

# Conférence sur l'État de l'Écosystème des Grands Lacs

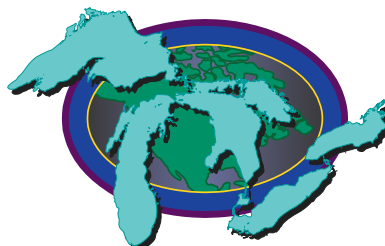
Document d'information

## EAUX LITTORALES DES GRANDS LACS 2009

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

*Établi par  
Environnement Canada  
et  
l'Environmental Protection Agency des États-Unis*

**Septembre 2009**



---

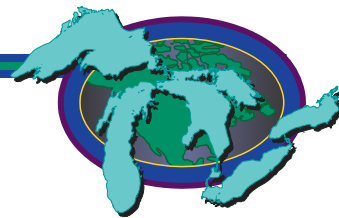
Environnement Canada  
et  
l'Environmental Protection Agency des États-Unis

ISBN 978-1-100-92443-4  
EPA 905-R-09-013  
Cat No. En164-19/2009F-PDF

**Photos de la page couverture :** Rivage lacustre Door County, U.S. EPA, Karen  
Holland

## TABLE DES MATIÈRES

<b>1.0</b>	<b>INTRODUCTION.</b> Elizabeth K. Hinchey (Illinois-Indiana Sea Grant) et Rita Cestaric (GLNPO de l'U.S. Environmental Protection Agency) .....	1
<b>2.0</b>	<b>IMPACTS DU CHANGEMENT D'UTILISATION DES TERRES SUR LE LITTORAL.</b> Scudder D. Mackey (Habitat Solutions NA) .....	4
<b>3.0</b>	<b>ÉCOSYSTÈMES TERRESTRES LITTORAUX.</b> Dan Kraus et Gary White (Conservation de la nature Canada) .....	13
<b>4.0</b>	<b>ÉCOSYSTÈME DES MILIEUX HUMIDES CÔTIERS DES GRANDS LACS.</b> Karen Rodriguez (GLNPO de l'U.S. Environmental Protection Agency) et Krista Holmes (Environnement Canada) .....	43
<b>5.0</b>	<b>EAUX LITTORALES DES GRANDS LACS</b> .....	53
<b>5.1</b>	<b>Nutriants et littoral des Grands Lacs vers 2002-2007.</b> John R. Kelly (U.S. Environmental Protection Agency) .....	53
<b>5.2</b>	<b>Espèces non indigènes.</b> Kristen Holeck et Edward Mills (Université Cornell), Hugh MacIsaac (Great Lakes Institute for Environmental Research, Université de Windsor), et Anthony Ricciardi (Musée Redpath, Université McGill) .....	67
<b>5.3</b>	<b>Septicémie hémorragique virale dans les Grands Lacs.</b> Ken Phillips (U.S. Fish and Wildlife Service) .....	72
<b>5.4</b>	<b><i>Cladophora</i> dans les Grands Lacs : orientation pour les gestionnaires de la qualité de l'eau.</b> Martin T. Auer (Université Michigan Tech) et Harvey A. Bootsma (Great Lakes WATER Institute, Université de Wisconsin à Milwaukee) .....	77
<b>5.5</b>	<b>Prolifération d'algues nuisibles dans les Grands Lacs : situation actuelle et préoccupations.</b> Sue B. Watson (Environnement Canada) et Gregory L. Boyer (Great Lakes Research Consortium, Université de l'État de New York) .....	88
<b>5.6</b>	<b>Zone littorale des Grands Lacs et santé humaine.</b> Shelley Cabrera (Oak Ridge Institute for Science and Education, affectée au GLNPO de l'U.S. Environmental Protection Agency) .....	105
<b>5.7</b>	<b>Botulisme de type E.</b> Chiara Zuccarino-Crowe (Oak Ridge Institute for Science and Education, affectée au GLNPO de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis) .....	114
<b>5.8</b>	<b>Habitats littoraux des Grands Lacs.</b> Scudder D. Mackey (Habitat Solutions NA) .....	120
<b>5.9</b>	<b>Processus physiques dans les eaux littorales.</b> Scudder D. Mackey (Habitat Solutions NA) .....	124



## 1.0 Introduction

### Avis aux lecteurs

Le présent document d'information se veut un aperçu succinct de l'état du littoral des Grands Lacs. Les renseignements présentés par les auteurs ont été retenus en raison de leur représentativité d'un volume important de données. Le document ne renferme donc pas toutes les informations de recherche et de surveillance connues. Les chapitres ont été rédigés avec la collaboration de nombreuses personnes venant de secteurs variés de la collectivité des Grands Lacs.

Le document a été établi pour faire fond aux discussions de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CÉÉGL) de 2008. On a demandé aux participants de communiquer d'autres informations et références précises qui serviraient à la préparation de la version finale du texte qui fera suite à la Conférence. Ce document, jumelé avec les renseignements fournis par les participants aux discussions de la CÉÉGL, fait partie des rapports sur l'*État des Grands Lacs 2009*. Ces rapports présentent des renseignements essentiels nécessaires à la prise de décisions éclairées en matière d'environnement de la part des gestionnaires.

### Les zones littorales des Grands Lacs

« Le littoral » est le thème retenu pour la CÉÉGL 2008. En 1996, la Conférence était axée sur les terres riveraines et les eaux littorales des Grands Lacs, où la productivité biologique est la plus forte et où les activités humaines ont le plus de répercussions. En 2008, la Conférence a permis de faire le point sur ce qui avait changé dans les milieux littoraux depuis 1996. On s'est aussi penché sur des aspects qui n'avaient pas été évalués en 1996.

Plusieurs indicateurs avaient été intégrés dans le groupe « zones côtières » de la CÉÉGL, mais on n'a fait rapport que sur quelques-uns d'entre eux. Pour alimenter les discussions à la CÉÉGL 2008, on souhaitait disposer d'un sommaire plus complet de l'état actuel de l'environnement dans la zone littorale des Grands Lacs. Le présent document d'information, rédigé par des gestionnaires et des chercheurs spécialistes des Grands Lacs, se veut le résumé du bilan actuel de la zone littorale des Grands Lacs.

Dans le cadre de la CÉÉGL 1996, quatre documents de travail sur les zones littorales avaient été préparés : *Impacts of Changing Land Use* (Thorpe et al., 1997), *The Land by the Lakes: Nearshore Terrestrial Ecosystems* (Reid et Holland, 1997), *Coastal Wetlands* (Maynard et Wilcox, 1997) et *Nearshore Waters of the Great Lakes* (Edsall et Charlton, 1997). Ils sont résumés dans le document intitulé *State of the Lakes Ecosystem Conference 1996: Highlights of Background Papers*, qui peut être consulté à l'adresse : [www.epa.gov/glnpo/solec/solec\\_1996](http://www.epa.gov/glnpo/solec/solec_1996).

Pour la CÉÉGL 2008, les chapitres du présent document d'information sont axés sur la question : « Quels changements sont survenus depuis 1996? ». En outre, des évaluations des conditions ou des problèmes environnementaux qui n'avaient pas été étudiés en 1996 ont été intégrées. Chaque chapitre présente :

- une évaluation de l'état de l'écosystème, laquelle décrit l'état (bon, passable, médiocre ou mitigé) et les tendances (s'améliore, se détériore ou inchangé) de l'élément étudié, pour chacun des lacs, le cas échéant;
- un exposé des pressions actuelles et à prévoir sur le littoral;
- les incidences sur la gestion que supposerait l'atténuation des pressions.

Dans ce document, le « littoral » s'entend de la zone commençant au rivage, c'est-à-dire à l'extrémité des milieux humides côtiers, et qui s'étend vers le large jusqu'au point le plus profond du lit du lac, là où la thermocline rejoint habituellement le lit du lac à la fin de l'été ou au début de l'automne (figure 1; Edsall et Charlton, 1997). Il existe d'autres définitions. Ainsi, Mackey (2009a) décrit les *zones littorales* comme celles où la profondeur de l'eau est généralement inférieure à 15 m. Cet auteur (2009b) précise que le *littoral* comprend les zones de grande énergie de la *marge côtière* et les zones de moindre énergie des *eaux libres littorales*. Les zones de la *marge côtière* se situent entre la ligne des hautes eaux ordinaires et l'isobathe de 3 m, la limite du côté de la terre étant définie par le point de rencontre de la ligne des hautes eaux ordinaires avec un élément du rivage – plage, falaise, revêtement, ouvrage de protection ou autre (Mackey, 2008b). Dans la *marge côtière*, les substrats sont généralement faits de grains plus grossiers que dans les eaux profondes, et le mouvement des vagues peut les rendre très mobiles. Les zones des *eaux libres littorales* s'étendent entre l'isobathe de 3 m et l'isobathe de 15 m (Mackey, 2008b). Là prévalent les processus caractéristiques du large, mais ces zones sont aussi soumises à l'énergie plus forte des vagues et aux processus connexes du littoral durant les grosses tempêtes. Les substrats sont généralement à grains plus fins, mais peuvent être remaniés par les tempêtes. Ces divisions du littoral se fondent

sur la notion qu'on peut définir, en partie, les zones d'habitat par les processus physiques dominants qui s'y produisent et que les ensembles existants de données limnologiques et biologiques définissent leurs limites (Johnson *et al.*, 2007).

### **Progrès de 1996 à 2008**

En 1996, les auteurs du document *Nearshore Waters* ont mentionné que l'introduction d'espèces exotiques se rangeait parmi les activités humaines les plus destructrices pour les eaux littorales. En 1996, on recensait environ 166 invasions d'espèces aquatiques allogènes dans les Grands Lacs depuis le début des années 1800. En 2008, on rapporte au moins 184 invasions. Bien que les apports de nutriments aux Grands Lacs aient diminué depuis 30 ans, de nombreuses modifications physiques, chimiques et biologiques subsistent dans les milieux littoraux. Les auteurs du présent document étudient également des stress et des nouveaux problèmes, soit le botulisme, la prolifération d'algues nuisibles, la septicémie hémorragique virale (SHV) et l'aménagement des rives, notamment. Le virus mortel de la SHV est une espèce envahissante qui menace les poissons des Grands Lacs. Il ne s'agit pas d'un virus particulier aux milieux littoraux, mais il frappe en effet les populations de poissons du littoral, et l'activité humaine pourrait être un facteur de sa propagation.

Les auteurs du document *Nearshore Terrestrial — Land by the Lakes* de 1996 concluaient que le besoin le plus pressant pour les zones terrestres du littoral était l'adoption d'une stratégie de conservation qui protégerait les écosystèmes importants sur le plan écologique dans 19 zones géographiques appelées « aires d'investissement dans la biodiversité ». En 2006, le programme des Grands Lacs de l'organisme The Nature Conservancy et la section ontarienne de Conservation de la nature Canada ont publié le *Binational Conservation Blueprint for the Great Lakes*. Ce plan binational reconnaissait 501 secteurs de la région des Grands Lacs dont la biodiversité était à protéger en priorité en raison des espèces, des communautés et des caractéristiques physiques exceptionnelles et très variées qu'ils renfermaient.

Les principales conclusions du document *Impacts of Changing Land Use* de 1996 étaient que l'aménagement des terres agricoles et des sites naturels en milieu urbain et en région rurale faisait peser la plus lourde menace sur l'écosystème du bassin des Grands Lacs. D'ailleurs, l'auteur du chapitre « Impacts du changement d'utilisation des terres sur le littoral » du présent document signale que, depuis dix ans, l'étalement et la croissance continue et rapides des zones urbaines et suburbaines de même que des infrastructures qui s'y rattachent constituent le plus important changement d'utilisation des terres et d'occupation du sol (~ 60 %) dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs. Une grande partie des terrains nouvellement aménagés étaient auparavant des terres agricoles ou des sites couverts d'une végétation de début de succession. De plus, dans la région de Chicago, les changements d'utilisation des terres en milieu urbain et suburbain entre 1992 et 2001 (19 %) ont dépassé de loin ceux que laissait prévoir la croissance démographique (2,2 %). Par ailleurs, l'auteur étudie comment l'augmentation du prix des cultures, sous l'effet des investissements dans la production de biocombustibles, pourrait freiner la perte de terres agricoles.

Les auteurs du document *Coastal Wetlands* de 1996 reconnaissaient que les 216 000 hectares (534 000 acres) et plus des milieux humides côtiers des Grands Lacs constituaient une ressource appréciable des points de vue écologique, biologique, économique et esthétique, mais qu'on ne disposait pas d'informations assez détaillées et complètes au sujet de ces terres pour rendre compte avec assurance des conditions actuelles concernant leur viabilité et leur santé, ni des tendances, ni de la réussite des initiatives en cours relativement à la protection et à la restauration de ces milieux. Les auteurs ont conseillé d'élaborer des indicateurs pour les milieux humides côtiers dans les catégories suivantes : suivis physiques et chimiques, suivis individuels et populationnels, suivis des communautés des milieux humides et suivis sociaux et économiques. Ils ont aussi évoqué les enjeux de gestion suivants :

- Il n'existe pas d'évaluation ni d'inventaire généraux des milieux humides côtiers ou même intérieurs du bassin des Grands Lacs.
- Aux États-Unis, des États ont dressé des inventaires et effectué des évaluations des milieux humides, mais les méthodes, le degré de précision et la quantité de données recueillies sur le terrain ne sont pas uniformes.
- On a entrepris d'élaborer des indicateurs de la dégradation des milieux humides et de choisir des sites et des stratégies de surveillance adéquates. Cependant, il n'y a pas de consensus international sur ces questions.

En 2000, le Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'Agence de protection de l'environnement des États Unis (U.S. Environmental Protection Agency) a financé la création du Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs afin d'accroître les capacités du Canada et des États-Unis à surveiller les milieux humides riverains et côtiers et à rendre compte de leur état, sous le régime de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs conclu entre les deux pays. L'objet du Consortium était de concevoir un programme binational de surveillance à long terme des milieux humides riverains et côtiers. Le Consortium a évalué

---

les indicateurs proposés par l'entremise de la CÉÉGL et éprouvé des protocoles. Au début de 2008, il a présenté un rapport final qui expose en détail les indicateurs, les protocoles de surveillance et les coûts. Parmi les réalisations importantes, citons :

- une carte des 216 000 hectares (534 000 acres) et plus de milieux humides riverains et côtiers connus;
- un nouveau système de classification en trois grandes catégories – lacustres, fluviaux et protégés par une barrière naturelle – lequel a été mis en application pour catégoriser les milieux humides riverains et côtiers cartographiés;
- des protocoles d'échantillonnage vérifiés sur le terrain;
- un plan d'échantillonnage statistique;
- une base de données où seront versées les données à venir.

Ces réalisations et d'autres améliorations apportées à l'évaluation des milieux humides riverains depuis 1996 sont exposées en détail au chapitre « Écosystème des milieux humides côtiers des Grands Lacs » du rapport.

### **Remerciements**

Auteures : Elizabeth K. Hinchey, chargée de liaison du programme Illinois-Indiana Sea Grant auprès du GLNPO de l'U.S. Environmental Protection Agency, hinchey.elizabeth@epa.gov.  
Rita Cestaric, analyste de programme, GLNPO de l'U.S. Environmental Protection Agency, cestaric.rita@epa.gov.

### **Sources d'information**

Edsall, T.A., et M.N. Charlton. 1997. « Nearshore waters of the Great Lakes ». Document d'information de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs de 1996.

Johnson, L.B., J.J.H. Ciborowski, S.D. Mackey, T. Hollenhorst, R. Gauthier et D.T. Button. 2007. *An Integrated Habitat Classification and Map of the Lake Erie Basin: Final Report*. National Fish and Wildlife Foundation, U.S. Environmental Protection Agency. 25 pages.

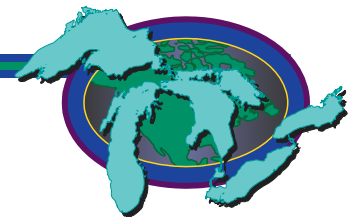
Mackey, S.D. 2009a. « Nearshore habitats of the Great Lakes ». Document d'information de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs de 2008.

Mackey, S.D. 2009b. « Impacts of land use change on the nearshore ». Document d'information de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs de 2008.

Maynard, L., et D. Wilcox. 1997. « Coastal wetlands ». Document d'information de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs 1996.

Reid, R., et K. Holland. 1997. « The land by the lakes: Nearshore terrestrial ecosystems ». Document d'information de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs de 1996.

Thorp, S., R. Rivers et V. Pebbles. 1997. « Impacts of changing land use ». Document d'information de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs de 1996.



## 2. Impacts du changement d'utilisation des terres sur le littoral

### Introduction

Selon la définition qu'en donne le document de travail sur les eaux littorales des Grands Lacs préparé pour la CÉÉGL 1996, on entend par aménagement « l'utilisation des terres par l'être humain aux fins de l'industrie, de l'habitation, de l'agriculture et des transports qui modifie considérablement le paysage naturel ou l'écosystème » [*traduction*]. Presque tout le bassin des Grands Lacs a été touché ou modifié par les activités anthropiques d'aménagement, et les changements apportés ont eu des effets directs et indirects sur les zones littorales. Ces changements importants ont commencé il y a plus de 150 ans, quand les êtres humains se sont installés dans le bassin des Grands Lacs et ont converti les espaces naturels (forêts, prairies et milieux humides) en terres agricoles et en agglomérations. Beaucoup de ces changements se poursuivent. Dans le présent document d'information, nous étudions comment les changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol qui s'opèrent en continu peuvent toucher directement ou indirectement les zones littorales des Grands Lacs.

### Littoral

Dans le cadre de notre document, le « littoral » comprend les zones de grande énergie de la *marge côtière* et les zones de moindre énergie des *eaux libres littorales* (tableau 1). Les zones de la *marge côtière* se situent entre la ligne des hautes eaux ordinaires et l'isobathe de 3 m, la limite du côté de la terre étant définie par le point de rencontre de la ligne des hautes eaux ordinaires avec un élément du rivage – plage, falaise, revêtement, ouvrage de protection ou autre. Dans la marge côtière, les substrats sont généralement constitués de grains plus grossiers que dans les zones d'eaux profondes, et le mouvement des vagues peut les rendre très mobiles. Les zones des *eaux libres littorales* s'étendent entre l'isobathe de 3 m et l'isobathe de 15 m. Là prévalent les processus caractéristiques du large, mais ces zones sont aussi soumises à l'énergie plus forte des vagues et aux processus connexes du littoral durant les grosses tempêtes. Les substrats sont généralement à grains plus fins, mais peuvent être remaniés par les tempêtes. Ces divisions du littoral se fondent sur la notion qu'on peut définir, en partie, les zones d'habitat par les processus physiques dominants qui s'y produisent et qu'on définit (et restreint) aussi leurs limites par les ensembles existants de données biologiques et limnologiques (Johnson *et al.*, 2007).

Zone environnementale	Zone de faible énergie	Zone de forte énergie
Marge côtière Ligne des hautes eaux ordinaires – isobathe de 3 m	Habitats dans les baies, embouchures, milieux humides côtiers	Côtes à découvert, bords des îles
Eaux libres littorales Isobathes de 3 m et de 15 m	Eaux libres – hauteur d'eau supérieure à 10 m	Eaux libres – hauteur d'eau inférieure à 10 m, complexes de récifs peu profonds
	<i>Exposition limitée</i> <i>Fetch de courte distance</i> <i>Substrats mous et fins</i>	<i>Exposition directe</i> <i>Fetch de longue distance</i> <i>Substrats durs et grossiers, assise rocheuse</i>

**Tableau 1.** Caractéristiques hydrogéomorphologiques et processus physiques dominants.

Note : Les zones de l'environnement littoral sont définies par la hauteur d'eau, les caractéristiques hydrogéomorphologiques et les processus physiques dominants.

Source : Avec la permission d'Habitat Solutions NA.

### Paysages et bassins versants

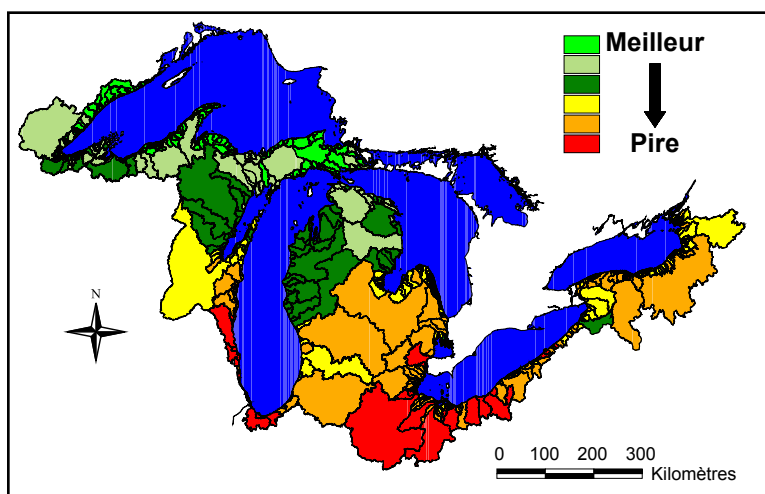
Les liens entre le changement d'utilisation des terres et le littoral sont déterminés par des caractéristiques physiques du bassin et les processus par lesquels l'eau se meut dans les paysages jusqu'aux Grands Lacs. Contrairement aux bassins versants, qui sont habituellement délimités par l'hydrologie des eaux de surface, les *paysages* comprennent des éléments intégrés des milieux terrestres et aquatiques (géologie, géomorphologie et occupation du sol) qui les caractérisent et sur lesquels agissent les processus naturels dans le bassin des Grands Lacs (Mackey, 2005). Les bassins versants constituent un sous-ensemble de paysages. Ils sont définis (et délimités) par le territoire qui recueille les eaux de surface alimentant un cours d'eau principal et ses affluents. Même si le paysage est couramment associé à la superficie d'une région, le terme s'applique à de multiples échelles. Les éléments intégrés des milieux terrestres et aquatiques se définissent comme suit (Mackey, 2005) :

- *géologie* – répartition des matériaux géologiques de surface et de subsurface; sols; caractéristiques hydrophysiques (p. ex., perméabilité, porosité, aquifères, aquitards);

- *géomorphologie* – forme, configuration et répartition des éléments du relief de la surface terrestre; formes du relief et tracé du réseau hydrographique (topographie, pente, hydrographie, morphologie des chenaux et bathymétrie, connectivité et configuration);
- *occupation du sol* – forme, configuration et répartition des éléments biologiques et anthropiques de la surface terrestre; utilisation des terres.

### Rapport entre les paysages et le littoral

Les impacts des changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol sont directs et indirects. Par exemple, les impacts sur le littoral comprennent la fragmentation et la destruction des habitats terrestres et aquatiques; la perte d'espèces sauvages et de communautés végétales indigènes; l'altération des régimes d'écoulement occasionnée par les prélèvements, les détournements et les canalisations d'eau ou le réacheminement des flux d'eaux usées et d'eaux de ruissellement; l'augmentation du ruissellement et la réduction de l'alimentation des nappes souterraines en raison de « l'imperméabilisation » des surfaces du paysage; les pollutions ponctuelles et diffuses – bactéries, nutriments, contaminants atmosphériques et autres; la modification du régime thermique imputable à la production d'énergie, à la canalisation et à l'altération des régimes d'écoulement (barrages et réservoirs). Tous ces facteurs de stress influent directement et indirectement sur l'écosystème à des échelles multiples.



**Figure 1.** Indice global de stress calculé à partir de 207 variables de stress dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs par le projet des indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI)

Source : Figure modifiée d'après Niemi *et al.* (2008).

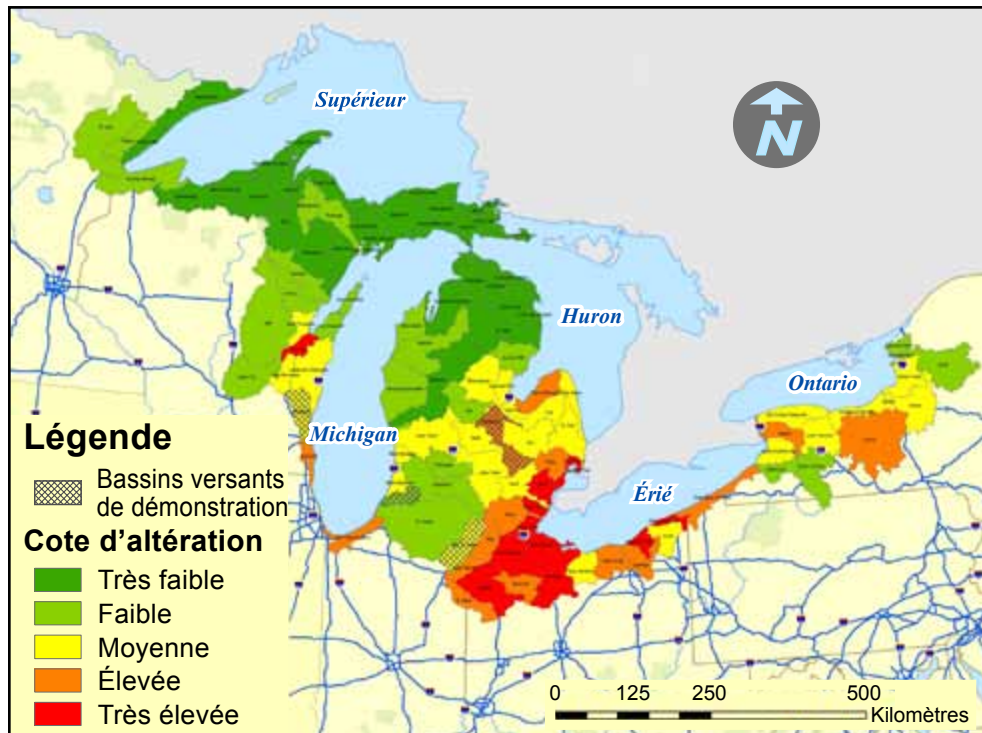
Deux projets récemment réalisés ont porté sur les effets des changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol et les impacts de ces changements sur l'écosystème des Grands Lacs. Dans le projet des indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI – Great Lakes Environmental Indicators), financé par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (U.S. Environmental Protection Agency), on a élaboré une série d'indicateurs pour décrire les facteurs et gradients de stress qui jouent un rôle, à des échelles multiples, dans le bassin. Ces indicateurs ont été établis au moyen d'analyses multivariées pour évaluer la réaction de communautés biologiques à l'évolution de 207 variables de stress biophysiques reconnues dans le bassin (Niemi *et al.*, 2006). D'après ces analyses, on peut quantifier un indice global de stress par bassin versant dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs (Danz *et al.*, 2007; figure 1).

