21,0
<b>2. Protection modérée (en %) (40 % à 70 %)</b>	6,3	8,0	8,9
<b>3. Protection mineure (en %) (15 % à 40 %)</b>	18,6	5,7	12,5
<b>4. Pas de protection (en %) (&lt;15 %)</b>	57,2	57,3	56,0
<b>5. Protection non structurelle (en %)</b>	0,0	0,1	0,0
<b>6. Pas de classement (en %)</b>	6,2	8,8	1,6

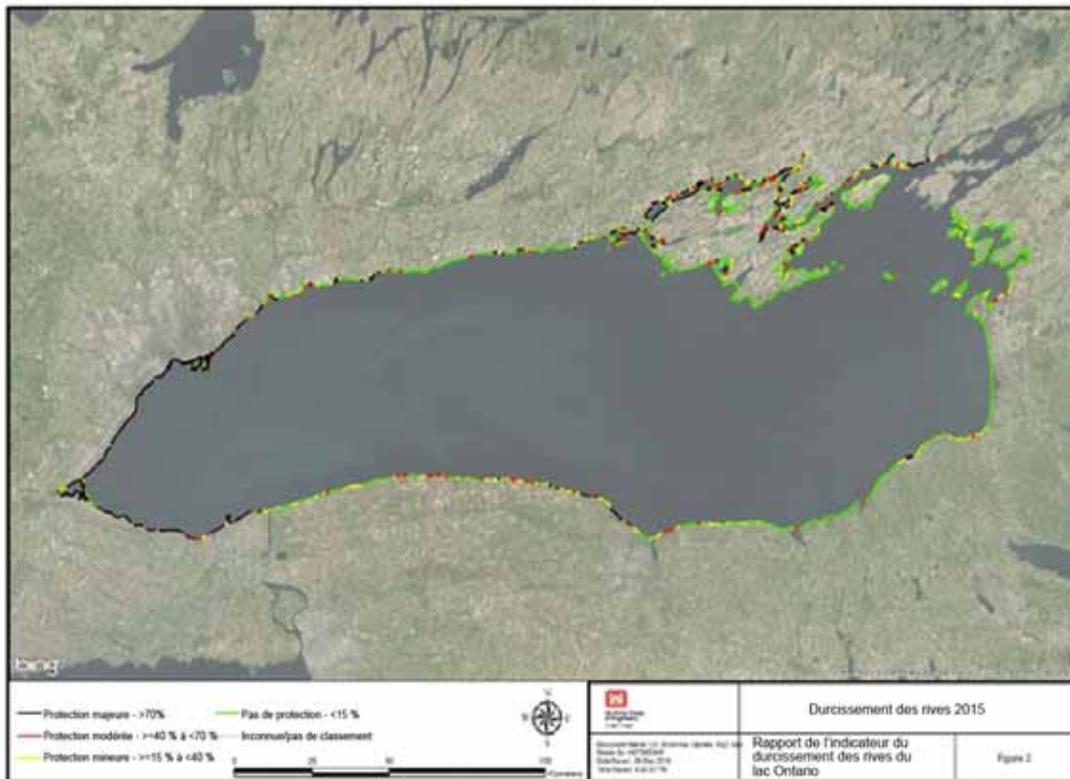
**Tableau 2.** Comparaison entre la classification de référence du durcissement des rives des Grands Lacs (utilisant les données de 1997), la classification de 2011 (utilisant les données de 2002-2005) et la classification mise à jour pour le lac Ontario utilisant les données de 2015

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 : Instabilité des affluents

### Évaluation globale

Tendance : Inchangée

**Justification :** L'indice Richards-Baker (IRB) pour les 27 rivières faisant l'objet de ce rapport était soit inchangé ou à la baisse dans la plupart des rivières, et s'était amélioré ou était resté inchangé à court terme. Il faudrait se pencher en priorité sur 3 rivières, qui présentaient des tendances à la détérioration (selon la définition donnée à la page 5) et sur le lac Ontario, dans lequel se déversaient la plus forte proportion de rivières affichant un IRB à la hausse.

### Évaluation lac par lac

Aucune évaluation de bassin de lac individuel n'a été réalisée pour ce rapport.

### Évaluation rivière par rivière – lac Supérieur

#### Rivière Pic (CAN)

Tendance : Inchangée

Justification : L'IRB ne présente aucune tendance significative ( $p=0,65$ ), et l'IRB moyen n'a augmenté que légèrement de la période 1995-2004 (0,099) à la période 2005-2014 (0,102).

#### Rivière Pigeon (É.-U.)

Tendance : Inchangée

Justification: L'IRB ne présente aucune tendance significative ( $p=0,35$ ), et l'IRB moyen n'a pas changé au cours des deux dernières décennies (il est de 0,110 pour les deux).

### Évaluation rivière par rivière – lac Michigan

#### Rivière Fox (É.-U.)

Tendance : Inchangée

Justification : Il n'y a aucune tendance significative à long terme depuis 1989 ( $p=0,22$ ), et les deux dernières décennies affichent des IRB presque identiques (0,143 au cours de la période 1995-2004 contre 0,145 au cours de la période 2005-2014).

#### Rivière Muskegon (É.-U.)

Tendance : À la hausse

Justification : Bien que la tendance à long terme soit sensiblement à la baisse ( $r=-0,64$ ;  $p<0,001$ ), une importante augmentation a été constatée depuis 1996 ( $r=0,76$ ;  $p<0,001$ ), et l'IRB moyen a considérablement augmenté de la période 1996-2004 (0,061) à la période 2005-2014 (0,075).

#### Rivière Manistee (É.-U.)

Tendance : À la hausse

Justification : La tendance à long terme est à la hausse ( $r=0,52$ ;  $p<0,001$ ), et les plus fortes augmentations de l'IRB moyen se sont produites au cours des deux dernières décennies (0,037 au cours de la période 1995-2004 et 0,043 au cours de la période 2005-2014).

#### Rivière Pere Marquette (É.-U.)

Tendance : À la hausse

Justification : L'IRB affiche une tendance significative à la hausse à long terme ( $r=0,60$ ;  $p<0,001$ ), et une grande

partie de cette augmentation s'est produite au cours de la dernière décennie (passant de 0,049 au cours des deux périodes 1985-1994 et 1995-2004 à 0,057 au cours de la période 2005-2014).

## **Rivière White (É.-U.)**

Tendance : À la hausse

Justification : L'IRB affiche une tendance significative à la hausse ( $r=0,29$ ;  $p=0,029$ ), et l'IRB moyen a augmenté principalement au cours de la dernière décennie, passant de 0,066 au cours de la période 1995-2004 à 0,075 au cours de la période 2005-2014.

## **Rivière Escanaba (É.-U.)**

Tendance : À la baisse

Justification : La tendance à long terme est sensiblement à la baisse ( $r=-0,75$ ;  $p<0,001$ ), bien que les baisses se soient en grande partie produites à la fin des années 1960 et que l'IRB soit semblable dans les périodes 1995-2004 (0,100) et 2005-2014 (0,106).

## **Rivière Grand (É.-U.)**

Tendance : À la baisse

Justification : L'IRB présente une tendance significative à la baisse à long terme ( $r=-0,26$ ;  $p=0,035$ ), et bien qu'il y ait eu une légère hausse au milieu des années 1990, l'IRB moyen a baissé de la période 1995-2004 (0,077) à la période 2005-2014 (0,074).

## **Évaluation rivière par rivière – lac Huron**

### **Rivière French (CAN)**

Tendance : Inchangée

Justification : Ni la tendance à long terme ( $p=0,10$ ) ni l'IRB moyen n'ont changé substantiellement de la période 1995-2004 (0,025) à la période 2005-2014 (0,026).

### **Rivière Au Sable (É.-U.)**

Tendance : Inchangée

Justification: L'IRB ne présente aucune tendance significative à partir de 1997 ( $p=0,15$ ), et bien que l'IRB moyen ait augmenté légèrement, passant de 0,046 au cours de la période 1997-2004 à 0,051 au cours de la période 2005-2014, la tendance est en grande partie à la baisse au cours de la période.

### **Rivière Magnetawan (CAN)**

Tendance : Inchangée

Justification: Il n'y a aucune tendance significative à long terme depuis 1973 ( $p=0,63$ ) et l'IRB moyen a été semblable pour l'ensemble des quatre décennies (0,049-0,052).

### **Rivière Maitland (CAN)**

Tendance : Inchangée

Justification: L'IRB ne présente aucune tendance significative à long terme ( $p=0,66$ ), et l'IRB moyen de la période 1985-1996 était identique à celui de la période 2003-2014 (0,291). Des données manquaient pour la période 1997-2002.

### **Rivière Thunder Bay (É.-U.)**

Tendance : Inchangée

Justification: L'IRB ne présente aucune tendance significative à la baisse ( $p=0,10$ ). Bien qu'il y ait eu des baisses considérables dans les enregistrements antérieurs, depuis que les mesures ont repris en 2002, l'IRB moyen de la période 2002-2008 (0,081) était très semblable à celui des six dernières années (0,087).

## **Rivière Wanapitei (CAN)**

Tendance : Inchangée

Justification: Les données à long terme ne montrent aucune tendance significative ( $p=0,59$ ), pourtant l'IRB moyen récent (2005-2014) était bien inférieur (0,066) à celui de la dernière décennie (0,081 de la période 1995-2004).

## **Rivière Saginaw (É.-U.)**

Tendance : À la baisse

Justification : La tendance à la baisse est sensible à long terme depuis 1997 ( $r=-0,63$ ;  $p=0,002$ ), et l'IRB moyen a baissé, passant de 0,222 au cours de la période 1997-2004 à 0,157 au cours de la période 2005-2014.

## **Rivière Nottawasaga (CAN)**

Tendance : À la baisse

Justification : Bien qu'il n'y ait pas de tendance sensible sur le long terme depuis 1993 ( $p=0,10$ ), l'IRB moyen a baissé sensiblement, passant de 0,074 au cours de la période 1995-2004 à 0,065 au cours de la période 2005-2014.

## **Évaluation rivière par rivière – lac Érié**

### **Rivière Raisin (É.-U.)**

Tendance : Inchangée

Justification : L'IRB ne présente aucune tendance significative à long terme ( $p=0,75$ ), et l'IRB moyen était très semblable de la période 1995-2004 (0,162) à la période 2005-2014 (0,161).

### **Rivière Grand (Ohio, É.-U.)**

Tendance : Inchangée

Justification: Il n'y a aucune tendance significative à long terme ( $p=0,10$ ), et l'IRB moyen est semblable pour la période 1995-2004 (0,362) et la période 2005-2014 (0,363).

### **Rivière Maumee (É.-U.)**

Tendance : À la hausse

Justification : À long terme, le dossier indique qu'il y a eu une importante augmentation de l'IRB ( $r=0,52$ ;  $p=0,007$ ), pourtant au cours des dix dernières années, la tendance a été à la baisse, l'IRB de la période 1995-2004 (0,294) étant plus élevé que celui de la période 2005-2014 (0,280).

### **Rivière Sandusky (É.-U.)**

Tendance : À la hausse

Justification : Bien que la tendance à long terme soit sensiblement à la hausse ( $r=0,34$ ;  $p=0,007$ ), l'IRB moyen a baissé de la période 1995-2004 (0,395) à la période 2005-2014 (0,375).

### **Rivière Thames (CAN)**

Tendance : À la hausse

Justification : L'IRB ne présente aucune tendance significative à long terme depuis 1956 ( $p=0,11$ ), mais une tendance se dégage depuis 1985 ( $r=0,59$ ;  $p<0,001$ ). L'IRB moyen a augmenté au cours des deux dernières décennies, passant de 0,204 au cours de la période 1994-2004 à 0,221 au cours de la période 2005-2014.

### **Rivière Cattaraugus (É.-U.)**

Tendance : À la hausse

Justification : Bien que la tendance à long terme ne soit pas significative ( $p=0,16$ ), l'IRB a été à la hausse depuis le milieu des années 2000 et l'IRB moyen a augmenté, passant de 0,369 au cours de la période 1995-2004 à 0,396 au cours de la période 2005-2014.

## **Rivière Portage (É.-U.)**

Tendance : À la hausse

Justification : L'IRB présente une tendance significative à la hausse à long terme ( $r=0,26$ ;  $p=0,038$ ), et l'IRB moyen a augmenté régulièrement de la période 1975-1984 (0,476) jusqu'à la dernière décennie (0,538).

## **Évaluation rivière par rivière – lac Ontario**

### **Rivière Humber (CAN)**

Tendance : Inchangée

Justification: L'IRB ne montre aucune tendance significative ( $p=0,57$ ), et, bien que l'IRB ait baissé de la période 1995-2003 (0,261) à la période 2008-2014 (0,241), la moyenne récente est très semblable à la moyenne à long terme (0,243).

### **Rivière Don (CAN)**

Tendance : À la hausse

Justification : La tendance à long terme est à la hausse ( $r=0,37$ ;  $p=0,007$ ), bien qu'une grande partie de cette augmentation se soit produite de 1955 à 1975; l'IRB a également augmenté légèrement, passant de 0,520 au cours de la période 1985-1994 à 0,530 au cours de la période 1995-2004 et à 0,534 au cours de la période 2005-2014.

### **Rivière Seneca (É.-U.)**

Tendance : À la hausse

Justification : La tendance de l'IRB depuis 1997 est à la hausse, mais pas de façon significative ( $r=0,46$ ;  $p=0,056$ ). L'IRB moyen a augmenté, passant de 0,079 au cours de la période 1997-2004 à 0,090 au cours de la période 2005-2014.

## **Raison d'être du sous-indicateur**

- Ce sous-indicateur a pour objet de quantifier la vague notion d'instabilité, qui est un important aspect du régime hydrologique, car elle rend compte de la fréquence et de la rapidité des changements à court terme du débit d'une rivière auxquels les écosystèmes aquatiques sont adaptés.
- Les tendances à la hausse ou à la baisse de l'instabilité peuvent aboutir à une augmentation du stress dans les zones lacustres qui subissent l'influence du débit des rivières et influer sur les organismes aquatiques qui utilisent les rivières pendant la totalité ou une partie de leur vie.
- La modification hydrologique (indice d'instabilité Richards-Baker ou IRB) sert à quantifier la réactivité hydrologique (en l'occurrence l'instabilité) d'un affluent des Grands Lacs à des variations dans le temps des précipitations et de l'écoulement.

## **Objectif pour l'écosystème**

L'objectif pour l'écosystème consiste à éviter les altérations hydrologiques. Les variations périodiques du débit sont caractéristiques des ruisseaux et des rivières, et les organismes qui y vivent y sont adaptés. Les inondations printanières peuvent être importantes pour l'ouverture des frayères ou des nourriceries. Les eaux de ruissellement, qui développent des énergies plus élevées, arrachent les sédiments plus fins des lits de gravier, ce qui en fait de meilleurs habitats pour les invertébrés et de meilleures frayères pour les salmonidés. Toutefois, les variations du régime hydrologique, soit par la diminution de l'instabilité, par exemple lorsqu'un barrage est construit, soit par son augmentation, par exemple du fait de l'urbanisation, imposent aux organismes résidents de s'adapter. Si les variations sont assez importantes, elles peuvent entraîner le déplacement de la communauté indigène et son remplacement par une autre communauté souvent moins désirable.

Ce 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 qui énonce que 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

La mesure de l'instabilité rend compte de la fréquence des variations à court terme du débit des cours d'eau; le débit d'une rivière instable augmente et diminue de façon spectaculaire quelques heures ou quelques jours après une chute de pluie.

### Mesure

Ce sous-indicateur mesure la soudaineté de la réponse hydrologique d'un ruisseau ou d'une rivière aux précipitations (chutes de pluie) et au ruissellement (fonte des neiges). L'indice d'instabilité Richards-Baker (IRB) est calculé à partir des débits quotidiens moyens provenant du Service géologique des États-Unis (*United States Geological Survey* ou USGS) ou d'Environnement et Changement climatique Canada, habituellement chaque année : il est obtenu en divisant la somme des valeurs absolues des variations moyennes du débit d'un jour à l'autre par le total des volumes déversés pendant la période visée (Baker et coll., 2004).

$$\frac{\sum_{n=1}^{365} |q_n - q_{n-1}|}{\sum_{n=1}^{365} q_n}$$

Les cours d'eau évalués pour établir ce sous-indicateur sont énumérées au tableau 1. La plupart d'entre eux montrent de multiples degrés d'instabilité et s'accompagnent de multiples utilisations des terres, on dispose d'un relevé à long terme de leur débit, leur bassin versant est vaste et les stations sont très éloignées (à de nombreux milles/kilomètres) d'un barrage et assez loin en amont du Grand Lac qu'il alimente.

### Finalité

Les résultats escomptés sont l'absence de tendance en matière d'instabilité ou, dans la plupart des cas d'écosystèmes altérés, la réduction de l'instabilité. Nous avons eu recours à deux méthodes d'évaluation. Pour les tendances à long terme, nous avons utilisé une corrélation de rang de Spearman dont la signification statistique était établie au niveau  $\alpha=0,05$ . Cet essai non paramétrique ne pose pas de normalité ou de variance égale des données, pas plus qu'il ne pose une tendance linéaire. Il permet cependant de déterminer l'existence de tendances monotones. Pour les tendances à court terme, nous avons examiné la moyenne mobile sur 10 ans des données des deux dernières décennies (voir les figures 1 à 5) et comparé l'IRB moyen de la période de 1995-2004 à celui de la période de 2005-2014, lorsque c'était possible.

### Situation

Les tendances à long et à court terme de l'IRB variaient d'une rivière à l'autre. À court terme (les deux dernières décennies), 9 des 27 rivières présentaient un IRB à la hausse, 6 affichaient des tendances à la baisse et 12 des tendances inchangées (tableau 1, figures 1 à 5). Pris ensemble, ces éléments donnent à penser que 18 des rivières, soit 67 %, avaient atteint les résultats escomptés en matière d'instabilité ou s'en approchaient. Par ailleurs, des 7 rivières retenues dans le précédent rapport sur les indicateurs des Grands Lacs (s'appuyant sur les travaux de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs) et qui sont également incluses dans cette mise à jour, 5 affichent le même état ou un état semblable et 2 présentent des tendances à l'amélioration (qui sont passés de « à la hausse » à « inchangée » ou « à la baisse »). Ces données donnent à penser que l'instabilité s'est amoindrie au fil du temps.

Cependant, il est également important de comparer les tendances à long avec celles à court terme afin de voir si les IRB ont baissé (tableau 1). La plupart des rivières ont affiché des tendances semblables à long (depuis 1950) et à

court terme (depuis 1995) – 18 des 24 rivières pour lesquelles on dispose de données à long terme n'ont soit pas changé ou la tendance est passée de « à la baisse » à « inchangée ». Trois rivières (Maumee, Sandusky, Wanapitei) ont enregistré une tendance s'améliorant à long terme (c.-à-d. qui est passée d'« inchangée » à « à la baisse » ou de « à la hausse » à « à la baisse »). Pourtant, 9 rivières affichaient des tendances à la hausse, dont 3 en particulier manifestaient une tendance à la détérioration, c.-à-d. que l'IRB est passé d'une tendance « à la baisse » à « inchangée » ou « à la hausse ». Il s'agissait des rivières Muskegon (Michigan), Thames (Érié) et Cattaraugus (Érié). En résumé, la plupart des rivières affichent des tendances stables ou qui s'améliorent à long terme, mais 3 rivières devraient être surveillées de près pour déceler si le penchant à la détérioration se poursuit.

Lorsque les données sont colligées par lac, le lac Supérieur et le lac Huron sont les seuls lacs dont aucune rivière n'avait d'instabilité à la hausse. Les lacs Érié et Ontario, par contre, comptaient le plus grand nombre de rivières dont l'instabilité était à la hausse. Cependant, dans le lac Érié, les deux principales rivières qui constituent ensemble 25 % de la superficie du bassin versant présentaient des tendances à la baisse. Le lac Michigan avait 4 rivières dont l'instabilité était à la hausse, mais les rivières qui présentaient une instabilité à la baisse ou inchangée représentaient une plus forte proportion du bassin versant (27 % c. 9 %). Pourtant, n'importe quel lac qui reçoit un nombre important de petites rivières affichant des tendances à la hausse (lacs Michigan et Érié) devrait être surveillé de près, dans l'éventualité où ces petites rivières manifesteraient des changements qui prendraient plus de temps à être décelés dans les bassins versants plus étendus. Dans le cas du lac Ontario, deux des trois rivières évaluées montraient une instabilité à la hausse, 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.

Il est notoire que le débit de quelques-unes des rivières évaluées (en l'occurrence les rivières Maumee et Sandusky) augmente. 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 de caractère 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 et, partant, quelques rivières peuvent avoir des incidences négatives, comme l'exportation de sédiments fins et l'érosion, même si les tendances à l'instabilité baissent.

## Liens

Il y a des liens à d'autres sous-indicateurs de la série :

- Les quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs.
- La qualité de l'eau des affluents.
- Le débit de base dû aux eaux souterraines.

Ce sous-indicateur a aussi un lien direct avec les autres sous-indicateurs dans la catégorie Conséquences pour le bassin versant, particulièrement en ce qui touche la Couverture terrestre.

## Commentaires des auteurs

Cet indice offre une perspective intégrée sur l'évolution de l'hydrologie de certains affluents principaux et, nous l'espérons, représentatifs des Grands Lacs. Il peut être utilisé pour suivre les conséquences de changements d'utilisation des terres, et éclairer les décisions prises en la matière, car ces changements influent sur l'hydrologie et sur les effets qu'elle exerce sur les écosystèmes riverains. L'indice utilise les données sur le débit de base provenant de l'USGS et d'Environnement et Changement climatique Canada, que les ensembles de données d'un certain nombre de rivières sont fragmentaires ou incomplets.

L'indice Richards-Baker (IRB) est facile à calculer à partir de données largement disponibles et son utilisation est devenue monnaie courante. La fourchette possible de valeurs va de 0 à 2. Les valeurs typiques vont de 0,05 (très stable) à environ 1,2 (très instable). L'indice intègre toutes les données sur le débit, plutôt que de choisir un centile donné. Cet indice est réputé être le seul indice d'instabilité ou indice d'altération hydrologique qui intègre la

séquence temporelle des débits, qui est une partie très importante du concept d'instabilité. L'indice est relativement stable d'une année à l'autre (c.-à-d. insensible aux effets météorologiques). Par conséquent, il est relativement sensible aux tendances à plus long terme.

Pour les petits cours d'eau, la réponse hydrologique est trop rapide pour être convenablement résolue par les données quotidiennes sur le débit. Pour de tels systèmes, une version de l'IRB fondée sur des données horaires de débit peut être utilisée. Toutefois, les valeurs de l'indice dérivées des données horaires ne peuvent pas être comparées directement à celles obtenues à partir des données quotidiennes. Comme le suivi de la réponse hydrologique d'un cours d'eau au fil du temps est la meilleure utilisation de l'IRB, l'indice fondé sur les données quotidiennes est encore 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 vastes et les débits changent relativement lentement; les données quotidiennes conviennent donc pour calculer l'IRB. La plupart de ces cours d'eau couvrent une gamme d'instabilités et d'utilisations des terres, leurs enregistrements de débit sont importants, leur bassin versant est vaste et les stations sont très éloignées (plus de trois milles) d'un barrage et assez loin en amont du Grand Lac qu'il alimente. Le document cité ci-dessous contient de plus amples renseignements sur l'IRB et certaines applications dans le Midwest des États-Unis.

Compte tenu des augmentations observées du débit de quelques-unes des rivières, ce paramètre peut être amélioré en examinant plus à fond les éventuelles augmentations des tendances à long et à court terme des débits ainsi que l'IRB de toutes les rivières. Ceci ferait apparaître d'autres raisons éventuelles des tendances de l'IRB et servirait également de lien avec les effets d'autres sous-indicateurs comme les précipitations et l'indice des facteurs de stress du bassin versant.