Par contre, il est difficile de comprendre comment les changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol qui se produisent à des kilomètres à l'intérieur des terres touchent les zones littorales des Grands Lacs. **Les paysages et les bassins versants sont reliés aux Grands Lacs par l'hydrologie, c'est-à-dire par les eaux de surface et les eaux souterraines qui s'écoulent dans les rivières et les ruisseaux jusqu'aux Grands Lacs.** Les altérations de l'hydrologie modifient les régimes naturels d'écoulement et contribuent à la dégradation de la qualité de l'eau en augmentant le ruissellement et les charges de particules sédimentaires et de contaminants. Le mouvement modifié de l'eau dans le système influe sur la façon dont les communautés biologiques utilisent l'énergie et les matières. Par exemple, il y a un rapport temps-distance entre l'eau et les avantages que cette eau apporte à l'écosystème. La durée de séjour de l'eau dans le système est fonction de la vitesse et de la direction d'écoulement, de la distance parcourue ainsi que des voies d'écoulement et des connexions dans le paysage. Diminuée par les altérations, la valeur écologique d'un gallon (ou d'un litre) d'eau varie en fonction de l'emplacement de l'eau et de la durée de son séjour dans le paysage. Cette dépendance temps-distance des réseaux fluviaux est clairement démontrée dans les travaux de Poff *et al.* (1997) et les travaux ultérieurs de Richter *et al.* (1998), Richter et Richter (2000), Baron *et al.* (2003) et d'autres travaux.

Dans un projet destiné à cerner et à estimer les possibilités de restauration hydrologique aux échelles des bassins et sous-bassins versants, financé par le Great Lakes Protection Fund, on a étudié des moyens d'évaluer comment les avantages écologiques de l'eau sont liés aux voies d'écoulement qu'emprunte l'eau dans le paysage (Apfelbaum *et al.*, 2007). On a élaboré un ensemble



d'outils d'analyse géospatiale pour relier les changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol aux altérations hydrologiques des bassins versants des Grands Lacs. Les outils d'analyse peuvent servir à reconnaître et à évaluer les possibilités de restauration hydrologique à de multiples échelles dans le bassin. Les produits de ce projet complètent les résultats du projet des GLEI. Par exemple, on a mis au point un outil de tri pour évaluer des variables à partir de plus de 20 ensembles de données géospatiales couramment accessibles. On a pu ainsi déterminer six variables fondamentales d'utilisation des terres et d'occupation du sol. L'analyse statistique de ces variables permet de quantifier le degré d'altération hydrologique d'un bassin versant donné (figure 2; Apfelbaum *et al.*, 2007). La comparaison de cet indice et de l'indice global de stress des GLEI montre une correspondance manifeste entre les deux.



**Figure 2.** Altération potentielle relative de l'hydrologie de surface (partie américaine du bassin des Grands Lacs). Note : Altération hydrologique relative d'après six variables hydrologiques appliquées aux bassins versants de code à 8 chiffres dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs.

Source : Apfelbaum *et al.* (2007).

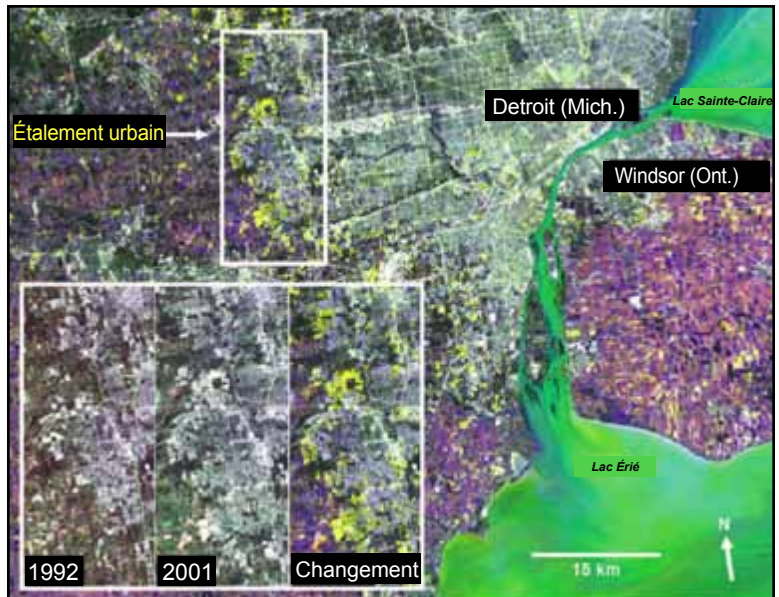
**Les similitudes entre les indices font supposer que les biocénoses non seulement réagissent directement aux changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol, mais aussi aux altérations hydrologiques créées par ces changements. Cette relation de cause à effet peut servir à évaluer comment les modifications du paysage sont susceptibles de toucher les zones littorales des Grands Lacs, puisque les eaux qui s'écoulent dans le paysage doivent passer par le littoral pour parvenir aux eaux libres des lacs.**

Les altérations hydrologiques se répercutent non seulement sur la capacité des processus naturels d'acheminer énergie, eau, matières et organismes vivants, mais elles modifient aussi les avantages que procure l'eau à l'écosystème littoral. La marge côtière et les eaux libres littorales subissent aussi les effets des modifications des niveaux d'eau et les impacts anthropiques directs et indirects, non seulement à l'interface eau sédiments, mais également dans les zones voisines du bassin versant. Les eaux qui proviennent du paysage transportent des particules sédimentaires, des contaminants et de l'énergie dont les effets sur les zones littorales des Grands Lacs peuvent être considérables. C'est par ce couplage hydrologique que les changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol se répercutent à travers les paysages jusqu'aux zones littorales des Grands Lacs.

#### **Changement d'utilisation des terres et d'occupation du sol depuis dix ans**

Aux échelles régionales, les changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol s'évaluent habituellement en comparant des images satellitaires multispectrales à haute résolution ou des photographies aériennes à haute résolution prises à intervalles de temps discrets (figure 3). Pour aider à élaborer une nouvelle série d'indicateurs, les chercheurs du projet GLEI, appuyé par l'EPA, ont évalué les changements entre 1992 et 2001 dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs (Wolter *et al.*, 2006). Environ 2,5 % ou 798 755 hectares (1 973 766,59 acres) ont subi une forme quelconque de changement d'utilisation au cours de cette période (tableau 2; Wolter *et al.*, 2006). Ces changements consistaient surtout en conversions de terrains boisés et de terres agricoles aux fins de développement de forte ou de faible intensité et de transports (routes), et en l'établissement de végétation de début de succession (broussailles et herbes de milieu sec). Le développement de faible intensité a augmenté de 33,5 %, celui de forte intensité, de 19,6

% et le réseau routier a gagné 7,5 %. L'étalement et la croissance continus et rapides des zones urbaines et suburbaines et des infrastructures qui s'y rattachent constituent le plus important changement d'utilisation des terres et d'occupation du sol (~ 60 %) dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs. Une grande partie des terrains nouvellement aménagés étaient auparavant des terres agricoles ou des sites couverts d'une végétation de début de succession. De plus, dans la région de Chicago, les changements d'utilisation des terres en milieu urbain et suburbain entre 1992 et 2001 (19 %) ont dépassé de loin ceux que laissait prévoir la croissance démographique (2,2 %) (Wolter *et al.*, 2006). Les terrains boisés et les terres agricoles ont reculé d'environ 2,3 %, une perte bien moindre que celle de 9,8 % rapportée par l'EPA pour les dix années antérieures (Wolter *et al.*, 2006). Ce ralentissement du recul des terres agricoles aurait peut-être quelque chose à voir avec l'augmentation du prix des cultures, *possiblement* sous l'effet des investissements dans la production de biocombustibles. La question est examinée plus loin.



**Figure 3.** Image composite en fausses couleurs LANDSAT montrant les changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol (en jaune) dans la région de Detroit au Michigan entre 1992 et 2001.

Source : Wolter *et al.* (2006).

Wolter *et al.* (2006) ont groupé les changements d'utilisation des terres les plus courants en 10 catégories de transition pouvant ensuite être réunies en trois grands types – de terres agricoles à terrains bâtis (210 068 hectares [519 089,33 acres] ou 26,3 %), de terrains boisés à terrains recouverts d'une végétation de début de succession (180 690 hectares [446 494,71 acres] ou 22,6 %) et de terrains boisés à terrains bâtis (154 681 hectares [382 225,08 acres] ou 19,4 %). La figure 4 illustre les 10 catégories de transition et les types dominants des changements d'utilisation des terres qui se sont opérés entre 1992 et 2001.

Pastor et Wolter (2002) décrivent comment certaines transitions d'utilisation des terres et d'occupation du sol sont passagères et de courte durée. Ainsi, le passage d'un boisé à un terrain non bâti, par exemple à un terrain couvert d'une végétation de début de succession, sera une conversion éphémère, puisque le couvert forestier se renouvellera. Par contre, la conversion de terrains boisés en terrains bâtis, à vocation résidentielle ou commerciale, sera vraisemblablement durable, car la probabilité d'une reconversion à un terrain boisé inexploité est extrêmement faible. **Dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs, environ 49 % des changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol s'étant opérés entre 1992 et 2001 ont consisté en conversions de terrains non bâtis en terrains bâtis, très peu susceptibles d'être reconvertis à leur état naturel (Wolter *et al.*, 2006).** Il est à remarquer que deux des trois grands types de changements d'utilisation des terres sont considérés comme étant *permanents* et de longue durée.

Attribut mesuré	Zones tampons de la ligne de côte			Bassin entier
	0-1 km	0-5 km	0-10 km	
Superficie totale (ha)	647 440	2 686 163	4 936 957	31 525 961
Superficie inchangée (ha)	616 447	2 592 019	4 777 057	30 727 206
Superficie changée (ha)	30 994	94 144	160 120	798 755
% de superficie changée	4,8%	3,5%	3,2%	2,5%
% de superficie inchangée	95,2%	96,5%	96,8%	97,5%
Conversion de non bâti à bâti (ha)	151 889	50 145	83 592	393 719
% de superficie tampon	2,3%	1,9%	1,7%	-
% de superficie du bassin	0,1%	0,2%	0,3%	1,2%
% de toutes les transitions du bassin	1,9%	6,3%	10,5%	49,3%
% du bassin de non bâti à bâti	3,9%	12,7%	21,2%	100,0%

**Tableau 2.** Changement des terrains non bâtis à des terrains bâtis entre 1992 et 2001 dans les zones tampons situées entre 0-1 km, 0-5 km et 0-10 km des rives américaines des Grands Lacs. Note : Les données sur l'utilisation des terres et l'occupation du sol se fondent sur la comparaison des ensembles de données de la National Land Cover Database (NLCD) pour 1992 et de GL2001.

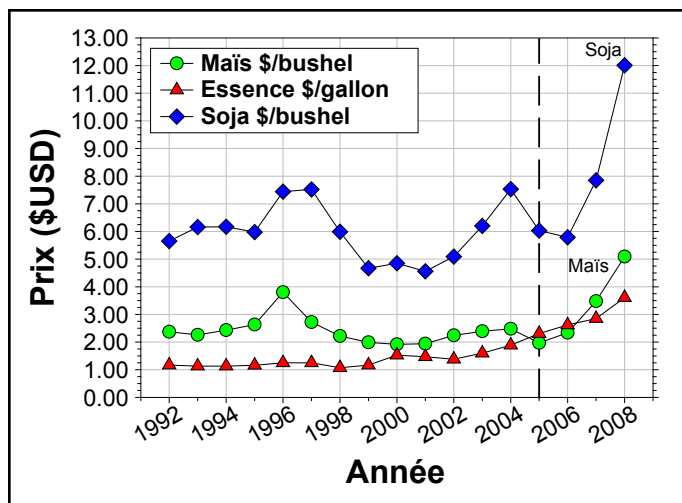
Source : Wolter *et al.* (2006).

Outre la croissance démographique et le développement économique, les récentes hausses du prix du carburant diesel et de l'essence, *conjuguées* avec les subventions accordées par le gouvernement fédéral des États-Unis à la production de biocombustibles, ont rendu intéressante, du point de vue économique, la conversion de terres déjà cultivées ou non agricoles à la culture en rangs (p. ex., maïs, soja). Comme cette évolution est essentiellement postérieure aux travaux de Wolter *et al.* publiés en 2006, il n'en est pas tenu compte dans les analyses des changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol dont nous disposons.

Les subventions fédérales à la production d'éthanol ne sont pas nouvelles, mais le prix de l'essence et la volonté d'avoir recours à des sources renouvelables d'énergie ont contribué à doubler le prix du maïs et du soja aux États Unis dès 2005 (figure 5). Les prix plus élevés peuvent offrir une motivation économique à augmenter la production du maïs et du soja et, pour ce faire, à convertir des terres agricoles ou naturelles à la culture en rangs. Si cette conversion se produit, il est à prévoir que les charges de particules sédimentaires, de nutriments et de contaminants agricoles dans les affluents et les zones littorales des Grands Lacs augmenteront.

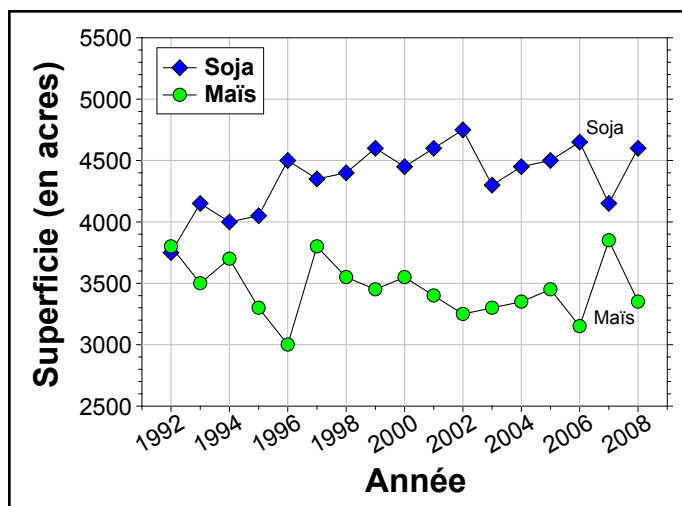
Cela dit, **l'augmentation des prix des combustibles et des cultures constitue un phénomène récent (depuis 2005), et les cartes des changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol dont on dispose actuellement ne représentent pas convenablement cette possibilité de conversion.** En fait, l'examen des données annuelles sur les cultures dans les États du Midwest américain fait croire que la substitution des cultures ou la conversion à l'agriculture *ne s'est pas* encore produite (figure 6). **De plus, le département de l'Agriculture des États Unis (U.S. Department of Agriculture) et la plupart des organismes d'État chargés de l'agriculture ne recueillent pas (actuellement) de données statistiques sur les cultures destinées à la production de biocombustibles. Un indicateur possible de la conversion des terres (ou de la substitution de cultures) serait le pourcentage des cultures (maïs et soja) plantées dans un bassin versant pour produire des biocombustibles.**

Wolter *et al.* (2006) ont aussi analysé les changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol dans trois zones tampons adjacentes à la côte situées respectivement entre 0 et 1 km, 1 et 5 km et 5 et 10 km du trait de côte. À l'intérieur de ces zones tampons, la principale conversion est celle de terrains boisés en terrains bâtis. Les résultats de leurs analyses montrent que 21 % des terrains nouvellement bâtis dans le bassin se trouvent dans les 10 km du trait de côte des Grands Lacs (tableau 2). Il faut noter la conversion de milieux humides en terrains bâtis : 12,8 % dans le premier kilomètre du trait de côte, 14,9 % entre 1 et 5 km



**Figure 5.** Comparaison des prix des cultures et de l'essence en Ohio entre 1992 et 2007. Note : Dans la région du Midwest, l'augmentation des prix de l'essence a poussé à la hausse la demande de maïs et de soja pour la production des biocombustibles (éthanol et biodiesel). Depuis que les prix de l'essence ont dépassé les 2 \$ le gallon en 2005, le prix du boisseau de maïs (ou de soja) a plus que doublé. Les prix plus élevés peuvent fournir une motivation économique à produire davantage de maïs ou de soja et donc à convertir des terres agricoles ou des terres naturelles à la culture en rangs.

Source: U.S. Department of Agriculture, National Agricultural Statistics Service.



**Figure 6.** Cultures entre 1992 et 2007 (superficies en Ohio). Note : Les prix du maïs et du soja ont augmenté depuis 2005, mais les cultures n'ont pas suivi cette hausse. Il est à remarquer que le printemps 2008 a été extrêmement pluvieux, ce qui a pu réduire de beaucoup la superficie cultivée, parce qu'il était impossible d'amener la machinerie agricole aux champs. Il faut d'autres données pour confirmer que les terres agricoles (et d'autres) sont converties à la culture de maïs ou de soja en réaction à la forte demande des biocombustibles.

Source: U.S. Department of Agriculture, National Agricultural Statistics Service.

du trait de côte et 10,7 % entre 5 et 10 km du trait de côte. **Entre 1992 et 2001, 38,4 % des conversions de milieux humides en terrains bâtis se sont produites à une distance de 10 km ou moins du trait de côte des Grands Lacs (Wolter *et al.*, 2006).** La perte de milieux humides est particulièrement inquiétante, puisque ces milieux sont censés être protégés par la loi (notamment par l'article 404 du *Clean Water Act* de 1972).

La conversion en terrains bâtis (développement urbain et suburbain, routes) s'accompagne d'une plus grande imperméabilité qui réduit la rétention d'eau dans le paysage, gonfle le ruissellement des eaux de pluie et augmente les charges de particules sédimentaires et de contaminants bactériens et chimiques dans les Grands Lacs (p. ex., Center for Watershed Protection, 1994; Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, 2005). De plus, les zones contiguës au trait de côte ne se drainent pas dans un cours d'eau, habituellement, mais directement dans les Grands Lacs. Ces « interfluves » se trouvent entre des bassins fluviaux et ne disposent pas toujours de milieux humides riverains ou de systèmes d'épuration des eaux de ruissellement pour traiter les particules sédimentaires, les nutriments et les contaminants, comme c'est le cas dans des grands bassins fluviaux. Ces sources de particules et de nutriments sont susceptibles de dégrader considérablement la qualité de l'eau locale dans la marge côtière et le littoral voisins.

#### **Altérations de l'interface terre-eau (modifications du rivage)**

Avec l'augmentation des activités d'aménagement (ou de réaménagement) dans la zone tampon de 0 à 1 km viennent des modifications physiques du rivage. Celles-ci sont destinées à protéger les infrastructures et les propriétés riveraines contre l'érosion occasionnée par les vagues et contre les inondations durant les tempêtes induites par le vent, ou à assurer un accès aux Grands Lacs pour des activités de loisir et de commerce. Les modifications physiques du rivage ont perturbé les processus côtiers et littoraux ainsi que les flux et les régimes de circulation des eaux littorales, et altéré la structure des habitats littoraux. Par exemple, les altérations anthropiques des embouchures et les ouvrages de protection des rives modifient les circuits d'écoulement et perturbent les processus côtiers et littoraux qui créent et maintiennent les habitats de la marge côtière et du littoral.

De nombreuses espèces indigènes ont besoin d'eaux relativement peu profondes et bien oxygénées qui s'écoulent sur des substrats de gravier grossier et de galets offrant des espaces interstitiels protégés. Dans bien des cas, les frayères avoisinent les nourriceries du littoral, et le transport des larves de poisson des unes aux autres dépend des modes de circulation régionaux. La réduction du volume existant de sable sur le littoral se traduit par un substrat plus grossier et le remplacement graduel des nappes de sable mobiles par des dépôts relativement stables et hétérogènes d'éléments grossiers (galets et rochers) qui reposent sur l'assise rocheuse ou sur de l'argile cohésive. La perte de la couche protectrice de sable a beaucoup modifié la configuration et la répartition des habitats aquatiques littoraux et créé des conditions idéales pour la colonisation par des organismes lithophiles comme les dreissenidés, le Gobie à taches noires et d'autres espèces non indigènes.

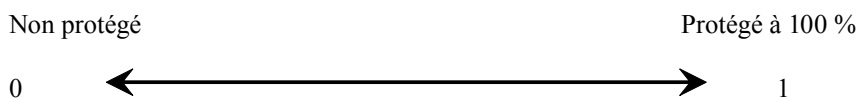
Indépendamment des impacts sur l'habitat, l'aménagement (ou réaménagement) côtier incessant a fait augmenter la quantité d'ouvrages de protection sur le littoral des Grands Lacs – digues, revêtements, brise-lames, ouvrages longitudinaux, jetées, murs de retenue, quais, épis, gabions, etc. La Division de l'Ohio du Service géologique des États-Unis (Ohio Division of United States Geological Survey) a surveillé la rive du lac Érié du côté de l'Ohio pour repérer les secteurs exposés à l'érosion. Dans le cadre de ses travaux de surveillance et de cartographie, la Division a créé en 2000 un répertoire complet des ouvrages de navigation et de protection des rives. On s'est servi d'inventaires passés des ouvrages de protection, de cartes et de photographies aériennes pour quantifier l'évolution de la protection du rivage du lac Érié en Ohio par comté côtier. La figure 7 illustre comment la proportion protégée du rivage a évolué avec le temps. En 2000, plus de 75 % du rivage du lac Érié en Ohio étaient protégés (98 % dans le comté de Lucas près de Toledo). La plupart des ouvrages ont été installés ou améliorés au cours des trente dernières années par suite des niveaux d'eau passés qui avaient été plus élevés et de l'intensification de l'aménagement côtier.

La cartographie récente de la régression du trait de côte réalisée par la Division de l'Ohio du Service géologique des États-Unis montre que le degré d'érosion mesuré a beaucoup diminué entre 1990 et 2004. Cette réduction serait attribuable, en partie, à l'augmentation des parties aménagées et protégées du rivage et aux niveaux d'eau légèrement plus bas du lac Érié depuis 1999. **La poursuite des activités de réaménagement et la suburbanisation qui s'étend le long des rives de tous les Grands Lacs à partir des centres urbains font croire que ces tendances vont se maintenir longtemps.**

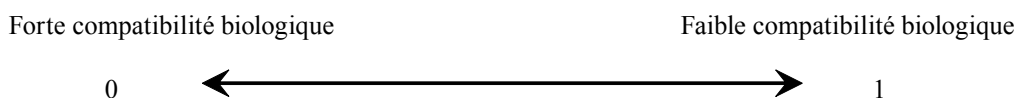
En 2007, un indice de modification des rives, le Shoreline Alteration Index (SAI), a été élaboré d'après le répertoire des ouvrages de protection de l'Ohio et une évaluation de la compatibilité biologique avec divers types d'ouvrages de protection dans le bassin

Ouest du lac Érié (Livchak et Mackey, 2007). Les données relatives à ce bassin ont été utilisées pour éprouver et valider l'indice. Les ouvrages de protection sur les rives occidentales du lac Érié en Ohio sont généralement efficaces contre l'érosion et les inondations, mais incompatibles sur les plans biologique et écologique (Fuller et Gerke, 2005).

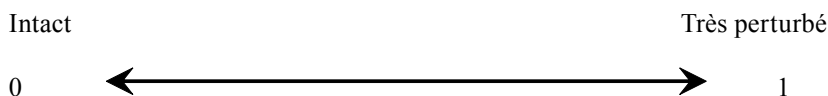
Livchak et Mackey (2007) ont proposé d'employer le rapport rivage protégé/rivage non protégé pour mesurer la modification physique de l'interface terre-eau. Autrement dit, une valeur de zéro (0) représenterait un rivage naturel non modifié, et une valeur de un (1) représenterait un rivage très modifié ou aménagé à 100 %.



Pour un tronçon donné du rivage, cette valeur serait ensuite multipliée par le coefficient de compatibilité biologique avec les structures, où zéro (0) représenterait un impact biologique ou écologique nul (forte compatibilité) et un (1) représenterait un impact biologique ou écologique important (faible compatibilité).



Le SAI résultant s'établirait entre zéro (0) pour un rivage intact et un (1) pour un rivage très perturbé. Dans le contexte de l'indicateur proposé, « perturbation » s'entend des effets sur les fonctions biologiques ou écologiques causés par les modifications du rivage ou les processus côtiers qui s'y rattachent.



L'avantage de cette approche est que lorsque les ouvrages sont enlevés ou modifiés pour améliorer l'habitat, l'indicateur se déplace vers un état moins perturbé ou plus naturel. Inversement, si les ouvrages de protection du rivage incompatibles sur le plan biologique augmentent en nombre et en étendue, l'indice reculera vers un état plus perturbé.

En termes plus simples, le SAI représente la mesure de la longueur du rivage protégé qui est défavorable sur les plans physique et biologique. Plus le SAI est élevé, plus le rivage est perturbé. Le SAI peut être mis à l'échelle de tronçons de n'importe quelle longueur et être appliqué à des données actuelles et à des données historiques, pour fins de comparaison et d'analyse des tendances.

À l'évidence, les rives des Grands Lacs ne peuvent retrouver l'état « naturel » et sans protection qu'elles avaient avant que le développement commence dans les années 1800. Devant cette réalité, il est recommandé de concevoir les nouveaux ouvrages de protection le long des rives en reconstituant et en maintenant les processus côtiers naturels de telle sorte que les ouvrages soient plus compatibles sur le plan biologique. Il est aussi recommandé d'adopter des stratégies de gestion qui favorisent une réhabilitation des ouvrages propre à améliorer l'« habitat » et à en restaurer les fonctions naturelles et les processus dans les zones littorales. Opter pour des ouvrages de protection du rivage biologiquement compatibles est essentiel à la restauration du littoral des Grands Lacs. Livchak et Mackey (2007) font des recommandations plus précises en matière de gestion.

### Charges diffuses et pratiques exemplaires de gestion

Pendant plus de vingt ans, on a apporté des améliorations à la gestion des charges de sources diffuses, des nutriments et des pertes de sol dans les paysages agricoles. Les pratiques exemplaires de gestion (PEG) qui en résultent sont destinées à rendre l'agriculture plus efficace, à mieux retenir les sols et les nutriments et à protéger la qualité de l'eau. Les PEG peuvent réellement changer la réaction hydrologique des terres agricoles et minimiser les impacts nocifs sur les cours d'eau, les lacs et les zones littorales des Grands Lacs. La bonne mise en œuvre des PEG sur de vastes superficies peut améliorer considérablement la qualité de l'eau et réduire grandement les charges de particules sédimentaires, de nutriments et de contaminants dans les Grands Lacs. Une des PEG qui réussit le mieux est le travail de conservation du sol, sans labour entre les rotations des cultures ou avec des labours réduits

afin de laisser les débris végétaux sur le sol pour en stabiliser la surface et réduire l'érosion par l'eau. Le travail de conservation du sol est encouragé activement depuis la fin des années 1980, et les superficies où il se pratique augmentent constamment dans le bassin des Grands Lacs.

Dans la partie nord-ouest de l'Ohio (qui est une grande source de charges dans le lac Érié), environ 55 à 60 % des superficies plantées en soja sont cultivées sans labour, comme environ 20 à 25 % des superficies plantées en maïs, dans les bassins versants de la rivière Sandusky et du cours inférieur de la rivière Maumee (figure 8). D'après les parcelles étudiées, le travail de conservation du sol dans ces bassins a augmenté entre 1996 et 2000, puis s'est stabilisé ou a reculé légèrement jusqu'en 2004. Selon le Service de conservation des ressources naturelles (NRCS – Natural Resources Conservation Service), l'exploitation de ces superficies n'aurait pas beaucoup changé depuis 2004 (Steve Davis, NRCS, communication personnelle). Dans les bassins versants en question, on pratique surtout la culture en rangs, de soja, de maïs et de blé d'automne. Les tendances à long terme des charges de particules de sol, de nutriments et de contaminants sont décrites dans un chapitre ultérieur du présent document d'information. Il est essentiel à la protection et à la restauration des zones littorales des Grands Lacs de poursuivre la mise en œuvre et l'amélioration des PEG.

### Résumé

Les changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol dans les bassins versants ont modifié les voies d'écoulement vers les affluents et donc les régimes d'écoulement, augmenté énormément les charges de particules sédimentaires et de nutriments, provoqué l'érosion et l'instabilité des chenaux, et dégradé la qualité des eaux des affluents se déversant dans les Grands Lacs. Les eaux des affluents doivent s'écouler par les habitats de la marge côtière et du littoral pour rejoindre les eaux libres des lacs; elles subissent donc les effets des activités anthropiques dans les bassins versants. Les contaminants chimiques, les nutriments et les particules sédimentaires fines ont nui à la structure des habitats et aux fonctions écosystémiques du littoral. Même si des mesures ont été prises pour ralentir la dégradation des habitats de la marge côtière et du littoral, la croissance démographique soutenue et les changements d'utilisation des terres et d'occupation du sol qui l'accompagnent dans les bassins versants des Grands Lacs vont continuer de les détériorer.

### Remerciements

Auteur : Scudder D. Mackey, Ph.D., Habitat Solutions NA, scudder@sdmackey.com.

### Sources d'information

Apfelbaum, S., J. Bell, R. Roland, S.D. Mackey, M. DePhilip, M. Khoury et L. Hinz. 2007. *Identifying and Valuing Restoration Opportunities and Resource Improvements at Watershed and Subwatershed Scales: Final Report*. Great Lakes Protection Fund, Grant 758, 159 pages.

Auch, R., J. Taylor et W. Acevado. 2004. *Urban Growth in American Cities: Glimpses of U.S. Urbanization*. Sioux Falls (Dakota du Sud), U.S. Geological Survey. *U.S. Geological Survey Circular* 1252.

Baron, J.S., N.L. Poff, P.L. Angermeier, C.N. Dahm, P.H. Gleick, N.G. Hairston, R.B. Jackson, C.A. Johnston, B.D. Richter et A.D. Steinman. 2003. « Sustaining healthy freshwater systems ». *Issues in Ecology*, 10 : 1-16.

Center for Watershed Protection. 1994. « The importance of imperviousness ». *Watershed Protection Techniques*, 1 (3) : 100-111.

Danz, N.P., G.J. Niemi, R.R. Regal, T. Hollenhorst, L.B. Johnson, J.M. Hanowski, R. Axler, J.J.H. Ciborowski, T. Hrabik, V.J. Brady, J.R. Kelly, J.C. Brazner, R.W. Howe, C.A. Johnston et G.E. Host. 2007. « Integrated gradients of anthropogenic stress in the U.S. Great Lakes basin ». *Environmental Management*, 39 : 619-647.

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. 2005. *État des Grands Lacs 2005*. EPA 905 R 06 001, no de cat. En161-3/0-2005F-PDF, 305 pages.

Fuller, J.A., et B. Gerke. 2005. *Distribution of Shore Protection Structures and their Erosion Effectiveness and Biological Compatibility*. Sandusky (Ohio), Ohio Department of Natural Resources. Rapport technique inédit.

---

Johnson, L.B., J.J.H. Ciborowski, S.D. Mackey, T. Hollenhorst, R. Gauthier et D.T. Button. 2007. *An Integrated Habitat Classification and Map of the Lake Erie Basin: Final Report*. National Fish and Wildlife Foundation, U.S. Environmental Protection Agency. 25 pages.

Livchak, C., et S.D. Mackey. 2007. « Lake Erie shoreline hardening in Lucas and Ottawa Counties, Ohio ». Dans J.H. Hartig, M.A. Zarull, J.J.H. Ciborowski, J.E. Gannon, E. Wilke, G. Norwood et A. Vincent (dir.), *State of the Strait, Status and Trends of Key Indicators*. Detroit River-Western Lake Erie Basin Indicator Project. Pp. 86-90. [http://www.epa.gov/med/grosseile\\_site/indicators/sos-indicators.html](http://www.epa.gov/med/grosseile_site/indicators/sos-indicators.html).

Mackey, S.D. 2005. *Physical Integrity of the Great Lakes: Opportunities for Ecosystem Restoration*. Windsor (Ontario), Commission mixte internationale, Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs.

Niemi, G.J., R. Axler, V. Brady, J. Brazner, T. Brown, J.H. Ciborowski, N. Danz, J.M. Hanowski, T. Hollenhorst, R. Howe, L.B. Johnson, C.A. Johnston, E. Reavie, M. Simcik et D. Swackhamer. 2006. *Environmental Indicators of the U.S. Great Lakes Coastal Region*. Washington (DC), U.S. Environmental Protection Agency. Report NRRI/TR-2006/11 to the U.S. Environmental Protection Agency STAR Program, ver.1. Agreement R82-8675, 121 pages + annexes. [http://glei.nrri.umn.edu/default/documents/GLEI\\_final\\_VersionII.pdf](http://glei.nrri.umn.edu/default/documents/GLEI_final_VersionII.pdf).

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 (numéro spécial 2) : 1-12.

Pastor, J., et P.T. Wolter. 2002. « Mapping and modeling forest change in a boreal landscape ». Dans *Proceedings of NASA LCLUC Science Team Meeting*. Washington (DC) (19-21 novembre).

Poff, N.L., J.D. Allan, M.B. Bain, J.R. Karr, K.L. Prestegard, B.D. Richter, R.E. Sparks et J.C. Stromberg. 1997. « The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration ». *BioScience*, 47 (11) : 769-784.

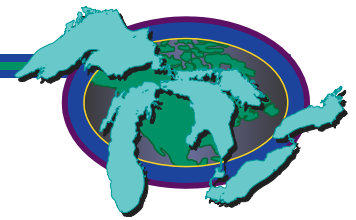
Richter, B.D., et H.E. Richter. 2000. « Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers ». *Conservation Biology*, 14 : 1467-1478.

Richter, B.D., J.V. Baumgartner, D.P. Braun et J. Powell. 1998. « A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network ». *Regulated Rivers*, 14 : 329-340.

Silk, L. 2005. « Durcissement des terrains naturels (rapport de progrès) – Indicateur no 7054 ». Dans Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, *État des Grands Lacs 2005*. Pp. 216-217.

U.S. Department of Agriculture, National Agricultural Statistics Service, Research and Development Division. *Cropland Data Layer. 1992-2007*. <http://www.nass.usda.gov/research/Cropland/SARS1a.htm>.

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.



### 3.0 Écosystèmes terrestres littoraux

#### État de l'écosystème

##### Introduction

La longueur totale du littoral<sup>1</sup> des Grands Lacs dépasse 28 300 km (17 585 mi) (distance supérieure à la moitié de la circonférence de la Terre à l'équateur), ce qui en fait le plus long rivage d'eau douce au monde (tableau 1). En raison de son étroite proximité avec les plus grandes étendues d'eau douce du monde, la zone terrestre littorale dynamique des Grands Lacs est un catalyseur de la diversité des espèces et des écosystèmes. Bon nombre des espèces terrestres endémiques du bassin des Grands Lacs ont évolué depuis 10 000 ans sous l'influence du milieu littoral, et environ 200 espèces isolées y persistent en raison des conditions particulières du milieu (Henson *et al.*, 2005; TNC, 1999). Maints écosystèmes rares à l'échelle mondiale se sont aussi développés grâce à ces conditions particulières. Ainsi, le bassin des Grands Lacs comprend un des assemblages d'écosystèmes les plus diversifiés des États-Unis et du sud du Canada (Comer *et al.*, 2003; NatureServe, 2008), et plus de 25 communautés végétales restreintes au littoral des Grands Lacs et rares à l'échelle mondiale (NatureServe, 2008) sont documentées. Le présent rapport porte sur bon nombre de ces communautés.

La zone terrestre littorale des Grands Lacs subit de nombreuses pressions. En effet, aucune autre partie du bassin des Grands Lacs n'a une histoire humaine aussi riche et diversifiée. Depuis des millénaires, des êtres humains s'établissent dans des écosystèmes littoraux pour y profiter du transport par eau, des ressources naturelles, de l'eau et des attraits esthétiques. Aujourd'hui, les plus fortes concentrations d'utilisations des terres urbaines, industrielles et récréatives dans le bassin des Grands Lacs se trouvent dans la zone terrestre littorale, et les activités d'aménagement continuent d'être concentrées en milieu riverain (Wolter *et al.*, 2006). Les mesures qui seront prises dans les prochaines décennies détermineront notre efficacité à conserver à long terme plusieurs écosystèmes terrestres littoraux des Grands Lacs.

Système lacustre	Écosystèmes littoraux <sup>1</sup>	Longueur totale du littoral (km)	Zone terrestre littorale (ha) <sup>2</sup>
Supérieur	S1, S2, S3a, S3b, S4a, S4b, S4c, S5a, S5b, S6a, S6b, S6c, S7a, S7b, S7c, S7d, S7e, LS	6 479	583 485
Huron	HG1a, HG1b, HG1c, HG1d, HG2a, HG2b, HG3, HG4a, HG4b, HG5, HG6, HG7a, HG7b, HG7c, HG8a, HG9, HG10, LH	11 376	790 156
Michigan	M1, M2a, M2b, M3, M4, M5, M6a, M6b, M6c, M7a, M7b, LM	2 478	381 267
Érié	E1, E2, E3, E4, E5, E6a, E6b, E7a, E7b, E7c, E7d, LE	2 687	247 864
Ontario	OS1, OS2, OS3a, OS3b, OS4a, OS4b, OS4c, OS5, OS6, OS7, LO	3 969	357 322
Lac Sainte-Claire	SC1, SC2, SC3	1 314	70 457
<b>Total</b>		<b>28 303</b>	<b>2 430 551</b>

**Tableau 1.** Sommaire des écosystèmes littoraux des Grands Lacs.

<sup>1</sup> Voir la figure 1.

<sup>2</sup> La zone terrestre littorale désigne ici la bande terrestre d'une largeur de 2 km à partir de la ligne de rive.

Source: Écosystèmes littoraux de Reid *et al.* (1999).

L'état des écosystèmes terrestres littoraux est inextricablement lié à la santé des lacs; il s'agit d'un lien qui est bien documenté pour les écosystèmes terrestres-fluviaux, mais que l'on commence juste à comprendre dans le cas des grands écosystèmes lacustres. L'aménagement de la rive d'un lac peut avoir un impact considérable sur les habitats, les cycles des nutriments, les processus physiques et les assemblages d'espèces des écosystèmes aquatiques littoraux (Scheuerell et Schindler, 2004), y compris sur les communautés de poissons et leur richesse spécifique (Brazner, 1997). Dans les Grands Lacs, la santé des écosystèmes terrestres littoraux est liée à la santé et à la diversité des eaux littorales. Ainsi, les communautés de poissons et de zooplancton sont généralement appauvries dans les eaux littorales adjacentes aux rives aménagées (Goforth et Carman, 2005), en particulier en raison des changements dans la stabilité et la composition du substrat. L'aménagement et la modification des rives altèrent les processus liés au substrat de la zone littorale et peuvent favoriser la prolifération d'espèces aquatiques envahissantes (Meadows *et al.*, 2005), et le degré d'aménagement du littoral peut constituer un indicateur terrestre de l'intégrité relative des écosystèmes aquatiques littoraux. Ces liens soulignent l'importance de la conservation des écosystèmes littoraux. La protection des écosystèmes terrestres littoraux permet de conserver des espèces et communautés uniques au monde et de préserver les processus et la biodiversité du milieu aquatique littoral.

1 Y compris les rives des îles.



### Portée et but du présent document

Le présent document, qui constitue une mise à jour du chapitre sur les écosystèmes terrestres littoraux (Reid et Holland, 1997) du document de travail de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CÉÉGL) de 1996, a deux objectifs principaux :

- a) Mettre à jour les données de référence sur les écosystèmes terrestres littoraux.
- b) Déterminer l'évolution de ces écosystèmes et répondre à la question : Qu'est-ce qui a changé depuis 1996?

Pour atteindre le premier objectif, le présent document compile et analyse les meilleures données spatiales accessibles sur ces écosystèmes, lesquelles ont pour la plupart été obtenues depuis la rédaction du premier document de travail (annexes A et B). Ces données comprennent des cartes du milieu littoral au Canada (Environnement Canada et ministère des Richesses naturelles de l'Ontario) et aux États-Unis (National Oceanic and Atmospheric Administration), ainsi que des classifications et des descriptions des écosystèmes littoraux terrestres (faites par NatureServe [2008], l'Ontario et les États américains riverains des Grands Lacs), y compris les occurrences d'éléments de communautés végétales terrestres littorales. La nomenclature de certains écosystèmes terrestres littoraux du rapport de 1996 a été modifiée pour qu'elle corresponde à celle de NatureServe (2008), et deux écosystèmes ont été ajoutés (tableau 2). Les îles des Grands Lacs, qui étaient incluses dans le rapport de 1996, font maintenant l'objet d'un rapport d'indicateurs distinct de la CÉÉGL (n° 8129) et ne sont donc pas traitées ici. Les milieux humides et les habitats aquatiques littoraux font l'objet d'autres rapports de la CÉÉGL 2008.

Dans ce projet, des données de référence sur l'emplacement et l'étendue des écosystèmes terrestres littoraux ont été compilées, puis analysées pour chacun des écosécteurs littoraux des Grands Lacs (figure 1). Les limites de ces écosécteurs sont fondées sur l'étude de Reid et al. (1999). Cinq unités supplémentaires ont été créées et utilisées dans l'analyse pour inclure les îles au large.

Le second objectif du présent document consiste à déterminer l'évolution des écosystèmes terrestres littoraux et les pressions qu'ils subissent à partir d'une étude de la documentation. Nous incluons également une analyse de l'altération des rives et de la couverture terrestre pour quantifier l'état de chaque unité littorale. Cette analyse fournit un indice général de la santé des écosystèmes terrestres littoraux des Grands Lacs.

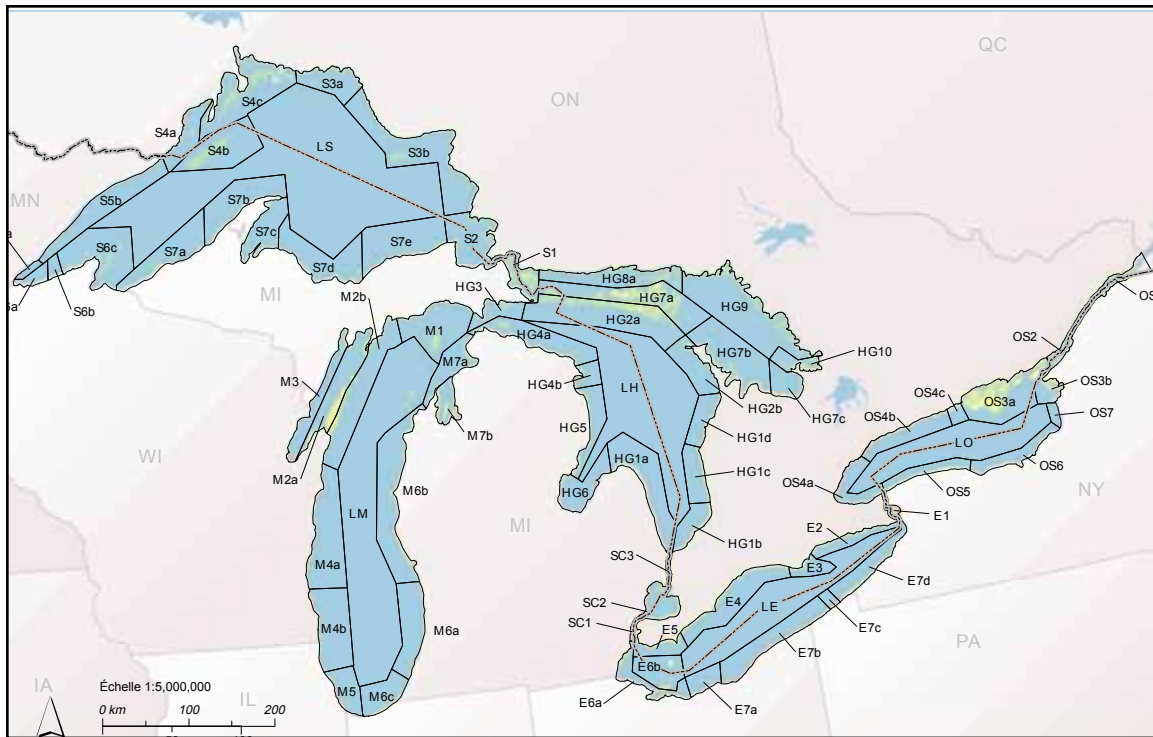
### Résultats

#### *Sommaire de la répartition, de l'état et des tendances des écosystèmes*

La section qui suit présente un résumé sur chacun des 14 écosystèmes terrestres littoraux des Grands Lacs présentés au tableau 2. Chaque résumé donne la cote de conservation des communautés végétales présentes (voir l'annexe B et des renseignements de base sur la composition et les fonctions de chaque écosystème terrestre littoral). Pour chacun de ces derniers, un tableau présente un sommaire de sa répartition, de son état et de ses tendances.

Écosystèmes terrestres littoraux abordés dans le présent rapport	Nom utilisé dans le document CÉÉGL de 1996
1. Plages de sable des Grands Lacs	Plages de sable
2. Avant-dunes des Grands Lacs	Dunes de sable
3. Complexes d'arrière-dunes des Grands Lacs	Terres sablonneuses arides
4. Rives de roc	Plage de roche en place et de galets
5. Plages de galets	Plage de roche en place et de galets
6. Falaises littorales	Falaises de calcaire et pentes de talus
7. Escarpements littoraux	Falaises riveraines non consolidées
8. Prairies de plaine lacustre	Prairies d'herbes hautes
9. Communautés arctiques-alpines isolées	Communautés éparses arctiques-alpines
10. Communautés de la plaine côtière atlantique isolées	Communautés disjointes de plaine côtière atlantique
11. Tourbières minérotrophes riches du littoral	Nouveau
12. Alvars littoraux	Sol de végétation Alvar littorale
13. Landes rocheuses littorales	Terres gneissiques côtières
14. Forêts littorales des Grands Lacs	Nouveau

**Tableau 2.** Liste des écosystèmes terrestres littoraux des Grands Lacs et correspondance avec leur désignation dans le document de la CÉÉGL de 1996.



**Figure 1.** Écosystèmes littoraux des Grands Lacs.

Sources des données : Conservation de la nature Canada – région de l'Ontario, 2007. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2007. Données et cartes ESRI, 2006. Ressources naturelles Canada, Centre canadien de gestion cadastrale, 2003. NOAA, Coastal Services Center, 2002. U.S. Environmental Protection Agency, 2000.

### **1. Plages de sable des Grands Lacs**

**Cote mondiale :** Vulnérable.

**Écosystèmes terrestres littoraux associés :** *Avant-dunes des Grands Lacs, complexes d'arrière-dunes des Grands Lacs, plages de galets.*

**CÉÉGL 1996 :** *Plages de sable.*

**Contexte :** Les plages de sable des Grands Lacs correspondent à la zone de plage active sous la ligne des hautes eaux; elles dépendent de conditions physiques assez précises et sont restreintes à une zone étroite au bord des Grands Lacs. Il s'agit de milieux très actifs qui se forment lorsque les vagues et le vent déposent du sable qui a été érodé ailleurs sur une rive exposée. Les plages de sable sont dynamiques : leur sable peut être emporté dans l'eau par les ondes de tempête ou les glaces ou être transporté vers l'intérieur des terres et former des dunes. Ce sont des milieux de haute énergie, habituellement très dégagés, où la richesse et la couverture végétales sont faibles et où se forme peu de sol. Les plages de sable migrent régulièrement selon les fluctuations des niveaux d'eau et présentent habituellement une diversité et une couverture végétales faibles (Kost *et al.*, 2007). Des arbres déracinés ou l'accumulation de matières organiques en surface peuvent permettre des changements dans les caractéristiques des sédiments ou de la végétation d'une plage, mais ces changements sont habituellement temporaires.

### Répartition, état et tendances : plages de sable des Grands Lacs

Système lacustre Longueur et % du littoral	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendance
<b>Supérieur</b> 618 km / 9,5 %	S1, <b>S2, S3a, S3b, S4a, S4c, S5a, S5b, S6a</b> , S6b, S6c, S7a, S7b, S7d, <b>S7e</b> , LS	S2, S7e	Bon / Inchangé
<b>Michigan</b> 1515 km / 61,1 %	<b>M1, M2a, M2b, M3, M4a, M4b</b> , M5, <b>M6a, M6b, M6c, M7a, M7b, LM</b>	M1, M2a, M3, M6b, M7b	Mitigé / Inchangé
<b>Huron</b> 709 km / 6,2 %	HG1a, HG1b, HG1c, HG1d, HG2a, <b>HG2b, HG3, HG4a</b> , HG4b, HG5, HG6, HG7a, HG7b, <b>HG7c</b> , HG8a, HG9, <b>HG10</b>	HG4a, HG5	Mitigé / Inchangé
<b>Sainte-Claire</b> 16 km / 1,2 %	SC1, SC2, SC3	SC1, SC2, SC3 (principalement dans SC2)	Médiocre / Indéterminé
<b>Érié</b> 387 km / 14,4 %	E1, E2, <b>E3, E4, E5, E6a, E6b</b> , E7a, <b>E7b, E7c, E7d, LE</b>	E2, E3, E4, E5, E6a, E7d	Mitigé / Inchangé
<b>Ontario</b> 139 km / 3,5 %	OS1, OS2, OS3a, <b>OS3b</b> , OS4a, OS4b, OS4c, <b>OS5</b> , OS6, <b>OS7</b>	OS1, OS3a, OS4a, OS5, OS5, OS6, OS7	Mitigé / Inchangé

<sup>1</sup> D'après la cartographie du littoral et les données d'occurrences d'éléments (OE). Les caractères gras indiquent les secteurs littoraux contenant au moins une OE. Comprend des OE de plages et de dunes.

<sup>2</sup> Les secteurs littoraux clés contiennent plus de 10 % de la superficie totale de l'écosystème dans chacun des Grands Lacs.

Les plages de sable s'étendent sur environ 3385 km (2100 mi) de rives des Grands Lacs. Elles forment une bonne partie du rivage du lac Michigan (surtout sur la rive est), et de grandes plages sont également présentes sur les flèches sableuses du lac Érié ainsi que dans la baie Nottawasaga du lac Huron, l'est du lac Supérieur et l'est du lac Ontario. NatureServe (2008) considère que les plages de sable des Grands Lacs sont rares à l'échelle mondiale ainsi qu'en Ontario et dans les États américains. Les occurrences documentées couvrent une superficie moyenne d'environ 10 hectares (24,7 acres) (NatureServe, 2008). Des éléments de cette communauté peuvent être associés à d'autres écosystèmes littoraux, notamment les dunes et les escarpements en érosion. NatureServe (2008) n'a identifié qu'une seule communauté végétale de plage de sable, soit celle caractérisée par le Caquillier édentulé (*Cakile* sp.) en association avec l'Ammophile à ligule courte (*Ammophila breviligulata*). Les écosystèmes de plages de sable sont étroitement liés aux dunes et aux landes littorales et constituent habituellement la première interface entre ces écosystèmes et la rive du lac.

De nombreuses plages de sable importantes se trouvent dans des parcs et d'autres aires protégées; la plupart ne sont pas directement touchées par les activités d'aménagement, mais les ouvrages de protection des rives et les ouvrages qui modifient le mouvement du sable en zone littorale peuvent avoir des incidences sur de grandes zones du littoral en réduisant le dépôt de sable. La plupart des plages dans les aires protégées font l'objet d'une intense utilisation récréative. Leur intendance s'améliore, même s'il reste encore des progrès à faire (réduction de l'utilisation de véhicules récréatifs et « nettoyage » des plages qui enlèvent les matières organiques).

## 2. Avant-dunes des Grands Lacs

**Cote mondiale :** Vulnérable – apparemment non en péril.

**Écosystèmes terrestres littoraux associés :** Plages de sable des Grands Lacs, complexes d'arrière-dunes des Grands Lacs.  
CÉÉGL 1996 : Dunes de sable.