### Évaluation de la qualité des données

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

## Remerciements

Auteure : Laura Johnson, National Center for Water Quality Research, Heidelberg University, Tiffin (OH), É.-U.

## Sources d'information

Citation de la documentation :

Baker, D.B., R.P. Richards, T.T. Loftus et J.K. Kramer. 2004. A New Flashiness Index: Characteristics and Applications to Midwestern Rivières and Streams. *Journal of the American Water Resources Association* 40(2) : 503-522.

Sources des données : <http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt> ou <http://eau.ec.gc.ca/>. Voir au tableau 1 les codes d'identification des stations.

## Liste des tableaux

**Tableau 1.** Rivières utilisées pour le sous-indicateur de l'instabilité des affluents. Lorsqu'un cours d'eau comprend plusieurs CUH8 mais aucun CUH6 complet, il est indiqué le CUH8 où se trouve la station de jaugeage à partir de laquelle les données sur le débit sont dérivées.

## Liste des figures

**Figure 1.** L'indice d'instabilité R-B des affluents du lac Supérieur. Notez 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> ou <http://eau.ec.gc.ca/>.

**Figure 2.** L'indice d'instabilité R-B des affluents du lac Michigan. Notez 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> ou <http://eau.ec.gc.ca/>.

**Figure 3.** L'indice d'instabilité R-B des affluents du lac Huron. Notez 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> ou <http://eau.ec.gc.ca/>.

**Figure 4.** L'indice d'instabilité R-B des affluents du lac Érié. Notez 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> ou <http://eau.ec.gc.ca/>.

**Figure 5.** L'indice d'instabilité R-B des affluents du lac Ontario. Notez 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> ou <http://eau.ec.gc.ca/>.

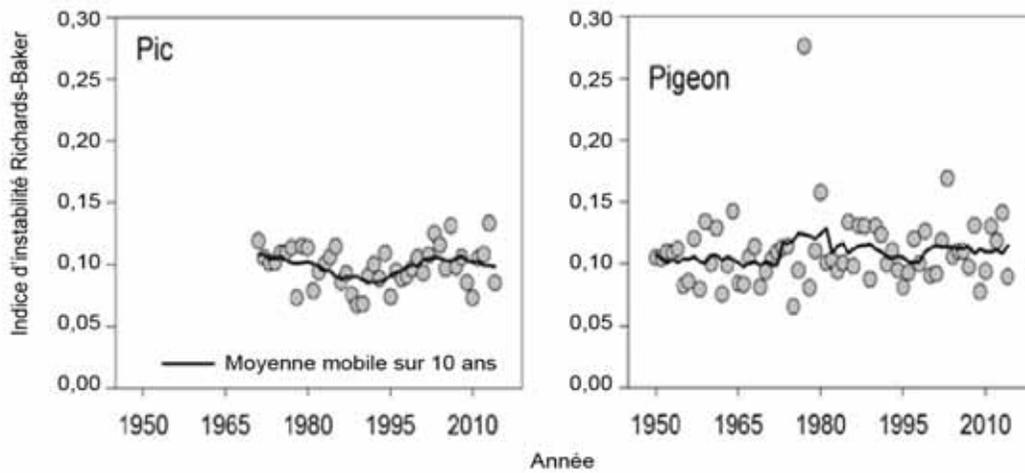
## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

Lac	Cours d'eau	Pays	Latitude	Longitude	USGS ou ID ECCC	HLC (code d'unité hydrologique)	Superficie de drainage (mi <sup>2</sup> )	Superficie de drainage (km <sup>2</sup> )	Y a-t-il des barrages?	Tendance à court terme	Tendance à long terme
<b>Supérieur</b>											
	Pic	Canada	48°46'26"	86°17'47"	02BB003		1649	4271	Non	-	-
	Pigeon	Canada	48°00'44"	89°36'58"	4010500 02AA001	4010101	255	609	Oui	-	-
<b>Michigan</b>											
	Fox		44°31'43"	83°00'36"	40851385	4030204	6330	16395	Non	-	-
	Muskegon		43°26'05"	85°39'55"	4122000-4121970	4060102	2513	5991	Oui	↑	↓
	Grand		42°57'52"	85°40'35"	4119000	4050006	4900	12691	Oui	↓	↓
	Escaraba		45°54'31"	87°12'49"	4059000	4030110	870	2253	Oui	-	↓
	Manistee		44°26'11"	85°41'55"	4124000	4060103	857	2220	Oui	↑	↑
	Fers Marquette		43°56'42"	86°16'43"	4122500	4060101	681	1764	Non	↑	↑
	White		43°27'51"	86°13'57"	4122200	4060101	406	1052	Non	↑	↑
<b>Huron</b>											
	Saginaw		43°25'19"	83°57'07"	4157005	4080206	6060	15695	Non	↓	s.o.
	French	Canada	46°04'6"	80°36'41"	02DD010		5367	13900	Oui	-	-
	Au Sabla		44°36'46"	83°50'16"	4136900	4070007	1513	3919	Oui	-	-
	Washtenaw	Canada	46°20'44"	80°50'22"	02DB005		1218	3154	Oui	↓	-
	Maumee	Canada	45°46'23"	80°28'36"	02EA011		1096	2839	Oui	-	-
	Notawasaga	Canada	44°29'6"	79°57'57"	02ED027		1037	2686	Oui	↓	s.o.
	Marland	Canada	43°53'12"	81°19'35"	02FE002		635	1644	Oui	-	-
	Timber Bay		43°07'27"	83°38'08"	4133501	4070006	586	1518	Oui	-	↓
<b>Erie</b>											
	Maumee		41°30'00"	83°42'46"	4100009	4100009	6330	16395	Oui	↓	↑
	Thames	Canada	42°32'41"	81°58'2"	02GE003		1660	4299	Oui	↑	-
	Sandusky		41°18'28"	83°09'32"	4198000	4100011	1251	3240	Oui	↓	↑
	Raisin		41°57'38"	83°31'52"	4176500	4100002	1042	2699	Oui	-	-
	Grand (OH)		41°43'08"	81°13'41"	4212100	4110004	685	1774	Non	-	-
	Catawagus		42°27'48"	78°56'03"	4213500	4120102	436	1129	Oui	↑	-
	Portage		41°26'58"	83°21'41"	4195500	4100010	428	1109	Oui	↑	↑
<b>Ontario</b>											
	Humber	Canada	43°18'40"	79°37'39"	02HC025		114	296	Oui	-	-
	Seneca		43°04'43"	76°38'44"	4235600	4140201	2815	7291	Oui	↑	↑
	Don	Canada	43°41'9"	79°21'41"	02HC024		123	319	Oui	↑	s.o.

**Tableau 1.** Rivières utilisées pour le sous-indicateur de l'instabilité des affluents. Les tendances à court (deux décennies ou moins) et à long terme (plus de deux décennies) sont indiquées comme inchangée en vert (-), à la hausse en rouge (↑), ou à la baisse en bleu (↓). Lorsqu'un cours d'eau comprend plusieurs CUH8 mais aucun CUH8 complet, le CUH8 où se trouve la station de jaugeage à partir de laquelle les données sur le débit sont dérivées est indiqué dans la liste.

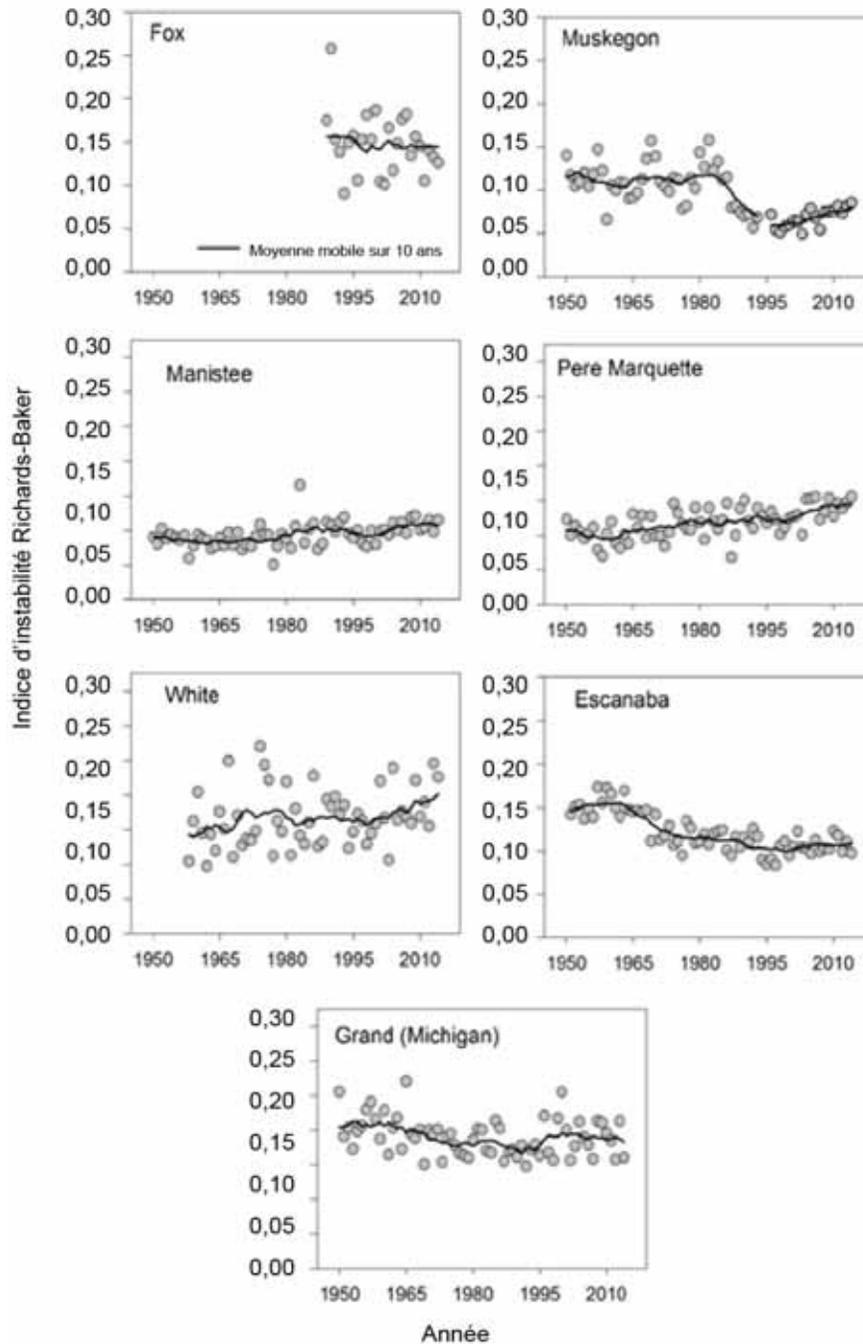
Sources des données : <http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt> ou <http://eau.ec.gc.ca/>.



**Figure 1.** L'indice d'instabilité Richards-Baker des affluents du lac Supérieur. Notez les différences d'échelle des axes des y. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.

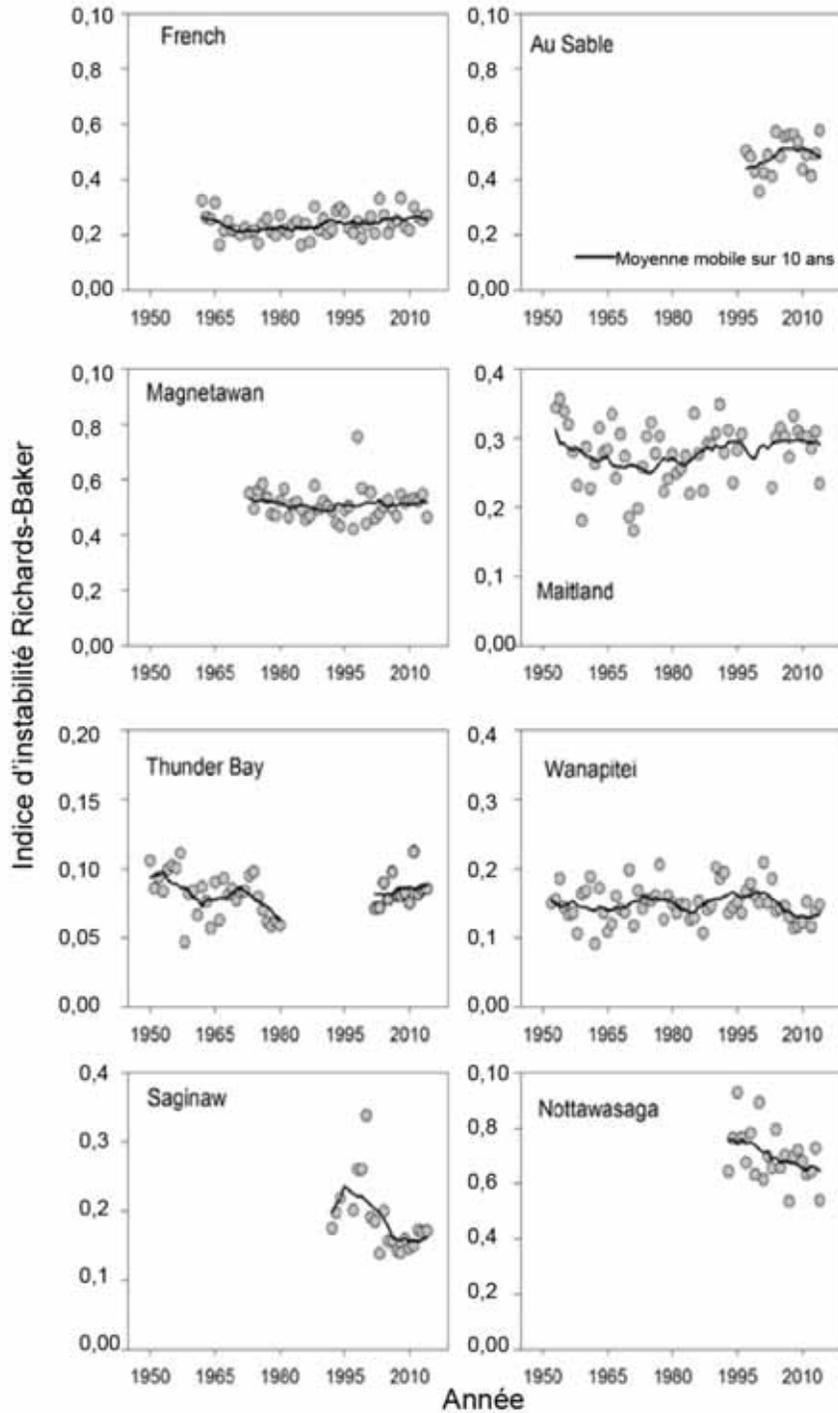
Sources des données : <http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt> ou <http://eau.ec.gc.ca/>.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



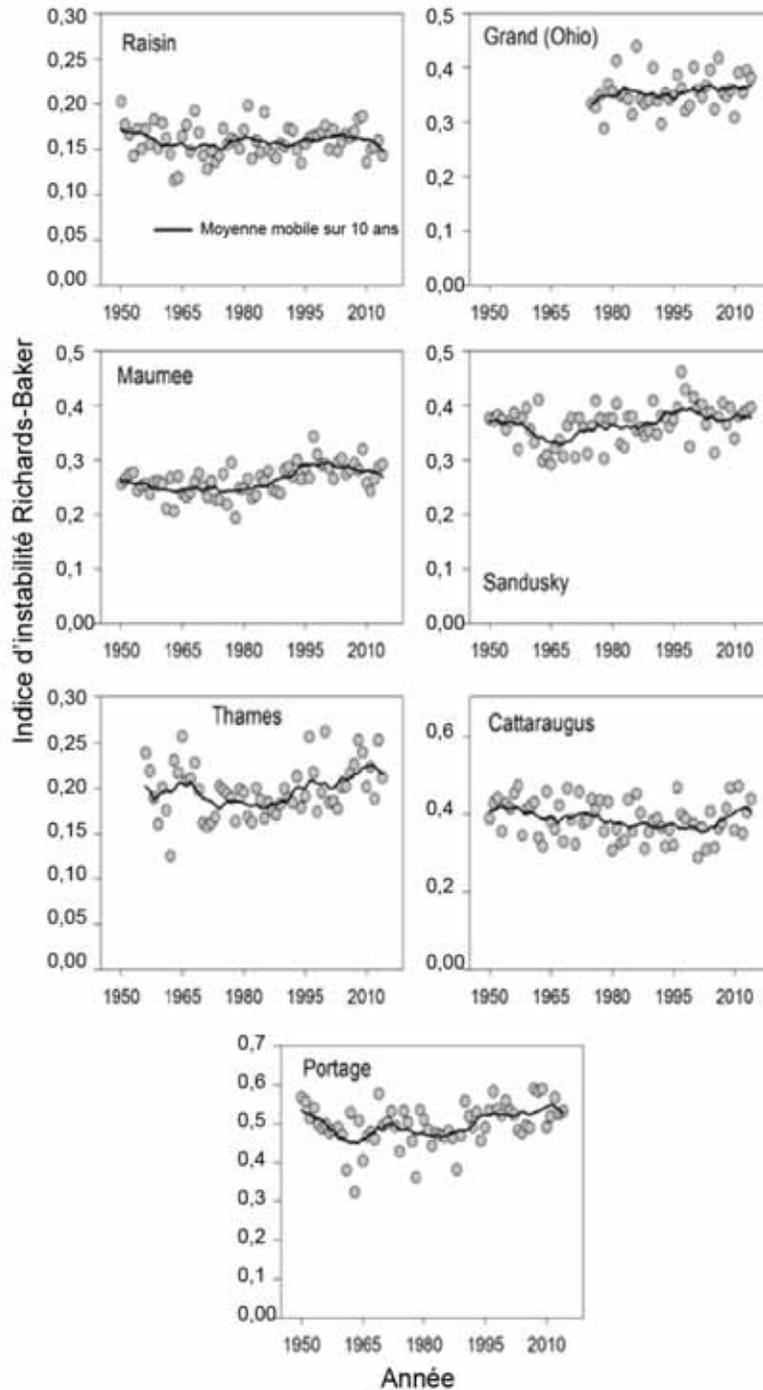
**Figure 2.** L'indice d'instabilité Richards-Baker des affluents du lac Michigan. Notez les différences d'échelle des axes des y. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.

Sources des données : <http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt> ou <http://eau.ec.gc.ca/>.



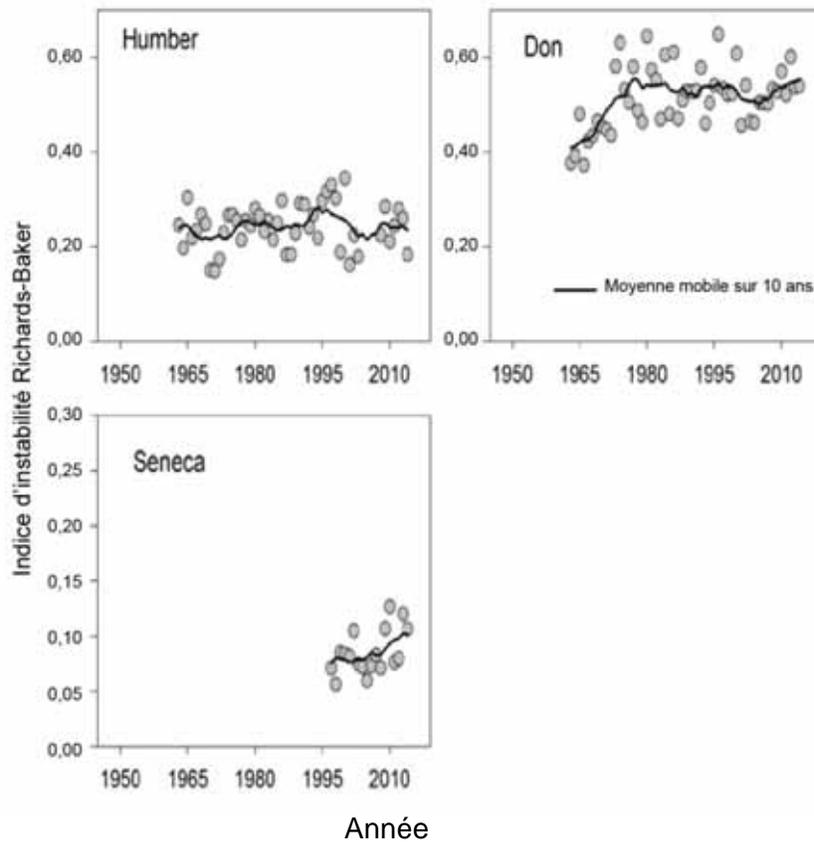
**Figure 3.** L'indice d'instabilité Richards-Baker des affluents du lac Huron. Notez les différences d'échelle des axes des y. Les lignes continues indiquent la moyenne mobile sur 10 ans.

Sources des données : <http://waterdata.usgs.gov/nwis/rt> ou <http://eau.ec.gc.ca/>.



**Figure 4.** L'indice d'instabilité Richards-Baker des affluents du lac Érié. Notez 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> ou <http://eau.ec.gc.ca/>.



**Figure 5.** L'indice d'instabilité Richards-Baker des affluents du lac Ontario. Notez 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> ou <http://eau.ec.gc.ca/>.



## Sous-indicateur : Population humaine

### Évaluation générale

#### Tendance : 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 : À la baisse

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 : À la hausse

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'amuse 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'amuse 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	Tout à fait d'accord	D'accord	Neutre ou inconnu	Pas d'accord	Absolument pas d'accord	Sans objet
1. Les données sont étayées et validées, ou un organisme reconnu en assure la qualité.	X					
2. Il est possible de remonter depuis les données jusqu'à leur origine.	X					
3. La source des données est connue, fiable et respectée.	X					
4. La couverture géographique et l'échelle des données conviennent pour le bassin des Grands Lacs.	X					

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

5. Les données obtenues de sources aux États-Unis sont comparables aux données provenant du Canada.		X				
6. L'incertitude et la variabilité des données sont décrites et dans les limites acceptables pour le présent rapport.	X					
Notes explicatives :						

## 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\\_INPLMRJmqGTF1x0zGvayEmAvXPIJ6SR9hPSsjpmc](http://binational.net/fr/2014/05/08/progress-report-of-the-parties-2016/?id=2Z_INPLMRJmqGTF1x0zGvayEmAvXPIJ6SR9hPSsjpmc).

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/170001k.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/180001k.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/260001k.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/270001k.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/360001k.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/390001k.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/420001k.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/550001k.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 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

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
<b>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</b>	<b>11 234 177</b>	<b>-</b>	<b>28 151 261</b>	<b>39 385 438</b>

**Tableau 1.** Méthodes d’estimation de la population (2011)  
Source : Statistique Canada, U.S. Census Bureau

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

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

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

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

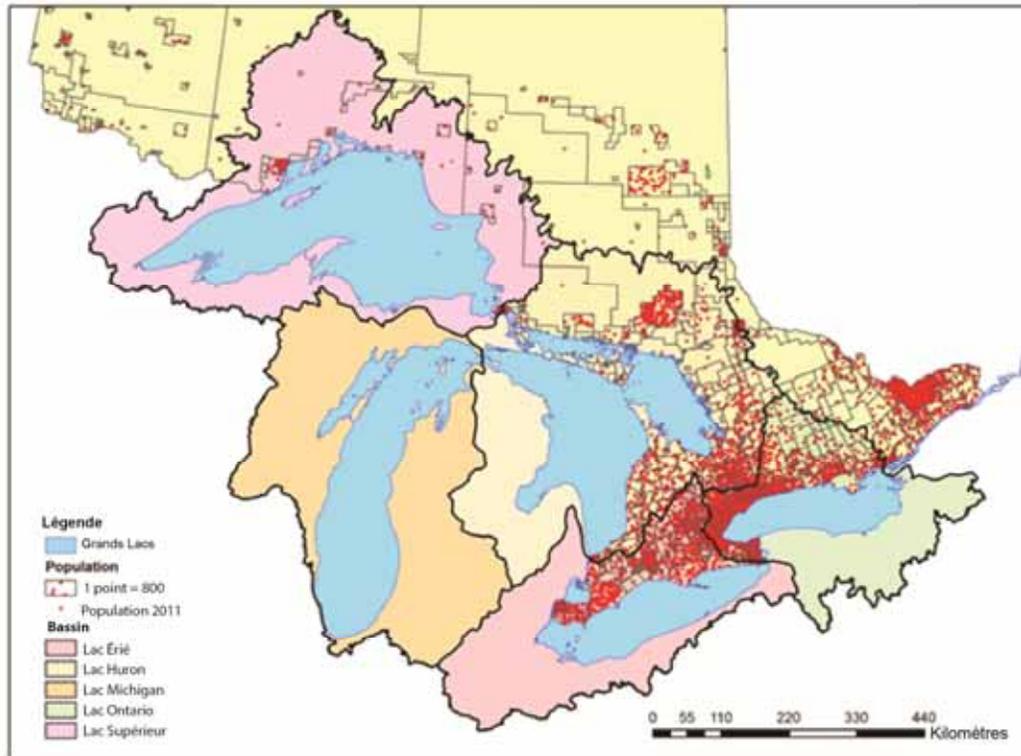
**Tableau 3.** Années de données intercensitaires et de données du recensement

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

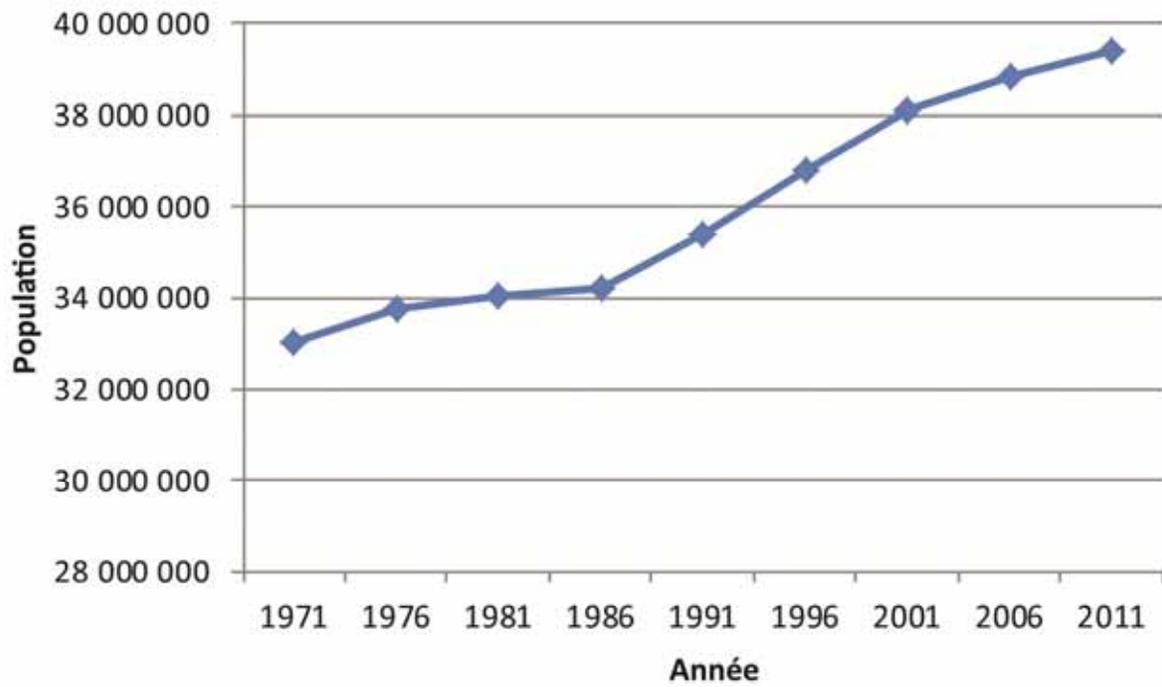
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau



**Figure 1.** Population de l'Ontario par subdivision de recensement (2011)

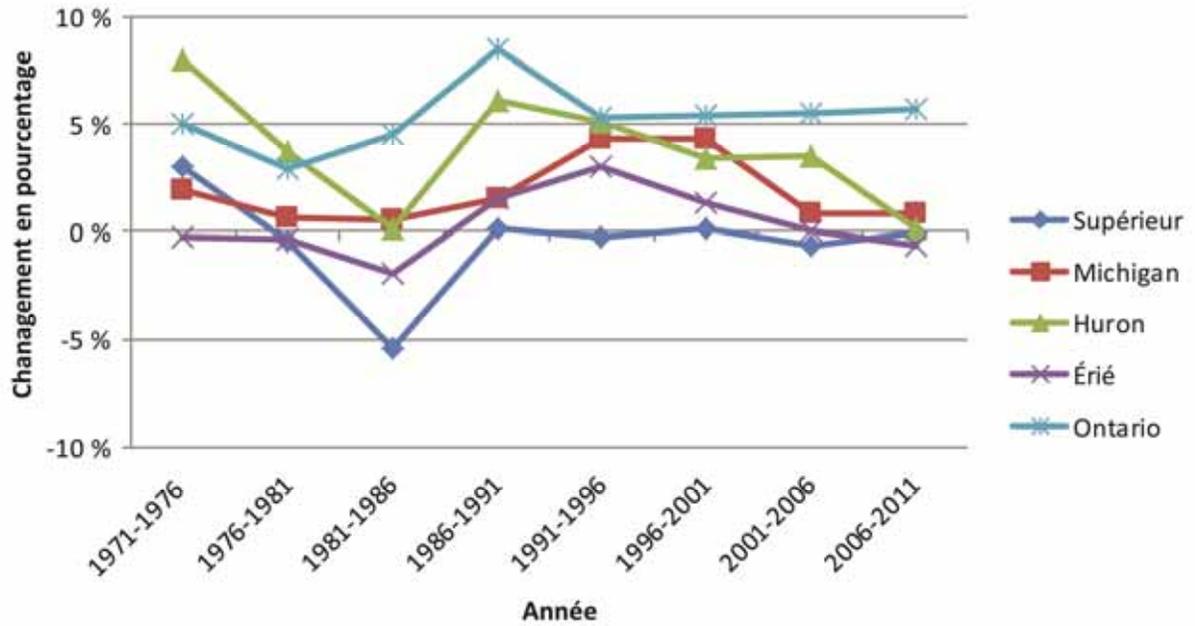
Sources : Gouvernement de l'Ontario, Statistique Canada

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 2.** Population totale de la région des Grands Lacs de 1971 à 2011  
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau

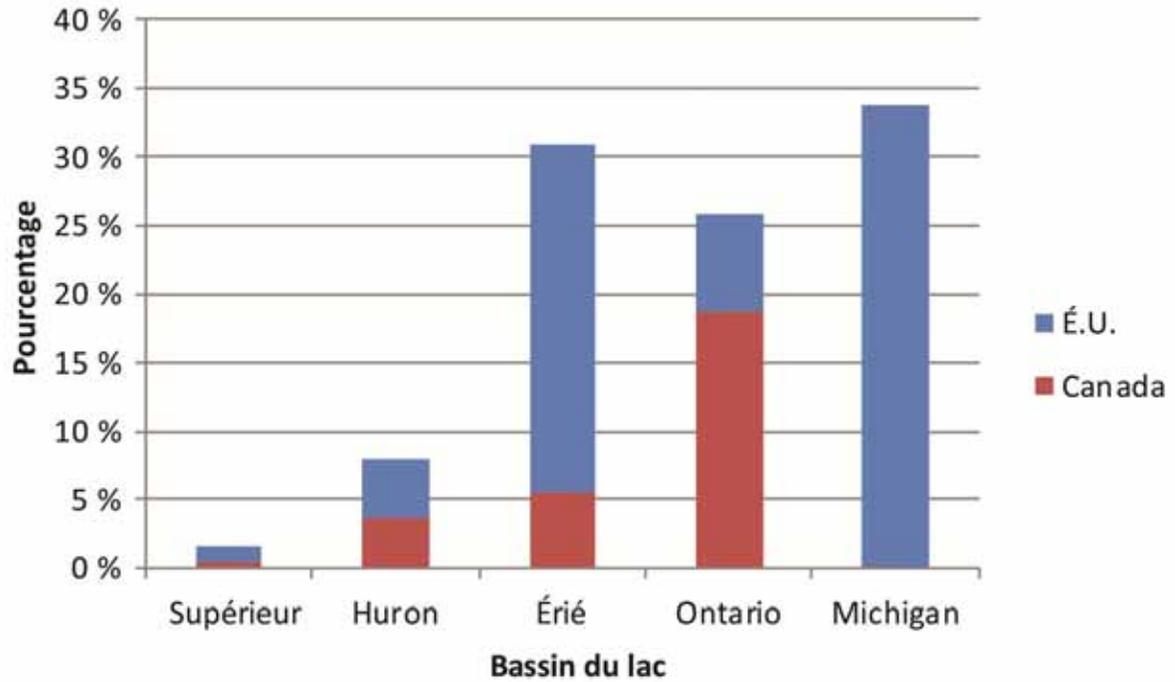
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 3.** Variation de la population (en %) dans chacun des bassins des Grands Lacs, 1971-2011.

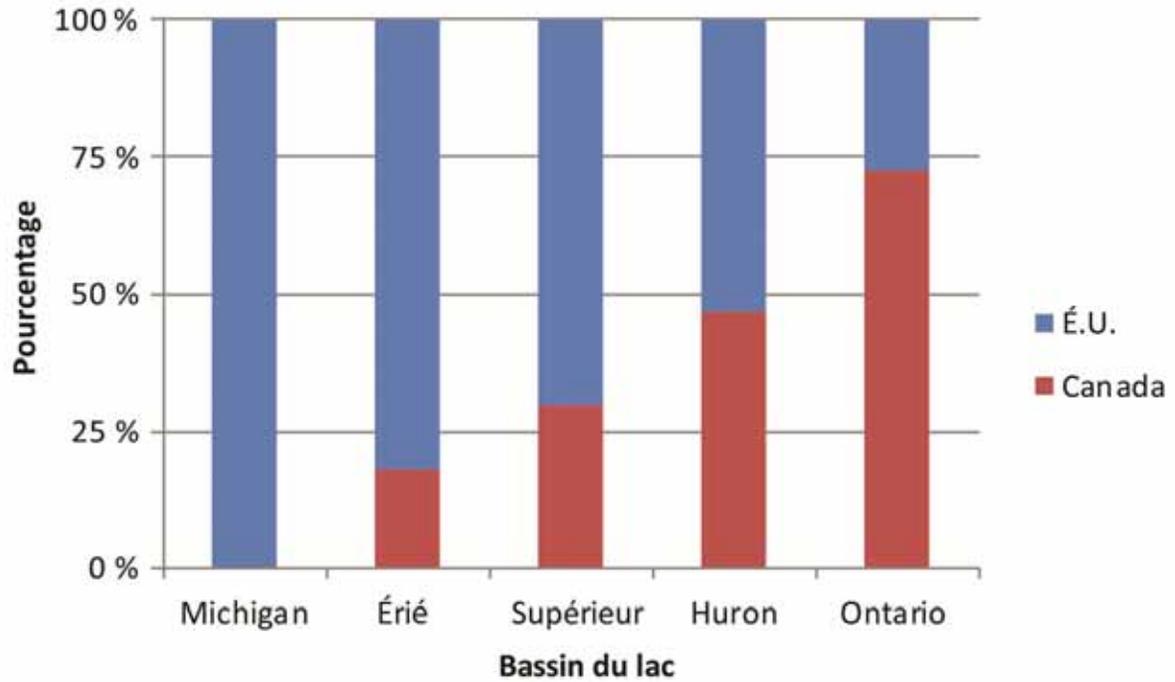
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

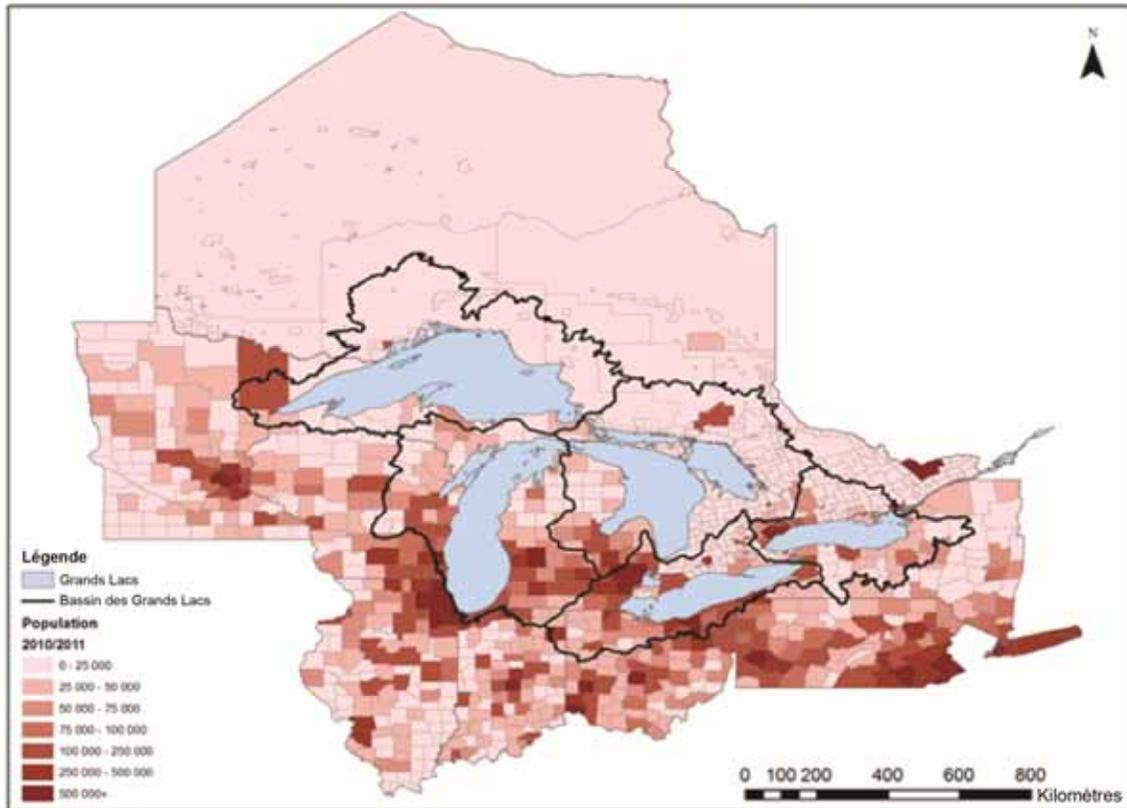


**Figure 4.** Proportion de la population totale des Grands Lacs par bassin au Canada et aux États-Unis  
Sources : Statistique Canada, U.S. Census Bureau

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**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

#### Tendance : 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

### 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.

### Évaluation de la qualité des données

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

### 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. Hayhoe, 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. 2<sup>e</sup> 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

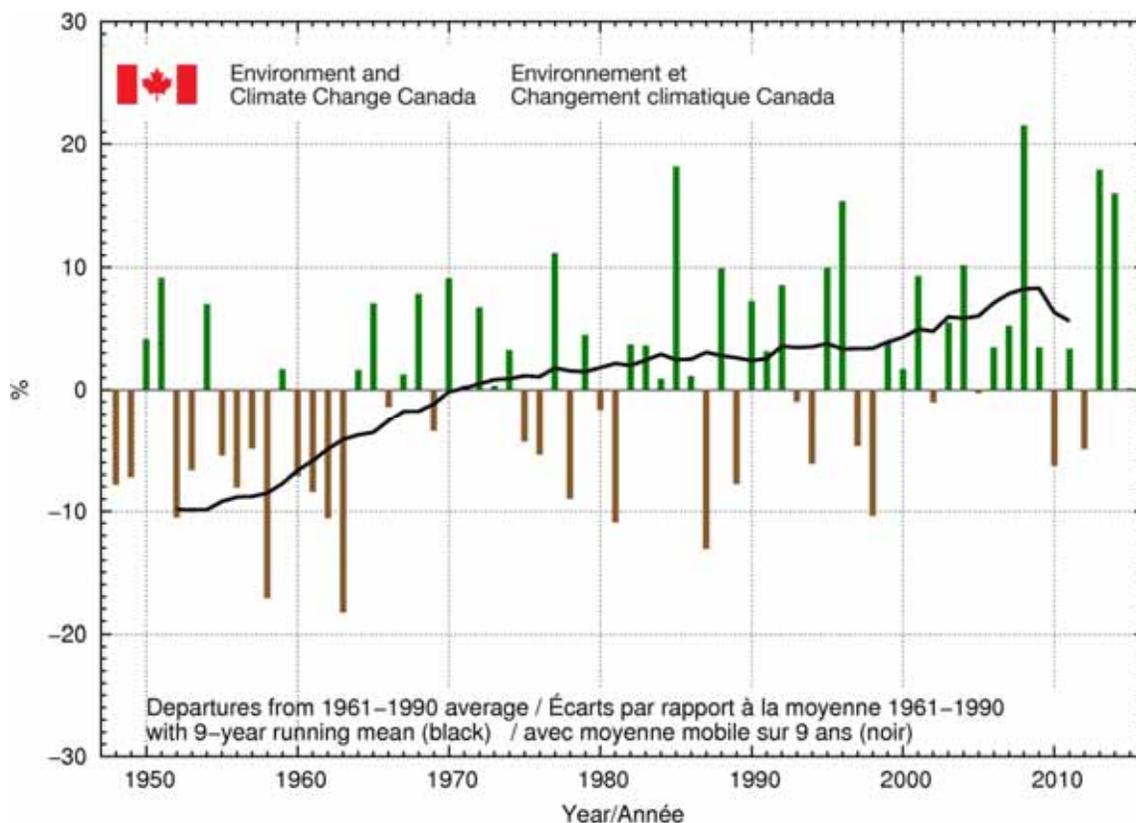
**Dernière mise à jour**

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

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

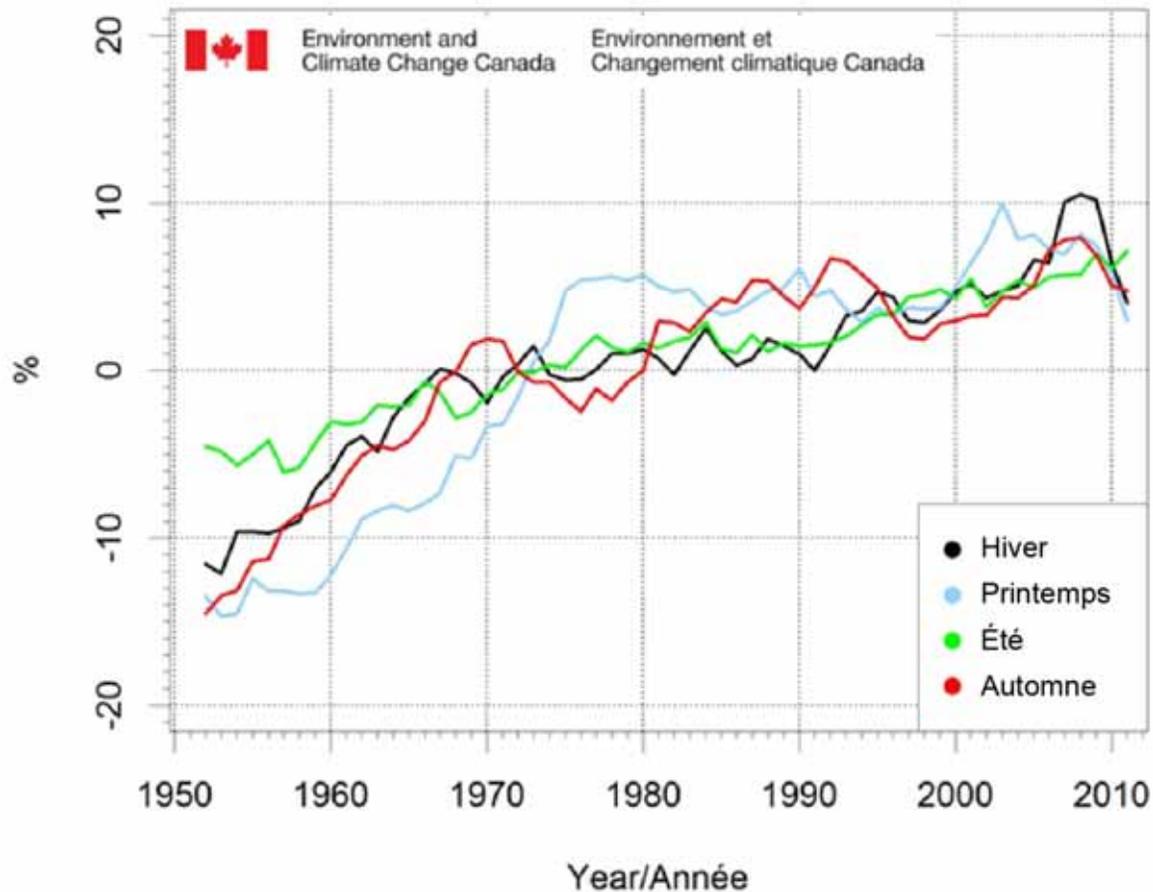
Source: Environnement et Changement climatique Canada



**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

## ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**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 : Température des eaux de surface

### Évaluation globale

**Tendance:** À la hausse

**Justification :** D'après les mesures de la température des eaux de surface au large des rives des lacs, la température de l'eau en été (juillet-septembre) augmente à un rythme statistiquement significatif dans la plupart des Grands Lacs. La température de l'eau du lac Érié s'accroît, mais pas à un rythme statistiquement significatif. Il n'existe pas suffisamment de données pour savoir ce qu'il en est du lac Ontario. De plus, selon la date du début de la stratification thermique estivale tirée des données du National Data Buoy Center (NDBC), l'eau de tous les lacs de la partie supérieure du bassin (Supérieur, Michigan et Huron) se stratifie plus tôt qu'auparavant; ils entrent donc dans la catégorie « à la hausse ». Il n'y a pas suffisamment de données de sources étatsuniennes et canadiennes pour évaluer le début de la stratification dans le lac Érié, parce que, la plupart des années, les bouées y sont installées après le début de la stratification. Les données du NDBC, qui fait partie de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), et celles d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) sont utilisées dans le présent rapport (figure 1). Ces données existent depuis 1980 pour la plupart des lacs (à l'exception du lac Ontario), et il n'y a pas d'autres ensembles de données fiables et ininterrompues pour évaluer ces tendances à plus long terme. Les données vérifiées de 2015 n'étaient pas disponibles au moment de la préparation du présent rapport. Toutes les données proviennent de bouées au large des rives, de sorte que les tendances dont il est fait état ne sont pas nécessairement celles des eaux côtières ou des voies interlacustres.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

**Tendance :** À la hausse

**Justification :** Selon la régression linéaire des données de 1979-2014, la température estivale de l'eau de surface du lac Supérieur a augmenté au rythme de  $0,8 \pm 0,4$  °C/décennie environ au cours de la période d'intérêt. Les taux de réchauffement mesurés à trois bouées différentes sont statistiquement cohérents les uns avec les autres, bien qu'ils semblent légèrement plus élevés dans la partie orientale du lac. La régression linéaire des données de 1979-2014 donne à penser que le début de la stratification estivale dans le lac Supérieur s'est produit  $4 \pm 2$  jours plus tôt approximativement par décennie pendant la période d'intérêt. Les bouées d'amarrage dans le centre et la partie occidentale du lac montrent que le rythme a un peu diminué.