**Contexte :** Les avant-dunes des Grands Lacs se définissent comme des avant-dunes stabilisées dénudées qui se forment le long des rives sableuses dégagées exposées à des vents constants qui transportent du sable vers l'intérieur des terres (Reid et Holland, 1997). Leur formation est un processus dynamique et cyclique d'érosion hydrique et de dépôt éolien : les premières dunes ont été formées lors de la régression d'anciens lacs par l'érosion des escarpements et le dépôt de particules sédimentaires ainsi produites sur les plages d'où elles ont été emportées par le vent sur les dunes (Kost *et al.*, 2007). Les avant-dunes se forment lorsque des plantes comme l'Ammophile à ligule courte causent le dépôt de sable soufflé par le vent et que le sable s'accumule ainsi jusqu'à ce qu'il soit colonisé par des graminées comme *Calamovilfa longifolia* et le Schizachyrium à balais (*Schizachyrium scoparium*), ainsi que par des arbres ou des arbustes comme le Peuplier deltoïde (*Populus deltoides*), le Peuplier baumier (*Populus balsamifera*), le Cerisier des sables (*Prunus pumila*) et des saules (*Salix* sp.) (Reid et Holland, 1997). La communauté végétale varie de clairsemée

sur les dunes actives à dominée par des graminées, des arbustes ou des arbres selon le degré d'érosion et de dépôt et la distance au lac. Les écosystèmes dunaires sont très importants pour la biodiversité de la région des Grands Lacs. Moins de 40 % des espèces végétales des dunes des Grands Lacs occupent également des dunes maritimes (NatureServe, 2008). Les dunes boisées, les landes connexes et les milieux humides associés aux dunes secondaires sont traités sous les rubriques landes sableuses littorales et dunes boisées. Les avant dunes des Grands Lacs sont toujours associées à des plages de sable.

**Répartition, état et tendances : avant-dunes des Grands Lacs**

Système lacustre	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendance
Supérieur	S2, S3a, S3b, S4c, S6a, S6c, S7e	S3a, S3b, S6a, S6b	Bon / Inchangé
Michigan	M1, M2b, M3, M4a, M4b, M5, M6a, M6b, M6, M7a, M7b, LM	M1, M2b, M6b, M7a	Mitigé / S'améliore
Huron	HG2b, HG3, HG4a, HG7c, HG10	HG10	Mitigé / S'améliore
Sainte-Claire	Absent	–	–
Érié	E3, E5, E6a, E6b, E7b, E7d, LE	E6a	Mitigé / S'améliore
Ontario	OS3b, OS5, OS7	OS7	Mitigé / S'améliore

<sup>1</sup> D'après la cartographie du littoral et les données d'occurrences d'éléments (OE).

<sup>2</sup> Les secteurs littoraux clés contiennent au moins cinq OE documentées ou le plus grand nombre d'OE du lac.

Le rivage des Grands Lacs comprend environ 30 000 hectares (74 000 acres) de dunes (y compris les complexes d'arrière dunes), soit le plus grand ensemble de dunes d'eau douce au monde (Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, 2007). Des dunes bordent tous les Grands Lacs, mais elles se concentrent surtout sur les rives du sud est du lac Supérieur, de l'est du lac Michigan, du sud du lac Huron et de l'est du lac Ontario. Environ 2 à 3 % de la rive du lac comprennent des dunes (Peach, 2008).

Six communautés d'avant dunes ont été observées sur les rives des Grands Lacs, dont la plupart sont rares à l'échelle mondiale (NatureServe, 2008) (annexe A). La dune à Ammophile à ligule courte des Grands Lacs constitue la communauté dunaire la plus répandue; outre l'Ammophile à ligule courte, ses espèces caractéristiques sont la calamovilfa et, dans les zones stabilisées, le Schizachirium à balais. Cette communauté est étroitement apparentée aux communautés de dunes arbustives à Genévrier commun (*Juniperus communis*) ou à Cerisier des sables. La prairie dunaire de la partie nord des Grands Lacs est une communauté moins bien documentée, que l'on ne trouve qu'au lac Supérieur. Les dunes à Peuplier deltoïde constituent la seule communauté arborée présente sur des avant dunes stabilisées; on trouve cette communauté très rare à l'échelle mondiale dans des champs de dunes et sur les cordons de dunes les plus stables dans la partie sud des Grands Lacs. Bien qu'il y ait eu une importante baisse des occurrences de cet écosystème en raison du développement résidentiel, bon nombre des occurrences qui restent ont été localisées et protégées. Toutefois, dans certains de ces sites, y compris dans des parcs, de mauvaises utilisations continuent de menacer cet écosystème fragile (Bakowsky, 1998a), malgré le nombre croissant de projets d'intendance des dunes sur des terres publiques et privées qui ont pour résultat la reconstruction d'avant-dunes (Featherstone, 2008). Des programmes de sensibilisation et d'intendance ont été créés par le Michigan Natural Features Inventory et le Lake Huron Centre for Coastal Conservation.

**3. Complexes d'arrière-dunes des Grands Lacs**

**Cote mondiale :** Vulnérable.

**Écosystèmes terrestres littoraux associés :** Avant dunes des Grands Lacs, forêts littorales des Grands Lacs.

**CÉÉGL 1996 :** Cet écosystème faisait partie des terres sablonneuses arides.

**Contexte :** Cet écosystème comprend des forêts, des milieux humides et des landes associées à des arrière dunes stabilisées. Le présent document n'aborde que les dunes qui font partie du rivage actuel des Grands Lacs. Dans certains cas, ces communautés s'étendent sur plusieurs kilomètres vers l'intérieur des terres et présentent des marques d'anciens niveaux lacustres (p. ex., Oak Openings en Ohio et Indiana Dunes National Lakeshore). Cet écosystème ne comprend pas les zones sableuses dégagées qui ne sont pas liées au littoral. Les complexes d'arrière dunes présentent souvent une alternance de dunes et de baissières. Les dunes sont habituellement occupées par une forêt sèche, tandis que les baissières sont souvent suffisamment près de la nappe phréatique pour abriter des communautés de milieux humides. La composition et la structure de cet écosystème sont très variables dans le bassin des Grands Lacs. Par exemple, au Michigan, on a décrit six grands types d'écosystèmes de dunes et de baissières selon l'endroit et la structure des dunes.

### Répartition, état et tendances : complexes d'arrière-dunes des Grands Lacs

Système lacustre	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendence
Supérieur	S2, S5b, S6a, S6c, S7a, S7b, S7c, S7d, S7e	S5b	Mitigé / Se détériore
Michigan	M1, M2a, M2b, M3, M4a, M4b, M5, M6a, M6b, M6c, M7a, M7b	M1, M2b, M4b, M5, M6b, M6c	Mitigé / Se détériore
Huron	HG2a, HG3, HG4a, HG5, HG6, LH	HG3, HG4a	Mitigé / Se détériore
Sainte-Claire	Absent	–	–
Érié	E7c	E7c	Bon / Inchangé
Ontario	Non documenté	–	–

<sup>1</sup> D'après la cartographie du littoral et les données d'occurrences d'éléments (OE). Comprend les OE suivantes : complexe de dunes boisées et de baissières, crête de plage, milieu humide interdunaire, lande des Grands Lacs, ainsi que prairie et savane à proximité du littoral.

<sup>2</sup> Les secteurs littoraux clés contiennent au moins cinq OE documentées. Les OE de ce type d'écosystème ne sont pas relevées en Ontario.

Les quatre communautés végétales documentées dans les complexes d'arrière dunes des Grands Lacs sont rares à l'échelle mondiale (NatureServe, 2008) (annexe A). a) Les complexes de dunes boisées et de baissières, dont on a documenté près de 100 occurrences dans la région, se trouvent souvent là où des cours d'eau post glaciaires se jettent dans une baie et constituent une source de sable. Le Pin gris (*Pinus banksiana*), le Pin rouge (*Pinus resinosa*) et le Pin blanc (*Pinus strobus*), le Genévrier commun et le Genévrier horizontal (*Juniperus horizontalis*) ainsi que le Raisin d'ours (*Arctostaphylos* sp.) peuplent souvent les crêtes dunaires dans la portion nord des Grands Lacs, tandis que la végétation des crêtes dunaires de la portion sud des Grands Lacs est caractérisée par le Peuplier deltoïde, le Chêne noir (*Quercus velutina*) et le Pin blanc. Les occurrences dans la partie est du lac Ontario sont dominées par le Chêne rouge (*Quercus rubra*) et l'Érable rouge (*Acer rubrum*) (Bonanno *et al.*, 1998). Les baissières sont occupées par des marécages. Les complexes situés dans des baies abritées du vent sont entièrement formés de crêtes très basses dominées par une végétation de milieu humide (p. ex., parties du Parc national de la Pointe-Pelée). On a aussi classé cet écosystème selon ses composantes en milieu sec et en milieu humide. b) Les milieux humides interdunaires sont présents dans les Grands Lacs méridionaux et dans certaines parties du nord du lac Michigan; on en a documenté 36 occurrences couvrant une superficie totale de 539 hectares (1132 acres). c) Les pinèdes dunaires des Grands Lacs sont présentes dans des complexes de dunes boisées et de baissières des lacs Michigan et Huron. Elles y sont restreintes aux sols sablonneux secs au sommet des dunes. Cette communauté forestière est étroitement associée à la communauté des d) landes à pins des Grands Lacs, soit une savane de résineux et d'arbustes épars. Ce type de savane n'a pas été systématiquement relevé en Ontario, mais on en connaît de nombreuses occurrences dans la province (p. ex., dans les parcs provinciaux Pinery et Wasaga Beach).

Les milieux d'arrière-dunes boisées et de baissières sont plus susceptibles d'être aménagés par les êtres humains que les plages et les dunes plus actives qui se trouvent entre le lac et les arrière-dunes. Tous les écosystèmes de dunes boisées, de landes et de baissières des Grands Lacs sont rares à l'échelle mondiale et plusieurs stations sont dégradées. On trouve des stations de grande qualité sur les rives du lac Supérieur, dans le parc national des îles Apostle (Wisconsin). Cet écosystème n'est pas bien documenté en Ontario et ne fait pas l'objet d'un suivi particulier.

#### 4. Rives de roc

**Cote mondiale :** Vulnérable – non en péril (variable selon le type de communauté).

**Écosystèmes terrestres littoraux associés :** Plages de galets, falaises littorales, communautés arctiques alpines isolées, tourbières minérotrophes du littoral, alvars littoraux, landes rocheuses littorales, forêts littorales.

CÉÉGL 1996 : Plage de roche en place et de galets (écosystème scindé par la CÉÉGL en 1998; Reid *et al.*, 1999).

**Contexte :** Les rives de roc sont constituées de roche en place exposée, acide ou basique, de moins de 1 m (3,28 pi) de hauteur. La roche en place peut être nue ou couverte de galets. Le roc peut être horizontal ou incliné, arrondi ou en blocs, et peut inclure des récifs. Au bord de l'eau, la rive présente habituellement peu ou pas de végétation en raison de l'action des vagues et du mouvement de la glace l'hiver (Kost *et al.*, 2007). Ainsi, ces milieux présentent une étroite bande de roc exposé à moins d'un mètre au-dessus du niveau du lac. Ces endroits sont généralement humides et abritent des mousses, des hépatiques et des plantes vasculaires éparses. La couverture végétale et sa hauteur augmentent en s'éloignant du lac. Au-dessus de la zone d'action des vagues et des glaces, la végétation ligneuse domine. Ces écosystèmes secs se trouvent souvent en bordure d'autres écosystèmes, notamment des alvars et des landes de roche acide (Reid et Holland, 1997; Kost *et al.*, 2007).

### Répartition, état et tendances : rives de roc

Système lacustre Longueur et % du littoral	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendances
<b>Supérieur</b> 1863 km 28,7 %	S1, S2, S3a, S3b, S4a, S4b, S4c, <b>S5a, S5b</b> , S6b, <b>S6c</b> , S7a, <b>S7b, S7c</b> , S7d, S7e, <b>LS</b>	S4b, S5b, S6c	Bon / S'améliore
<b>Michigan</b> 270 km 10,9 %	<b>M1, M2a, M2b</b> , M3, M7a, LM	M2a, M2b, M7a, LM	Mitigé / Se détériore
<b>Huron</b> 2953 km 26,0 %	HG1a, HG1b, HG1d, <b>HG2a, HG2b, HG3</b> , HG4a, <b>HG4b, HG7a</b> , HG7b, HG7c, HG8a, HG9, HG10	HG2a, HG2b, HG3, HG8a, HG9	Bon / S'améliore
<b>Sainte-Claire</b> 24 km 1,8 %	SC1	SC1	Médiocre / Inchangé
<b>Érié</b> 221 km 8,2 %	E1, E2, E6a, E6b, E7a, E7b, E7d	E1, E2, E6b, E7d	Mitigé / Se détériore
<b>Ontario</b> 655 km 16,5 %	OS1, OS2, OS3a, <b>OS3b</b> , OS4a, OS4b, OS4c, OS5, OS6, OS7	OS1, OS2, OS3a, OS3b	Mitigé / Se détériore

<sup>1</sup> D'après la cartographie du littoral et les données d'occurrences d'éléments (OE). Les caractères gras indiquent les secteurs littoraux contenant au moins une OE. Les OE de ce type d'écosystème ne sont pas relevées en Ontario.

<sup>2</sup> Les secteurs littoraux clés contiennent plus de 10 % de la superficie totale de l'écosystème.

Les rives de roc sont classées en type alcalin (roches ignées, métamorphiques ou sédimentaires) et en type non alcalin (NatureServe, 2008) (annexe A). Parmi les trois types alcalins qui ont été documentés, le plus commun est a) l'écosystème des rives de basalte ou de conglomérat, que l'on trouve au lac Supérieur et qui sont constituées de basaltes ou de conglomérats volcaniques et de rhyolites localisés. Cet écosystème est associé à celui des communautés arctiques-alpines isolées. b) L'écosystème des rives de grès des Grands Lacs se limite à de petites zones des lacs Supérieur et Huron, habituellement en association avec des falaises de grès. c) Les rives de calcaire ou de dolomie des Grands Lacs sont surtout réparties sur un arc qui s'étend du sud de la péninsule de Bruce jusqu'à la péninsule de Door en passant par l'île Drummond, en plus d'occurrences éparées sur la péninsule inférieure du Michigan au bord du lac Huron, ainsi que dans le lac Érié et l'est du lac Ontario.

Les rives de roc non alcalin constituent l'écosystème des rives de granite et de roche métamorphique des Grands Lacs, caractéristiques du Bouclier canadien. Cette communauté à la végétation éparse se trouve sur le littoral des lacs Supérieur et Huron, ainsi que sur une très petite partie de la rive du lac Ontario.

Les rives de roc s'étendent sur presque 6000 km (3728 mi) de littoral des Grands Lacs, surtout au nord. Les rives de grès et les rives de calcaire ou de dolomie sont considérées comme rares à l'échelle mondiale. De vastes zones de rives de basalte ou de conglomérat et de rives de calcaire ou de dolomie des Grands Lacs sont protégées aux lacs Huron et Supérieur (p. ex., la nouvelle réserve de conservation des îles et des rives de la baie Georgienne qui couvre 17 828 ha [44 054 acres]).

### 5. Plages de galets

**Cote mondiale :** Vulnérable – non en péril (variable selon le type de communauté).

**Écosystèmes terrestres littoraux associés :** Plages de sable des Grands Lacs, rives de roc, falaises littorales, tourbières minérotrophes riches du littoral, alvars littoraux, landes rocheuses littorales, forêts littorales.

**CÉÉGL 1996 :** Plage de roche en place et de galets (écosystème scindé par la CÉÉGL en 1998; Reid et al., 1999).

**Contexte :** Les plages de galets sont très variées, comportant des matériaux allant de petits galets à de grands blocs. Il s'agit habituellement d'un milieu dynamique soumis à l'action du vent et surtout des vagues, des glaces et des fluctuations des niveaux de l'eau, qui peuvent perturber l'habitat et remanier les roches et les particules sédimentaires de la plage. La végétation est habituellement clairsemée, mais elle varie selon l'exposition et la quantité de particules fines entre les galets (Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, 2005). Sur les crêtes (de plage) de tempête, les galets peuvent s'accumuler sur plusieurs mètres; dans ces conditions, la végétation est souvent absente. Les plages aux minces accumulations de gravier et de petits galets peuvent soutenir des communautés végétales très riches, surtout lorsque les espaces entre les galets sont remplis de sable (Kost et al., 2007; Albert et Kost, 2007).

### Répartition, état et tendances : plages de galets

Système lacustre Longueur et % du littoral	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendances
<b>Supérieur</b> 911 km 14,1 %	S1, S2, S3a, S3b, S4a, S4c, <b>S5a, S5b</b> , S6c, S7a, S7b, S7c, LS	S1, S3b, S4a, S4c	Bon / Amélioration
<b>Michigan</b> 12 km 0,5 %	<b>M1</b> , M2a, M2b, M4b, M7a	M2a, M2b, M7a	Mitigé / Se détériore
<b>Huron</b> 1449 km 12,7 %	HG1a, HG1b, HG1c, HG1d, <b>HG2a</b> , HG2b, <b>HG3, HG4a</b> , HG4b, HG5, HG7a, HG7b, HG7c, HG10, HG8a, HG9	HG2a, HG7a, HG7b, HG8a	Bon / S'améliore
<b>Sainte-Claire</b> 3 km 0,2 %	SC1	SC1	Mauvais / Inchangé
<b>Érié</b> 48 km 1,8 %	E1, E2, E3, E4, E6b, E7b, E7c, E7d	E2, E6b, E7b, E7d	Mitigé / Inchangé
<b>Ontario</b> 297 km 7,5 %	<b>OS1</b> , OS2, OS3a, <b>OS3b</b> , OS4a, OS4b, OS4c, OS5	OS1, OS3a, OS4b	Mitigé / Se détériore

<sup>1</sup> D'après la cartographie du littoral et les données d'occurrences d'éléments (OE). Les caractères gras indiquent les secteurs littoraux contenant au moins une OE.

<sup>2</sup> Les secteurs littoraux clés contiennent plus de 10 % de la superficie totale de l'écosystème.

Trois types de plages de galets ont été décrits sur le littoral des Grands Lacs (NatureServe, 2008) (annexe A). a) D'abord, les rives de galets et de gravier calcaires des Grands Lacs, que l'on trouve au centre du lac Huron le long de l'escarpement du Niagara et dans le lac Ontario. Il s'agit d'un type bien représenté localement, mais il n'est pas très répandu. b) L'écosystème des rives de galets et de gravier basaltiques ou diabasiques des Grands Lacs est bien représenté sur le littoral de la portion nord des Grands Lacs. On en trouve entre des zones de roc volcanique exposé composé de basalte et de conglomérat Copper Harbor. c) Enfin, on trouve des rives de galets et de gravier non alcalins des Grands Lacs sur le littoral de la portion nord des Grands Lacs tant au Canada qu'aux États-Unis.

Les communautés de galets calcaires – gravier et galets non alcalins – des Grands Lacs sont classées comme rares à l'échelle mondiale, mais ce dernier type est sous-estimé en Ontario. De vastes zones de rives de galets et de gravier de type non alcalin et de type basaltique ou diabasique ont été protégées depuis une décennie sur le littoral ontarien des lacs Supérieur et Huron.

### 6. Falaises littorales

**Cote mondiale** : Apparemment non en péril – non en péril (varie selon le type de communauté).

**Écosystèmes terrestres littoraux associés** : Rives de roc, plages de galets, landes rocheuses littorales, forêts littorales.

**CÉÉGL 1996** : Falaises de calcaire et pentes de talus (la définition de ce milieu a été élargie pour inclure tous les types de falaises).

**Contexte** : Les falaises littorales sont des escarpements de roc verticaux ou presque verticaux sur le rivage actuel qui sont formés par des processus littoraux, notamment l'érosion et les embruns. On divise habituellement les falaises en trois zones de végétation : les forêts au sommet, la paroi et le talus d'éboulis (Kost *et al.*, 2007). La plupart des parois de falaise sont soumises à des fluctuations de température extrêmes et abritent des herbacées et des fougères éparses dans des fissures, ainsi que des arbres rabougris sur les corniches (Reid et Holland, 1997). Les talus d'éboulis se trouvent au pied des falaises et sont constitués de grands blocs rocheux qui se sont détachés des parois (Reid et Holland, 1997; Kost *et al.*, 2007). Ces talus sont habituellement exempts de végétation dans la zone balayée par les vagues; à mesure que l'on s'éloigne de la rive, on y trouve de plus en plus d'herbacées, puis des arbustes et ensuite des forêts mixtes (Reid et Holland, 1997). Les falaises peuvent présenter de nombreuses formations particulières. Au Michigan, leur hauteur varie d'à peine 3-6 m (9,8 à 19,7 pi) à plus de 60 m (197 pi) (Kost *et al.*, 2007). L'escarpement du Niagara dans la région des Grands Lacs peut s'élever à bien plus de 100 m (328 pi) au-dessus du rivage et comprend des grottes littorales, des grottes karstiques, des falaises en surplomb et des îles « pots de fleurs » (Reid et Holland, 1997; Kost *et al.*, 2007).

### Répartition, état et tendances : falaises littorales

Système lacustre	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendence
<b>Supérieur</b> 1390 km 21,5 %	S1, S2, S3a, S3b, S4a, S4c, S5b, S6a, S6b, S6c, S7a, S7b, S7c, S7d, S7e, LS	S3a, S3b, S4c	Bon / S'améliore
<b>Michigan</b> 45 km 1,8 %	M2a, M2b, M3, LM	M2b, M3, LM	Mitigé / Inchangé
<b>Huron</b> 2923 km 25,7 %	HG2a, HG2b, HG4b, HG7a, HG7b, HG8a, HG9, HG10	HG8a, HG9	Mitigé / S'améliore
<b>Sainte-Claire</b>	Absent	–	–
<b>Érié</b> 118 km 4,4 %	E1, E6a, E6b	E1, E6a	Mitigé / Inchangé
<b>Ontario</b> 226 km 5,7 %	OS1, OS2, OS3a, OS4a, OS5	OS2	Mitigé / Inchangé

<sup>1</sup> D'après la cartographie du littoral et les données d'occurrences d'éléments (OE). Les caractères gras indiquent les secteurs littoraux contenant au moins une OE.

<sup>2</sup> Les secteurs littoraux clés contiennent plus de 10 % de la superficie totale de l'écosystème. Certains sites américains classés comme des falaises semblent être des escarpements (p. ex., sur la rive de la partie inférieure du lac Michigan) et ont été reclassés escarpements en fonction de descriptions physiographiques et de l'opinion d'experts. Certaines falaises américaines pourraient être de basses falaises (< 1 m [3,3 pi]), qui ont été classées comme des rives de roc en Ontario.

Quatre communautés de falaises sont documentées dans la région des Grands Lacs (NatureServe, 2008) (annexe A). On trouve a) les falaises de calcaire ou de dolomie des Grands Lacs sur la péninsule de Bruce et l'île Manitoulin, ainsi qu'à la gorge du Niagara; b) les falaises basaltiques ou diabasiques au lac Supérieur; c) les falaises granitiques ou métamorphiques sur le littoral nord des lacs Supérieur et Huron; d) les falaises de grès occupent des rives américaines et canadiennes de la portion nord des Grands Lacs. Le substrat consiste en grès précambrien, qui affleure le long de la rive sud du lac Supérieur, au Michigan.

Les falaises constituent un écosystème relativement commun le long des Grands Lacs, s'étendant sur plus de 3385 km (2103 mi) du littoral. Elles sont plus nombreuses dans la portion nord des Grands Lacs. Aucun des types de communautés documentées n'est classé comme rare à l'échelle mondiale, mais plusieurs types n'ont pas été classés. Les écosystèmes de falaises de calcaire ou de dolomie et de falaises de grès semblent être les moins communs.

### 7. Escarpements littoraux

**Cote mondiale :** Apparemment non en péril (écosystème non classé).

**Écosystèmes terrestres littoraux associés :** Plages de sable des Grands Lacs, forêts littorales.

*CÉÉGL 1996 : Falaises riveraines non consolidées.*

**Contexte :** Les escarpements littoraux sont constitués de matériaux non consolidés, notamment d'argile, de till, de sable, de gravier et de loam. Ils sont habituellement de faible hauteur (2 à 20 m [6,6-66 pi]), mais celle-ci peut atteindre jusqu'à 110 m (361 pi) à certains endroits (Reid et Holland, 1997; Centre d'information sur le patrimoine naturel, 2008). Ils peuvent être légèrement inclinés ou presque verticaux et présenter divers reliefs, notamment des ravins et des pinacles (p. ex., Chimney Bluffs sur la rive sud du lac Ontario). Les fortes pentes des escarpements sont souvent dénudées de toute végétation, alors que leur sommet et les escarpements moins abrupts sont souvent boisés. Des arbustes colonisent parfois des escarpements en voie d'érosion où ils forment des populations instables. Des oiseaux comme les Hirondelles de rivage (*Riparia riparia*) et les martins pêcheurs (*Ceryle alcyon*) nichent dans ce type de milieu.

Les escarpements qui subissent une érosion active constituent une source de particules sédimentaires pour les plages et sont une composante clé des processus sédimentaires littoraux. Certains sont protégés à leur pied par des plages qui réduisent l'érosion (Reid et Holland, 1997). Les escarpements littoraux comprennent souvent des zones de suintement qui peuvent donner lieu à des milieux humides, notamment les tourbières minérotrophes suspendues particulières des escarpements du promontoire Bond sur le lac Ontario, en Ontario.



### Répartition, état et tendances : escarpements littoraux

Système lacustre Longueur et % du littoral	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendances
<b>Supérieur</b> 108 km 1,7 %	S1, S2, S3b, S4c, S6a, S6c, S7a, S7b, S7c, S7d	S1, S2, S7a	Mitigé / Inchangé
<b>Michigan</b> 354 km 1,4 %	<b>M4a, M4b, M5</b> , M6a, M6b, M6c, M7a, M7b	M4a	Mitigé / Se détériore
<b>Huron</b> 118 km 1,0 %	HG1a, HG1b, HG1c, HG4a, HG4b, HG5, HG7a, HG7b	HG1b, HG1c, HG4a, HG5	Mitigé / Inchangé
<b>Sainte-Claire</b> 53 km 4,0 %	SC1, SC2, SC3	SC3	Mitigé / Se détériore
<b>Érié</b> 337 km 12,5 %	E1, E2, E3, E4, E5, E6a, E6b, E7a, E7b, E7c, E7d	E1, E4, E6a	Mitigé / Se détériore
<b>Ontario</b> 324 km 8,2 %	OS1, OS3a, OS3b, OS4a, OS4b, <b>OS5, OS6</b> , OS7	OS1, OS4a, OS4b	Mitigé / Se détériore

<sup>1</sup> D'après la cartographie du littoral et les données d'occurrences d'éléments (OE). Les caractères gras indiquent les secteurs littoraux contenant au moins une OE.