#### Lac Michigan

**Tendance :** À la hausse

**Justification :** Selon la régression linéaire des données de 1980-2014, la température estivale de l'eau de surface du lac Michigan a augmenté au rythme de  $0,5 \pm 0,2$  °C/décennie environ au cours de la période d'intérêt. Les taux de réchauffement mesurés à deux bouées différentes sont statistiquement cohérents l'un avec l'autre. La régression linéaire des données de 1980-2014 donne à penser que le début de la stratification estivale de l'eau du lac Michigan s'est produit  $5 \pm 2$  jours plus tôt approximativement par décennie pendant la période d'intérêt. Ce rythme est le même pour les deux bouées du NDBC de la NOAA.

#### Lac Huron

**Tendance :** À la hausse

**Justification :** Selon la régression linéaire des données de 1980-2014, la température estivale de l'eau de surface du lac Huron a augmenté au rythme de  $0,7 \pm 0,3$  °C/décennie environ au cours de la période d'intérêt. Les taux de réchauffement mesurés à deux bouées différentes sont statistiquement cohérents l'un avec l'autre. La régression linéaire des données de 1980-2014 donne à penser que le début de la stratification estivale de l'eau du lac Huron s'est produit  $5 \pm 2$  jours plus tôt approximativement par décennie pendant la période d'intérêt. Les bouées d'amarrage dans la portion méridionale du lac indiquent que le rythme a un peu diminué.

## Lac Érié

Tendance : Indéterminée

Justification : Selon la régression linéaire des données d'une seule bouée du NDBC (45005) de 1980 à 2014, la température estivale de l'eau de surface du lac Érié a augmenté au rythme de  $0,1 \pm 0,1$  °C/décennie environ pendant la période d'intérêt, de sorte que la tendance au réchauffement n'est pas statistiquement significative. Les données des bouées d'ECCC indiquent aussi une tendance positive, mais au cours d'une période plus courte. Cette tendance n'est pas non plus statistiquement significative. Les températures aux bouées d'ECCC sont inférieures à celles de la bouée du NDBC, qui se trouve dans le bassin occidental peu profond du lac. Parce que le lac Érié est peu profond, la stratification s'y produit beaucoup plus tôt que dans les autres Grands Lacs. Il y a quelques années où les bouées ont été installées avant le début de la stratification.

## Lac Ontario

Tendance : Indéterminée

Justification : Bien qu'il y ait corrélation entre la variabilité interannuelle des différentes bouées du lac Ontario, il n'existe pas suffisamment de données sur la température pour qu'il soit possible d'estimer les tendances de façon fiable. La collecte de données par le NDBC a débuté en 2002 dans le lac Ontario, c.-à-d. trop récemment pour qu'il soit possible de déterminer des tendances significatives. Il n'y a pas suffisamment de données d'ECCC au début de l'année pour établir la date à laquelle la stratification commence.

## Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur vise à évaluer les tendances relatives à la température des eaux de surface pour chacun des cinq Grands Lacs en mesurant les modifications de la durée et de l'étendue spatiale de la température de l'eau au moyen de données à long terme, et à déduire les répercussions des changements climatiques sur la région des Grands Lacs. Ce sous-indicateur mesure les propriétés thermiques des Grands Lacs qui ont une incidence sur la fonction de l'écosystème et influencent l'évaporation de l'eau des lacs, qui a des conséquences sur le niveau de l'eau des lacs (si la température de l'eau reste élevée, il pourrait s'ensuivre une réduction de l'étendue des glaces hivernales et une augmentation de l'évaporation de l'eau des lacs, d'où une diminution des niveaux de l'eau).

## Objectif pour l'écosystème

Il ne devrait y avoir aucune modification de la température pouvant nuire, à l'échelle locale ou dans l'ensemble, à l'utilisation de l'eau.

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 ».

## État de l'écosystème

La température des eaux de surface dépend directement des températures régionales de l'air et donc du climat régional. La tendance à l'augmentation de la température des eaux de surface des Grands Lacs laurentiens est attestée (p. ex., Austin et Colman, 2007; Huang et coll., 2012) ainsi que celle 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, qui a une incidence sur un large éventail de processus, dont l'absorption des éléments nutritifs et les taux métaboliques, et elle définit l'habitat du poisson. Les flux d'humidité (évaporation) et de chaleur en surface dépendent aussi fortement de la température des eaux de surface. En été, les températures de l'eau de surface reflètent non seulement la température de l'air estival, mais aussi les conditions de la glace l'hiver précédent (Austin et Colman, 2007). En outre, le début de la stratification estivale (la date à laquelle la température de l'eau du lac reste supérieure à celle de sa densité maximale, soit environ 4 °C) fournit une mesure robuste et intégrée des conditions hivernales, mesure dans laquelle le début de la stratification se produit d'habitude plus tard lorsqu'il y a eu beaucoup de glace pendant l'hiver et a lieu plus tôt lorsqu'il y a eu peu de glace pendant l'hiver. Dans les lacs où il ne se forme pas beaucoup de glace (p. ex., Michigan, Ontario), le début de la stratification est davantage fonction du stockage

thermique hivernal du lac, les années froides entraînant de nouveau 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 sont cohérents les uns avec les autres : la date du début de la stratification recule 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.

Outre la tendance au réchauffement, il y a beaucoup de variabilité interannuelle naturelle. Plusieurs caractéristiques se retrouvent dans tous les lacs. D'abord, et c'est peut-être ce qu'il y a de plus important, un bond considérable se produit entre 1997 et 1998, une 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 la température estivale depuis 1998 jusqu'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. Le décalage entre ces deux périodes pour les lacs de la partie supérieure du bassin est de l'ordre de 2 °C.

De plus, il y a eu deux années « extrêmes » depuis le dernier rapport. 2012 a été une année anormalement chaude, qui a fait suite à l'hiver très chaud de 2011-2012 (Bai et coll., 2014), au cours duquel très peu de glace s'est formée sur les lacs (y compris, il faut le souligner, le lac Érié); le début de la stratification a donc battu des records de précocité et un été chaud s'en est suivi. À l'inverse, en 2014, le « tourbillon circumpolaire » a provoqué des conditions extrêmement froides dans toute la région des Grands Lacs (Clites et coll., 2014; Gronewold, 2015), pendant lesquelles la couche de glace a été exceptionnellement lourde partout dans les lacs, de sorte que le renversement s'est produit à une date très tardive et que les températures estivales ont été relativement basses. Les effets de ces deux phénomènes extrêmes s'annulent jusqu'à un certain point les uns les autres, si bien que les tendances observées dans le présent rapport correspondent à celles du rapport de 2011.

## Liens

Il y a de toute évidence un lien entre le début de la stratification estivale et les températures moyennes de l'eau en été. De plus, le début de la stratification estivale est étroitement associé à la couche de glace dans les lacs sur lesquels cette couche se forme (Austin et Colman, 2007). Allant un peu plus loin, des travaux récents (inédits) ont montré qu'il existe un lien solide entre les températures moyennes de l'air hivernal et la quantité de glace, ce qui semble indiquer une série de liens statistiquement significatifs (températures de l'air hivernal → couche de glace → début de la stratification → températures de l'eau en été) qui pourraient s'avérer utiles pour les gestionnaires des ressources.

Si la stratification commence plus tôt (et se termine plus tard), cela signifie que la période de stratification s'allonge. D'après une autre recherche (Austin et Colman, 2008), entre 1906 et 2006, la période de stratification estivale est passée en gros de 145 jours à 170 jours, ce qui représente une augmentation d'environ 20 %. Cela aura des répercussions importantes pour la productivité primaire des lacs, ainsi que sur l'appauvrissement en oxygène dans les parties peu profondes et plus productives des Grands Lacs.

## Commentaires des auteurs

Les tendances observées à la stratification plus précoce et à l'augmentation des températures de l'eau en été sont consécutives aux changements à long terme des conditions atmosphériques, en particulier la température de l'air, dont on s'entend largement pour dire qu'il s'agit d'une conséquence de la modification de la chimie de l'atmosphère, plus précisément de l'ajout de dioxyde de carbone (et, dans une moindre mesure, de méthane) résultant de la combustion de combustibles fossiles. Il est toutefois important que les intervenants continuent de chercher à mieux comprendre les incidences du réchauffement sur les écosystèmes lacustres, et de recueillir soigneusement des données sur ces tendances.

Bien que certains groupes déploient périodiquement de l'équipement au cours de l'hiver, il n'y a aucune structure garantissant le financement de la mesure systématique de la température des Grands Lacs pendant les mois d'hiver. Comme il existe des liens étroits entre les saisons dans ces écosystèmes, l'élaboration d'un programme à long terme de mesures échelonnées sur toute l'année devrait être prioritaire. De même, il

existe très peu de mesures à long terme de la structure thermique (température dans toute la colonne d'eau), si bien qu'on sait peu de choses, sinon rien du tout, sur les tendances relatives à certaines caractéristiques, comme la profondeur de la thermocline.

### Évaluation de la qualité des données

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

### Remerciements

Auteurs :

Jay Austin, University of Minnesota Duluth

Ram Yerubandi, Environnement et Changement climatique Canada

### 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 12 autres. 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.

Gronewold, D. 2015. Impacts of extreme 2013-2014 winter conditions on Lake Michigan's fall heat content, surface temperature, and evaporation. *Geophys.Res. Lett.* 42. 3364-3370. DOI: 10.1002/2015GL063799

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

O'Reilly, C. et 60 autres auteurs, dont J. Austin. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophys. Res. Lett.*, 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](https://doi.org/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.** Dates du début de la stratification dans les trois Grands Lacs de la partie supérieure du bassin. La date de début de la stratification est la première date après laquelle la température des eaux de surface reste supérieure à celle de sa densité maximale. Les tendances sont exprimées en jours par décennie. Veuillez remarquer que les périodes inscrites sur l'axe des y diffèrent.

Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)

**Figure 3.** Tendances relatives à la température des eaux de surface en été (juillet-septembre) pour les Grands Lacs de la partie supérieure du bassin

Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)

**Figure 4.** Tendances relatives à la température des eaux de surface en été pour les Grands Lacs de la partie inférieure du bassin

Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)

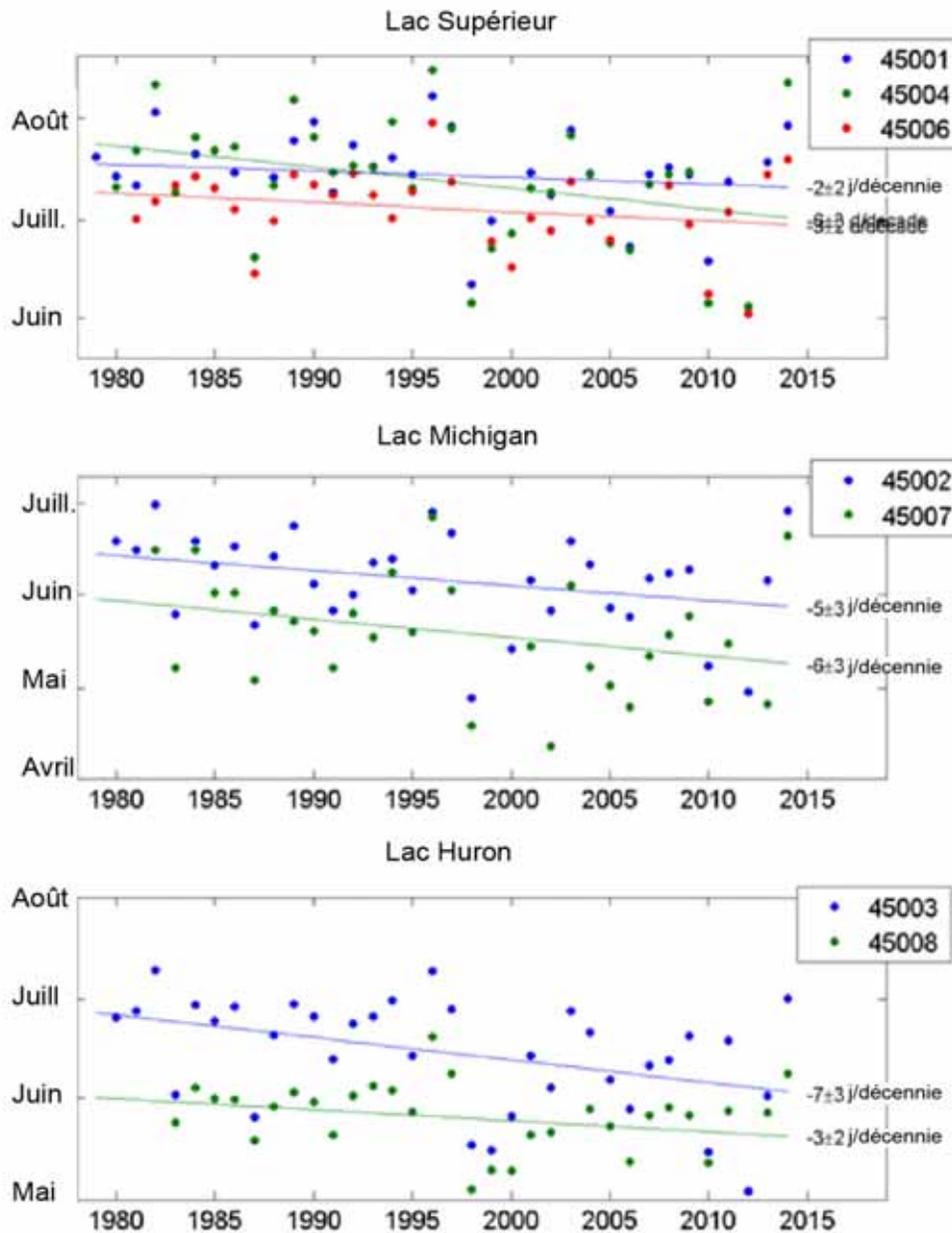
## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, 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)

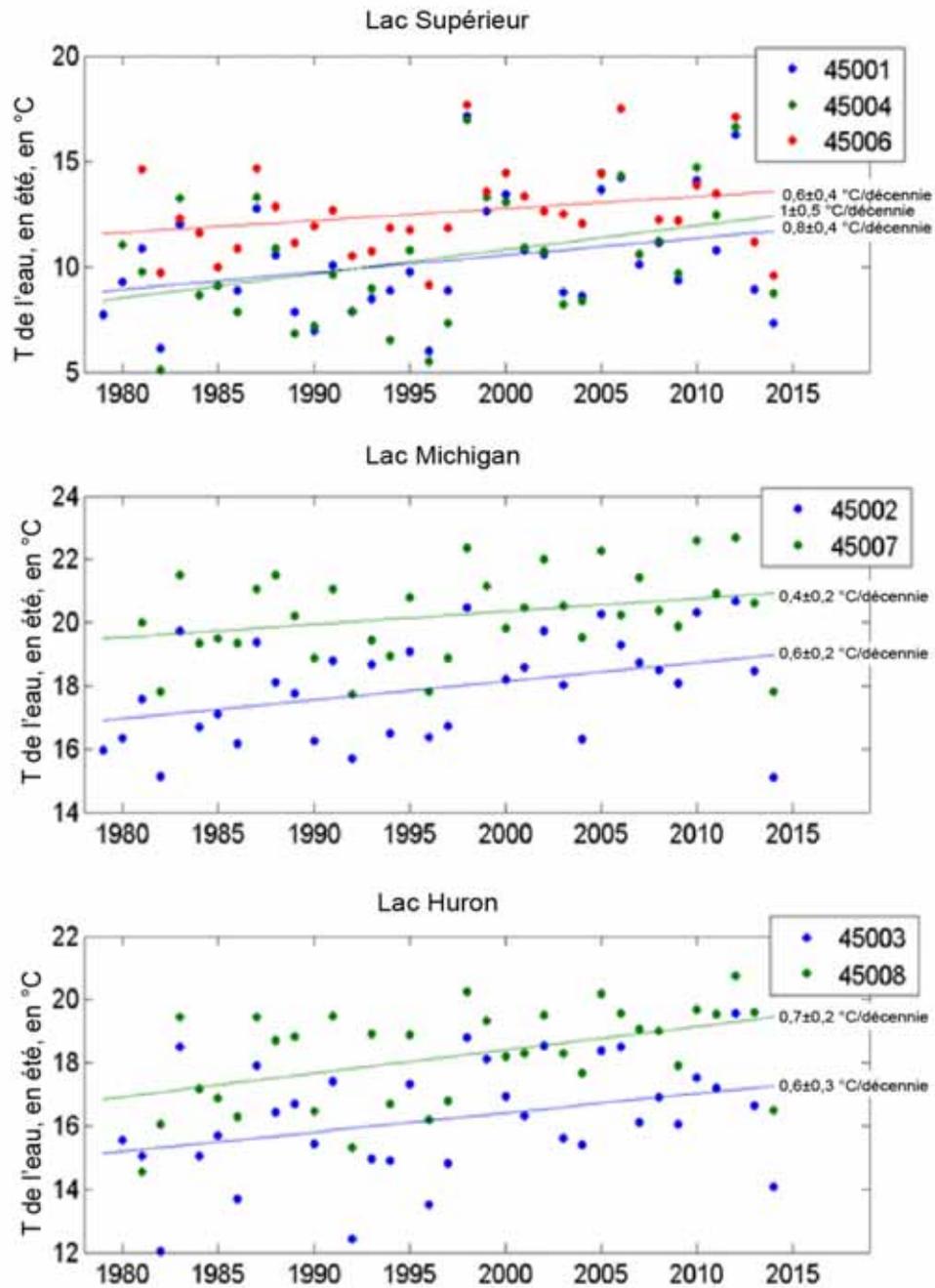
# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 2.** Dates du début de la stratification dans les trois Grands Lacs de la partie supérieure du bassin. La date de début de la stratification est la première date après laquelle la température des eaux de surface reste supérieure à celle de sa densité maximale. Les tendances sont exprimées en jours par décennie. Veuillez remarquer que les périodes inscrites sur l'axe des y diffèrent.

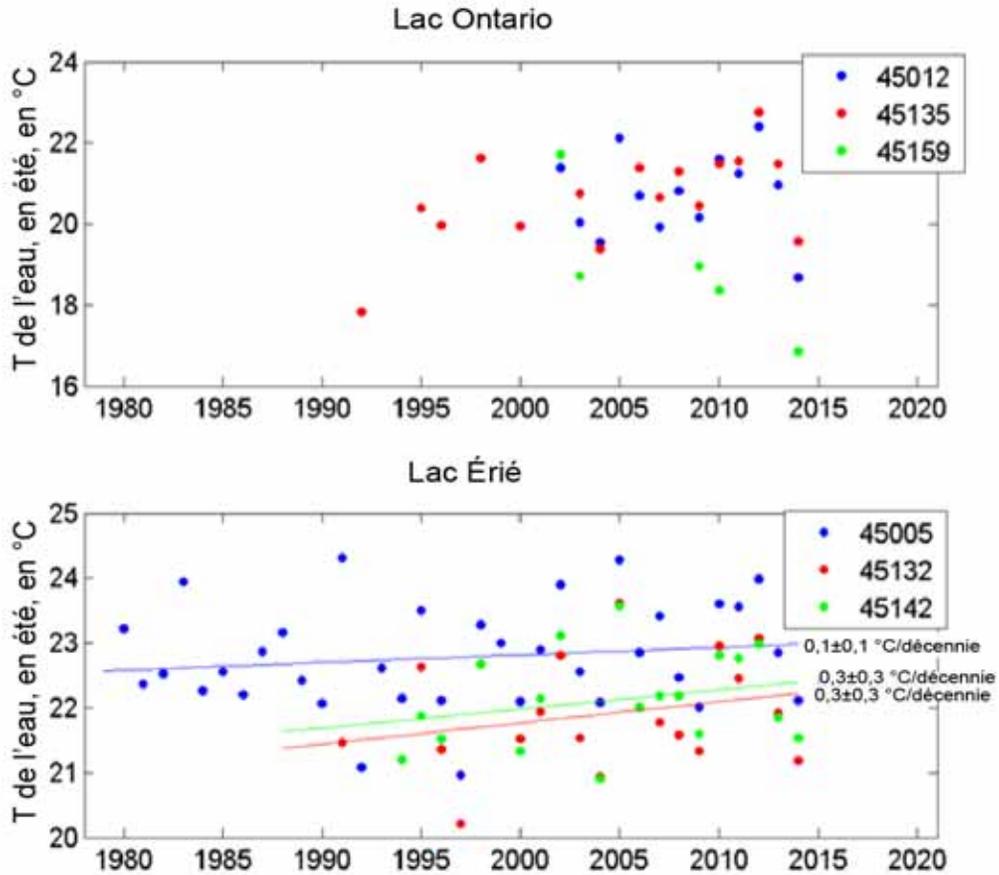
Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 3.** Tendances relatives à la température des eaux de surface en été (juillet-septembre) pour les Grands Lacs de la partie supérieure du bassin  
Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 4.** Tendances relatives à la température des eaux de surface en été pour les Grands Lacs de la partie inférieure du bassin

Source : National Data Buoy Center (NDBC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)



## Sous-indicateur : Couverture de glace

### Évaluation globale

Tendance : À la baisse

**Justification :** Dans l'ensemble du bassin, l'étendue de la couverture de glace a diminué de 26 % entre 1973 et 2015, c'est donc dire que la tendance annuelle est de -0,6 % par année. La tendance annuelle pour la période 1973-2013 est de -0,79 % par année. Le changement interannuel (d'une année sur l'autre) de la couverture maximale annuelle de la glace (CMAG) est dû à la variabilité interannuelle de l'oscillation nord-atlantique (ONA) et d'El Niño-oscillation australe (El Niño-Southern Oscillation – ENSO). L'étendue de la couverture de la glace est un indicateur sensible du climat régional et du changement du climat. La couche de glace saisonnière revient chaque année et varie beaucoup entre les années. Par exemple, au maximum de son étendue, la glace a recouvert 95 % de tous les Grands Lacs en 1979 et seulement 11 % en 2002. Les facteurs pouvant jouer un rôle sont la variabilité interannuelle et interdécennale du climat, et les tendances à long terme, peut-être associées au réchauffement planétaire. Même en réponse au même forçage climatique, la couche de glace des Grands Lacs peut varier dans le temps et dans l'espace par suite de l'orientation de chacun des lacs, de leur profondeur (c.-à-d. le stockage de la chaleur de l'eau) et de leur turbidité (c.-à-d. l'albédo causé par la sédimentation). Depuis la dernière mise à jour de la base de données sur la couche de glace sur les Grands Lacs (Wang et coll., 2012a), il s'est produit un changement important de la couverture, en particulier au cours des deux derniers hivers (respectivement, couverture de 93 % et de 89 % pour 2013-2014 et 2014-2015), qui a été très supérieure à la moyenne à long terme de 53,2 %.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

Tendance : À la baisse

**Justification :** La couverture de glace du lac Supérieur est étroitement influencée par les téléconnexions atmosphériques comme l'ONA, l'ENSO, l'OAM (oscillation atlantique multidécennale) et l'ODP (oscillation décennale du Pacifique). Le lac Supérieur est celui de tous les lacs dans lequel la superficie de glace a le plus reculé au total depuis 1973 (-39 %, voir les tableaux 1 et 2; figure 2a). La tendance annuelle (décennale) a été estimée à -0,9 % (-9 %). De plus, la couverture de glace est influencée par les téléconnexions atmosphériques, comme l'ONA, l'ENSO, l'OAM et l'ODP. L'autre mécanisme est dû en partie au réchauffement causé par la rétroaction de l'albédo de la glace/eau (Wang et coll., 2005; Austin et Colman, 2007), parce que, des cinq lacs, le lac Supérieur est le plus profond et a le plus grand volume d'eau. La CMAG a été supérieure à la moyenne à long terme pendant les hivers 2013-2014 et 2014-2015.

#### Lac Michigan

Tendance : À la baisse

**Justification :** La couverture de glace du lac Michigan est influencée par les téléconnexions atmosphériques comme l'ONA, l'ENSO, l'OAM et l'ODP. Le lac Michigan se trouve au deuxième rang de ceux qui ont le moins perdu de glace depuis 1973, à -17 %. La tendance annuelle (décennale) a été estimée à -0,39 % (-3,9 %) (voir les tableaux 1 et 2; figure 2b). La CMAG a été supérieure à la moyenne à long terme pendant les hivers 2013-2014 et 2014-2015.

#### Lac Huron

Tendance : À la baisse

**Justification :** Après le lac Supérieur, le lac Huron est celui qui a perdu la plus grande superficie de glace, soit -22 % depuis 1973. La tendance annuelle (décennale) a été estimée à -0,51 % (-5,1 %). La couverture de glace du lac Huron est influencée par les téléconnexions atmosphériques comme l'ONA, l'ENSO, l'OAM et l'ODP. La CMAG a été supérieure à la moyenne à long terme pendant les hivers 2013-2014 et 2014-2015.

#### Lac Érié

Tendance : À la baisse

**Justification :** Le lac Érié se trouve au deuxième rang de ceux qui ont le moins perdu de glace depuis 1973, à -17 %. La tendance annuelle (décennale) a été estimée à -0,48 % (-4,8 %). La couverture de glace du lac Érié est influencée

par les téléconnexions atmosphériques, comme l'ONA, l'ENSO, l'OAM et l'ODP. Le fait que le lac Érié est le moins profond des Grands Lacs et que son contenu thermique est le plus faible constitue un autre facteur important. Bien que situé dans la partie méridionale du bassin, où la température de l'air et celle de l'eau sont plus chaudes, en moyenne, la plupart des hivers, le lac Érié est presque entièrement couvert de glace. La CMAG a été supérieure à la moyenne à long terme pendant les hivers 2013-2014 et 2014-2015.

## Lac Ontario

Tendance : À la baisse

Justification : La tendance annuelle (décennale) a été estimée à -0,36 % (-3,6 %). La couverture de glace du lac Ontario est influencée par les téléconnexions atmosphériques, comme l'ONA, l'ENSO, l'OAM et l'ODP. La couverture de glace moyenne du lac Ontario est la plus petite de tous les lacs. La CMAG a été supérieure à la moyenne à long terme pendant les hivers 2013-2014 et 2014-2015.

## Raison d'être du sous-indicateur

Ce sous-indicateur vise à évaluer la couverture de glace hivernale et ses incidences sur la température saisonnière et interannuelle des lacs, ainsi que les changements physiques qui l'accompagnent dans chacun des lacs au fil du temps en mesurant les propriétés thermiques des Grands Lacs qui ont une incidence sur la fonction de l'écosystème et influencent l'évaporation de l'eau des lacs, qui a des conséquences sur le niveau de l'eau des lacs. Ce sous-indicateur suit l'étendue de la couverture des glaces hivernales pour chacun des cinq Grands Lacs en mesurant les changements de la durée et de l'étendue spatiale de la couverture de glace et de la température de l'eau à l'aide de données à long terme. Ce sous-indicateur permet aussi de déduire l'incidence éventuelle des changements climatiques sur les terres humides, puisque la couverture de glace a des répercussions sur les niveaux de l'eau et protège les rives, y compris les terres humides, contre l'érosion par les vagues et les tempêtes.

## Objectif pour l'écosystème

Les changements de la couverture de glace causés pendant l'hiver par les changements climatiques auront des effets sur la température de l'eau des lacs au printemps et à l'été suivants, température qui, à son tour, aura des répercussions sur les écosystèmes lacustres. Connaître l'occurrence encouragera les réponses visant à réduire ce facteur de stress de manière à diminuer les perturbations biologiques.

Ce sous-indicateur appuie en partie le travail réalisé pour atteindre l'objectif 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 ».

## État de l'écosystème

Ce sous-indicateur est utilisé pour l'évaluation des changements climatiques éventuels, en particulier dans le bassin des Grands Lacs. La modification des températures de l'air et de l'eau influencera la formation de glace sur les lacs qui, quant à elle, aura des répercussions sur les terres humides côtières, les milieux aquatiques et littoraux et l'arrière-pays. Plus important encore, la couverture de glace influence directement la modification de la température de l'eau des lacs, la durée de la stratification et le comportement des poissons. Selon les observations (figure 1), la couverture de glace a atteint sa plus grande étendue pour chacun des Grands Lacs en 1977-1979, en 1994 et en 2014-2015. Pour les lacs Michigan, Érié et Ontario, la couverture maximale a été atteinte respectivement en 1977, en 1978 et en 1979.

Ce sous-indicateur mesurera l'étendue maximale annuelle et les concentrations moyennes annuelles de la glace de la région des Grands Lacs. Selon Assel (2005), l'étendue maximale quotidienne de la glace pour chacun des Grands Lacs a été calculée à l'aide de grilles quotidiennes. Ces grilles ont été produites par l'interpolation linéaire des grilles de la couverture de glace 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 (Assel, 2005). On a supposé que la couverture moyenne de glace de chacun des lacs avant la date de la première carte, et après la date de la dernière, était égale à zéro. La couverture moyenne quotidienne sur chacun des Grands Lacs sert au calcul de la couverture moyenne saisonnière. La couverture moyenne saisonnière est la somme des couvertures quotidiennes moyennes d'un lac au cours de l'hiver divisée par 182 (nombre de jours entre le 1<sup>er</sup> décembre et le 31 mai suivant). La couverture moyenne saisonnière est calculée pour les jours où la couverture moyenne de glace pour le 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 chacun des hivers, 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 %, ainsi que la durée de la couverture de glace, c'est-à-dire 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 de la saison des glaces est une constatation qui peut être mesurée; il reflète les effets atmosphériques cumulatifs globaux sur la glace du lac. De plus, sa variabilité saisonnière et interannuelle peut être consignée exactement et analysée (Bai et coll., 2012). La tendance de la CMAG pour une période donnée peut être calculée (Wang et coll., 2012a,b). Cependant, cette tendance varie en fonction de la durée de la série chronologique incluse, parce qu'il existe une variabilité multidécennale de la glace des lacs qui est causée par le forçage thermique de l'eau et le forçage atmosphérique multidécennaux (Wang et coll., 2016; soumis pour publication).

La tendance de la CMAG varie dans l'espace. La tendance la plus forte se trouve le long des côtes recouvertes d'une épaisse couche de glace du lac Supérieur, de la baie Georgienne, du nord du lac Huron et du nord du lac Michigan. La tendance est plus faible au large, puisque la couverture de glace est discontinue. Il faut procéder à des recherches pour cartographier les points de grille d'un lac à l'aide du SIG afin de calculer la tendance pour chacun des points. Cette recherche en cours révélera la distribution spatiale de la tendance dans l'ensemble des Grands Lacs (Mason et coll., 2016).

Selon les observations, au cours de l'hiver 2015-2016, la couverture maximale annuelle de la glace (CMAG) a été de 33 %, soit beaucoup moins que la moyenne à long terme. Il en a été ainsi surtout en raison de 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 influencent la formation de la glace sur cette surface. Les températures hivernales froides augmentent la vitesse de l'émission de la chaleur par le lac, et donc la vitesse de congélation de l'eau. Les températures hivernales douces ont un effet déterminant similaire, sauf que la chaleur est libérée plus lentement et que la glace se forme plus lentement. À l'échelle mondiale, l'englacement de certains lacs intérieurs semble se produire plus tard, et le déglacement plus tôt, que ce n'était le cas par le passé en moyenne, selon une étude de données couvrant 150 ans (Magnuson et coll., 2000). Ces tendances renforcent les indices montrant que la Terre traverse une période de réchauffement depuis au moins 150 ans.

La congélation et le dégel de l'eau des lacs est un aspect très important pour de nombreux écosystèmes terrestres et aquatiques. Bon nombre d'espèces de poissons comptent sur la glace pour protéger leurs œufs contre les prédateurs pendant la dernière partie de la saison des glaces. La glace qui se forme sur le littoral peut modifier celui-ci puisqu'elle empiète sur la terre pendant le gel hivernal. Même les écosystèmes de l'arrière-pays sont touchés par la quantité de glace, en particulier dans le bassin des Grands Lacs. Moins de glaces sur les Grands Lacs conduit à l'évaporation accrue de l'eau, qui tombe ensuite sur tout le bassin sous forme de neige. Ce qui peut avoir des conséquences pour les animaux comme le cerf, qui doivent creuser la neige pendant l'hiver pour trouver leur nourriture.

## Liens

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

- Milieux humides côtiers : étendue et composition
- Durcissement des rives – la diminution de la couverture de glace expose le littoral aux vagues provoquées par les tempêtes hivernales qui accélèrent l'érosion
- Moules de la famille des Dreissénidés
- Efflorescences algales nuisibles – l'augmentation de la température de l'eau et la diminution de l'étendue des glaces peuvent être associées à l'augmentation du nombre d'efflorescences algales et à leur survenue plus précoce
- Produits chimiques toxiques dans les œufs des Goélands argentés des Grands Lacs – un lien a été établi entre le niveau des contaminants dans les œufs des Goélands argentés et la couverture de glace

Il existe aussi un lien direct entre ce sous-indicateur et les autres sous-indicateurs de l'indicateur Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques. Il est indirectement lié à d'autres sous-indicateurs qui suivent les tendances relatives aux changements dans les milieux humides et les habitats.

### Commentaires des auteurs

Le présent rapport repose sur des recherches antérieures et en cours. Ce qui signifie que les recherches sont nécessaires pour l'analyse de la glace des lacs, les prévisions, les projections et l'application. Il est donc essentiel de consentir des investissements à long terme en recherche pour mieux comprendre la glace des lacs et les changements climatiques connexes, ainsi que ses répercussions sur l'écosystème des Grands Lacs (Bai et coll., 2015). La recherche apportera à coup sûr des connaissances concrètes solides pour les prévisions et les applications afin de servir la communauté des Grands Lacs.

### Évaluation de la qualité des données

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

### Remerciements

Auteurs :

Jia Wang Ph.D., climatologue spécialiste des glaces, NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, Michigan

Darlene Langlois, Environnement et Changement climatique Canada

Anne Clites, NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, Michigan

Toutes les données analysées et les cartes créées l'ont été par les auteurs.

### 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. *Geophys. Res. Lett.*, 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. *J. Geophys. Res.*, 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, *Clim. Dyn.* 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 Dyn.*, 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. X. Bai, Z. Yang, A. Clites, A. Manome, B. Lofgren, J. Bratton, H. Hu, P. Chu et G. Leshkevich. 2016. Interannual and decadal variability of Great Lakes ice cover, 1973-2015: Hindcast of lake ice using multi-variable regression models (soumis pour publication au JGLR).

## Liste des tableaux

**Tableau 1.** Tendance de la CMAG en régression linéaire,  $x=a+bt$  en pourcentage ( $t$  = nombre d'années commençant à 0 à 1973,  $a$  est une constante et  $b$  est la tendance/pente)

**Tableau 2.** Même tableau que le tableau 1, à l'exclusion des saisons de glace 2014 et 2015

**Tableau 3.** Paramètres statistiques (moyenne et écart-type) de la CMAG de chacun des cinq lacs, à l'aide des données de 1973-2015

## Liste des Figures

**Figure 1.** Série chronologique de la CMAG des cinq Grands Lacs pour la période 1973-2015, qui repose sur l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces

Source : Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA et NIC

**Figures 2a-e.** CMAG (en %) de chacun des cinq lacs pour la période 1973-2015. Les droites représentent la tendance calculée selon la méthode de l'ajustement par les moindres carrés. Les unités pour les axes verticaux sont en pourcentage

Source : Service des glaces d'Environnement et Changement climatique Canada

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

	a	b/tendance annuelle	Tendance décennale	Total des pertes jusqu'en 2015
Supérieur	77,00	-0,90	-9,0	-38,70
Michigan	39,04	-0,39	-3,9	-16,77
Huron	66,87	-0,51	-5,1	-21,93
Érié	90,86	-0,48	-4,8	-20,64
Ontario	26,00	-0,36	-3,6	-15,48
Bassin	62,00	-0,60	-6,0	-25,80

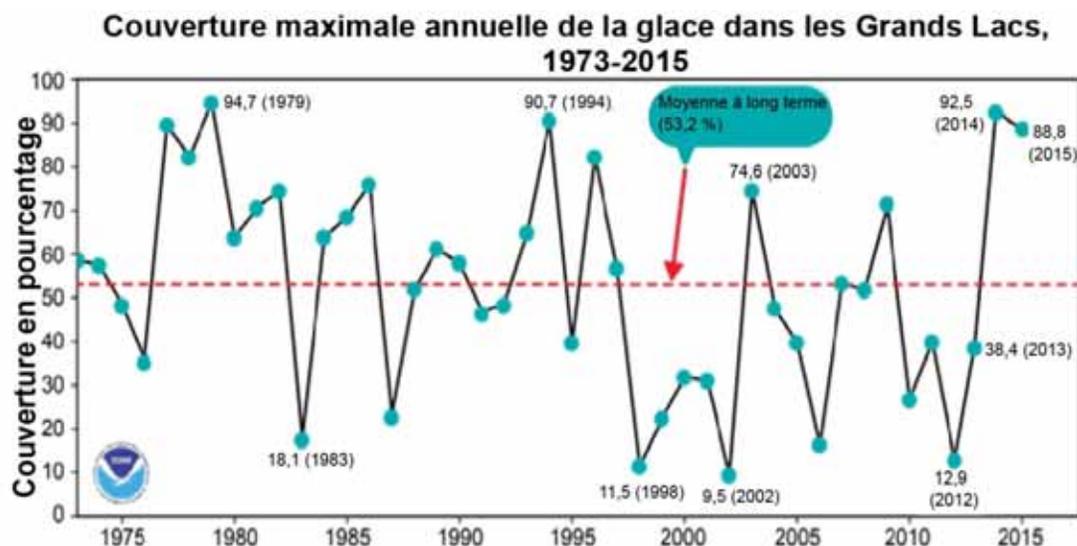
**Tableau 1.** Tendance de la CMAG en régression linéaire,  $x=a+bt$  en pourcentage ( $t$  = nombre d'années commençant à 0 à 1973,  $a$  est une constante et  $b$  est la tendance/pente)

	a	b/tendance annuelle	Tendance décennale	Total des pertes jusqu'en 2015
Supérieur	79,73	-1,09	-10,9	-44,69
Michigan	50,57	-0,61	-6,1	-25,01
Huron	80,92	-0,66	-6,6	-27,06
Érié	97,82	-0,56	-5,6	-22,96
Ontario	43,80	-0,50	-5,0	-20,50
Bassin	62,43	-0,79	-7,9	-32,39

**Tableau 2.** Même tableau que le tableau 1, à l'exclusion des saisons de glace 2014 et 2015

De 1973 à 2015	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario	Bassin
Moyenne	63,05	40,69	64,74	83,92	29,03	53,20
Écart-type	30,55	22,62	24,08	26,13	21,50	24,03

**Tableau 3.** Paramètres statistiques (moyenne et écart-type) de la CMAG de chacun des cinq lacs, à l'aide des données de 1973-2015



**Figure 1.** Série chronologique de la CMAG des cinq Grands Lacs pour la période 1973-2015, qui repose sur l'ensemble de données binationales du National Ice Center (NIC) et du Service canadien des glaces  
Source : Great Lakes Environmental Research Laboratory (GLERL) de la NOAA et NIC

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

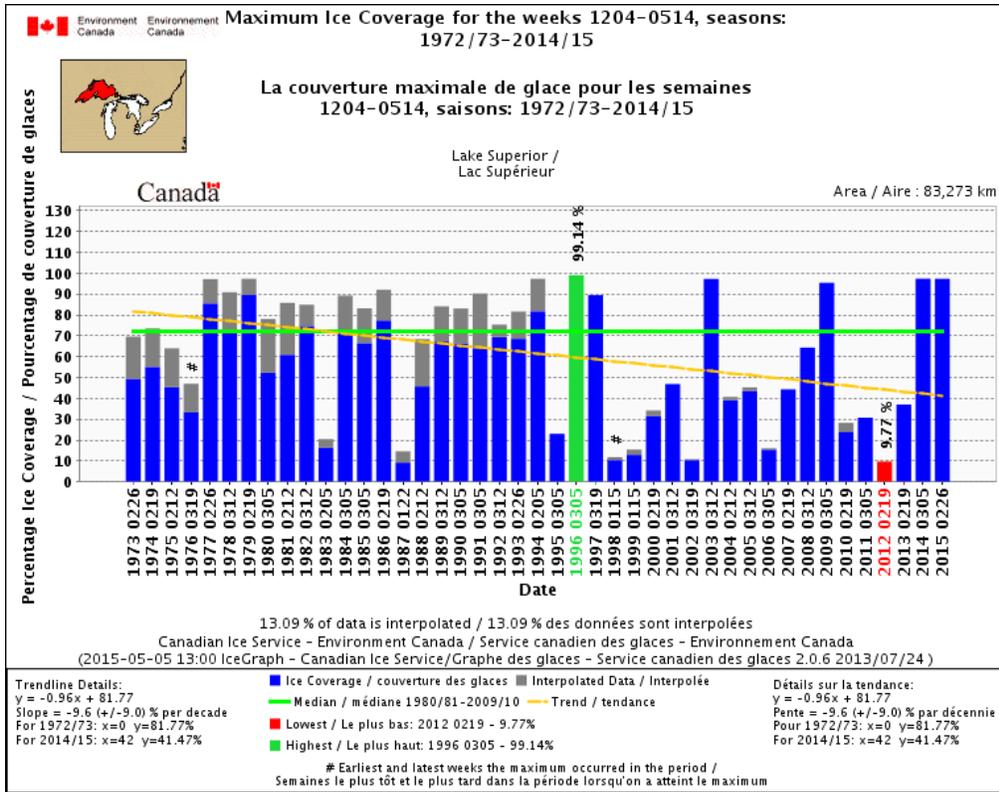


Figure 2a.

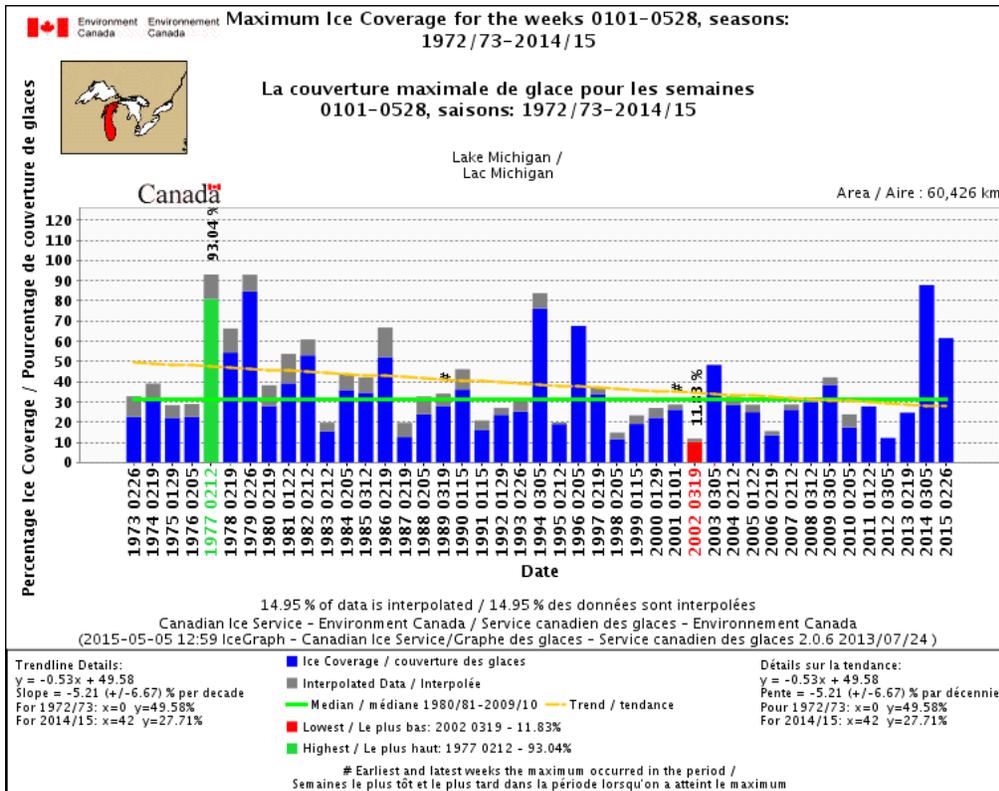


Figure 2b.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

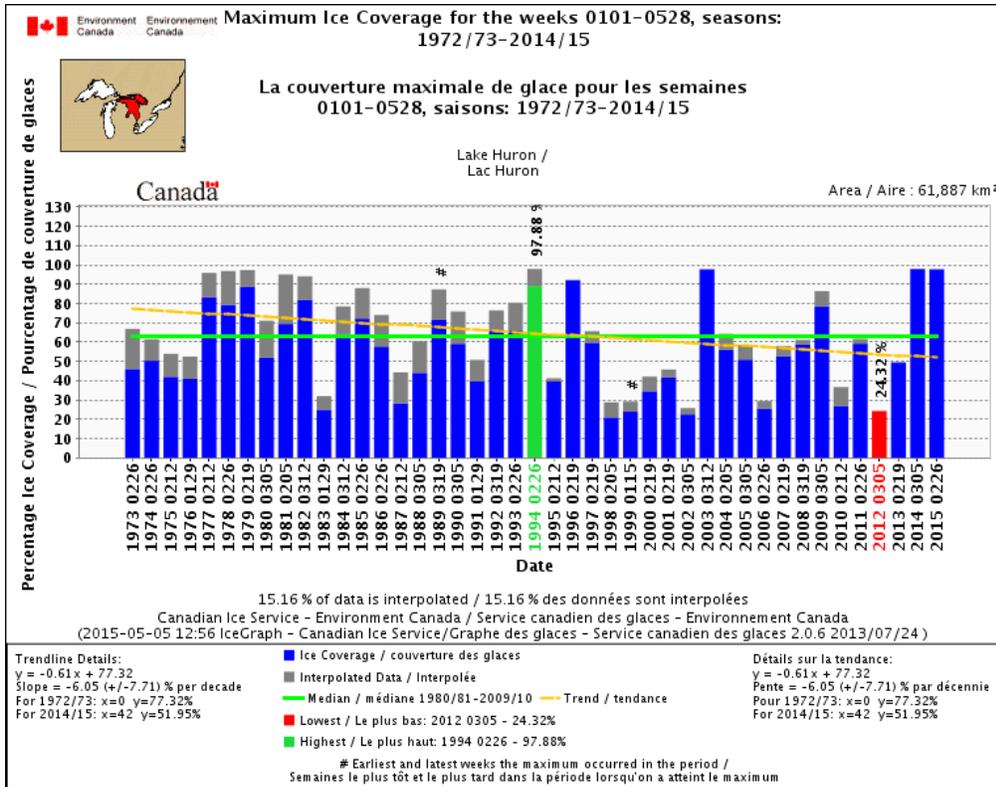


Figure 2c.