<sup>2</sup> Les secteurs littoraux clés contiennent plus de 10 % de la superficie totale de l'écosystème dans le contexte de chaque Grand Lac. La classification américaine range les escarpements parmi les falaises littorales (comme dans la partie inférieure du lac Michigan), ce qui a été modifié selon les descriptions physiographiques et les opinions de spécialistes.

Les escarpements littoraux des Grands Lacs sont peu décrits : quelques occurrences d'éléments sont documentées et un seul type est décrit, soit celui des escarpements littoraux d'argile (NatureServe, 2008) (annexe A).

On trouve des escarpements littoraux sur plus de 1200 km (746 mi) de côtes, partout dans le bassin des Grands Lacs au sud du Bouclier canadien. Ces milieux n'ont pas été classés, mais étant donné leur répartition très restreinte, ils sont sans doute rares à l'échelle mondiale.

### 8. Prairies de plaine lacustre

*Cote mondiale* : Gravement en péril.

*Écosystèmes terrestres littoraux associés* : Forêts littorales.

*CÉÉGL 1996* : Prairies d'herbes hautes.

*Contexte* : Les prairies de plaine lacustre occupent des plaines lacustres glaciaires dans le sud de la région des Grands Lacs. Ces plaines sont constituées, de haut en bas, d'un sol riche et profond, habituellement d'une épaisse couche (1-3 m [3,3-9,8 pi]) de sable perméable, qui retient peu l'eau, et d'argile lourde sous-jacente qui empêche la nappe phréatique de monter et favorise les inondations et les sécheresses saisonnières (Kost *et al.*, 2007). Les inondations sont courantes au printemps et sont souvent suivies de conditions sèches à l'été et à l'automne. Ce cycle inondation-sécheresse exclut de nombreux arbres et arbustes. Les inondations et les fréquents feux de faible intensité permettent de maintenir la prairie (Kost *et al.*, 2007).

### Répartition, état et tendances : prairies de plaine lacustre

Système lacustre	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendances
Supérieur	Absent	–	–
Michigan	M3, M4b, M5, M6b	M4b	Mitigé / Inchangé
Huron	HG6	HG6	Mitigé / Inchangé
Sainte-Claire	SC2	SC2	Mitigé / Inchangé
Érié	E5	E5	Mitigé / Se détériore
Ontario	Absent	–	–

<sup>1</sup> D'après la cartographie du littoral et les données d'occurrences d'éléments (OE). Comprend les OE de plages et de dunes.

<sup>2</sup> Les secteurs littoraux clés contiennent au moins cinq OE documentées ou le plus grand nombre d'OE du lac.

Quatre communautés végétales de prairie de plaine lacustre ont été documentées (NatureServe, 2008) (annexe A). Bien que certaines prairies humides-mésiques s'étendent vers l'intérieur des terres, les quatre types suivants sont généralement associés aux régions littorales des Grands Lacs. a) Les chênaies mésiques ouvertes de plaine lacustre et b) les savanes à chêne humides-mésiques de plaine lacustre se caractérisent par des chênes épars poussant dans des sols humides. c) Les prairies humides-mésiques de plaine lacustre sont habituellement des milieux plus ouverts, tandis que d) les prairies humides de plaine lacustre sont dominées par des herbacées, soit des herbes hautes et de riches assemblages d'herbacées non graminoides. Les stations les plus humides sont caractérisées par cette dernière communauté et sont dominées par la *Spartine pectinée*, le *Calamagrostide du Canada* et des *carex*.

L'aire de répartition mondiale de cet écosystème est très limitée et est restreinte au sud du lac Michigan et à un corridor étroit allant du sud du lac Huron à l'ouest du lac Érié. La plupart des prairies de plaine lacustre et des autres prairies d'herbes hautes de l'Amérique du Nord ont été converties en terres agricoles au 19<sup>e</sup> siècle, et aujourd'hui elles n'occupent que 1 % de leur étendue d'origine (Reid et Holland, 1997). Au Michigan, il ne reste plus qu'environ 0,5 % de la prairie qui était présente au début de la colonisation (Comer *et al.*, 1995). Les plaines d'argile de St. Clair en Ontario possédaient autrefois plus de 35 000 hectares (86 487 acres) de prairies de plaine lacustre – aujourd'hui, il n'en reste plus que 2 % (sur l'île Walpole) (Tallgrass Ontario et Conservation de la nature Canada, 2008). Cet écosystème occupait des sites qui sont maintenant urbanisés ou cultivés, comme sans doute les zones autour de Chicago, de Windsor et de Detroit, et il reste peu de prairies de plaine lacustre. Bon nombre des occurrences qui restent ont été dégradées par la modification de l'hydrologie souterraine et la suppression des feux, ce qui a accru la dominance d'espèces ligneuses. Une meilleure compréhension de l'écosystème, l'intendance, la sensibilisation des propriétaires terriens et l'achat de terres ont récemment permis d'améliorer la situation (Cuthrell *et al.*, 2000).

### 9. Communautés arctiques-alpines isolées

**Cote mondiale :** Non déterminée, probablement vulnérable.

**Écosystèmes terrestres littoraux associés :** Rives de roc, falaises littorales (de type basaltique).

**CÉÉGL 1996 :** Communautés éparses arctiques-alpines.

**Contexte :** On trouve des communautés arctiques-alpines isolées au lac Supérieur, en Ontario et au Minnesota. Les populations d'espèces isolées sont observées ailleurs, mais les communautés sont restreintes aux rives fraîches du lac Supérieur. Ces communautés constituent des reliques de l'âge glaciaire, établies sur des îles, des falaises, des talus, des rivages et d'autres habitats littoraux au microclimat froid propice. À mesure que la glace se retirait, la végétation en bordure a disparu ou a suivi le front glaciaire vers le nord, et a été remplacée après un certain temps par la forêt boréale dans la région du lac Supérieur. Les conditions froides auxquelles les espèces de ces communautés sont adaptées n'ont persisté que dans les microclimats froids adjacents au lac (et dans quelques autres endroits comme les talus de gélifractions et le sommet exposé de falaises) (Bakowsky, 1998b). La végétation est clairsemée, et la roche nue domine dans ces milieux. Les stations les plus riches sont habituellement celles qui présentent la plus grande diversité d'éléments structuraux comme des crevasses, des bassins rocheux, des pierriers et des plate-formes littorales. Il existe peu d'espèces animales arctiques alpines isolées, mais on a relevé plusieurs espèces d'escargots, notamment du genre *Vertigo*, qui présentent une telle répartition (NatureServe, 2008).

**Répartition, état et tendances : communautés arctiques-alpines isolées**

Système lacustre	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendances
Supérieur	S2, S3a, S3b, S4a, S4c	S3a, S4c	Bon / S'améliore
Michigan	Absent	–	–
Huron	Absent	–	–
Sainte-Claire	Absent	–	–
Érié	Absent	–	–
Ontario	Absent	–	–

<sup>1</sup> D'après les données d'occurrences d'éléments (OE).

<sup>2</sup> Les secteurs littoraux clés contiennent 10 OE et plus documentées ou le nombre le plus élevé de OE pour le lac.

Ce type de communauté est bien documenté en Ontario, où l'on en trouve plus de 50 occurrences, mais il n'est pas systématiquement relevé aux États-Unis. NatureServe (2008) le range dans la classe des rives de basalte ou de conglomérat (annexe A). On trouve ce type de communauté dans de nombreuses aires protégées, et la création récente de l'Aire marine nationale de conservation du lac Supérieur et de plusieurs réserves de conservation provinciales en a accru la protection. La nouvelle réserve de conservation marine protège certains des meilleurs exemples de ce type de communauté, y compris plusieurs espèces végétales qui ne sont pas protégées ailleurs (Bakowsky, 1998b). Les communautés arctiques-alpines isolées sont très bien représentées dans la réserve de conservation de la rive nord du lac Supérieur (1147 ha [2834 acres]) (Foster et Harris, 2002).

**10. Communautés de la plaine côtière atlantique isolées**

*Cote mondiale* : Gravement en péril.

*Écosystèmes terrestres littoraux associés* : Plages de sable des Grands Lacs (petites occurrences protégées).

*CÉÉGL 1996* : Communautés de la plaine côtière atlantique.

*Contexte* : Les communautés de la plaine côtière atlantique isolées sont constituées de plantes qui occupent principalement le littoral atlantique, mais dont des populations isolées sont présentes sur le littoral des Grands Lacs. Ces populations étaient jadis reliées, mais elles ont été séparées par le retrait des eaux post-glaciaires reliant les Grands Lacs, le fleuve Hudson et l'océan Atlantique (Keddy, 1991). Dans les Grands Lacs, les communautés de la plaine côtière atlantique isolées occupent principalement des rives sableuses ou tourbeuses où le niveau de l'eau fluctue.

**Répartition, état et tendances : communautés de la plaine côtière atlantique isolées**

Système lacustre	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendances
Supérieur	Absent	–	–
Michigan	M6a, M6b, M6c	Une occurrence dans tous les secteurs littoraux	Mitigé / Indéterminé
Huron	HG9, HG10	HG9	Mitigé / Indéterminé
Sainte-Claire	Absent	–	–
Érié	Absent	–	–
Ontario	Absent	–	–

<sup>1</sup> D'après les données d'occurrences d'éléments (OE).

<sup>2</sup> Secteurs littoraux qui contiennent le plus grand nombre d'OE du lac.

Deux communautés de la plaine côtière atlantique isolées sont documentées (NatureServe, 2008) (annexe A). a) Le marais de plaine côtière intérieure est caractérisé par le Rhynchospore à petites têtes, la Rhexie de Virginie (*Rhexia virginica*), le Rhynchospore faux-scirpe (*Rhynchospora scirpoides*) et le Scirpe de Hall (*Schænoplectus hallii*). b) L'étang de plaine côtière sableuse à Souchet denté est présent en Ontario (NatureServe, 2008), mais non dans la région littorale des Grands Lacs.

Les communautés de la plaine côtière atlantique isolées sont rares à l'échelle mondiale. Elles se concentrent à l'extrémité sud du lac Michigan et dans des lacs situés entre l'ancien rivage du lac Algonquin et le littoral actuel de la baie Georgienne (Keddy et Sharp, 1989). Le littoral de la baie Georgienne abrite quelques-unes de ces communautés, mais la très grande énergie de ce milieu

nuit au maintien des réserves de graines des espèces isolées. La rareté générale des rives sableuses humides limite la répartition régionale de ces communautés.

### 11. Tourbières minérotrophes riches du littoral

**Cote mondiale :** En péril – gravement en péril.

**Écosystèmes terrestres littoraux associés :** *Alvars littoraux.*

**CÉÉGL 1996 :** *Écosystème non inclus (inclus par la CÉÉGL en 1998; Reid et al., 1999).*

**Contexte :** Les tourbières minérotrophes (ou fens) du littoral occupent des rivages plats saturés du lac Huron (y compris du sud ouest de la baie Georgienne) et du nord du lac Michigan. Il y en aurait aussi quelques occurrences éparses sur le littoral sud du lac Supérieur au Wisconsin et sur l'Isle Royale. Ces stations occupent des rives sableuses de baies où du roc ou des galets calcaires se trouvent à la surface ou près de celle-ci. La présence d'un substratum rocheux à faible profondeur différencie les tourbières minérotrophes du littoral des milieux humides ou baissières interdunaires, qui ont un substrat sableux. Les tourbières minérotrophes du littoral reçoivent des apports d'eau souterraine à forte teneur en carbonates de calcium et de magnésium. Ces « battures marneuses » abritent un riche assemblage de plantes calcicoles. Le régime hydrologique de ces tourbières est directement lié à celui des Grands Lacs : la nappe phréatique varie selon les fluctuations saisonnières et pluriannuelles du niveau des Grands Lacs, ainsi qu'en fonction des changements de niveaux à court terme attribuables aux seiches et aux ondes de tempête et des fluctuations à long terme des niveaux d'eau. Les tourbières minérotrophes riches du littoral peuvent s'étendre ou se contracter selon les niveaux d'eau des lacs et selon l'endroit (Mortsch *et al.*, 2008).

#### Répartition, état et tendances : tourbières minérotrophes du littoral

Système lacustre	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendence
Supérieur	S6c*		Indéterminé / Indéterminé
Michigan	M2b, M4b*	M2b	Mitigé / Indéterminé
Huron	HG1d, HG2b	HG1d, HG2b	Mitigé / Se détériore
Sainte-Claire	Absent	–	–
Érié	Absent	–	–
Ontario	Absent	–	–

<sup>1</sup> D'après les données d'occurrences d'éléments (OE).

<sup>2</sup> Secteurs littoraux qui contiennent le plus grand nombre d'OE du lac.

\* Il ne s'agit peut-être pas de tourbières minérotrophes « riches ».

Les tourbières minérotrophes du littoral font souvent partie de vastes complexes littoraux qui peuvent comprendre des marais des Grands Lacs, des rives de roc, de riches marécages à conifères et des tourbières minérotrophes nordiques. Les terrains surélevés qui les bordent sont habituellement dominés par le *Thuja occidentalis*. Les tourbières minérotrophes littorales des Grands Lacs comprennent deux communautés végétales documentées (NatureServe, 2008) (annexe A). La tourbière minérotrophe littorale riche à *Potentilla frutescens* et à *Myrique baumier* est dominée par des arbustes bas et des plantes graminoides. Cette communauté forme souvent des complexes avec la seconde communauté, soit la tourbière minérotrophe littorale riche à *Carex* des Grands Lacs. Cette dernière tourbière occupe des endroits plus humides et est dominée par le *Calamagrostis* du Canada (*Calamagrostis canadensis*), la *Lobélie de Kalm* (*Lobelia kalmii*), le *Carex verdâtre* et le *Cladium faux-mariscus* (*Cladium mariscoides*).

Les deux communautés sont considérées comme rares à l'échelle mondiale (NatureServe, 2008). Onze stations de grande qualité identifiées au Michigan et au Wisconsin couvrent une superficie totale de 1100 ha (2718 acres) (Minc et Albert, 1998). Bien que ces tourbières minérotrophes soient peu documentées en Ontario, on en trouve partout dans la région des Grands Lacs inférieurs (Bakowsky, 1995). La communauté des marais et marécages côtiers de la classification ontarienne comprend les tourbières minérotrophes littorales et les baissières interdunaires, et certaines occurrences incluent des tourbières minérotrophes de prairie perchée (Bakowsky, 1995).

Bien qu'on trouve de nombreux exemples des marais et marécages côtiers dans des aires protégées comme des parcs provinciaux, des refuges nationaux de la faune et des réserves naturelles privées, ces aires n'en contiennent pas tous les types, ni toutes les associations d'espèces rares (Bakowsky, 1995).

## 12. Alvars littoraux

**Cote mondiale** : En péril – gravement en péril.

**Écosystèmes terrestres littoraux associés** : *Tourbières minérotrophes riches du littoral, rives de roc (calcaire ou dolomie), forêts littorales.*

**CÉÉGL 1996** : *Sol de végétation Alvar littorale.*

**Contexte** : Les alvars sont des habitats naturellement dégagés qui se caractérisent par l'absence de sol ou par une mince couche discontinue de sable loameux ou de loam sableux mince (moins de 25 cm [9,8 po] d'épaisseur) sur un substratum rocheux constitué de calcaire ou de dolomie. Les alvars peuvent se présenter comme un pavage nu, une prairie ou une savane (NatureServe, 2008). La végétation est surtout constituée de carex, de graminées, de mousses, de lichens ou de petites plantes herbacées (Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, 2005). Les alvars sont presque tous inondés ou érodés par les glaces durant l'hiver et le printemps et soumis à d'intenses sécheresses durant l'été (Centre d'information sur le patrimoine naturel, 2008).

### Répartition, état et tendances : alvars littoraux

Système lacustre	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendances
Supérieur	Absent	–	–
Michigan	M1, M2a, M3		Bon / Inchangé
Huron	HG2a, HG2b, HG4a, HG7a, HG7b, HG8a	HG2a, HG2b, HG4a, HG7b, HG8a	Bon / S'améliore
Sainte-Claire	Absent	–	–
Érié	E6b	E6b	Mitigé / S'améliore
Ontario	OS1, OS3a, OS3b		Mitigé / Inchangé

<sup>1</sup> D'après les données d'occurrences d'éléments (OE) et Reschke *et al.* (1999).

<sup>2</sup> Secteurs littoraux qui contiennent des types de communautés littorales endémiques.

Parmi les 13 communautés végétales d'alvar relevées dans le bassin des Grands Lacs, 12 sont représentées sur le littoral ou à proximité. Toutefois, seules trois de ces 12 communautés sont généralement restreintes au milieu littoral : a) l'alvar arbustif à conifères et à Iris lacustre, b) l'alvar-pavage à Genévrier horizontal et à Potentille frutescente et c) l'alvar boisé à Chêne jaune et à Ail penché (NatureServe, 2008) (annexe A).

Plus de 80 occurrences d'alvars sont documentées sur le littoral des Grands Lacs. Cet écosystème a une répartition restreinte : on le trouve seulement à l'est du lac Ontario et sur les îles occidentales du lac Érié, la péninsule de Door, l'arc de calcaire/dolomie qui s'étend du sud de la péninsule de Bruce jusqu'aux îles Manitoulin et Drummond et, de façon très localisée, ailleurs sur le littoral des lacs Michigan et Huron (notamment sur le littoral nord-est de la péninsule inférieure de l'État du Michigan). Tous ces écosystèmes endémiques littoraux sont jugés en péril à l'échelle mondiale. On ne trouve l'alvar arbustif à conifères et à Iris lacustre que dans le nord du Michigan et, en Ontario, sur la côte sud de l'île Manitoulin et la péninsule de Bruce. Dix occurrences de cette communauté sont documentées, couvrant une superficie totale de 330 hectares (815 acres). L'alvar pavage à Genévrier horizontal et à Potentille frutescente se trouve seulement sur la péninsule de Bruce, l'île Manitoulin, les îles au nord de l'île Manitoulin et à trois sites dans le nord du Michigan. On a documenté 24 occurrences de cette communauté sur environ 1093 hectares (2700 acres). La seule occurrence de l'alvar boisé à Chêne jaune et à Ail penché couvre 12 hectares (30 acres) à l'île Pelée, dans la partie ouest canadienne du lac Érié, dans le sud de l'Ontario (Reschke *et al.*, 1999).

D'importants progrès ont été accomplis depuis la publication du rapport technique de l'initiative internationale de conservation des alvars (Reid et Potter, 2007; Reschke *et al.*, 1999), notamment la protection de plusieurs vastes alvars sur la côte sud de l'île Manitoulin et la péninsule de Bruce. Presque tous les alvars de l'île Pelée sont également protégés maintenant, mais peu le sont sur le littoral est du lac Ontario.

### 13. Landes rocheuses littorales

**Cote mondiale** : Vulnérable – apparemment non en péril.

**Écosystèmes terrestres littoraux associés** : Rives de roc, falaises littorales, alvars, forêts littorales.

**CÉÉGL 1996** : Terres gneissiques côtières (type modifié pour inclure d'autres terrains rocheux).

**Contexte** : Il s'agit des landes rocheuses se trouvant à moins de 2 km des Grands Lacs. L'analyse vise toutes les landes rocheuses, qu'elles soient sur le Bouclier canadien ou non, mais les communautés établies sur des roches sédimentaires (p. ex., calcaire, dolomie) sont en général classées parmi les alvars ou les forêts littorales claires. Dans la région des Grands Lacs, les landes rocheuses ne sont pas limitées au littoral, mais les occurrences sur les rives des Grands Lacs sont des variantes des types de l'intérieur des terres, en raison de leur grande exposition au vent et aux tempêtes, qui produit souvent des arbres rabougris (Jalava *et al.*, 2005; Catling et Brownell, 1999).

#### Répartition, état et tendances : landes rocheuses littorales

Système lacustre Superficie et % du littoral	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendance
<b>Supérieur</b> 9474 ha 1,6 %	Roc sédimentaire : S1, S2, S3b, S5a, S6a, S6c, S7a, S7d, S7e Bouclier canadien : S1, S2, S3a, S3b, S4a, S4b, S4c, S5a, <b>S5b</b> , S6a, S6c, <b>S7a, S7b, S7c</b>	S1, S3a, S3b	Bon / S'améliore
<b>Michigan</b> 8974 ha 2,4 %	Roc sédimentaire : M1, M2a, M2b, M3, M7a, LM	M1, M2a, M2b, M7a, LM	Indéterminé*
<b>Huron</b> 73 299 ha 9,8 %	Roc sédimentaire : HG1a, HG1b, HG1d, HG2a, HG2b, HG3, HG4a, HG4b, HG7a, HG7b, HG7c, HG10 Bouclier canadien : HG8a, <b>HG9</b>	HG8a, HG9	Bon / S'améliore
<b>Sainte-Claire</b>	Absent	–	–
<b>Érié</b> 942 ha 0,3 %	Roc sédimentaire : E1, E2, E6, E7	E6	Indéterminé*
<b>Ontario</b> 1198 ha 0,3 %	Roc sédimentaire : OS1, OS3a, OS3b, OS4b, OS4c, OS5, OS6, OS7 Bouclier canadien : <b>OS2</b> , OS3a	OS1, OS3a, OS7	Indéterminé*

<sup>1</sup> D'après la cartographie du littoral et les données d'occurrences d'éléments (OE). Les caractères gras indiquent les secteurs littoraux contenant au moins une OE.

<sup>2</sup> Secteurs littoraux qui contiennent plus de 10 % de la superficie totale de l'écosystème.

\* L'évaluation de l'état de cet écosystème sur le Bouclier canadien n'était pas terminée.

Sur le Bouclier canadien, deux grands types de landes rocheuses littorales sont décrits (NatureServe, 2008) (annexe A) : a) Les landes à roche gneissique ou granitique présentent habituellement plus de 30 % de roc nu et sont caractérisées par la présence du Génévrier commun et de Chênes rouges et Pins blancs épars. Là où il y a du sol, il s'agit généralement d'une mince couche de sable lacustre. Les dépressions dans le roc sont souvent inondées après la fonte et les pluies printanières (Macdonald, 1986; Centre d'information sur le patrimoine naturel, 2008). NatureServe (2008) classe actuellement cette communauté dans la catégorie « krummholz de Génévrier commun sur roc », mais on n'a pas encore intégré les travaux d'inventaire de l'Ontario et du Michigan, et il faut mieux caractériser cet écosystème. Jalava *et al.* (2005) ont relevé plusieurs autres types de communautés. b) Les landes à roche basaltique occupent des rives canadiennes et américaines du lac Supérieur, entre des rives de roc et la forêt dense. Elles présentent des sols minces et souvent des zones de roc nu. La végétation se compose d'arbres épars, de fourrés d'arbustes et d'un couvert partiel de graminoides, de mousses et de lichens. Les espèces d'arbres incluent le Sapin baumier (*Abies balsamea*), le Bouleau à papier (*Betula papyrifera*), l'Épinette blanche (*Picea glauca*), le Pin rouge, le Pin blanc, le Chêne rouge et le Thuya occidental (*Thuja occidentalis*). Le substratum rocheux est constitué de basalte ou de conglomérats volcaniques et de rhyolites localisées (Kost *et al.*, 2007). On ignore si les types documentés sont restreints au littoral; les types caractérisés par des arbres rabougris en raison du vent (krummholz) sont probablement propres au littoral des Grands Lacs.

Les landes rocheuses littorales de type granitique ou basaltique sont mal définies et peu documentées. Ces milieux peuvent être abondants à une échelle locale, mais leur répartition est restreinte dans le bassin des Grands Lacs. Les plus grandes occurrences se trouvent sur le littoral nord et est de la baie Georgienne, dans la région des Mille Îles du lac Ontario et du fleuve Saint Laurent (Reid et Holland, 1997; Centre d'information sur le patrimoine naturel, 2008), ainsi que dans certaines parties du lac Supérieur

(NatureServe, 2008). L'aménagement du littoral se poursuit dans certaines régions, mais de vastes zones ont été protégées ces dernières années.

#### 14. Forêts littorales des Grands Lacs

**Cote mondiale :** Inconnue.

**Écosystèmes terrestres littoraux associés :** Complexes d'arrière-dunes des Grands Lacs, rives de roc, plages de galets, falaises littorales, escarpements littoraux, prairies de plaine lacustre, alvars littoraux, landes rocheuses littorales.

**CÉÉGL 1996 :** Écosystème non inclus.

**Contexte :** Environ 61 % du bassin des Grands Lacs sont couverts de forêts (Zuccarino-Crowe et Han, 2007). Ces forêts jouent un rôle essentiel dans la conservation de la qualité de l'eau et de sa quantité dans le réseau hydrographique, et le couvert forestier le long des tributaires constitue un indicateur clé de la santé de ces cours d'eau (Environnement Canada, 2004). Nous commençons à mieux comprendre le lien entre la santé de la couverture terrestre littorale et celle des écosystèmes aquatiques littoraux (voir l'Introduction), mais nous connaissons peu l'écologie des forêts littorales des Grands Lacs. Plusieurs études soulignent les variations particulières de ces forêts le long des côtes des Grands Lacs. Il s'agit de variations dans la structure et la composition des forêts (particulièrement dans le nord); les forêts littorales ont aussi des fonctions spécialisées en raison de leur proximité des lacs. Les variations climatiques localisées propres au littoral, comme les vents forts et persistants et la fréquence élevée de la foudre et des feux, modifient la structure des forêts (Kost *et al.*, 2007). La forte humidité et les brouillards épais influent aussi sur les forêts. Ainsi, on a documenté des caractéristiques des forêts littorales du lac Supérieur comme une abondance et une richesse accrues des bryophytes, la formation de tourbières littorales (MRNO, 1988a), le développement d'arbres rabougris de krummholz (MRNO, 1988b) et le développement de peuplements forestiers particuliers sur des formes de relief littorales (p. ex., crêtes de galets). L'abondance saisonnière des insectes émergeant du milieu aquatique rend ces forêts importantes pour les oiseaux chanteurs migrateurs. Dans l'ouest du lac Érié, Ewert *et al.* (2005) ont montré que les forêts près du littoral sont d'importantes haltes migratoires. Si aucun type de forêt littorale endémique n'a été décrit dans les Grands Lacs, des observations indiquent que les forêts littorales seraient des variantes de communautés plus répandues dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.