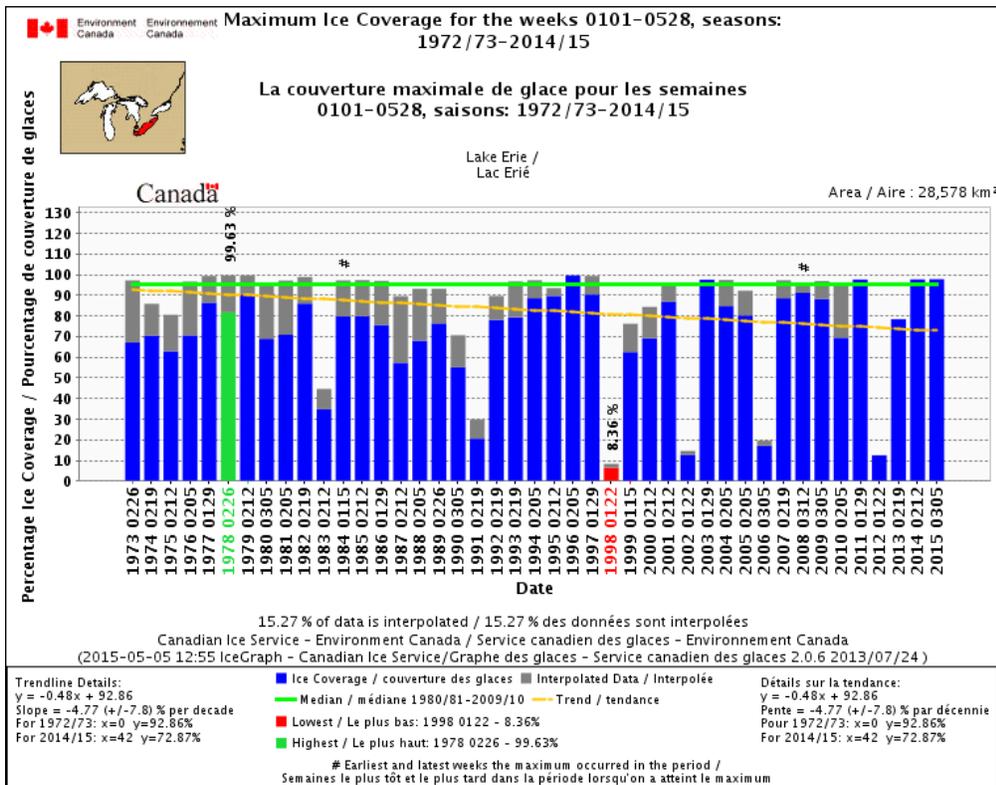
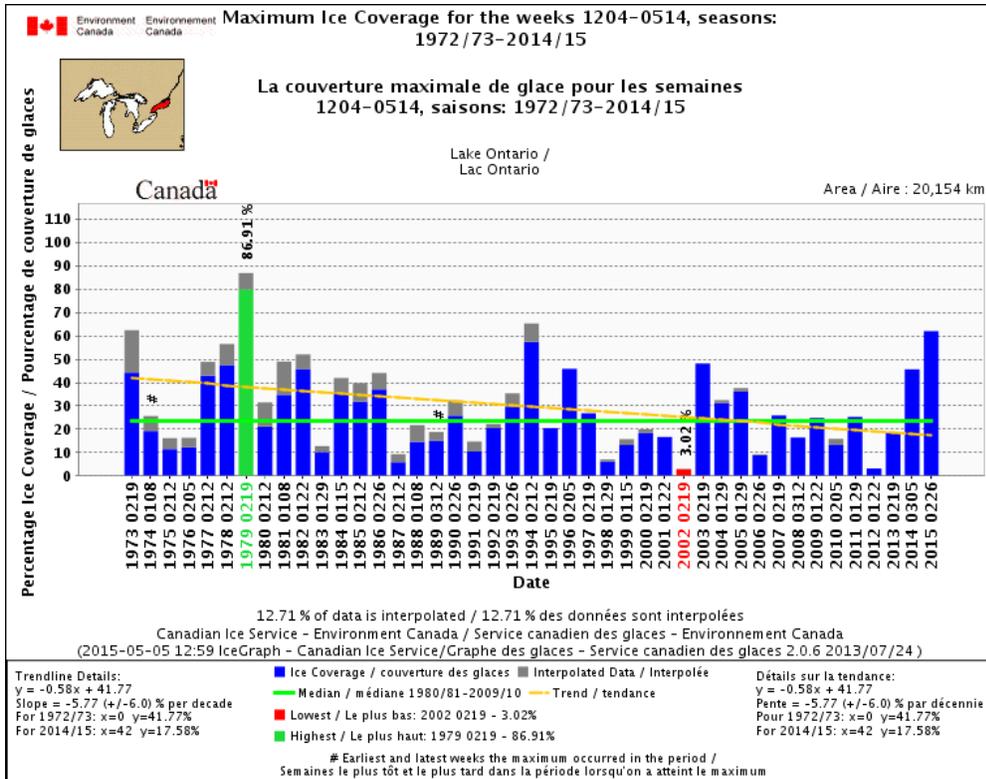


Figure 2d.

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 2e**

**Figures 2a-e.** CMAG (en %) de chacun des cinq lacs pour la période 1973-2015. Les droites représentent la tendance calculée selon la méthode de l'ajustement par les moindres carrés. Les unités pour les axes verticaux sont en pourcentage. Source : Service des glaces d'Environnement et Changement climatique Canada



## Sous-indicateur : Niveaux d'eau

### Évaluation globale

**Tendance :** À la baisse (tendance sur 30 ans, 1985-2015)

**Justification :** Les niveaux d'eau ont toujours varié considérablement entre les Grands Lacs (Quinn et Edstrom, 2000) (Lenters, 2004) et ils continuent de le faire. Dans le cas de tous les Grands Lacs, il est difficile de dire s'il existe une tendance discernable qui s'étend sur les 100 dernières années. La dynamique des niveaux de l'eau à l'échelon du bassin qui est digne de mention au cours des 30 dernières années comprend toutefois une baisse importante à la fin de la décennie 1990 (Assel, Quinn et Sellinger, 2004), des niveaux moyens mensuels persistants qui atteignaient un plancher record (Gronewold et Stow, 2014) dans les lacs Supérieur (août et septembre 2007) et Michigan-Huron (décembre 2012 et janvier 2013), et des niveaux records dans les lacs Supérieur et Michigan-Huron entre janvier 2013 et décembre 2014 (Gronewold et coll., 2015). À la fin de l'année civile 2015, les niveaux d'eau moyens mensuels et annuels de tous les Grands Lacs atteignaient ou dépassaient les moyennes à long terme. Il est révélateur de signaler que les données sur le niveau d'eau des Grands Lacs remontent au XIX<sup>e</sup> siècle et que toute évaluation des tendances temporelles des niveaux d'eau dépend de la période choisie dans ce dossier historique. Pour les besoins du présent rapport, on a dégagé des tendances des niveaux d'eau annuels au cours des périodes les plus récentes de 5, 30 et 100 ans. Il est entendu et reconnu que l'on pourrait utiliser des périodes supplémentaires pour l'évaluation, et aussi que les tendances pourraient être différentes de celles qui sont présentées dans ce rapport d'évaluation.

### Évaluation lac par lac

#### Lac Supérieur

**Tendance :** 5 ans : À la hausse  
30 ans : À la baisse  
100 ans : À la baisse

**Justification :** Les niveaux d'eau moyens annuels et mensuels du lac Supérieur étaient très inférieurs à la moyenne à long terme établie entre la fin de la décennie 1990 et 2013. En 2013 et 2014, toutefois, les niveaux d'eau du lac Supérieur ont grimpé très rapidement et dépassent actuellement la moyenne à long terme. Même si les niveaux d'eau du lac Supérieur sont plus élevés qu'ils l'étaient à l'époque du rapport précédent sur la situation des Grands Lacs (SDGL), en raison du taux de variabilité annuelle au niveau des conditions climatiques et des cycles hydrologiques et régionaux qui peut être élevé, il est difficile de déterminer si l'on attend à ce que ces changements persistent à l'avenir.

#### Lac Michigan et Lac Huron

**Tendance :** 5 ans : Aucune tendance importante  
30 ans : À la baisse  
100 ans : Aucun changement important

**Justification :** Nota : Le lac Michigan et le lac Huron sont couramment considérés comme un seul système lacustre dans l'optique hydrologique à long terme et c'est pourquoi ils sont désignés collectivement par la mention lacs Michigan et Huron. Le niveau annuel moyen de l'eau des lacs Michigan et Huron et la moyenne mensuelle des niveaux sont en grande partie inférieurs à la moyenne à long terme établie entre la fin de la décennie 1990 et la fin de 2014. À la fin de 2014 et en 2015, toutefois (dans le contexte d'une montée qui s'est amorcée au début de 2013), les niveaux d'eau ont dépassé la moyenne à long terme. Même si les niveaux d'eau des lacs Michigan et Huron sont plus élevés à l'époque du rapport précédent sur la situation des Grands Lacs (SDGL), il est difficile de déterminer si ces changements persisteront à cause du taux de variabilité interannuelle des conditions climatiques et des cycles hydrologiques régionaux, qui pourrait être élevé.

#### Lac Érié

**Tendance :** 5 ans : Aucun changement important  
30 ans : À la baisse  
100 ans : À la hausse

**Justification** : Les moyennes mensuelles et annuelles des niveaux d'eau du lac Érié ont oscillé au-dessus et au-dessous de la moyenne à long terme au cours de la dernière décennie, notamment de 2011 à 2015. Les niveaux d'eau du lac Érié (contrairement aux conditions qui prévalaient pour les lacs Supérieur, Michigan et Huron) n'ont pas approché les plateaux annuels et mensuels records au cours de cette période. Il est révélateur de signaler toutefois que les niveaux d'eau du lac Érié ont grimpé de façon spectaculaire en 2011 (à la suite de la précipitation annuelle accrue générale) pour diminuer ensuite (à compter de novembre 2011) pendant 10 mois consécutifs – période continue de baisse du niveau mensuel moyen la plus longue dans l'histoire du lac Érié (Gronewold et Stow, 2013).

## Lac Ontario

**Tendance** : 5 ans : Aucun changement important

30 ans : Aucune tendance importante

100 ans : À la hausse

**Justification** : Les niveaux d'eau oscillent au-dessus et au-dessous des moyennes annuelles et mensuelles à long terme depuis 30 ans. La variabilité du niveau d'eau du lac Ontario ressent l'effet de la régularisation de ses débits et diminue en général depuis 50 ans (par rapport à la période qui a précédé la régularisation). La Commission mixte internationale (CMI) étudie périodiquement d'autres méthodes de gestion des débits sortants du lac Ontario afin d'aider à remettre en état les terres humides côtières du lac tout en établissant un équilibre avec d'autres facteurs liés à la planification de la gestion des ressources. La CMI a annoncé récemment l'adoption du « Plan 2014 ».

Autres échelles spatiales

Le présent rapport n'aborde pas les fluctuations du niveau de l'eau à des échelles spatiales plus fines (y compris les fluctuations du niveau du lac Sainte-Claire).

## Raison d'être du sous-indicateur

- Ce sous-indicateur sert à suivre les tendances saisonnières, annuelles et à long terme (c.-à-d. décennales) du niveau d'eau moyen de chacun des Grands Lacs.
- Le sous-indicateur des niveaux d'eau sert à appuyer la catégorie des changements climatiques, ainsi que l'objectif général n°9 de l'Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs (AQEGL) et les changements climatiques, la gestion de l'ensemble des lacs et les annexes de l'AQEGL qui portent sur l'habitat et les espèces.

## Objectif pour l'écosystème

Les fluctuations des niveaux d'eau ont depuis longtemps un effet sur les habitats des Grands Lacs et les communautés biologiques qui y sont associées. Les effets des changements des fluctuations du niveau d'eau sur les écosystèmes riverains (en particulier les terres humides côtières) sont très documentés et soulignent l'existence de liens supplémentaires importants (mais moins apparents) entre la réaction de l'écosystème, l'intervention humaine et les changements climatiques.

## État de l'écosystème

Les changements des niveaux d'eau des Grands Lacs se produisent sur toutes sortes d'échelles temporelles variant des fluctuations horaires à celles qui prennent des centaines, voire des milliers d'années. Les changements mensuels et annuels documentés depuis 150 ans découlent pour la plupart de changements du cycle hydrologique des Grands Lacs. Des facteurs naturels et anthropiques, de même que les tendances climatiques à long terme, jouent sur ces changements (Baedke et Thompson 2000; Booth et Jackson 2003). Les fluctuations des niveaux d'eau et des débits des chenaux connecteurs dans les Grands Lacs représentent des risques importants pour le bien-être économique, social et environnemental de la région des Grands Lacs. Les niveaux d'eau élevés peuvent causer des dommages importants à cause des inondations, de l'érosion, des débordements des ouvrages de protection des rives, de la disparition de plages et de terres récréatives, ainsi que de leurs retombées économiques et sociales, sans oublier la perte de terres humides. Les débits élevés des chenaux peuvent nuire à la navigation et accroître la sensibilité aux dommages causés par le vent et les vagues. Les bas niveaux d'eau peuvent obliger à draguer davantage, empiéter sur l'aménagement des littoraux, exposer des vasières, miner la protection des rives, entraîner la disparition de services de marina et de l'accès aux installations de lancement d'embarcations, poser des risques pour l'infrastructure

d'approvisionnement en eau et la qualité des eaux littorales, sans oublier les effets sur l'écosystème (p. ex., l'isolement du poisson de son habitat de ponte ou l'enclavement de terres humides). Du point de vue écologique, les fluctuations à court et à long terme du niveau des lacs jouent un rôle crucial dans le maintien d'habitats côtiers en santé, en particulier des terres humides côtières. Les changements spectaculaires ou de longue durée et soutenus peuvent toutefois dégrader les habitats côtiers.

Le résumé qui suit rend compte de tous les facteurs qui ont une incidence sur l'équilibre hydrique des Grands Lacs (Neff et Killian, 2003) et, finalement, les niveaux d'eau, et présentent une discussion limitée sur l'historique et la variabilité des niveaux d'eau.

Les facteurs naturels associés aux variations à long terme des niveaux d'eau dans les Grands Lacs comprennent des phénomènes environnementaux qui contribuent au débit entrant, au débit sortant et au stockage dans le système. À l'intérieur de vastes échelles, les débits entrants et sortants d'eau dépendent de changements d'origine climatique qui ont une incidence sur les éléments constituant le cycle hydrologique, composantes qui comprennent les précipitations dans le lac, le ruissellement, l'évaporation et les débits des chenaux connecteurs (c.-à-d. les débits entrants et sortants de chaque lac qui passent par le chenal connecteur amont et aval). Même s'ils apportent une contribution importante au cycle de l'eau, les débits d'eau souterraine ne constituent pas un élément important de la variabilité des niveaux d'eau par rapport aux précipitations, au ruissellement et à l'évaporation (Piggott et coll., 2007).

Un autre facteur naturel a une incidence sur les niveaux d'eau, soit l'ajustement isostatique glaciaire (AIG), qui représente la réponse de la croûte terrestre à la disparition du poids des dernières couches de glace glaciaires qui sont passées par le secteur (Wilcox et coll., 2007; EIGLA, 2009). Contrairement aux facteurs hydrologiques, l'incidence de l'AIG sur les niveaux d'eau varie d'un endroit à l'autre autour du même lac. À certains endroits, les niveaux d'eau semblent monter à cause de l'AIG, tandis qu'ils semblent reculer ailleurs sur le même lac. Le phénomène a des répercussions sur l'analyse des données historiques relatives aux niveaux d'eau à un endroit en particulier.

La régularisation des débits du lac Supérieur et du lac Ontario vise à lisser les pics et les creux (Wilcox et coll., 2007). Les niveaux d'eau du lac Supérieur sont régularisés depuis 1916. Dans 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 sa responsabilité de régulariser les débits du lac Supérieur. Le Conseil de contrôle a établi un plan de régularisation révisé à plusieurs reprises. Le plan en vigueur inclut le concept de l'établissement des niveaux du lac Supérieur et des lacs Michigan-Huron.

Lorsque la CMI a approuvé le projet d'aménagement hydroélectrique à Cornwall (Ontario) et à Massena, dans l'État de New York, en vertu de l'ordonnance d'approbation de 1952, le débit sortant du lac Ontario a commencé à être régularisé. Le premier plan de régularisation est entré en vigueur en 1960. Il a été démontré que le lissage subséquent de la variabilité des niveaux d'eau du lac Ontario avait diminué la diversité végétale des terres humides et les habitats qu'elle supporte (Conseil de l'étude LOSFL, 2006).

La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis et le Service hydrographique du Canada (SHC) mesurent les niveaux d'eau à plusieurs endroits le long de la rive des Grands Lacs (SHC, 2008). Plusieurs stations hydrométriques du réseau actuel de stations multiples sont en service depuis 1918 seulement tandis que dans d'autres cas, les dossiers (dont certains sont moins fiables) remontent à la décennie 1840.

### Situation et tendances des niveaux d'eau dans les lacs

Les hydrographes de la figure 1 indiquant les niveaux enregistrés d'eau dans les lacs montrent des caractéristiques semblables d'intérêt (Wilcox et coll., 2007). En général, les niveaux ont été plus élevés à la fin de la décennie 1920, au milieu de la décennie 1950 et du début de la décennie 1970 jusqu'au milieu de celle des années 1990. On a enregistré des périodes marquées de bas niveaux d'eau dans les lacs au milieu des décennies 1920, 1930 et 1960 (Wilcox et coll. 2007). Même s'ils sont moins bien documentés, on a enregistré des bas niveaux à la fin de la décennie 1890 et une longue période de niveaux élevés a suivi.

D'après les dossiers historiques illustrés à la figure 1, les niveaux d'eau des lacs semblent osciller à l'intérieur d'une plage, mais les archives préhistoriques indiquent une plage qui a peut-être été plus étendue (Brown et coll., 2012).

Il règne une incertitude importante au sujet de la façon dont les changements climatiques, et en particulier ceux des précipitations et de l'évaporation, peuvent avoir une incidence sur l'approvisionnement en eau et les niveaux d'eau

du bassin et des débits sortants dans la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. Les modèles climatiques actuels à la fine pointe de la technologie indiquent que les niveaux d'eau se situeront probablement au-dessus et au-dessous des moyennes à long terme à l'avenir, mais qu'il n'y a pas d'éléments de preuve solides indiquant un changement marqué de la moyenne à long terme.

## Liens

- Les sous-indicateurs des terres humides côtières (Invertébrés des milieux humides côtiers, Poissons des milieux humides côtiers, Oiseaux des milieux humides côtiers, Amphibiens des milieux humides côtiers, Végétaux des milieux humides côtiers et Milieux humides côtiers : Étendue et composition) ont un effet majeur sur les terres humides côtières sans digue et jouent un rôle fondamental dans toute analyse des tendances des changements des terres humides.
- Phytoplancton, Zooplancton, Benthos, *Diporeia*, poisson-proie, touladi, doré jaune, esturgeon de lac et oiseaux aquatiques coloniaux et piscivores
- Couverture de glace
- Température des eaux de surface

## Commentaires des auteurs

Les auteurs sont d'accord avec ceux de rapports antérieurs sur la situation des Grands Lacs (aussi appelés rapports de la CÉÉGL) selon lesquels on voudra peut-être viser avant tout, au cours des cycles futurs supplémentaires de déclaration, les liens clairs entre la variabilité des niveaux d'eau et la réaction de l'écosystème. Compte tenu des tendances des niveaux au cours des dix dernières années, il semble qu'il pourrait y avoir une occasion importante d'améliorer cette compréhension si des données écologiques deviennent disponibles et quand elles le deviendront.

## Évaluation de la qualité des données

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

## Remerciements

Auteurs :

Andrew Gronewold, National Oceanic and Atmospheric Administration Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, Michigan

Collaborateurs :

Wendy Leger, Environnement et Changement climatique Canada  
Jacob Bruxer, Environnement et Changement climatique Canada

John Allis, U.S. Army Corps of Engineers

Keith Kompoltowicz, U.S. Army Corps of Engineers

Tim Hunter, National Oceanic and Atmospheric Administration, Great Lakes Environmental Research Laboratory

Joseph Smith, Cooperative Institute for Limnology and Ecosystems Research, National Oceanic and Atmospheric Administration,

Anne Clites, National Oceanic and Atmospheric Administration, Great Lakes Environmental Research Laboratory

Derrick Beach, Environnement et Changement climatique Canada

## **Sources d'information**

Assel, R. A., Quinn, F. H. et Sellinger, C. E. (2004). Hydroclimatic factors of the recent record drop in Laurentian Great Lakes water levels. *BAMS*, 85(8), 1143-1151.

Baedke, S. J. et Thompson, T. A. (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 Jackson, S. T. (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? Produit pour l'International Upper Great Lakes Study Adaptive Management Technical Work Group. 31 mars 2011.

Donahue, M. (2011). An Institutional/Governance Analysis for Implementing a Non-regulation Adaptive Response to Water Level Related Impacts. Produit pour l'International Upper Great Lakes Study Adaptive Management Technical Work Group.

Gronewold, A. D. et Stow, C. A. (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 Stow, C. A. (2014). Water loss from the Great Lakes. *Science*, 343(6175), 1084-1085.

Gronewold, A. D., Clites, A., Bruxer, J., Kompoltowicz, K., Smith, J., Hunter, T. et coll. (2015). Water levels surge on Great Lakes. *EOS*, , 96(6), 14-17.

Étude internationale des Grands Lacs d'amont (2009). Impacts on Upper Great Lakes Water Levels: St. Clair River. Rapport final à la Commission mixte internationale, décembre 2009.

Étude internationale des Grands Lacs d'amont (2012). *Lake Superior Regulation: Addressing Uncertainty in Upper Great Lakes Water Levels*. Rapport final à la Commission mixte internationale, mars 2012.

Conseil de l'étude internationale du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent (LOFSL) (2006). Options for Managing Lake Ontario and St. Lawrence River Water Levels and Flows. Rapport final à la Commission mixte internationale, mars 2006.

Lenters, J. (2004). Trends in the Lake Superior water budget since 1948: a weakening seasonal cycle. *Journal of Great Lakes Research*, 20-40.

Neff, B.P. et Killian, J.R., 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 et coll. 2007

Quinn, F. et Edstrom, J. (2000). Great Lakes diversions and other removals. Canadian Water Resources Journal, 25(2), 125-151.

Wilcox, D.A, Thompson, T.A., Booth, R.K. et Nicholas, J.R., 2007, Lake-level variability and water availability in the Great Lakes: U.S. Geological Survey Circular 1311, 25 p.

## Liste des Figures

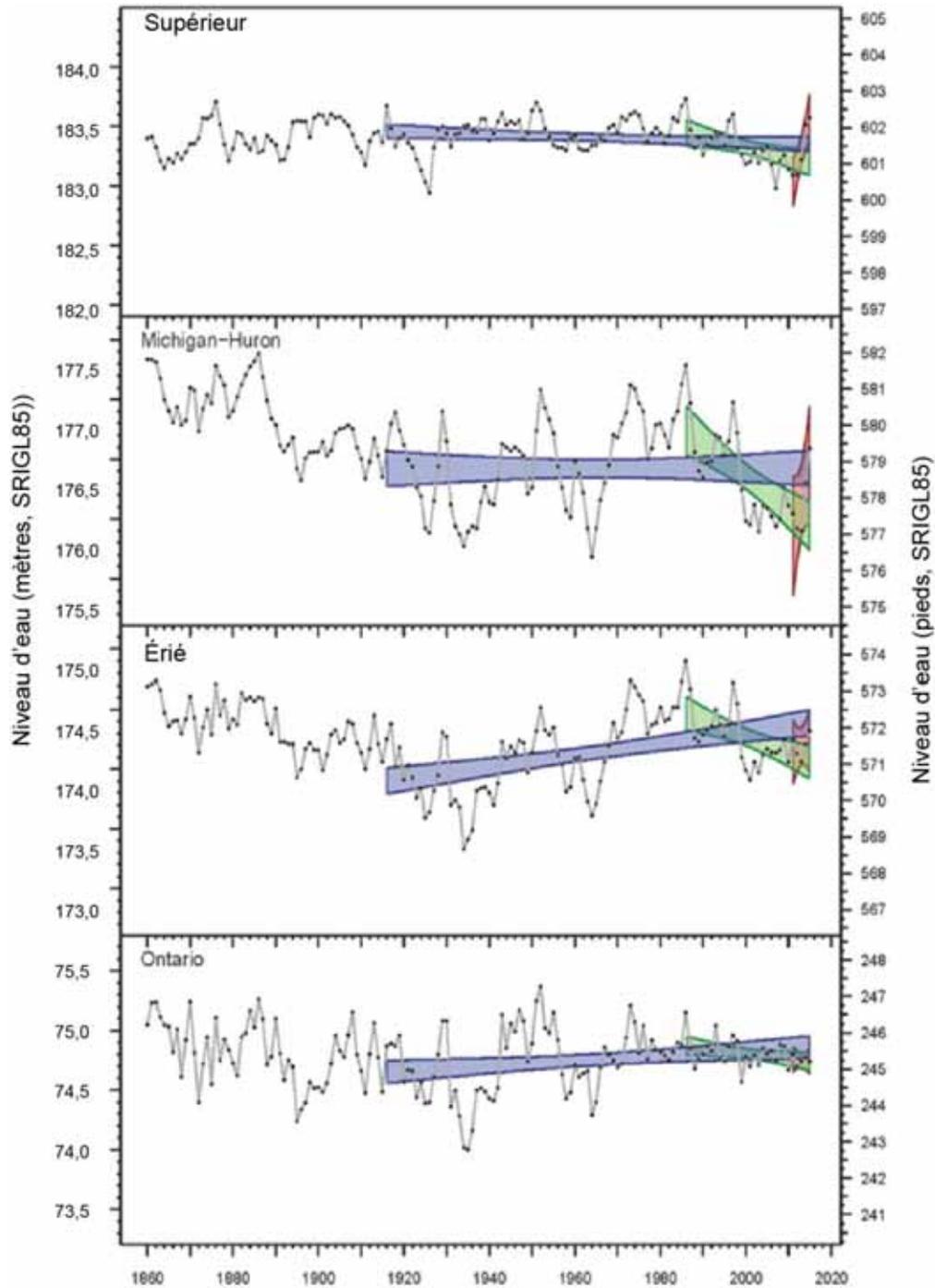
**Figure 1.** Niveaux d'eau dans les Grands Lacs. Le rouge représente une tendance sur cinq ans, le vert, une tendance sur 30 ans et le bleu, une tendance sur 100 ans.

Sources : NOAA-GLERL

## Dernière mise à jour

*État des Grands Lacs 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**Figure 1.** Niveaux d'eau dans les Grands Lacs. Le rouge représente une tendance sur cinq ans, le vert, une tendance sur 30 ans et le bleu, une tendance sur 100 ans.  
Sources : NOAA-GLERL



## Sous-indicateur : Débit de base attribuable à l'écoulement souterrain

### Évaluation globale

Tendance : 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.

### 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 influencer 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 ».

### État de l'écosystème

#### 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.

## 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 1<sup>er</sup> 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 extrait. Par exemple, l'indice de 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 différer 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).

## 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.

## Évaluation de la qualité des données

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

### Remerciements

Auteurs :

Norman Grannemann, United States Geological Survey, [nggranne@usgs.gov](mailto:nggranne@usgs.gov).

Howard Reeves, United States Geological Survey, [hwreeves@usgs.gov](mailto:hwreeves@usgs.gov).

Jared Trost, United States Geological Survey, [jtrost@usgs.gov](mailto: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 from 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/](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 2017, Rapport technique*

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017

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

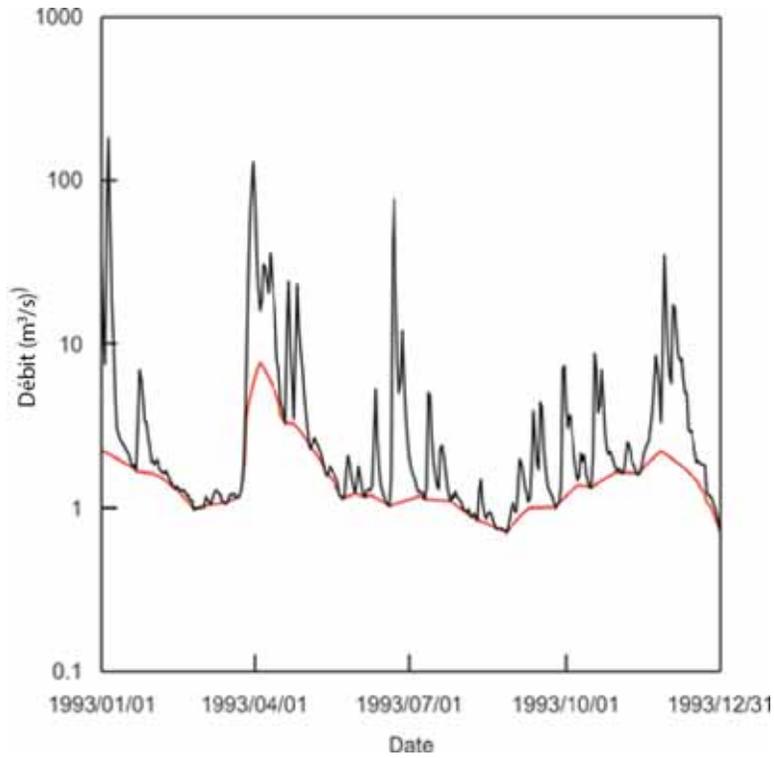
**Table 1.** Comparaison de l'indice de débit de base pour 227 fluviomètres avec au moins l'équivalent de trois années consécutives de données sur l'écoulement fluvial quotidien lors de deux périodes : avant 2005 et de 2005 à 2013. Les fluviomètres se trouvent tous dans la partie américaine du bassin 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

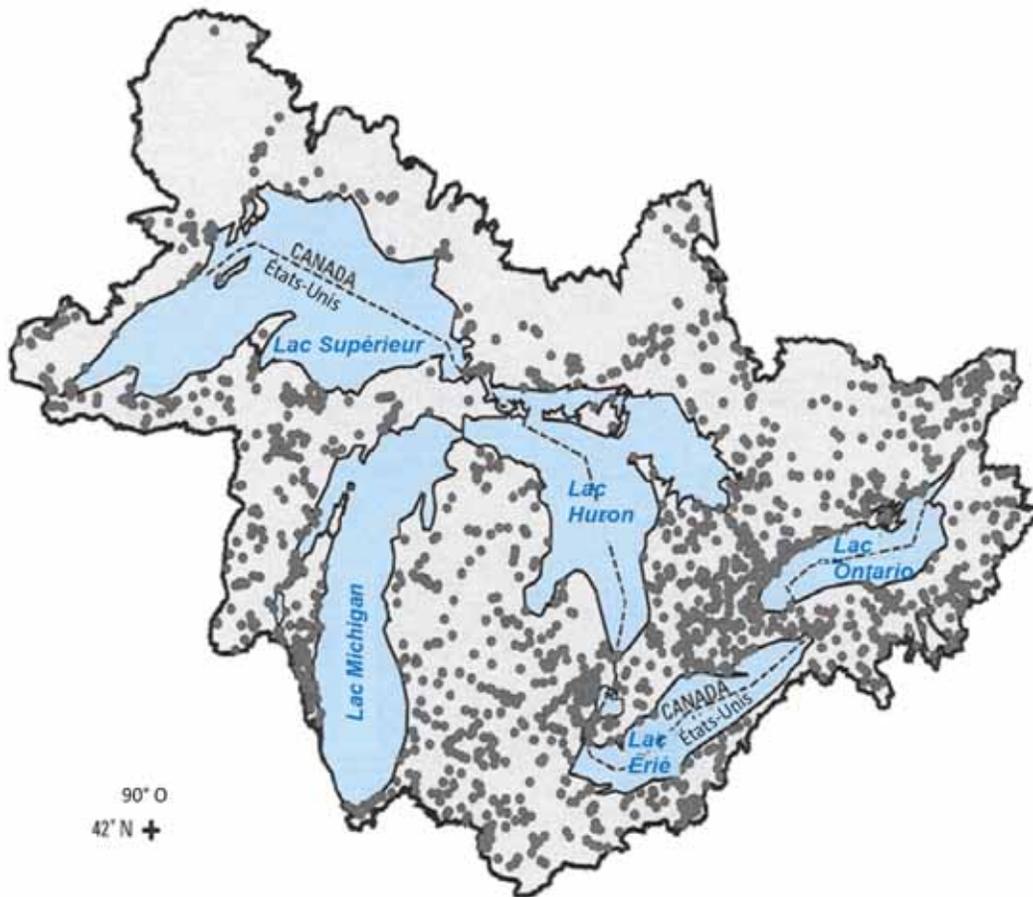
**Table 2.** Nombre de fluviomètres (regroupés selon l'ampleur du changement) pour lesquels les cinq méthodes de décomposition de l'indice de débit de base ont indiqué soit une augmentation, soit une diminution de l'indice de débit de base, d'avant 2005 jusqu'en 2005-2013. Les changements correspondent 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.

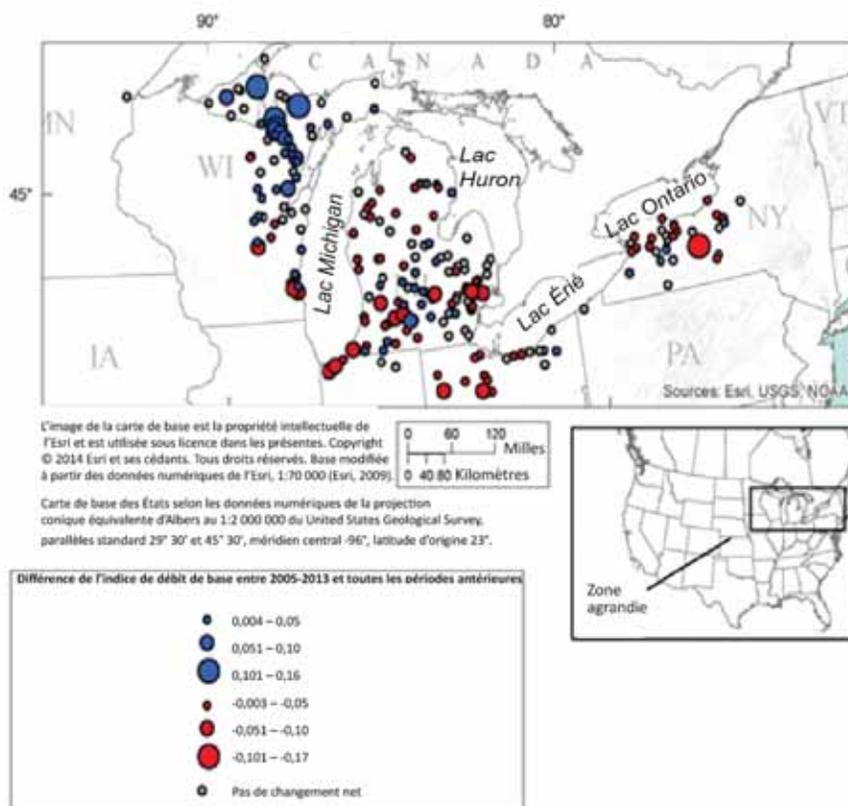
Source: Environnement et Changement climatique Canada et USGS.



**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).

# ÉTAT DES GRANDS LACS 2017



**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.

## 6. Conclusion et tableau sommaire des évaluations globales

L'évaluation globale des conditions de l'écosystème des Grands Lacs est passable et la tendance est inchangée depuis la dernière évaluation en 2011. D'importants progrès ont été réalisés quant à la réduction du taux de produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs puis les 40 dernières années. Toutefois, des défis sont toujours présents, dont la charge excessive d'éléments nutritifs dans le lac Érié et dans d'autres zones littorales des Grands Lacs, qui contribuent à la formation d'algues toxiques et nuisibles. Et, bien que l'introduction dans les Grands Lacs de nouvelles espèces envahissantes ait diminué, la propagation et les effets des espèces envahissantes déjà présentes dans les lacs ont des conséquences importantes pour l'écosystème. La présente évaluation globale s'appuie sur les neuf indicateurs fondés sur des données scientifiques qui évaluent la qualité de l'eau et la santé de l'écosystème. L'évaluation tient également compte des tendances relatives au climat (voir le tableau ci-dessous). De plus, 44 sous-indicateurs appuient les neuf indicateurs utilisés pour déterminer l'état des Grands Lacs dans le cadre des rapports et servent à mesurer les progrès vis-à-vis des neuf objectifs généraux de l'Accord.

Indicateur	Sous-indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario	L'évaluation globale
Eau Potable	Eau potable traitée	Aucun lac n'a été évalué de manière isolée L'évaluation du bassin des Grands Lacs est <b>bonne et inchangée</b>					Bon et Inchangée
	Plages	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Se détériore	Inchangée	Passable à Bon et Inchangée
Consommation de poissons	Contaminants dans le poisson comestible	Inchangée	S'améliore	Inchangée	Se détériore	S'améliore	Passable et Inchangée
Produits chimiques toxiques	Concentrations chimiques toxiques	S'améliore	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Passable et Inchangée à S'améliore
	Produits chimiques toxiques dans les sédiments	Inchangée	Inchangée	Inchangée	S'améliore	S'améliore	
	Produits chimiques toxiques dans les poissons entiers des Grands Lacs	Inchangée	S'améliore	Inchangée	Inchangée	S'améliore	
	Substances chimiques toxiques dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs	S'améliore	S'améliore	S'améliore	Inchangée	Inchangée	
	Dépôt atmosphérique de substances chimiques toxiques	Aucun lac n'a été de manière isolée L'évaluation globale pour le bassin des Grands Lacs est <b>passable et en amélioration</b>					
Habitat et espèces	Amphibiens des terres humides côtières	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Passable et Inchangée
	Oiseaux des terres humides côtières	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Se détériore	S'améliore	
	Poissons des milieux humides côtiers	Aucun lac n'a été de manière isolée L'évaluation globale pour le bassin des Grands Lacs est <b>passable et en amélioration</b>					
	Invertébrés des terres humides côtières	Aucun lac n'a été de manière isolée L'évaluation globale pour le bassin des Grands Lacs est <b>passable et en détérioration</b>					
	Végétaux des terres humides côtières	Indéterminée	Indéterminée	Se détériore	Se détériore	Inchangée	
	Milieux humides côtiers : échelle et composition	Aucun lac n'a été de manière isolée L'évaluation globale pour le bassin des Grands Lacs est <b>indéterminée</b>					
	Connectivité des habitats aquatiques	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore	
	Phytoplancton	Inchangée	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Inchangée	
	Zooplancton	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	
	Benthos	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Se détériore	Inchangée	
	Diporeia	Inchangée	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore	
	Poissons-proies	Inchangée	Se détériore	Indéterminée	S'améliore	Se détériore	
	Esturgeon jaune	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore	
Doré jaune	Inchangée	Inchangée	Inchangée	S'améliore	Inchangée		
Touladi	Inchangée	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore		
Oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux ichtyophages	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée		
Éléments nutritifs et algues	Éléments nutritifs dans les lacs	Inchangée	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Passable et Inchangée à Se détériore
	Cladophora	Inchangée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	
	Efflorescences algales nuisibles	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Se détériore	Se détériore	
Espèces envahissantes	Qualité de l'eau des affluents	Inchangée	Indéterminée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Médiocre et Se détériore
	Impacts d'Espèces aquatiques envahissantes	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore	
	Moules de la famille des Dreissenidés	Inchangée	Se détériore	Se détériore	S'améliore	Se détériore	
Eaux souterraines	Grande lamproie marine	S'améliore	S'améliore	S'améliore	S'améliore	Inchangée	Passable et Indéterminée
	Espèces terrestres envahissantes	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore	Se détériore	
Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques	Qualité des eaux souterraines	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Passable et Inchangée
	Couvert forestier	Inchangée	Inchangée	Inchangée	S'améliore	Se détériore	
	Couverture terrestre	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	
	Facteurs de stress associés aux bassins versants	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	Inchangée	
	Durcissement des rives	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Se détériore	
Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques	Instabilité des affluents	Aucun lac n'a été de manière isolée La tendance pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs est <b>inchangée</b>					Aucune évaluation globale
	Population humaine	Diminution	À la hausse	À la hausse	À la hausse	À la hausse	
	Quantités de précipitations dans le bassin des Grands Lacs (1948-2015)	Aucun lac n'a été de manière isolée La tendance pour l'ensemble du bassin des Grands Lacs est <b>↑</b>					
	Température des eaux de surface (1979/1980-2014)	↑	↑	↑	Indéterminée	Indéterminée	
	Couverture de glace (1973-2015)	↓	↓	↓	↓	↓	
Répercussions sur le bassin versant et tendances climatiques	Niveaux d'eau (1985-2015)	↓	↓	↓	↓	Aucun changement significatif	Aucune évaluation globale
	Débit de base attribuable à l'écoulement souterrain	Aucun lac n'a été de manière isolée La tendance pour le bassin des Grands Lacs est <b>indéterminée</b>					

État : BON PASSABLE MÉDIocre INDÉTERMINÉ

## 7. Remerciements

Les remerciements s'adressent à toutes les personnes qui ont participé aux rapports figurant dans les documents *État des Grands Lacs 2017*.

Équipe de préparation du document *État des Grands Lacs 2017* :

### Environnement et Changement climatique Canada

Nancy Stadler-Salt, responsable  
Stacey Cherwaty-Pergentile  
Jennifer Collingswood  
Lucas Van Landschoot

### United States Environmental Protection Agency

Jacqueline Adams, responsable  
Todd Nettesheim  
Karen Rodriguez  
Paul Horvatin  
Kristin TePas (Sea Grant)  
Meg Corcoran (ORISE)  
Kathryn Meyer (ORISE)

Le présent rapport contient des contributions de centaines d'auteurs, de contributeurs et de réviseurs quant aux rapports sur les sous-indicateurs ainsi qu'aux évaluations des indicateurs. Nous sommes sincèrement reconnaissants du travail que ces personnes ont accompli. Le temps et les efforts bénévoles déployés pour colliger et évaluer les données et présenter les conditions des composants de l'écosystème des Grands Lacs reflètent tout leur dévouement et leur coopération professionnelle.

Les noms des auteurs et des contributeurs sont indiqués à la fin de leurs parties respectives du rapport. Nous reconnaissons la participation des organisations suivantes à titre d'auteurs et de membres du groupe de travail chargé des rapports et des indicateurs écosystémiques, dont les conseils précieux et le soutien ont contribué au perfectionnement des produits ayant servi à l'élaboration des documents sur l'*État des Grands Lacs 2017*.



## Annexe 1 – Évaluation de la qualité des données

Par les conférences biennales et le rapport sur l'État des Grands Lacs (le rapport technique, les points saillants et les sommaires), les organisateurs de la CÉÉGL cherchent à diffuser l'information de la plus grande qualité disponible à un vaste éventail de gestionnaires de l'environnement, de décideurs, de scientifiques et d'autres membres du public intéressés.

L'importance de la disponibilité de données fiables et utiles est implicite dans le processus de la CÉÉGL.

Pour s'assurer que les données et l'information rendues disponibles au public par les organismes fédéraux respectent une norme fondamentale d'objectivité, d'utilité et d'intégrité, le U.S. Office of Management and Budget a publié une série de lignes directrices en 2002 (OMB 2002). Par la suite, d'autres organismes fédéraux américains ont publié leurs lignes directrices pour mettre en oeuvre les politiques de l'OMB. Selon les lignes directrices publiées par la U.S. Environmental Protection Agency (E.S. EPA 2002), l'information doit être exacte, fiable, impartiale et sans compromis par la corruption ou la falsification.

Voici d'autres facteurs d'évaluation (U.S. EPA 2003) qui sont généralement pris en compte pour évaluer la qualité et la pertinence des données scientifiques et techniques :

- Validité – La convenance à l'application prévue des procédures, mesures, méthodes ou modèles scientifiques et techniques employés pour produire l'information et la compatibilité de ces derniers avec cette application.
- Applicabilité et utilité – La pertinence de l'information pour l'usage prévu.
- Clarté et intégrité – La clarté et l'exhaustivité de la consignation des données, hypothèses, méthodes, mesures d'assurance de la qualité, organisations parraines et analyses employées pour produire l'information.
- Incertitude et variabilité – L'évaluation et la caractérisation de la variabilité et l'incertitude (quantitatives et qualitatives) de l'information, ou des procédures, mesures, méthodes ou modèles.
- Évaluation et examen – La vérification indépendante, la validation et l'examen par les pairs de l'information, ou des procédures, mesures, méthodes ou modèles.

Reconnaissant la nécessité d'intégrer plus officiellement les préoccupations sur la qualité des données dans le processus de la CÉÉGL, les organisateurs de la CÉÉGL ont élaboré un plan de projet d'assurance de la qualité (PPAQ). Le PPAQ reconnaît que, comme entité, la CÉÉGL ne mesure pas directement les paramètres environnementaux ou socio-économiques. Les données existantes sont fournies par les organismes fédéraux, étatiques, provinciaux et non gouvernementaux voués à la protection de l'environnement et des ressources naturelles, ainsi que d'autres organisations engagées dans la surveillance des Grands Lacs. D'autres sources de données peuvent inclure les gouvernements locaux, les organismes de planification et la documentation scientifique publiée.

Par conséquent, la CÉÉGL compte sur la qualité des ensembles de données fournis par d'autres. Les ensembles de données acceptables pour les rapports sur les indicateurs auront, parmi d'autres, les caractéristiques suivantes :

- Les données sont documentées, validées, et leur qualité est assurée par un organisme reconnu ou une organisation reconnue.
- Les données sont rattachables à des sources originales.
- La source des données est un fournisseur connu, fiable et respecté.
- La couverture géographique et l'échelle des données sont appropriées au bassin des Grands Lacs.
- Les données obtenues de sources américaines sont comparables aux données canadiennes.

Autres considérations :

- Un manque de disponibilité de données doit être signalé si des ensembles de données ne sont pas disponibles pour certaines régions géographiques ou s'ils sont insuffisamment détaillés pour servir aux fins de l'évaluation d'un indicateur en particulier.
- Les données devraient être évaluées quant à la possibilité de les intégrer aux rapports sur les indicateurs. Une attention devrait être accordée aux contraintes budgétaires entourant l'acquisition des données, le type et le format des données, le temps requis pour convertir les données en une forme utilisable et la fréquence de la collecte de types de données en particulier.

La CÉÉGL compte sur un système d'information distribué dans lequel les données résident chez les fournisseurs originaux. Bien que les données présentées par la CÉÉGL ne soient pas centralisées, des liens clairs pour accéder aux données ou joindre les auteurs des indicateurs sont fournis. Les auteurs exercent la responsabilité principale de s'assurer que les données utilisées sont adéquates pour l'établissement de rapports sur les indicateurs. Toutefois, les utilisateurs de l'information des indicateurs doivent évaluer l'utilité et la pertinence des données pour leurs propres applications et ils sont encouragés à communiquer avec les auteurs s'ils ont des questions ou des préoccupations.

## Annexe 2 – Définitions de l'état et des tendances pour les rapports sur l'État des Grands Lacs 2017

Le texte ci-dessous présente les définitions génériques des termes utilisés pour évaluer les indicateurs et les sous-indicateurs dans la série. Le langage précis pour ces termes est inclus dans chaque rapport complet des sous-indicateurs, compris au chapitre 5 du présent document.