#### Répartition, état et tendances : forêts littorales des Grands Lacs

Système lacustre	Secteurs littoraux <sup>1</sup>	Secteurs littoraux clés <sup>2</sup>	État / Tendence
Supérieur 467 536 ha 80,1 %	Tous	S1, S2, S3a, S3b, S4a, S4c, S5b, S6b, S6c, S7a, S7c, S7d, S7e, LS	Bon / S'améliore
Michigan 110 173 ha 28,9 %	Tous	M1, M3, LM	Mitigé / Se détériore
Huron 473 554 ha 59,9 %	Tous	HG2a, HG2b, HG3, HG4a, HG4b, HG5, HG7a, HG8a, HG9, HG10	Mitigé / Inchangé
Sainte-Claire 6727 ha 9,5 %	Tous	SC2	Médiocre / Se détériore
Érié 35 305 ha 14,2 %	Tous	E7d	Médiocre / Se détériore
Ontario 85 723 ha 24,0 %	Tous	OS7	Mitigé / Inchangé

<sup>1</sup> D'après la cartographie du littoral et les données d'occurrences d'éléments (OE).

<sup>2</sup> Secteurs littoraux qui contiennent au moins 70 % de couverture naturelle (y compris des écosystèmes non forestiers) ou le secteur littoral qui en contient le plus.

Un seul type de forêt littorale a été décrit, soit la forêt d'Épinettes blanches et de Sapins baumiers sur conglomérat (Faber-Langendoen, 2001), que l'on trouve entre des rives de roc du lac Supérieur et les forêts de l'intérieur des terres (annexe A). Ces forêts se caractérisent par des sols minces, du roc nu et un couvert clair.

Les forêts littorales (définies comme celles se trouvant à 2 km [1,2 mi] ou moins de la rive du lac) couvrent près de 1,2 million d'hectares (2 965 265 acres), soit environ 48 % de la zone terrestre littorale des Grands Lacs. Certaines de ces forêts chevauchent d'autres écosystèmes terrestres littoraux comme les systèmes d'arrière dunes littorales. La répartition de cet écosystème présente d'importantes variations, entièrement attribuables aux changements dans l'utilisation des terres. Les forêts dominent encore le

littoral du lac Supérieur, et vers l'est, le couvert forestier est plus important dans le nord des lacs Michigan et Huron et dans l'est des lacs Érié et Ontario.

### Pressions

Les écosystèmes terrestres littoraux comptent parmi les écosystèmes les plus menacés dans la région des Grands Lacs parce qu'ils se trouvent sur les interfaces terre-eau où les humains établissent des collectivités, des industries et des terres de loisirs. Ces activités humaines ont entraîné la perte et la dégradation de nombreux habitats dont la conservation est préoccupante à l'échelle de l'Amérique du Nord et du monde, notamment des habitats littoraux endémiques des Grands Lacs. Outre les grandes valeurs intrinsèques des écosystèmes terrestres littoraux, l'état de ces milieux influe sur la qualité et la diversité des eaux littorales et sur certaines espèces aviaires migratrices, dont les oiseaux chanteurs qui se servent des zones côtières comme halte migratoire.

Une analyse automatisée des pressions sur les écosystèmes terrestres littoraux a été réalisée au moyen d'un système d'information géographique (SIG) portant sur la couverture terrestre générale et les modifications des rives dans chaque écosystème du littoral. Les pressions ont été mesurées d'après les pourcentages de territoire urbanisé et de terres agricoles à 2 km (1,2 mi) ou moins de la ligne de rive et le pourcentage du rivage classé comme « artificialisé ». On a accordé plus de poids à la superficie urbanisée et aux rives artificialisées qu'à la superficie agricole en tant que pressions sur les écosystèmes terrestres littoraux. Les écosystèmes au Canada et aux États-Unis ont été évalués séparément. La modification des rives présente une forte corrélation positive avec la superficie urbanisée (coefficient de corrélation = 0,58), une forte corrélation négative avec la couverture terrestre naturelle (coefficient de corrélation = -0,67) et une faible corrélation avec la superficie agricole.

Selon cette analyse, les écosystèmes littoraux où les pressions sont les plus fortes (80<sup>e</sup> centile et plus) incluent : la région de Duluth au lac Supérieur (S6a), le littoral sud ouest du lac Michigan (M5, M4b, M4a), le littoral ouest et nord du lac Ontario (OS4a, OS4b), le littoral sud du lac Érié (E7a, E7b, E7c), la rivière Niagara aux États-Unis (E1), les rivières Detroit et Sainte-Claire (SC1, SC3), l'ouest du lac Érié aux États-Unis (E6a, E6b) et le lac Sainte-Claire aux États Unis (S2). Ces valeurs sont fondées sur des pourcentages élevés de superficie urbanisée (moyenne de 47,8 %) et de rives artificialisées (moyenne de 31,5 %).

Les écosystèmes littoraux où les pressions sur le milieu terrestre sont les plus faibles incluent : la majeure partie du lac Supérieur (S2, S3a, S3b, S4a, S4b, S4c, S6c, S7a, S7c, S7d, S7e), la rivière St. Marys aux États Unis (S1), l'est de la baie Georgienne et le chenal nord du lac Huron (HG8a, HG9), l'ouest de la péninsule de Bruce et l'île Manitoulin (HG2a, HG2b, HG7a), le nord-ouest du lac Huron (HG4a, HG3) ainsi que les îles et les rives du nord du lac Michigan (M1, LM). Ces valeurs sont fondées sur des pourcentages peu élevés de superficie urbanisée (moyenne de 2,3 %) et de rives artificialisées (moyenne de 1,7 %). Ces écosystèmes terrestres littoraux comptent aussi moins de terres agricoles.

Le projet réunissait également de l'information sur les aires protégées le long de la côte des Grands Lacs afin d'évaluer le degré de protection des terres offert par les terres publiques réglementées (p. ex., les parcs nationaux, les réserves de conservation, les parcs d'États, les forêts nationales, etc.). Bien que ces désignations ne protègent pas les écosystèmes terrestres littoraux contre toutes les pressions, et que diverses utilisations des ressources y sont permises, ces secteurs sont en général protégés contre des aménagements futurs. La protection des terres est beaucoup plus importante le long du littoral des Grands Lacs supérieurs, et plus de 50 % de la superficie totale de nombreux écosystèmes littoraux sont des terres publiques ou des aires protégées (p. ex., S3a, S3b, S4b, S5b, HG9). Dans les Grands Lacs inférieurs, seuls les plus petits écosystèmes littoraux dans les sablières du lac Érié sont plus protégés (comme Long Point et Presque Isle). La plupart des écosystèmes littoraux dans les Grands Lacs inférieurs ont moins de 5 % de leur superficie totale en terres publiques ou en aires protégées (comme E2, OS1, HG1c). La rivière Sainte-Marie a également peu de terres publiques et d'aires protégées.

L'analyse des pressions sur les écosystèmes littoraux terrestres repose sur une analyse de la documentation et des discussions avec des spécialistes (tableau 3). Les pressions relevées pour chacun de ces écosystèmes ont été rangées par classes normalisées (IUCN et CMP, 2006) à partir de leur étendue et leur ampleur.



Pression <sup>1</sup>	Plages de sable des Grands Lacs	Avant-dunes des Grands Lacs	Complexes d'arrière-dunes des Grands Lacs	Rives de roc	Plages de galets	Falaises littorales	Escarpements littoraux	Prairies de plaine lacustre	Communautés arctique-alpines isolées	Communautés de la plaine côtière atlantique isolées	Tourbières minérotophes riches du littoral	Alvars littoraux	Landes rocheuses littorales	Forêts littorales
	Majeur/ Largement répandue	Mineure/ Locale	Indirecte	Inconnu										
<b>1. Développement résidentiel et commercial</b>														
1.1 Zones urbaines et résidentielles														
1.2 Zones commerciales et industrielles														
1.3 Zones touristiques et récréatives														
<b>2. Agriculture et aquaculture</b>														
2.1 Cultures non ligneuses annuelles ou vivaces														
2.3 Élevage et pâturage														
<b>3. Production d'énergie et exploitation minière</b>														
3.2 Mines et carrières														
3.3 Énergie renouvelable														
<b>4. Corridors de transport et de services</b>														
4.1 Routes et voies ferrées														
<b>5. Utilisation des ressources biologiques</b>														
5.2 Cueillette de plantes terrestres														
5.3 Exploitation forestière														
<b>6. Intrusions et perturbations par les êtres humains</b>														
6.1 Activités récréatives														
<b>7. Modifications des systèmes naturels</b>														
7.1 Feux et suppression des feux														
7.2 Barrages et gestion/utilisation de l'eau														
7.3 Autre modification de l'écosystème														
<b>8. Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques</b>														
8.1 Espèces non indigènes/non indigènes envahissantes														
8.2 Espèces indigènes problématiques														
<b>9. Pollution</b>														
9.1 Eaux usées domestiques et urbaines														
9.3 Effluents des exploitations agricoles et forestières														
9.4 Déchets solides														
<b>11. Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents</b>														
11.1 Altération et déplacement des habitats														
11.4 Tempêtes et inondations														

**Tableau 3.** Résumé des pressions sur les écosystèmes littoraux terrestres.

<sup>1</sup> = Classification des pressions selon l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN et MCP, 2006).

Les paragraphes qui suivent fournissent de l'information tirée de la documentation sur les pressions exercées sur les écosystèmes terrestres littoraux.

*Plages de sable des Grands Lacs* : Bien que l'écosystème de plage soit très dynamique et résilient, il est très vulnérable aux modifications des processus littoraux qui entraînent une réduction du transport et du dépôt de sable. Voici les menaces qui pèsent sur les plages de sable : les chiens non tenus en laisse et les populations excessives de Ratons laveurs (*Procyon lotor*) qui perturbent des espèces sauvages comme le Pluvier siffleur (*Charadrius melodus*) (Kost *et al.*, 2007), la forte utilisation des plages à des fins récréatives qui dérange la faune et cause le piétinement de la végétation (Kost *et al.*, 2007; WDNR, 2006), les véhicules hors route qui perturbent la végétation (Kost *et al.*, 2007; WDNR, 2006), le ratissage des plages qui élimine la végétation et des habitats (Kost *et al.*, 2007; WDNR, 2006), le prélèvement de sable (WDNR, 2006), l'artificialisation et les ouvrages de protection des rives qui entravent les processus de transport de particules sédimentaires le long du littoral (processus naturels d'érosion et de renouvellement des plages qui soutiennent les processus dynamiques propres à celles-ci), les plantes envahissantes, les Moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) et les Moules quagga (*Dreissena bugensis*) qui modifient les substrats de plage, ainsi que la construction résidentielle (WDRN, 2006).

L'épaisseur et la largeur des plages ont tendance à diminuer « en aval » des jetées, des brise lames et des rives dotées d'ouvrages de protection. Les plages protectrices peuvent être érodées, ce qui accroît l'énergie des vagues atteignant les dunes et les milieux humides d'arrière-plage. Ce problème touche particulièrement les plages de sable des lacs Ontario et Érié et, dans une moindre mesure, de l'ouest du lac Supérieur.

*Avant-dunes et complexes d'arrière-dunes des Grands Lacs* : Les dunes sont grandement menacées par les activités humaines; elles subissent des pertes constantes en raison des activités d'aménagement, du prélèvement de sable, du piétinement lié aux activités récréatives, des espèces envahissantes comme la Gypsophile paniculée (*Gypsophila paniculata*) et la Centaurée maculée (*Centaurea stæbe*), de la construction de condominiums et de résidences secondaires sur les rives, des véhicules hors route et des utilisations récréatives (Silk, 2007). Toutes ces pratiques nivellent, dégradent ou détruisent les dunes, et la perte de structure et de végétation des dunes entraîne presque immédiatement leur érosion (Silk, 2007). Des creux de déflation peuvent se produire très rapidement sur une dune dont la végétation a été perturbée, et ces creux sont souvent immédiatement excavés par le vent, accroissant davantage la perte de sable et de végétation, ce qui forme une grande dépression dans la structure de la dune (Hill, 1993). L'érosion est une très grave menace pour ce type de communauté, car il est difficile de restaurer les dunes, et la perte de certaines espèces peut être irréversible. Des trottoirs de bois ont été construits sur certaines dunes, et on a montré que la plantation d'ammophiles indigènes et l'élimination de plantes envahissantes aident à préserver et à restaurer l'écologie des dunes (Silk, 2007). Les modifications des rives qui altèrent les processus littoraux et le ratissage des plages constituent d'autres pressions sur cet écosystème (Peach, 2006). Le broutage par les cerfs, la construction de chalets, les hauts niveaux d'eau régularisés et des espèces exotiques envahissantes menacent également les dunes (Bakowsky, 1998a). Le Phragmite commun (*Phragmites australis*) est une espèce envahissante qui peut s'établir dans les baissières entre les dunes et prendre de l'expansion sur les dunes. Plusieurs secteurs d'arrière-dunes sont menacés par la construction de maisons et de chalets.

*Rives de roc* : Ces milieux sont menacés par le piétinement de la végétation par les êtres humains, les espèces envahissantes et l'utilisation de véhicules hors route (Kost *et al.*, 2007; WDNR, 2006). L'aménagement des rives adjacentes accentue ces pressions. Certaines carrières d'aggrégats localisées le long du littoral dégradent aussi cet écosystème. Les endroits sans zone tampon forestière sont plus susceptibles d'être colonisés par des espèces envahissantes (Kost *et al.*, 2007).

*Plages de galets* : Les plages de galets sont très résistantes parce qu'elles sont adaptées à des conditions très dynamiques. L'aménagement des rives peut contribuer à perturber les plages, notamment par l'enlèvement des galets et la construction de quais. Il peut aussi entraîner une hausse des activités humaines connexes, comme les activités récréatives, la présence d'animaux de compagnie (qui peuvent perturber la faune), l'utilisation de véhicules hors route et l'introduction d'espèces envahissantes (Adams, 2007; Kost *et al.*, 2007). La régularisation des niveaux d'eau des Grands Lacs peut nuire à certaines plages de galets.

*Falaises littorales* : Les falaises littorales sont des entités très résistantes qui ont peu de valeur commerciale (p. ex., bois). Les menaces tendent à être associées aux utilisations des terres adjacentes et aux usages récréatifs. Au nombre des menaces figurent l'aménagement, l'exploitation de forêts adjacentes qui cause l'érosion du sommet des falaises, les carrières, la circulation pédestre sur le bord des falaises, l'escalade et les plantes envahissantes (Kost *et al.*, 2007; WDNR, 2006). À certains endroits, l'écosystème est menacé par les activités d'aménagement, mais en général le terrain accidenté et instable protège le milieu contre les interventions humaines. La pulvérisation aérienne d'herbicides, qui fait parfois partie d'un traitement sylvicole dans des forêts en régénération ou de plantation, peut menacer la flore des falaises diabasiques (Bakowsky, 2002).

*Escarpements littoraux* : Les menaces qui pèsent sur les écosystèmes d'escarpements sensibles comprennent l'aménagement du littoral et du sommet des escarpements, les mines et carrières, ainsi que les espèces envahissantes, mais les principales menaces sont associées à l'érosion. Le défrichage de terres adjacentes pour y pratiquer l'agriculture, le déboisement, les installations récréatives, les sentiers et les routes peuvent perturber les escarpements et les plateaux et ainsi exacerber l'érosion (WDNR, 2006), parfois au point où apparaissent de profondes ravines qui se transforment en ravins, ce qui accroît encore plus l'érosion par l'eau. La stabilisation et les ouvrages de protection des rives sont communs au bas de nombreux escarpements.

*Prairies de plaine lacustre* : Les principales menaces qui pèsent sur les prairies de plaine lacustre sont leur conversion à l'agriculture, l'altération des eaux souterraines et la suppression des feux (Albert et Kost, 1998; Albert, 1998). Le creusage de fossés à proximité de ces écosystèmes, y compris dans les aires protégées, est une grande menace, car cette pratique peut favoriser les espèces ligneuses en abaissant la nappe phréatique. Les castors modifient le paysage en l'inondant, ce qui peut empêcher les

feux nécessaires au maintien d'un habitat ouvert et accroître la superficie des marais et marécages adjacents au détriment de l'habitat de prairie de plaine lacustre. Le broutage constitue aussi une menace localisée (WDNR, 2006).

*Communautés arctiques alpines isolées* : Les zones intensément utilisées à des fins récréatives présentent des signes de piétinement et de déracinement de plantes vulnérables. Depuis quelques années, la construction de résidences secondaires constitue une menace importante pour le littoral du lac Supérieur. Le prix de ces résidences ayant énormément augmenté du côté américain, la pression du développement résidentiel s'est étendue au littoral canadien du lac. Comme de grandes parties du littoral ne sont pas protégées, cette menace continuera sans doute à s'amplifier à moins que l'on protège les rives du lac Supérieur qui abritent d'importantes communautés végétales. Les changements climatiques pourraient aussi nuire à ce type de communauté.

*Communautés de la plaine côtière atlantique isolées* : Les menaces qui pèsent sur ces communautés comprennent le développement résidentiel et récréatif du littoral, qui détruit directement l'habitat, en particulier celui des espèces occupant les zones plus sèches du gradient de la communauté végétale. La perturbation de ces milieux par les activités récréatives (p. ex., véhicules hors route, randonnée pédestre et navigation) peut aussi poser des problèmes pour les espèces végétales vulnérables. La régularisation des niveaux d'eau constituent peut-être le problème le plus grave, car le maintien des populations de ces plantes dépend des fluctuations des niveaux d'eau, et les inondations périodiques tuent les espèces ligneuses qui font ombrage aux plantes de plaine côtière isolées (Kost *et al.*, 2007; Reid et Holland, 1997). Les plantes envahissantes qui tolèrent les inondations périodiques pourraient remplacer les espèces indigènes caractéristiques des faibles dépressions qui abritent les communautés de cet écosystème.

*Tourbières minérotrophes riches du littoral* : Les pressions exercées sur ces écosystèmes comprennent les modifications hydrologiques, l'aménagement, la construction et l'amélioration de routes, les véhicules hors route et les espèces envahissantes (Kost *et al.*, 2007; Bakowsky, 1995a). Ces tourbières ont une hydrologie très particulière, et la construction à proximité peut entraîner des modifications hydrologiques qui altèrent énormément la végétation. Les véhicules hors route peuvent créer des ornières qui modifient l'écoulement de surface. Ces écosystèmes sont également vulnérables aux espèces envahissantes, surtout si l'hydrologie a été altérée. Les espèces envahissantes les plus préoccupantes sont le Nerprun bourdaine (*Frangula alnus*), le Phragmite commun, l'Alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*), la Salicaire commune (*Lythrum salicaria*), la Quenouille à feuilles étroites (*Typha angustifolia*) et la Quenouille glauque (*Typha x glauca*) (Kost *et al.*, 2007). Les dépôts d'azote atmosphérique peuvent perturber les cycles de nutriments et les communautés végétales et modifier la dominance des plantes indigènes en favorisant des espèces envahissantes.

*Alvars littoraux* : Ces écosystèmes subissent les pressions suivantes : aménagement, véhicules hors route, pâturage ou broutage, espèces exotiques, cueillette de plantes et foresterie (Reschke *et al.*, 1999). Le feu jouait sans doute un rôle très important en limitant l'établissement des arbres dans les alvars de prairies (Kost *et al.*, 2007), mais la suppression des feux durant de nombreuses années en a sans doute transformé bon nombre en alvars boisés. De nombreux alvars littoraux ont été protégés depuis l'Initiative internationale de conservation des alvars (Reschke *et al.*, 1999).

*Landes rocheuses littorales* : Les principales menaces qui pèsent sur ce type de communauté sont l'aménagement des rives et les utilisations récréatives, comme les terrains de camping et les rampes de mise à l'eau (Reid et Holland, 1997; Centre d'information sur le patrimoine naturel, 2008). Les autres pressions comprennent l'inondation résultant de la construction de barrages, l'exploitation minière, la suppression des feux, la pratique de loisirs (Catling et Brownell, 1999), les véhicules hors route et les espèces envahissantes (Kost *et al.*, 2007). L'importation de remblais pour les champs d'épuration de chalets peut constituer un important vecteur de plantes envahissantes.

*Forêts littorales des Grands Lacs* : Les forêts littorales étant très répandues et très diversifiées, elles subissent des pressions très variables d'un endroit à l'autre. Dans le sud, les activités d'aménagement, le broutage par les cerfs et les espèces envahissantes sont les principales pressions. Certains insectes envahissants, comme l'Agrile du frêne (*Agrilus planipennis*), pourraient modifier la composition des forêts sur de vastes superficies. Les mauvaises pratiques d'exploitation forestières et l'exploitation minière constituent les principales pressions sur les forêts littorales du nord des Grands Lacs. Les changements climatiques pourraient modifier les conditions microclimatiques.

## Incidences sur la gestion

Notre compréhension des écosystèmes littoraux terrestres des Grands Lacs a beaucoup augmenté depuis une décennie; il y a eu une importante hausse du nombre d'aires protégées, des améliorations dans la gestion, des politiques qui tiennent davantage compte de ces écosystèmes ainsi qu'une participation et un soutien accrus des collectivités à la conservation de ces écosystèmes. Même si cela a contribué à diminuer les pressions sur des écosystèmes terrestres littoraux à certains endroits, il faut intensifier ces efforts. Depuis 1996, la construction de maisons et de chalets a altéré ou détruit plusieurs écosystèmes littoraux terrestres des Grands Lacs, dont des dunes, des rives de roc et des forêts littorales. Les projets d'éoliennes constituent une menace croissante, et les espèces envahissantes sont toujours une grande menace, y compris dans la plupart des aires protégées.

La plupart des aires protégées établies depuis 1996 ont été créées en Ontario dans le cadre du programme Patrimoine vital de l'Ontario (MRNO, 1999), qui a permis de désigner plusieurs grandes aires littorales comme parcs provinciaux, ajoutés à des parcs provinciaux, réserves de conservation et aires de gestion valorisée. Parmi les plus grandes de ces aires protégées, mentionnons la réserve de conservation de l'archipel du lac Supérieur (51 577 hectares [127 450 acres]), le parc provincial du littoral et des îles de Killarney (13 791 hectares [34 078 acres]), le parc provincial de la voie navigable du chenal Nord (7132 hectares [17 624 acres]) et l'aire de gestion valorisée du littoral du lac Supérieur (19 605 hectares [48 445 acres]) et la désignation de l'Aire nationale de conservation marine du lac Supérieur. D'autres initiatives de protection du littoral des Grands Lacs sont en cours au Canada et aux États Unis, par exemple la protection d'une bonne partie du littoral de la péninsule de Keweenaw, au Michigan, et l'établissement de servitudes de conservation de nombreuses zones riveraines de la rivière Detroit. Alors que la protection des terres réduit certaines pressions potentielles comme un aménagement incompatible, une gestion efficace des aires protégées est nécessaire pour protéger la santé des écosystèmes terrestres littoraux.

La portée de la gestion doit être examinée en vue de futures mesures :

- a) Il faudrait faire un effort binational pour classer et cartographier les écosystèmes terrestres littoraux des Grands Lacs. Dans le cadre du présent projet, on a compilé les meilleures données accessibles, mais les bases de données américaines et canadiennes ne reposent pas sur une approche et une classification uniformes. Plusieurs types d'écosystèmes sont encore peu compris et peuvent exiger la description de types additionnels (p. ex., les rives de roc). Il faudrait apporter d'autres modifications à la méthode de classement des rives des Grands Lacs pour mieux refléter la structure et la composition des écosystèmes. Par exemple, les plages de galets sont regroupées en fonction de la géologie, mais la structure constitue probablement un déterminant plus important des communautés végétales (Kost *et al.*, 2007) et correspond mieux aux processus littoraux.
- b) Plusieurs régions côtières des Grands Lacs n'ont pas été inventoriées à fond. L'information dans le présent document peut servir à cibler les sites potentiels qui ont besoin d'un inventaire additionnel. Par exemple, plusieurs écosécteurs littoraux du lac Supérieur (p. ex., S1, S3b, S4a, S4c) ont de grandes zones de plages de galets, mais aucune occurrence d'élément (OE) n'a été documentée. Alors que la plupart des écosécteurs du lac Michigan ont des données sur les OE pour les plages de sable, seulement cinq des 17 écosécteurs littoraux du lac Huron qui ont des plages de sable ont de l'information sur les OE (p. ex., l'écosécteur littoral HG5 est une grande plage de sable sans donnée d'OE). Il faudrait axer les efforts sur l'inventaire des écosystèmes littoraux, en particulier ceux dont la conservation est préoccupante à l'échelle internationale. Cette information est nécessaire pour mieux appuyer les décisions en matière de politiques et de gestion.
- c) La protection de sites importants doit constituer une priorité pour les dix prochaines années. En effet, comme le développement résidentiel et récréatif est rapide dans de nombreuses régions, des occasions de protéger certains de ces sites seront perdues. La conservation des terres doit se concentrer sur les milieux terrestres littoraux dans les Grands Lacs.
- d) De nombreux écosystèmes terrestres littoraux importants se situent dans des aires protégées et sur des terres publiques. Ces sites ont besoin de plans de gestion efficaces qui ciblent et atténuent les menaces potentielles, en particulier les espèces envahissantes et les activités récréatives incompatibles.
- e) Alors que les plans de classification du littoral et l'approche du présent document étudient les systèmes comme des unités séparées, à beaucoup d'endroits ces écosystèmes sont des complexes d'écosystèmes variés. La conservation de ces grands paysages variés devrait constituer une priorité. L'intégrité de nombreux systèmes côtiers est grandement augmentée par la conservation de leur paysage, incluant les zones tampons forestières.

## Commentaires des auteurs

Le présent document a généré de l'information qui peut servir aux rapports sur chaque écosystème littoral (longueur des écosystèmes terrestres littoraux, indice de pression, occupation du sol, terres protégées). Cette information pourrait être utilisée pour fournir des rapports contextuels sur chaque écosystème littoral.

## Remerciements

Auteurs :

Dan Kraus, Conservation de la nature Canada – région de l'Ontario (Guelph), dan.kraus@natureconservancy.ca.

Gary White, Conservation de la nature Canada – région de l'Ontario (Guelph), gary.white@natureconservancy.ca.

Collaborateurs :

Dave Ewert, Conservation de la nature.

Rachael Franks Taylor, Conservation de la nature.

Bonnie Henson, Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario

Mary Harkness, Conservation de la nature.

## Sources d'information

Adams, J. 2005. « Superficie, qualité et protection des communautés riveraines spéciales – plages de galets », *Rapport sur l'état des Grands Lacs 2007*. Environnement Canada et United States Environmental Protection Agency. EPA Report No. 905-R-07-003, pp. 303-306.

Albert, D.A. 1998. *Natural Community Abstract for Lakeplain Wet-mesic Prairie*. Lansing (MI), Michigan Natural Features Inventory. 4 pages.

Albert, D.A, et M.A. Kost. 1998. *Natural Community Abstract for Lakeplain Wet Prairie*. Lansing (MI), Michigan Natural Features Inventory. 4 pages.

Albert, D.A, et M.A. Kost. 2007. *Natural Community Abstract for Great Lakes Limestone Cobble Shore*. Lansing (MI), Michigan Natural Features Inventory. 6 pages.

Anderson, D.M. 1982. « *Plant communities of Ohio: A preliminary classification and description* ». Columbus (Ohio), Ohio Department of Natural Resources, Ohio Natural Heritage Program. Non publié.

Bakowsky, W. 1995. « Rare communities of Ontario: Great Lakes coastal meadow marshes ». *NHIC Newsletter*, 2 (2, printemps 1995).

Bakowsky, W. 1998a. « Rare communities of Ontario: Freshwater coastal dunes ». *NHIC Newsletter*, 4 (1, automne 1998) : 5-9.

Bakowsky, W. 1998b. « Rare communities of Ontario: Great Lakes arctic-alpine basic bedrock shoreline ». *NHIC Newsletter*, 4 (2, automne 1998) : 10-11.

Bakowsky, W. 2002. « Diabase cliffs of Northwestern Ontario ». *NHIC Newsletter*, 6 (1) : 12-15.

Bonanno, S.E., D.J. Leopold et L.R. St. Hilaire. 1998. « Vegetation of a freshwater dune barrier under high and low recreational uses ». *Journal of the Torrey Botanical Society*, 125 : 40-50.

Brazner, J. 1997. « Regional, habitat, and human development influences on coastal wetland and beach fish assemblages in Green Bay, Lake Michigan ». *Journal for Great Lakes Research*, 23 (1) : 36-51.

Catling, P.M., et V.R. Brownell. 1999. « The flora and ecology of southern Ontario granite barrens ». Dans R.C. Anderson, J.S. Fralish et J.M. Baskin (dir.), *Savannas, Barrens and Rock Outcrop Communities of North America*. Cambridge University Press. Pp. 392-405.

*Centre d'information sur le patrimoine naturel*. 2008. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Site Web <http://nhic.mnr.gov.on.ca/nhic.cfm> consulté en février 2008.

Comer, P.J., W.A. MacKinnon, M.L. Rabe, D.L. Cuthrell, M.R. Penskar et D.A. Albert. 1995. *A Survey of Lakeplain Prairie in Michigan*. Lansing (MI), Michigan Department of Natural Resources, Land and Water Management Division, Coastal Zone Management Program, Michigan Natural Features Inventory. 234 pages.

Comer, P.J., D. Faber-Langendoen, R. Evans, S. Gawler, C. Josse, G. Kittel, S. Menard, M. Pyne, M. Reid, K. Schulz, K. Snow et J. Teague. 2003. *Ecological Systems of the United States: A Working Classification of U.S. Terrestrial Systems*. Arlington (Virginia), NatureServe.

Conservation de la nature Canada. 2006. Données non publiées sur la distribution des landes rocheuses dans l'écorégion des Grands Lacs. Région de l'Ontario. Guelph (Ontario).

Cuthrell, D.L., M.R. Penskar et P.J. Higman. 2000. *St. Clair Delta Lakeplain Prairie and Oak Savanna Ecosystem Project: Rare Plant and Insect Michigan Natural Features Inventory for Michigan Department of Natural Resources Natural Areas Program and State Parks Division*. Lansing (MI).

Edinger, G.J., D.J. Evans, S. Gebauer, T.G. Howard, D.M. Hunt et A.M. Olivero (dir.). 2002. *Ecological Communities of New York State. Second Edition*. A Revised and Expanded Edition of Carol Reschke's Ecological Communities of New York State. (Ébauche pour examen). Albany (NY), New York State Department of Environmental Conservation, New York Natural Heritage Program.

Environnement Canada. 2004. *Quand l'habitat est-il suffisant? – Structure d'orientation de la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs* (Cadre d'orientation). Document téléchargé le 3 mars 2007 à partir du site Web d'Environnement Canada à l'adresse [http://www.on.ec.gc.ca/wildlife/factsheets/fs\\_habitat-f.html](http://www.on.ec.gc.ca/wildlife/factsheets/fs_habitat-f.html).

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. 2005. *Rapport sur l'état des Grands Lacs 2005 – Quel est l'état des alvars et plages de galets des Grands Lacs?* EPA Report No. 905-F-06-905, 2 pages.

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. 2007. *État des Grands Lacs 2007 : faits saillants*. EPA Report No. 905-R-07-002, 16 pages.

Ewert, D.N., G.J. Soulliere, R.D. Macleod, M.C. Shieldcastle, P.G. Rodewald, E. Fujimura, J. Shieldcastle et R.J. Gates. 2005. *Migratory Bird Stopover Site Attributes in the Western Lake Erie Basin*. Rapport final présenté à la George Gund Foundation.

Faber-Langendoen, D. (dir.). 2001. *Plant Communities of the Midwest: Classification in An Ecological Context*. Arlington (VA), Association for Biodiversity Information. 61 pages + annexe.

Featherstone, D. 2008. Communication personnelle avec Dave Featherstone, Nottawasaga Conservation Authority, le 27 octobre 2008.

Fike, J. 1999. *Terrestrial and Palustrine Plant Communities of Pennsylvania*. Pennsylvania Department of Conservation and Natural Resources and The Nature Conservancy.

Foster, R., et A. Harris. 2002. « *Natural heritage area – Life science checklist – Lake Superior north shore C2222* ». Non publié. 14 pages.

Goforth, R.R., et S.M. Carman. 2005. « *Nearshore community characteristics related to shoreline properties in the Great Lakes* ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 (supplément no 1) : 113-128.

Henson, B.L., K.E. Brodribb et J.L. Riley. 2005. *Great Lakes Conservation Blueprint for Terrestrial Biodiversity (volumes 1 et 2)*. Conservation de la nature Canada et ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

- Hill, J.R. 1993. *The Indiana Dunes: Legacy of Sand*. Indiana Geological Survey, État de l'Indiana.
- Homoya, M. A., J. Aldrich, J. Bacone, L. Casebere et T. Post. 1988. « Indiana natural community classification ». Indianapolis, Indiana Natural Heritage Program. Non publié.
- Indiana Department of Natural Resources. 2008. « High Quality Natural Communities of Indiana ». <http://www.in.gov/dnr/3159.htm>.
- IUCN et MCP – International Union for Conservation of Nature et The Conservation Measures Partnership. 2006. Unified Classification of Conservation Actions, Version 1.0. <http://www.iucn.org/themes/ssc/sis/classification.htm>.
- Jalava, J.V., S. Varga et J.L. Riley. 2005. « Ecological survey of the Niagara Escarpment biosphere reserve. Vol. 1: Significant natural areas ». Fondation du patrimoine ontarien et ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Ébauche non publiée.
- Keddy, C.J., et M.J. Sharp. 1989. *Atlantic Coastal Plain Flora Conservation in Ontario*. Toronto (Ontario), Ligue du patrimoine naturel et Fonds mondial pour la nature, Ontario. 93 pages + fiches de données de terrain.
- Keddy, P.A. 1991. « Vegetation with Atlantic coastal plain affinities in Axe Lake, near Georgian Bay, Ontario ». *Canadian Field Naturalist*, 95 (3) : 241-248.
- Kost, M.A., D.A. Albert, J.G. Cohen, B.S. Slaughter, R.K. Schillo, C.R. Weber et K.A. Chapman. 2007. *Natural Communities of Michigan: Classification and Description*. Lansing (MI), Michigan Natural Features Inventory, Report No. 2007-21, 314 pages.
- Macdonald, I.D. 1986. *Life Science Areas of Natural and Scientific Interest in Site District 5-7, in Huronia District*. Richmond Hill (Ontario), ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.
- Meadows, G.A., S. Mackey, R. Goforth, D. Mickelson, T. Edil, J. Fuller, D. Guy, L. Meadows, E. Brown, S. Carman et D. Liebenenthal. 2005. « Cumulative habitat impacts of nearshore engineering ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 (supplément no 1) : 90-112.
- Minc, L.D., et D.A. Albert. 1998. *Great Lakes Coastal Wetlands: Abiotic and Floristic Characterization*. Michigan Natural Features Inventory. 36 pages.
- MDNR – Minnesota Department of Natural Resources. 2008. « Minnesota native plant community classification tables ». <http://www.dnr.state.mn.us/npc/index.html>.
- Minnesota Natural Heritage Program. 1993. *Minnesota's Native Vegetation: A Key to Natural Communities*. Version 1.5. St. Paul (Minnesota), Minnesota Department of Natural Resources, Minnesota Department of Natural Resources Biological Report No. 20.
- Mortch, L., G. Sabila et P. Deadman. 2008. « Response of vegetation communities in three Lake Huron fens to historical water level fluctuations ». *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 11 (2) : 167-181.
- MRNO – Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 1988a. *Black Bay Peninsula Peatland Area of Natural and Scientific Interest*. Brochure. 4 pages.
- MRNO – Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 1988b. *Bowman and Paradise Islands Area of Natural and Scientific Interest*. Brochure. 4 pages.
- MRNO – Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 1999. *Patrimoine vital de l'Ontario : stratégie d'aménagement du territoire*. iii + 131 pages + cartes.

NatureServe. 2008. *NatureServe Explorer: An Online Encyclopaedia of Life*. Version 4.5. Arlington (Virginia). Site Web <http://www.natureserve.org/explorer> consulté en février 2008.

Peach, G. 2006. « Management of Lake Huron's beach and dune ecosystems: Building up from the grassroots ». *The Great Lakes Geographer*, 13 (1) : 39-48.

Peach, G. 2008. Communication personnelle avec Geoff Peach, Centre for Coastal Conservation, le 27 octobre 2008.

Reid, R., et H. Potter. 2007. « Superficie, qualité et protection des communautés riveraines particulières – Alvars », *État des Grands Lacs 2007*. EPA Report No. 905-R-07-003, pp. 321-323.

Reid, R., et K. Holland. 1997. *The Land by the Lakes: Nearshore Terrestrial Ecosystems*. Document de travail pour la Conférence sur l'état des écosystèmes des Grands Lacs 1996 à Windsor. Burlington (Ont.), Environnement Canada; Chicago (Ill.), U.S. Environmental Protection Agency.

Reid, R., K. Rodriguez et A. Mysz. 1999. *Biodiversity Investment Areas – Nearshore Terrestrial Ecosystems, Version 3*. Document de travail pour la Conférence sur l'état des écosystèmes des Grands Lacs 1996 à Buffalo (New York). Burlington (Ont.), Environnement Canada; Chicago (Ill.), U.S. Environmental Protection Agency.

Reschke, C., R. Reid, J. Jones, T. Feeney et H. Potter, au nom de l'Alvar Working Group. 1999. *Conserving Great Lakes Alvars*. Chicago (Ill.), The Nature Conservancy, Great Lakes Program. Rapport technique final de l'Initiative internationale de conservation des alvars, 119 pages + 4 annexes.

Scheuerell, M.D., et D.E. Schindler. 2004. « Changes in the spatial distribution of fishes in lakes along a residential development gradient ». *Ecosystems*, 7 (1) : 98-106.

Silk, L. 2005. « Superficie, qualité et protection des communautés riveraines particulières – Dunes de sable », *État des Grands Lacs 2007*. Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. EPA Report No. EPA 905-R-07-003, pp. 333-334.

Tallgrass Ontario et Conservation de la nature Canada. 2008. Données non publiées : Sommaire de l'étendue actuelle et historique documentée des herbes hautes en Ontario. Conservation de la nature Canada, Région de l'Ontario. Guelph (Ontario).

TNC – The Nature Conservancy. 1999. *Great Lakes Ecoregional Plan*. Chicago (Illinois), Great Lakes Program Office.

WDNR – Wisconsin Department of Natural Resources. 2006. *Natural Communities of Wisconsin*. Site Web [www.dnr.wi.gov/land/er/communities/index](http://www.dnr.wi.gov/land/er/communities/index) consulté en juillet 2008.

White, J., et M. Madany. 1978. « Classification of natural communities in Illinois ». *Natural Areas Inventory Technical Report. Volume I. Survey Methods and Results*. Urbana (Ill.), Illinois Natural Areas Inventory. Pp. 311-405.

Wolter, P.T., C.A. Johnson et G.J. Niemi. 2006. « Land use land cover change in the U.S. Great Lakes Basin 1992 to 2001 ». *Journal for Great Lakes Research*, 32 (3) : 607-628.

Zuccarino-Crowe, C., et M. Han. 2005. « Terres forestières– conservation de la diversité biologique », *État des Grands Lacs 2007*, pp. 349-356.



## Annexe A: Classification des écosystèmes terrestres littoraux des Grands Lacs

Écosystèmes traités dans ce rapport Nom CÉÉGL 1996	Système écologique <sup>1</sup> Communauté végétale (Nom commun)(Cote mondiale) <sup>2</sup>	Classification des États et provinces <sup>3</sup>	Notes
<b>Plages de sable des Grands Lacs</b> <i>Plages de sable</i>	<b>Dune des Grands Lacs</b> Plage des Grands Lacs (G3) Prairie dunaire de la portion nord des Grands Lacs (non classé)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Plage ou dunes littorales, type Grands Lacs (IL)</li> <li>- Plage de sable ou de gravier (MI)</li> <li>- Plage de sable (MN)</li> <li>- Plage lacustre, sous-type sable (MN)</li> <li>- Plage de sable (NY)</li> <li>- Communauté de plage et dune (OH)</li> <li>- Rivage minéral découvert à Caquillier édentulé (Ont.)</li> <li>- Plage minérale découverte à Alpiste roseau (Ont.)</li> <li>- Flèche de sable des Grands Lacs (PA)</li> <li>- Plage à végétation clairsemée des Grands Lacs (fait partie du complexe plage-dune-plaine sableuse des Grands Lacs)(PA)</li> <li>- Plage des Grands Lacs (WI)</li> </ul>	Plage de sable primaire sous la ligne des hautes eaux.
<b>Avant-dunes des Grands Lacs</b> <i>Dunes de sable</i>	<b>Dune à Peuplier deltoïde (G1G2)</b> Dune arbustive à Cerisier de sable (G2Q) Dune arbustive à genévrier des Grands Lacs (G3G4) Prairie dunaire de la portion nord des Grands Lacs (non classé) Dune arbustive à végétation clairsemée (non classé)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Plage/dunes littorales, type Grands Lacs (IL)</li> <li>- Dune primaire – lac (IN)</li> <li>- Dunes découvertes (MI)</li> <li>- Dune des Grands Lacs (MI)</li> <li>- Dune à Ammophile à ligule courte - (MN)</li> <li>- Dune arbustive à genévrier (MN)</li> <li>- Dune des Grands Lacs (NY)</li> <li>- Communauté plage-dune (OH)</li> <li>- Dune découverte à Schizachirium à balais, Panic raide et Ammophile à ligule courte (Ont.)</li> <li>- Dune découverte à Schizachirium à balais, calamovilfa et Élyme psammophile (Ont.)</li> <li>- Dune découverte à Sporobole à fleurs cachées et Pâturin comprimé (Ont.)</li> <li>- Dune arbustive à Cerisier de sable (Ont.)</li> <li>- Dune arbustive à Ptéléa trifolié (Ont.)</li> <li>- Dune arbustive à saule (Ont.)</li> <li>- Dune arbustive à cornouiller (Ont.)</li> <li>- Dune arbustive à genévrier (Ont.)</li> <li>- Savane dunaire à Genévrier de Virginie (Ont.)</li> <li>- Savane dunaire à Peuplier deltoïde (Ont.)</li> <li>- Dune arborée à Peuplier baumier (Ont.)</li> <li>- Dune arborée à micocoulier, tilleul et chêne (Ont.)</li> <li>- Dune (PA)</li> <li>- Communauté à Myrique de Pennsylvanie et Peuplier deltoïde des Grands Lacs (fait partie du complexe plage-dune-plaine sableuse des Grands Lacs) (PA)</li> <li>- Dune des Grands Lacs (WI)</li> </ul>	Dunes dominées par des herbacées ou des arbustes au dessus de la ligne des hautes eaux.
<b>Complexes d'arrière-dunes des Grands Lacs</b> <i>Terres sableuses arides</i>	<b>Dunes et baissières des Grands Lacs</b> Milieux humides interdunaires de la portion nord des Grands Lacs Complexe de dunes boisées et de baissières des Grands Lacs (G3) Pinède dunaire des Grands Lacs (G3Q) Landes à pin des Grands Lacs (G2) Milieux humides interdunaires (G3?)	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Étang ou marais alcalin des dunes littorales, type Grands Lacs (IL)</li> <li>-Landes, type Midwest central (IL)</li> <li>- Baissière (IN)</li> <li>- Milieu humide interdunaire (MI)</li> <li>- Complexe de dunes boisées et de baissières (MI)</li> <li>- Landes des Grands Lacs (MI)</li> <li>- Arbustaie de crête de plage (lac Supérieur) (MN)</li> <li>- Crête de plage (PA)</li> <li>- Arbustaie palustre à Myrique de Pennsylvanie et arbustes mixtes de la région des Grands Lacs (PA)</li> <li>- Plaine sableuse palustre de la région des Grands Lacs (PA)</li> <li>- Plaine sableuse sèche de la région des Grands Lacs<sup>a</sup> (PA)</li> <li><sup>a</sup> Fait partie du complexe plage-dune-plaine sableuse de la région des Grands Lacs (PA).</li> <li>- Landes des Grands Lacs (WI)</li> <li>- Dunes et baissières des Grands Lacs (WI)</li> <li>- Milieu humide interdunaire (WI)</li> </ul>	Écosystème défini par des arrière dunes fixées; complexe de communautés de milieux secs et de milieux humides. Définition modifiée depuis le rapport de 1996 pour regrouper toutes les communautés présentes dans le complexe.
<b>Rives de roc</b> <i>Plages de roche en place et de galets</i>	<b>Rives et falaises de roc alcalin des Grands Lacs</b> Rives de calcaire ou de dolomie des Grands Lacs (G3) Rives de basalte ou de conglomérat des Grands Lacs (G4G5) <b>Rives et falaises de roc acide des Grands Lacs</b> Rives de granite ou de roche métamorphique des Grands Lacs (non classé) Rives de grès des Grands Lacs (G3G4)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rive de galets (NY)</li> <li>- Rive de roc basaltique (MI)</li> <li>- Rive de pavage calcaire (MI)</li> <li>- Rive de conglomérat volcanique (MI)</li> <li>- Rive rocheuse du lac Supérieur (MN)</li> <li>- Rive de roc sèche (lac Supérieur) - (MN)</li> <li>- Rive de roc humide (lac Supérieur) - (MN)</li> <li>- Plage lacustre (lac Supérieur), sous type roc (MN)</li> <li>- Plage découverte de roc carbonaté à Potentille frutescente (Ont.)</li> <li>- Écosite de plage ou de barre de grès (Ont.)</li> <li>- Écosite de plage ou de barre de granite (Ont.)</li> <li>- Rive de roc alcalin des Grands Lacs (WI)</li> <li>- Rive de roc (WI)</li> </ul>	Habituellement roche en place au-dessus de la ligne des hautes eaux ou des ondes de tempête. Modifié du rapport de 1996 (milieu de plage de galets et de rive de roc séparés) en raison de leurs communautés végétales très différentes. On peut en général définir deux grands sous types par unité côtière.

Écosystèmes traités dans ce rapport Nom CÉÉGL 1996	Système écologique <sup>1</sup> Communauté végétale (Nom commun)(Cote mondiale) <sup>2</sup>	Classification des États et provinces <sup>3</sup>	Notes
<b>Plages de galets</b> <i>Plages de roche en place et de galets</i>	<b>Rives et falaises de roc alcalin des Grands Lacs</b> Rives de galets et de gravier calcaires des Grands Lacs (G2G3) Rives de galets et de gravier basaltiques ou diabasiques des Grands Lacs (G4G5) <b>Rives et falaises de roc acide des Grands Lacs</b> Rives de galets et de gravier non alcalins des Grands Lacs (G2G3) Rives de grès des Grands Lacs (G3G4)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rive de galets calcaires (MI)</li> <li>- Rive de galets de grès (MI)</li> <li>- Plage de galets (MI)</li> <li>- Plage de gravier ou de galet (lac Supérieur) (MN)</li> <li>- Rive rocheuse humide (lac Supérieur), type galets (MN)</li> <li>- Plage lacustre, sous type gravier-galets (lac Supérieur) (MN)</li> <li>- Pré humide de rive de galets (NY)</li> <li>- Plage de gravier ouverte à armoise (Ont.)</li> <li>- Grève à Genévrier commun et Genévrier de Virginie arbusatifs (Ont.)</li> <li>- Plage de gravier à Saule arbusatif (Ont.)</li> </ul>	Habituellement galets ou gravier au-dessus de la ligne des hautes eaux ou des ondes de tempête. Modifié du rapport de 1996 (milieux de plage de galets et de rive de roc séparés) en raison de leurs communautés végétales très différentes. Les plages de galets ont été traitées séparément dans le rapport de 1998 de la CÉÉGL. On peut en général définir deux grands sous types par unité côtière.
<b>Falaises littorales</b> <i>Falaises de calcaire et pentes de talus</i>	<b>Rives et falaises de roc alcalin des Grands Lacs</b> Falaise littorale de calcaire ou de dolomie des Grands Lacs (G4G5) Falaise littorale de basalte ou de diabase des Grands Lacs (non classé) <b>Rives et falaises de roc acide des Grands Lacs</b> Falaise littorale de granite ou de roche métamorphique des Grands Lacs (non classé) Falaise de grès littorale des Grands Lacs (G4G5)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Falaise de grès littorale (MI)</li> <li>- Falaise de granite littorale (MI)</li> <li>- Falaise littorale de conglomérat volcanique (MI)</li> <li>- Falaise sèche de roc non acide (MI)</li> <li>- Falaise humide de roc non acide (MI)</li> <li>- Falaise humide de roc acide (MI)</li> <li>- Falaise sèche (MN)</li> <li>- Falaise humide (MN)</li> <li>- Falaise exposée de roc ferro-magnésien (lac Supérieur) (MN)</li> <li>- Falaise abritée de roc ferro-magnésien (lac Supérieur) (MN)</li> <li>- Falaise exposée de roche quartzfeldspathique (lac Supérieur) (MN)</li> <li>- Communauté de falaise de calcaire (NY)</li> <li>- Falaise humide (WI)</li> </ul>	L'Ontario compte plus de 20 communautés de falaise ou de talus d'éboulis, mais aucune d'elles n'est classée comme littorale. Définition modifiée depuis le rapport de 1996 pour inclure tous les types de falaises qui ont été documentés. On peut en général définir deux grands sous types par unité côtière.
<b>Escarpements littoraux</b> <i>Falaises riveraines non consolidées</i>	- Aucun? - Escarpement d'argile suintant (non classé)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pente de matériau meuble, type Midwest (IL)</li> <li>- Escarpement des Grands Lacs (NY)</li> <li>- Escarpement découvert d'argile (Ont.)</li> <li>- Escarpement découvert de sable ou d'argile</li> <li>- Escarpement boisé de la région des Grands Lacs (fait partie du complexe des escarpements des Grands Lacs) (PA)</li> <li>- Escarpement d'argile suintant (WI)</li> </ul>	Également rapporté au Michigan et en Ontario.
<b>Prairies de plaine lacustre</b> <i>Prairies d'herbes hautes</i>	<b>Prairie humide-mésique de plaine lacustre des Grands Lacs</b> Chênaie mésique de plaine lacustre (G2) Prairie humide-mésique de plaine lacustre (G2) Savane à chêne humide mésique de plaine lacustre (G1) Prairie humide de plaine lacustre (G2G3)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Prairie humide (IL)</li> <li>- Prairie, sable, humide (IN)</li> <li>- Prairie, sable, humide-mésique (IN)</li> <li>- Prairie humide-mésique de plaine lacustre (MI)</li> <li>- Savane à chêne de plaine lacustre (MI)</li> <li>- Prairie humide de plaine lacustre (MI)</li> <li>- Prairie fraîche-humide d'herbes hautes (Ont.)</li> <li>- Savane fraîche-humide à herbes hautes, Chêne des marais et Chêne à gros fruits (Ont.)</li> <li>- Boisé frais-humide de Chêne noir et Chêne rouge à herbes hautes (Ont.)</li> <li>- Boisé frais-humide de Chêne des marais à herbes hautes (Ont.)</li> <li>- Marécage à hautes herbes, Calamagrostide du Canada et Beckmannie à écailles unies (Ont.)</li> <li>- Prairie humide-mésique<sup>2</sup> (WI)</li> <li>- Prairie humide (WI)</li> </ul>	
<b>Communautés arctiques-alpines isolées</b> <i>Communautés éparses arctiques-alpines</i>	<b>Rives et falaises de roc alcalin des Grands Lacs</b>	- Rive de roc alcalin découverte à végétation arctique-alpine des Grands Lacs (Ont.)	Écosystème faisant aussi partie des rives de roc non alcalin (basalte), mais traité à part en raison de ses particularités.
<b>Communautés de la plaine côtière atlantique isolées</b> <i>Communautés disjointes de plaine côtière atlantique</i>	Aucun? Marais de plaine côtière intérieure (G2?) Rive d'étang sableuse de plaine côtière à Souchet denté (G2)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Marais de plaine côtière (MI)</li> <li>- Marais peu profond de plaine côtière atlantique (Ont.)</li> </ul>	Interface entre les milieux humides et terrestres.
<b>Tourbières minérotrophes riches du littoral</b> <i>Nouveau</i>	<b>Rives et falaises de roc alcalin des Grands Lacs</b> Tourbière minérotrophe littorale riche à Potentille frutescente et Myrique baumier - (G1G2) Tourbière minérotrophe littorale riche à carex des Grands Lacs (G1G2)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Marais côtier à graminoides (Ont.)</li> <li>- Marais côtier à Potentille frutescente (Ont.)</li> <li>- Tourbière minérotrophe littorale (WI)</li> <li>- Tourbière calcaire (WI)</li> </ul>	Des types trouvés en Ontario pourraient aussi être classés dans les plages de galets (alcalins). Interface entre les milieux humides et terrestres.