Termes relatifs à l'ÉTAT	
BON	La condition de la majorité des composants de l'écosystème est acceptable.
PASSABLE	La condition de certains des composants de l'écosystème est, somme toute, acceptable.
MÉDIOCRE	La condition de très peu ou d'aucun des composants de l'écosystème n'est pas acceptable.
INDÉTERMINÉ	Les données ne sont pas disponibles ou sont insuffisantes pour évaluer la condition des composantes de l'écosystème.

Termes relatifs à la TENDANCE	
S'AMÉLIORE	Les mesures indiquent une évolution vers une condition plus acceptable.
INCHANGÉ	Les mesures n'indiquent en général aucune évolution de la condition.
SE DÉTÉRIORE	Les mesures indiquent une évolution vers une condition qui n'est pas acceptable.
INDÉTERMINÉ	Les mesures n'indiquent pas une tendance globale nette, ou les données ne sont pas disponibles pour établir une tendance.

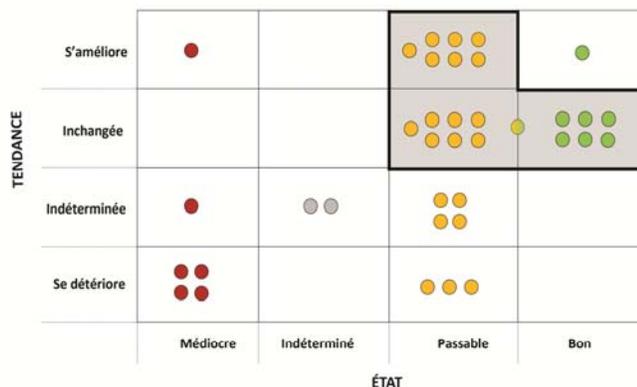
Dans le rapport, l'information sur le climat n'est pas évaluée de la même façon que les autres indicateurs. Par exemple, l'écosystème s'est adapté aux fluctuations du niveau des eaux et a besoin de ces niveaux élevés ou bas, et l'une ou l'autre de ces conditions ne peut être évaluée comme « Bon » ou « Passable ». Toutefois, un niveau élevé ou bas des eaux pendant une période prolongée peut causer un stress à l'écosystème. C'est pourquoi les tendances relatives au climat sont évaluées simplement comme « S'améliore », « Inchangé » ou « Se détériore » au cours d'une période donnée. En plus des sous-indicateurs des tendances relatives au climat, deux autres sous-indicateurs sont évalués au moyen de l'analyse de la tendance indiquée dans les présentes, soit « Instabilité des affluents » et « Population humaine », pour la même raison que celle notée ci-dessus, c'est-à-dire que l'instabilité des affluents et la population humaine ne peuvent être évaluées comme « Bon » ou « Passable ».

S'AMÉLIORE	La mesure de l'indicateur est à la hausse.
SE DÉTÉRIORE	La mesure de l'indicateur est à la baisse.
INCHANGÉ	La mesure de l'indicateur n'a pas changé au fil du temps.
INDÉTERMINÉ	Les données ne sont pas disponibles à des fins de rapport pour une tendance donnée.

## Annexe 3 – Suivi des progrès : Un point de vue différent

Le résultat de l'évaluation globale des Grands Lacs est **Passable** et **Inchangé**; par contre, les évaluations des sous-indicateurs peuvent être réorganisées de façon à montrer que la plupart des résultats se situent à mi-chemin entre « Passable » et « S'améliore », entre « Passable » et « Inchangé » et entre « Bon » et « Inchangé ».

Cette nouvelle manière de résumer l'information offre une autre façon de suivre les progrès. L'objectif est que davantage de sous-indicateurs se situent dans la zone supérieure droite du graphique. Noter que l'image inclut les évaluations de 37 sous-indicateurs seulement, étant donné que les 7 autres ne sont pas évalués de la même façon.



## Annexe 4 – Acronymes et abréviations

### Agences et organisations

AASRO – Association pour l’amélioration des sols et des récoltes de l’Ontario  
 ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry  
 CAMNet – Canadian Atmospheric Mercury Network/Réseau canadien de surveillance du mercure dans l’atmosphère  
 CCFM – Conseil canadien des ministres des forêts  
 CCME – Conseil canadien des ministres de l’environnement  
 CDC – Center for Disease Control (U.S.)  
 CHS – Service hydrographique du Canada  
 CIS – Service canadien des glaces  
 CMI – Commission mixte international (IJC)  
 CMI-CWF – Clean Michigan Initiative-Clean Water Fund  
 CORA – Chippewa Ottawa Resource Authority  
 CPGL – la Commission des pêcheries des Grands Lacs  
 DFO – Pêches et Océans Canada  
 SCF – Service canadien de la faune  
 MPO – Ministère des Pêches et des Océans Canada  
 EC – Environnement et Changement Climatique Canada  
 ECCC – Environnement et Changement Climatique Canada  
 ECO – Environmental Careers Organization  
 EDDMapS – Early Detection & Distribution Mapping System  
 EIA – Energy Information Administration (U.S.)  
 FMN – Fonds mondial pour la nature (Canada)  
 GLATOS – système d’observation par télémétrie acoustique des Grands Lacs  
 GLBET – Great Lakes Basin Ecosystem Team (USFWS)  
 GLC – Commission des Grands Lacs  
 GLCWC Consortium des zones humides côtières des grands lacs  
 GLFC – Commission des pêches des grands lacs  
 GLNPO – Bureau national du programme des Grands Lacs  
 ICDE – Indicateurs canadiens de durabilité de l’environnement  
 LSSU – Lake Superior State University  
 MAAARO – Ministère de l’Agriculture, de l’Alimentation et des Affaires rurales de l’Ontario  
 MAAO – Ministère de l’Agriculture et de l’Alimentation de l’Ontario (maintenant MAAARO)  
 MDEQ – Michigan Department of Environmental Quality  
 MDNR – Michigan Department of Natural Resources  
 MEO – Ministère de l’Environnement de l’Ontario  
 MRNO – Ministère des Richesses naturelles de l’Ontario  
 NDBC – Centre national de bouées de données  
 NHEERL – National Health & Environmental Effects Research Laboratory (U.S. EPA)  
 NISC – National Invasive Species Council  
 NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration  
 NRCS – Natural Resources Conservation Service (USDA)  
 NRRI – Natural Resources Research Institute (University of Minnesota – Duluth)  
 NYSDEC – New York State Department of Environmental Conservation  
 NYSOGS – New York State Office of General services  
 ODNR – Ohio Department of Natural Resources  
 ODW – Ohio Division of Wildlife  
 OGS – Commission géologique de l’Ontario  
 OIPIS – Ontario Invasive Plant Information System  
 OMS – Organisation mondiale de la santé  
 ORISE – Oak Ridge Institute for Science and Education  
 PDEP – Pennsylvania Department of Environmental Protection

PSMGL – Programme de surveillance des marais des Grands Lacs  
 RÉSÉ – Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques (EMAN)  
 REMAP – Regional Environmental Monitoring and Assessment Program (U.S.)  
 RNCAN – Ressources naturelles Canada  
 RNSPA – Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (ECCC)  
 RPCQE – Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau  
 STC – Standing Technical Committee  
 TNC – Conservation de la nature  
 UICN – Union internationale pour la conservation de la nature  
 UKIH – United Kingdom Institute of Hydrology  
 USACE – United States Army Corp of Engineers  
 USDA – U.S. Department of Agriculture  
 U.S. EPA – U.S. Environmental Protection Agency  
 USFDA – U.S. Food and Drug Administration  
 USFWS – U.S. Fish and Wildlife Service  
 USFS – U.S. Forest Service  
 USGS – U.S. Geological Survey  
 WBCSD – World Business Council for Sustainable Development  
 WDNR – Wisconsin Department of Natural Resources  
 WiDPH – Wisconsin Department of Public Health

## **Unités de mesure**

C – Celsius  
 Cfu – colony forming units  
 cm – centimètre,  $10^{-2}$  mètres  
 Chl *a* – phytoplankton biomass  
 F – Fahrenheit  
 fg – femptogramme,  $10^{-15}$  gramme  
 g Dw  $m^{-2}$  – grams dry weight  
 g  $m^{-2}$  – grams per metre squared (areal biomass)  
 pi – pied (système anglais)  
 ha – hectare, 10 000 mètres carrés, 2,47 acres  
 lb – livre (système anglais)  
 kg – kilogramme, 1000 grammes, 2,2 livres  
 km – kilomètre, 0.62 milles  
 kt – kilotonne (anglaise): 2 x 10<sup>6</sup> livres; kilotonne métrique: 106 kg, 2,2 x 10<sup>6</sup> livres  
 kWh – kilowatt-heure  
 m – mètre  
 mg – milligramme,  $10^{-3}$  gramme  
 mg  $m^{-3}$  – volumetric biomass  
 mg/kg – milligramme par kilogramme, partie par million  
 mg/l – milligramme par litre  
 ml – millilitre,  $10^{-3}$  litre  
 mm – millimètre,  $10^{-3}$  mètre  
 MWh – mégawatt-heure  
 ng – nanogramme,  $10^{-9}$  gramme  
 ng/g – nanogramme par gramme, partie par milliard  
 ng/g dw – nanogram per gram, dry weight  
 ng/l – nanogramme par litre  
 pg – picogramme,  $10^{-12}$  gramme  
 pg/ $m^3$  – picogramme par mètre cube  
 pH – par hydrogène (unité d'acidité)  
 ppb – partie par milliard  
 ppm – partie par million

tonne – tonne anglaise, 2 000 lb  
 tonne – tonne métrique, 1 000 kg, 2 200 lb  
 $\mu\text{g}$  – microgramme,  $10^{-6}$  gramme  
 $\mu\text{g/g}$  – microgramme par gramme, partie par million  
 $\mu\text{g/l}$  – microgramme par litre  
 $\mu\text{g/m}^3$  – microgramme par mètre cube  
 $\mu\text{m}$  – micromètre, micron,  $10^{-6}$  mètre

Imperial → Metric
1 inch = 2.54 centimeters (centimetres)
1 gallon = 3.8 liters (litres)
1 ounce = 28.35 grams
1 fluid ounce = 29.57 milliliters (millilitres)
1 mile = 1.6 kilometers (kilometres)
1 pound = 0.45 kilogram (450 grams)
1 Fahrenheit = -17.21 Celsius

## Produits chimiques

2,4-D – 2,4-dichlorophenoxyacetic acid  
 2,4,5-T – 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid  
 ATE—ally-2,4,6-tribromophenyl ether  
 AFFF – Aqueous film forming foam  
 ALA – a-linolenic acid  
 AOT – azote oxydé total  
 APC – Alcanes polychlorés  
 APFB – acide perfluorobutanoïque  
 APFC – certains acides perfluorocarboxyliques  
 APFO – acide perfluorooctanoïque  
 ASPF – acides sulfonates perfluoroalkyliques  
 BaP – Benzo[ $\alpha$ ]pyrene  
 BDE – Brominated diphenyl ethers  
 BFR – Ignifuges bromés  
 BPC – biphényles polychlorés  
 CO – Monoxyde de carbone  
 CEP – concentration produisant un effet probable  
 CPF – composés perfluoroalkylés  
 CPH – carbazoles polyhalogénés  
 CSEP – concentration sans effet prévu  
 DBDPE – décabromodiphényléthane  
 DDT – 1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-chlorophényl) éthane ou dichlorodiphényl-trichloroéthane  
 DDD – 1,1-dichloro-2,2-bis(p-chlorophényl) éthane  
 DDE – 1,1-dichloro-2,2-bis(chlorophényl) éthène ou dichlorodiphényl-dichloroéthène  
 DDPC – dibenzo-*p*-dioxines  
 DFPC – dibenzofuranes polychlorés  
 DHA – docosahexaenoic acid  
 COD – Carbone organique dissout  
*anti*-DP – *anti*-Dechlorane Plus  
*syn*-DP – *syn*-Dechlorane Plus  
 EAT – éther allylique de 2,4,6-tribromophényle  
 EPA – eicosapentaenoic acid

HAP – Hydrocarbures aromatiques polycycliques  
 HBB –Hexabromobenzene  
 HBCD – Hexabromocyclododécane  
 HCB – Hexachlorobenzène  
 $\alpha$ -HCH – Hexachlorocyclohexane  
 $\gamma$ -HCH – Lindane  
 HE – Époxyde d’heptachlore  
 Hg – Mercure  
 HxBDE – Sum-hexabrominated diphenyl ethers  
 MCs – Microcystins  
 MCPCAs – Medium chainpolychlorinated alkanes  
 MDT – Matières dissoutes totales  
 MeHg – Méthylemercure  
 MGT – Mercure gazeux total  
 MIB – 2-methylisoborneol  
 NAPH –Naphthalène  
 NO<sub>2</sub> – Dioxyde d’azote  
 NO<sub>3</sub>:TP – Nitrogen trioxide  
 NOX – Oxydes d’azote  
 NPE – Polychlorinated alkanes  
 O<sub>3</sub> – Ozone  
 OC – Composé organochloré  
 OCPs – Organochlorine pesticides  
 OCS – Octachlorostyrène  
 PAH – polycyclic aromatic hydrocarbons  
 PBDE – polybromodiphényléthers  
 PBEB – [pentabromoethyl benzene  
 PCDD – Polychlorodibenzoparadioxine  
 PCDF – Dibenzofuranne polychloré  
 PCN – Naphtalène polychloré  
 PeBDE – Sum-pentabrominated diphenyl ethers  
 PBT – persistantes, bioaccumulables et toxiques  
 PFAA – Perfluoroalkyl acids  
 PFBA – Perfluorobutanoic acid  
 PFC – Perfluoroalkyl Compounds  
 PFDA – Polychlorinated alkanes  
 PFDoA – Polychlorinated alkanes  
 PFDS – Polychlorinated alkanes  
 PFOA – Acide perfluorooctanoïque  
 PFOS – Sulfonate perfluorooctanyle  
 PFSA – Perfluoroalkyl sulfonate acids  
 PFTrA – Polychlorinated alkanes  
 PFUnA – Perfluoroundecanoic acid  
 PHC – Polyhalogenated carbazoles  
 POC - Pesticides organochlorés  
 POP - polluants organiques persistants  
 PM<sub>10</sub> – Particule atmosphérique de 10 microns de diamètre ou moins  
 PM<sub>2,5</sub> – Particule atmosphérique de 2,5 microns de diamètre ou moins  
 PPCP – produits pharmaceutiques et de soins personnels  
 PT – phosphore total  
 SAPF –sulfonates perfluorés

SCPCA – Short Chain Polychlorinated alkanes  
 SO<sub>2</sub> – Anhydride sulfureux  
 SP - secteurs préoccupants  
 SPCB – Suite de congénères de BPC qui incluent la majeure partie de la masse des BPC dans l’environnement  
 SPFB – sulfonate de perfluorobutane  
 SRP:TP – Soluble Reactive Phosphorus: Total Phosphorous  
 TBB – 2-ethylhexyl-2,3,4,5-Tetrabromobenzoate  
 TBE – 1,2-bis(2,4,6-tribromophénoxy)éthane  
 TBPH – -tetrabromophthalate  
 TCDD – Tétrachlorodibenzo-p-dioxine  
 TCE – Trichloroéthylène  
 TDP –Total Dissolved Phosphorous  
 TeBDE – Sum-tetrabrominated diphenyl ethers  
 TFM – 3-trifluoromethyl-4'-nitrophenol  
 COT – Carbone organique total  
 SRT – Soufre réduit total  
 TON – Total Oxidized Nitrogen  
 COV – Composé organique volatil

### **Rapports, programmes, politiques, directives et autres**

ALENA – Accord de libre-échange nord-américain  
 AQEGL – Accord relatif à la qualité de l’eau dans les Grands Lacs  
 ARET – Programme d’Accélération de la réduction/élimination des toxiques (Canada)  
 BA – Barbillons anormaux  
 BEACH – Beaches Environmental Assessment and Coastal Health (U.S. Act of 2000)  
 BOB – Ballast à bord  
 BOCH – Buts et objectifs pour la communauté halieutique  
 CAM – Concentration acceptable maximale  
 CAMP – Concentration acceptable maximale provisoire  
 CANGRD – Anomalies de température et précipitation interpolées pour le Canada  
 CC/WQR – rapport annuel sur la confiance des consommateurs et la qualité de l’eau  
 CCB – chlorophylliennes basses  
 CCT – Changement de catégorie total  
 CÉÉGL – Conférence sur l’état de l’écosystème des Grands Lacs  
 CEE-ONU – Commission économique des Nations Unies pour l’Europe  
 CHT – Contaminants in Human Tissue Program (fait partie du projet EAGLE)  
 CMAG – couverture maximale annuelle de la glace  
 CMC – Concentration maximale de contaminants  
 CMDR – concentration maximale de désinfectant résiduel  
 Cmoy – coefficient de conservatisme moyen  
 CPA – Cadre de politique agricole (Canada)  
 CQAA – Critères de qualité de l’air ambiant (Ontario)  
 CSENO – Concentrations sans effet nocif observable  
 CSIP – Cellules souches indéterminées pluripotentielles  
 CUH – Code d’unité hydrologique  
 DBO – Demande biochimique en oxygène  
 DCCAH – Données climatiques canadiennes ajustées et homogénéisées  
 DDR – Dose de référence  
 DES – Déversoir d’égout sanitaire  
 DF – Décoloration focale  
 DJA – Dose journalière admissible  
 DO – Déversoir d’orage  
 DSENO – Doses sans effet nocif observable  
 EAGLE – Effects on Aboriginals of the Great Lakes (programme du Canada)

EAN – efflorescences algales nuisibles  
 EAnT – efflorescences d’algues non toxiques qui constituent une nuisance  
 ECN – efflorescences de cyanobactéries nuisibles  
 ENIS – Espèce non indigène  
 ENSO – El Niño-oscillation australe  
 EQT – Équivalent toxique  
 ET – équivalence toxique  
 FIA – l’inventaire et de l’analyse des forêts  
 GAP – Gap Analysis Program (évaluation de la couverture terrestre)  
 GES – Gaz à effet de serre  
 GLAHF – Great Lakes Aquatic Habitat Framework  
 GLANSIS – Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information  
 GLRI – Initiative de restauration des Grands Lacs  
 ICDE – Indicateurs canadiens de durabilité de l’environnement  
 IEE – indice de l’état écologique  
 IEGL – Indicateurs environnementaux des Grands Lacs  
 IIB – Indice d’intégrité biotique  
 INRP – Inventaire national des rejets de polluants (Canada)  
 IPAE – Indice de prévalence d’anomalies externes  
 IQA – Indice de la qualité de l’air  
 IQE – Indice de qualité des eaux  
 IQF – Indice de qualité floristique  
 IQS – Indice de qualité des sédiments  
 IRB – L’indice Richards-Baker  
 ISCS – l’Initiative des sciences coopératives et de surveillance  
 ITO – indice trophique des oligochètes  
 JDA – Jeunes de l’année  
 LAI – Lutte intégrée  
 LAMP – Plan d’action et d’aménagement panlacustres  
 LCPA – Loi canadienne sur la protection de l’environnement  
 LE – Lésion  
 MEI – Modified Environmental Index  
 MGJ – Million de gallons par jour (3785,4 m3 par jour)  
 MLJ – Million de litres par jour (1 000 m3 par jour)  
 MPG – Meilleures pratiques de gestion  
 MRB – Maladie rénale bactérienne  
 MSA – Metropolitan Statistical Area (U.S.)  
 NEEAR – National Epidemiological and Environmental Assessment of Recreational [étude hydrologique]  
 NEF – Niveau d’effet le plus faible  
 NEP – Niveau d’effet probable  
 NISA – National Invasive Species Act  
 NLCD – National Land Cover Data  
 NMAN – Logiciel de planification de la gestion des nutriments (Ontario)  
 NOBOB – Aucun ballast à bord  
 NPC – Norme pancanadienne (qualité de l’air)  
 NQEPO – les normes de qualité de l’eau potable de l’Ontario  
 NRVIS – Système d’information sur les valeurs et les ressources naturelles de l’Ontario (MRNO)  
 OAA – Opération d’alimentation des animaux  
 OAM – oscillation atlantique multidécennale  
 OCAA – Opérations concentrées d’alimentation des animaux  
 OCH – Objectifs pour la communauté halieutique  
 OCI – communautés ichtyologiques  
 ODP – oscillation décennale du Pacifique  
 ODWQS – Norme de qualité de l’eau potable de l’Ontario  
 OE – Occurrence d’élément

OGM – Organismes génétiquement modifiés  
 OHHABS – One Health Harmful Algal Bloom System  
 ONA – oscillation nord-atlantique  
 PAP – Plan d’aménagement panlacustre  
 PBGL – programme canadien de contrôle et de surveillance du bassin des Grands Lacs  
 PCPM - préoccupations mutuelles  
 PDSM – Production de déchets solides municipaux  
 PEA – Plan environnemental en agriculture (Ontario)  
 PGC – Plan de gestion corrective  
 PGMN – Réseau provincial de surveillance des eaux souterraines (Ontario)  
 PGN – Plan de gestion des nutriments (Ontario)  
 PICA – Zones de priorité pour les îles  
 PPSP – produits pharmaceutiques et de soins personnels  
 PRD – phosphore réactif dissous  
 PSEP – Programme de surveillance de l’eau potable (Canada)  
 PSGAGL – Programme de surveillance des Goélands argentés des Grands Lacs  
 PSOGA – Programme de surveillance des oeufs des goélands argentés  
 PUE – Prise par unité d’effort  
 REP – Responsabilité élargie des producteurs  
 RMDA – Réseau de mesure des dépôts atmosphériques  
 RMR – Région métropolitaine de recensement (Canada)  
 SDGL – situation des Grands Lacs  
 SDSRL– Système d’entrée des Données Saisonnières Relatives à L’eau (Canada)  
 SDWIS – système d’information sur la salubrité de l’eau potable Safe Drinking Water Information System (U.S.)  
 SEP – Système d’eau potable (Canada)  
 SI – Superficie imperméable  
 SIG – Système d’information géographique  
 SIP State – Implementation Plan  
 SITSO – Système d’information sur les terres du Sud de l’Ontario  
 SMP – Syndrome de mortalité précoce  
 SP – Secteur de préoccupation  
 SPCE – Système de prévision des crues et de l’érosion  
 SPP. – ou spp. Espèce  
 SRIGL – Système de référence international des Grands Lacs (niveau d’eau)  
 STAR – Science pour obtenir des résultats  
 STB – Substance toxiques persistante et biocumulative (chimique)  
 TAC – total autorisé des captures  
 TCDM – Technologie de contrôle disponible maximal  
 TCT – Règle des *coliformes* totaux  
 TIGER – Topological Integrated Geographic Encoding and Reference (U.S. Census Bureau)  
 TM – Capteur TM  
 TPB – toxiques, persistantes et bioaccumulatives  
 TR – Tumeurs  
 TRC – Test respiratoire à la caféine  
 TRI – Inventaire de dégagement toxique (U.S.)  
 UBD – Utilisation bénéfique de grade  
 UT/CT – Utilisation des terres/couverture terrestre  
 UTE – Usine de traitement de l’eau  
 UTEU – Usine de traitement des eaux usées  
 UTN – Unités de turbidité formazine  
 UTN – Unités de turbidité néphélométrique  
 VK – Voiture-kilomètre  
 VP – Végétation pionnière  
 VUS – Véhicule utilitaire sport  
 WIC – Women Infant and Child (cliniques de santé du Wisconsin)

WISCLAND – Wisconsin Initiative for Statewide Cooperation on Landscape Analysis and Data  
ZA – Zone de l'activité