Écosystèmes traités dans ce rapport Nom CÉÉGL 1996	Système écologique <sup>1</sup> Communauté végétale (Nom commun)(Cote mondiale) <sup>2</sup>	Classification des États et provinces <sup>3</sup>	Notes
<b>Alvars littoraux</b> <i>Sol de végétation Alvar littorale</i>	<b>Alvar des Grands Lacs</b> Alvar à conifères arbustifs et à Iris lacustre (G1G2) Alvar et pavage à Genévrier horizontal et Potentille frutescente (G2)	- Alvar (MI) - Lande de pavage calcaire (NY) - Alvar (OH) - Alvar à conifères arbustifs et à Iris lacustre (Ont.) - Alvar arbustif à Genévrier horizontal et Potentille frutescente (Ont.) - Alvar (WI)	Ce document ne traite que des types d'alvars en général limités au littoral des Grands Lacs. Définition modifiée depuis le rapport de 1996 pour n'inclure que les communautés sous l'influence du littoral.
<b>Landes rocheuses littorales</b> <i>Terres gneissiques côtières</i>	<b>Rives et falaises de roc acide des Grands Lacs</b> <b>Rives et falaises de roc alcalin des Grands Lacs</b> Krummholz de Genévrier commun sur roc (G3G4) Lande de roc basaltique (G?)	- Roc nu nordique (MI) - Lande de conglomérat volcanique (MI) - Lande de roc basaltique (MI) - Lande de roc arbustive (lac Supérieur) (MN) - Complexe de rives rocheuses, landes rocheuses arbustives et affleurements rocheux du lac Supérieur (MN) - Lande de granite à bleuets (Ont.) <sup>b</sup> - Lande de granite à chêne, érable rouge et pin (Ont.) <sup>b</sup> - Lande de granite à Pin rigide (Ont.) <sup>b</sup> - Lande de granite à Cerisier de Virginie (Ont.) - Lande de granite à Genévrier commun (Ont.) - Lande de granite à Pin gris (Ont.) - Lande de granite à Genévrier de Virginie (Ont.) - Lande de granite sèche (Ont.) - Lande sèche de roche non calcaire à mousse (Ont.) - Lande de roche non calcaire à Danthonie à épi (Ont.) - Lande de roche non calcaire à Deschampsie cespiteuse (Ont.) - Lande de roche non calcaire à framboisier (ON) - Lande de roche non calcaire à potentille (ON) - Lande de roche non calcaire à Pin blanc, chêne et Genévrier de Virginie (ON) <sup>b</sup> Types de communautés dont la présence a été documentée dans la zone côtière en Ontario.	Définition modifiée pour inclure toutes les landes rocheuses littorales sauf les alvars. Landes rocheuses qui subissent l'influence du littoral; elles occupent une bande étroite entre des rives de roc (non alcalin) et des landes rocheuses de l'intérieur.
<b>Forêts littorales des Grands Lacs</b> <i>Nouveau</i>	Aucun? Rive de basalte à épinette et sapin des Grands Lacs (pas de cote mondiale)		Forêts se trouvant au plus à 2 km du littoral et en subissant l'influence.

<sup>1</sup> = NatureServe (2008).

<sup>2</sup> = Descriptions des cotes mondiales :

**G1 Gravement en péril** – Risque de disparition très élevé en raison de l'extrême rareté (souvent cinq populations ou moins), de déclin très marqués ou d'autres facteurs.

**G2 En péril** – Risque de disparition élevé en raison d'une aire de répartition très restreinte, de populations très peu nombreuses (souvent 20 ou moins), de déclin marqués ou d'autres facteurs.

**G3 Vulnérable** – Risque de disparition modéré en raison d'une aire de répartition restreinte, de populations relativement peu nombreuses (souvent 80 ou moins), de déclin récents et étendus ou d'autres facteurs.

**G4 Apparemment non en péril** – Peu commun mais pas rare; source d'inquiétude à long terme en raison de déclin ou d'autres facteurs.

**G5 Non en péril** – Commun, abondant et largement répandu.

<sup>3</sup> = Sources for state/ provincial classification:

Illinois : White et Madany (1978).

Indiana : Indiana Department of Natural Resources (2008).

Michigan : Kost *et al.* (2007).

Minnesota : Minnesota Department of Natural Resources (2008).

New York : Edinger *et al.* (2002).

Ohio : Anderson (1982)

Ontario : Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario (2008).

Pennsylvania : Fike (1999).

Wisconsin : WDNR (2006).

## Annexe B : Sources des données

La répartition et la superficie des écosystèmes littoraux ont été mesurées à partir de données spatiales sur le littoral et des renseignements sur les occurrences d'éléments. Ces données ont également servi à évaluer l'étendue des rives artificialisées.

Les écosystèmes suivants ont été évalués selon les données cartographiques sur le littoral provenant d'Environnement Canada et de NOAA : plages de sable, rives de roc, plages de galets, falaises littorales et escarpements littoraux. Le tableau B1 résume l'information cartographique existante pour le littoral des Grands Lacs au Canada et aux États-Unis ainsi que la correspondance entre les deux classifications.

**Table B1.** Cartographie du littoral.

Classification du littoral d'Environnement Canada		
Code	Morphologie	Classe
1a	Escarpement rocheux de moins de 1 mètre de hauteur	Rive de roc
1b	Escarpement rocheux de 1 à 5 mètres de hauteur	Falaise littorale
1c	Escarpement rocheux de plus de 5 mètres de hauteur	Falaise littorale
2	Mur de soutènement, ouvrage portuaire, brise-lames	Artificiel
3	Roc en pente douce	Rive de roc
4	Escarpement sédimentaire exposé	Escarpement littoral
5a	Plage de sable : dépôt	Plage de sable
5b	Plage de sable : érosion ou transitoire	Plage de sable
6	Barre de sable avec lagune	Plage de sable
7a	Plage de gravier	Plage de galets
7b	Plage de gravier et de galets	Plage de galets
7c	Plage de galets	Plage de galets
8	Enrochement	Artificiel
9	Plage de blocs	Plage de galets
10	Plage mixte	Plage de galets
10	Plage mixte (40 % blocs, 30 % galets, 30 % sable)	Plage de galets
10	Plage mixte (40 % gravier, 40 % galets, 20 % blocs)	Plage de galets
10	Plage mixte (40 % sable, 60 % gravier)	Plage de galets
10	Plage mixte (50 % blocs, 30 % galets, 20 % sable)	Plage de galets
10	Plage mixte (50 % blocs, 50 % galets)	Plage de galets
10	Plage mixte (50 % galets, 50 % blocs)	Plage de galets
10	Plage mixte (50 % sable, 10 % gravier, 35 % galets)	Plage de sable
10	Plage mixte (50 % sable, 25 % gravier, 25 % galets)	Plage de sable
10	Plage mixte (50 % sable, 50 % galets)	Plage de sable
10	Plage mixte (50 % sable, 50 % gravier)	Plage de sable
10	Plage mixte (60 % blocs, 20 % galets, 20 % sable)	Plage de galets
10	Plage mixte (60 % blocs, 30 % galets, 10 % sable)	Plage de galets
10	Plage mixte (60 % blocs, 40 % galets)	Plage de galets
10	Plage mixte (60 % sable, 20 % gravier, 20 % galets)	Plage de sable
10	Plage mixte (60 % sable, 40 % gravier)	Plage de sable
10	Plage mixte (70 % blocs, 30 % galets)	Plage de galets
10	Plage mixte (70 % galets, 30 % blocs)	Plage de galets
10	Plage mixte (70 % gravier, 20 % galets, 10 % blocs)	Plage de galets
10	Plage mixte (70 % sable, 15 % gravier, 15 % galets)	Plage de sable
10	Plage mixte (70 % sable, 30 % galets)	Plage de sable
10	Plage mixte (70 % sable, 30 % gravier)	Plage de sable
10	Plage mixte (80 % blocs, 20 % galets)	Plage de galets
10	Plage mixte (80 % galets, 20 % blocs)	Plage de galets
10	Plage mixte (80 % galets, 20 % sable)	Plage de galets
10	Plage mixte (80 % gravier, 20 % galets)	Plage de sable
10	Plage mixte (80 % gravier, 20 % blocs)	Plage de sable
10	Plage mixte (80 % sable, 10 % galets, 10 % blocs)	Plage de sable
10	Plage mixte (80 % sable, 10 % gravier, 10 % galets)	Plage de sable
10	Plage mixte (80 % sable, 20 % blocs)	Plage de sable
10	Plage mixte (80 % sable, 20 % galets)	Plage de sable
10	Plage mixte (80 % sable, 20 % gravier)	Plage de sable
10	Plage mixte (90 % galets, 10 % blocs)	Plage de galets
10	Plage mixte (90 % sable, 10 % gravier)	Plage de sable
11	Berge couverte de végétation basse (graminées ou arbres)	Autre
12	Vasière deltaïque	Milieu humide
13a	Milieu humide frangeant	Milieu humide
13b	Milieu humide étendu	Milieu humide

Classification du littoral de la National Oceanic and Atmospheric Administration et de The Nature Conservancy		
Code	Morphologie	Classe
1	Escarpement de plus de 15 m de hauteur : matériau cohésif, érodabilité modérée à élevée, rive généralement linéaire, ravinement, éboulements cycliques attribuables à l'eau souterraine ou à d'autres processus.	Falaise littorale
2	Escarpement de plus de 15 m de hauteur avec plage : teneur en sable plus élevée, peut être protégé par la plage, éboulements cycliques attribuables à l'eau souterraine ou à d'autres processus.	Falaise littorale
3	Escarpement de moins de 15 m de hauteur : érodabilité modérée.	Falaise littorale
4	Escarpement de moins de 15 m de hauteur avec plage : érodabilité modérée.	Falaise littorale
5	Rives escarpées sableuses ou silteuses : érodabilité élevée.	Escarpement littoral
6	Rives escarpées argileuses : matériau très cohésif, érodabilité élevée.	Escarpement littoral
7	Plage de sable ou dunes : érodabilité faible à modérée, dépend du bilan sédimentaire.	Plage de sable
8	Grève : gravier, galets, blocs.	Plage de galets
9	Pouliers : vastes plages en bordure de milieux humides ou de baies, avec processus d'envolement occasionnel et d'érosion ou d'accrétion.	Plage de sable
10	Roc (résistant) : roches ignées ou métamorphiques.	Rive de roc
11	Roc (non résistant) : roches sédimentaires.	Rive de roc
12	Plaine littorale ou plaine fluviale (d'aval) : sujette aux inondations, érodabilité faible à modérée.	Autre
13	Milieux humides riverains exposés : végétation émergente surtout.	Milieu humide
14	Milieux humides semi-protégés : protégés par des entités naturelles comme des pouliers.	Milieu humide
15	Composite : stratigraphie différente.	Autre
16	Artificiel : zones où le rivage naturel est entièrement masqué par des ouvrages artificiels.	Artificiel
17	Non classé : données inexistantes, inexactes ou indéchiffrables.	Autre

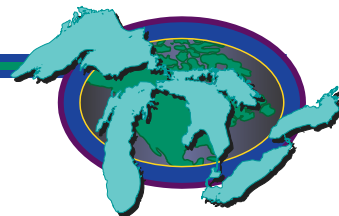
### Couverture terrestre

Les données sur la couverture terrestre ont servi à identifier les forêts et les landes rocheuses littorales et à mesurer les pressions (c.-à-d. la quantité de terres à l'état naturel, urbanisées et agricoles).

**Tableau A2.** Couverture terrestre.

PLC28 CLASSE	PLC2000 DESC	NLCD2001 Nom_classe
Eau	Eau – profonde claire	Arrière plan
Vasières côtières	Eau – peu profonde / sédimentation	Non classé
Marais intertidaux	Agglomération / infrastructures	Terrain bâti, haute densité
Marais supratidaux	Sable / gravier / résidus miniers	Terrain bâti, densité moyenne
Marais d'eau douce riverains ou de l'intérieur	Roc	Terrain bâti, faible densité
Marécage à feuillus	Vasières	Terrain bâti, espaces ouverts
Marécage à conifères	Réduction de la forêt – coupes	Terre cultivée
Tourbière minérotrophe dégagée	Réduction de la forêt – feux	Pâturage / foin
Tourbière minérotrophe arborée	Forêt – régénération déficiente	Prairie / couverture herbacée
Tourbière ombrotrophe dégagée	Forêt – claire	Forêt de feuillus
Tourbière ombrotrophe arborée	Forêt – dense, feuillus	Forêt de conifères
Toundra	Forêt – dense, mixte	Forêt mixte
Forêt de feuillus dense	Forêt – dense, conifères	Arbustes/broussailles
Forêt de conifères dense	Marais – intertidal	Milieu humide d'eau douce boisé
Plantation de conifères dense	Marais – supratidal	Milieu humide d'eau douce arbustif / broussailleux
Forêt mixte dominée par les feuillus	Marais – intérieur	Milieu humide d'eau douce à végétation émergente
Forêt mixte dominée par les conifères	Marécage – feuillus	Milieu humide estuarien boisé
Forêt de conifères claire	Marécage – conifères	Milieu humide estuarien arbustif / broussailleux
Forêt de feuillus claire	Tourbière minérotrophe – dégagée	Milieu humide estuarien à végétation émergente
Aires de coupe récente	Tourbière minérotrophe – arborée	Rive non consolidée
Brûlis récents	Tourbière ombrotrophe – dégagée	Terrain nu
Vieux brûlis et aires de coupe	Tourbière ombrotrophe – arborée	Eau libre
Résidus miniers, carrières et affleurements rocheux	Toundra	Herbier d'eau douce
Agglomérations et terrain bâti	Agriculture – pâturage et champs abandonnés	
Pâturages et champs abandonnés	Agriculture – terre cultivée	
Terre cultivée	Autre – inconnu	
Alvar	Autre – nuages et ombre	
Non classé (nuages et ombre)		

Légende				
Milieu naturel	Eau	Urbanisation	Agriculture	Non classé

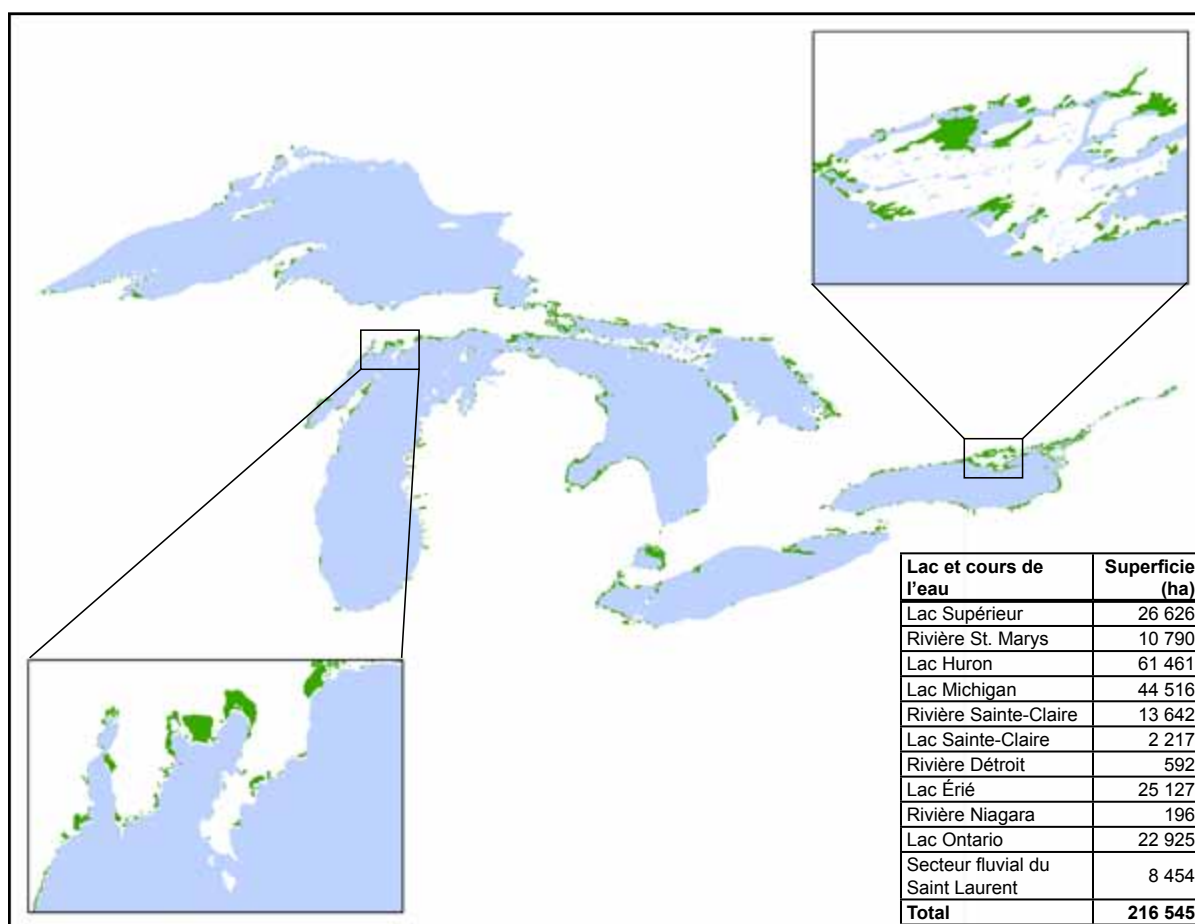


## 4.0 Écosystème des milieux humides côtiers des Grands Lacs

### État de l'écosystème

#### Contexte

Les eaux des Grands Lacs influent directement sur plus de 216 000 hectares (534 000 acres) de milieux humides côtiers. Le *Clean Water Act* des États-Unis définit ainsi les milieux ou terres humides : « Zones inondées ou saturées par les eaux de surface ou les eaux souterraines à une fréquence et pendant une durée suffisantes pour qu'une végétation où dominent les plantes adaptées aux sols saturés soit maintenue et qui, dans des conditions normales, abritent ce type de végétation » [traduction].



**Figure 1.** Répartition des milieux humides côtiers des Grands Lacs et superficie totale par lac et par cours d'eau

Source : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs.

[http://www.epa.gov/glnpo/solec/sogl2007/4510\\_CoastalWetlandAreaByType.pdf](http://www.epa.gov/glnpo/solec/sogl2007/4510_CoastalWetlandAreaByType.pdf).

Les fonctions des milieux humides côtiers des Grands Lacs – processus biologiques, chimiques et physiques qui se produisent naturellement dans un milieu humide – comprennent le stockage et le recyclage des nutriments et des matières organiques transportés par les cours d'eau jusqu'aux lacs; la production du réseau trophique; la productivité biologique; l'alimentation des nappes souterraines; le maintien du débit de base des cours d'eau; et la mise à disposition d'un habitat pour un vaste éventail d'espèces des Grands Lacs. De nombreuses espèces de poissons, par exemple, habitent les milieux humides côtiers pendant une partie de leur cycle de vie. Ces milieux ont des valeurs et assurent diverses fonctions, dont l'amélioration de la qualité de l'eau, le stockage des eaux de crue, l'approvisionnement en eau et la protection contre l'érosion, et ils servent de frayères pour les poissons.

La fluctuation des eaux est nécessaire au maintien de ce système très productif. Des variations temporaires du niveau d'eau sont occasionnées par le vent et par un type de « marée » appelée seiche. Le cycle hydrologique annuel des Grands Lacs amène des

fluctuations saisonnières. Des fluctuations pluriannuelles sont occasionnées par des changements climatiques sur l'ensemble du bassin, du continent ou de la planète. La végétation des milieux humides côtiers est très sensible aux fluctuations des eaux. Lorsque les niveaux d'eau sont bas, les sédiments du fond sont exposés, ce qui permet aux graines de germer. Lorsque les niveaux d'eau sont hauts, l'eau inonde la végétation et dilue les concentrations de nutriments. Dans bien des secteurs où les systèmes naturels ont été grandement modifiés, la végétation des milieux humides côtiers ne persiste qu'au prix d'une gestion intensive qui englobe parfois la régularisation des niveaux d'eau.

Il y a trois grandes catégories de milieux humides côtiers et riverains (tableau 1). Les milieux humides lacustres sont contrôlés directement par les eaux des Grands Lacs. Ils sont touchés par les fluctuations des niveaux des lacs, les courants littoraux, les seiches et l'érosion par la glace. Les milieux humides fluviaux sont associés aux rivières et aux affluents qui se jettent dans les Grands Lacs et aux voies interlacustres. Les milieux humides protégés par une barrière naturelle se sont trouvés séparés des Grands Lacs par un cordon littoral ou une autre barrière qui fait obstacle aux vagues.

<b>Milieux humides lacustres</b>									
<b>Types de milieux humides lacustres et définitions</b>	Contrôlés directement par les eaux des Grands Lacs et fortement touchés par les fluctuations de niveau des lacs, les courants littoraux, les seiches et l'érosion par la glace								
	<table border="1" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 30%;"><b>Milieux humides lacustres ouverts</b></td> <td> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ces milieux humides lacustres sont directement exposés aux processus littoraux, n'étant pas ou étant peu protégés par des caractéristiques géomorphologiques.</li> <li>Par conséquent, il y a peu d'accumulation de sédiments et la végétation se développe sur des bandes relativement étroites du littoral.</li> </ul> </td> <td style="width: 30%;"> <b>Milieux humides riverains ouverts</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Milieux caractérisés par un substrat de roche ou d'argile résistant à l'érosion, avec nappe occasionnelle de substrat mobile.</li> <li>Les étendues d'eau peu profonde atténuent les vagues qui peuvent entraîner la création de barres de sable à certains endroits.</li> <li>Il n'y a presque pas d'accumulation de sédiments organiques dans ce genre de milieu.</li> </ul> </td> <td style="width: 30%;"> <ul style="list-style-type: none"> <li>Substrats de gravier, de sable et d'argile (fine).</li> <li>Les baies sont souvent vastes – assez pour qu'il y ait des vagues induites par les tempêtes et des vagues libres et que des circulations littorales s'y établissent.</li> </ul> </td> </tr> <tr> <td><b>Milieux humides lacustres protégés</b></td> <td> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ces milieux font aussi partie d'un écosystème lacustre, mais ils se caractérisent par une protection accrue que donne la baie ou les flèches de sable.</li> <li>Cette protection entraîne une plus grande accumulation de sédiments, des profils extracôtiers moins profonds et une végétation plus importante.</li> </ul> </td> <td> <b>Milieux humides des baies protégées</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Peuvent être complètement colonisés par une végétation émergente ou submergée.</li> </ul> </td> <td> <b>Milieux humides des baies créées par des flèches de sable</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Les flèches de sable font saillie sur la côte et créent des baies peu profondes qu'elles protègent du côté terre.</li> <li>Les flèches de sable se forment souvent le long de sections incurvées et faiblement pentues du rivage, où il y a un apport de sédiments et où le transport du sable n'est pas entravé par des barrières naturelles ou artificielles.</li> <li>Ces milieux humides sont habituellement assez peu profonds.</li> </ul> </td> </tr> </table>	<b>Milieux humides lacustres ouverts</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ces milieux humides lacustres sont directement exposés aux processus littoraux, n'étant pas ou étant peu protégés par des caractéristiques géomorphologiques.</li> <li>Par conséquent, il y a peu d'accumulation de sédiments et la végétation se développe sur des bandes relativement étroites du littoral.</li> </ul>	<b>Milieux humides riverains ouverts</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Milieux caractérisés par un substrat de roche ou d'argile résistant à l'érosion, avec nappe occasionnelle de substrat mobile.</li> <li>Les étendues d'eau peu profonde atténuent les vagues qui peuvent entraîner la création de barres de sable à certains endroits.</li> <li>Il n'y a presque pas d'accumulation de sédiments organiques dans ce genre de milieu.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Substrats de gravier, de sable et d'argile (fine).</li> <li>Les baies sont souvent vastes – assez pour qu'il y ait des vagues induites par les tempêtes et des vagues libres et que des circulations littorales s'y établissent.</li> </ul>	<b>Milieux humides lacustres protégés</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ces milieux font aussi partie d'un écosystème lacustre, mais ils se caractérisent par une protection accrue que donne la baie ou les flèches de sable.</li> <li>Cette protection entraîne une plus grande accumulation de sédiments, des profils extracôtiers moins profonds et une végétation plus importante.</li> </ul>	<b>Milieux humides des baies protégées</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Peuvent être complètement colonisés par une végétation émergente ou submergée.</li> </ul>	<b>Milieux humides des baies créées par des flèches de sable</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Les flèches de sable font saillie sur la côte et créent des baies peu profondes qu'elles protègent du côté terre.</li> <li>Les flèches de sable se forment souvent le long de sections incurvées et faiblement pentues du rivage, où il y a un apport de sédiments et où le transport du sable n'est pas entravé par des barrières naturelles ou artificielles.</li> <li>Ces milieux humides sont habituellement assez peu profonds.</li> </ul>
	<b>Milieux humides lacustres ouverts</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ces milieux humides lacustres sont directement exposés aux processus littoraux, n'étant pas ou étant peu protégés par des caractéristiques géomorphologiques.</li> <li>Par conséquent, il y a peu d'accumulation de sédiments et la végétation se développe sur des bandes relativement étroites du littoral.</li> </ul>	<b>Milieux humides riverains ouverts</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Milieux caractérisés par un substrat de roche ou d'argile résistant à l'érosion, avec nappe occasionnelle de substrat mobile.</li> <li>Les étendues d'eau peu profonde atténuent les vagues qui peuvent entraîner la création de barres de sable à certains endroits.</li> <li>Il n'y a presque pas d'accumulation de sédiments organiques dans ce genre de milieu.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Substrats de gravier, de sable et d'argile (fine).</li> <li>Les baies sont souvent vastes – assez pour qu'il y ait des vagues induites par les tempêtes et des vagues libres et que des circulations littorales s'y établissent.</li> </ul>					
	<b>Milieux humides lacustres protégés</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ces milieux font aussi partie d'un écosystème lacustre, mais ils se caractérisent par une protection accrue que donne la baie ou les flèches de sable.</li> <li>Cette protection entraîne une plus grande accumulation de sédiments, des profils extracôtiers moins profonds et une végétation plus importante.</li> </ul>	<b>Milieux humides des baies protégées</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Peuvent être complètement colonisés par une végétation émergente ou submergée.</li> </ul>	<b>Milieux humides des baies créées par des flèches de sable</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Les flèches de sable font saillie sur la côte et créent des baies peu profondes qu'elles protègent du côté terre.</li> <li>Les flèches de sable se forment souvent le long de sections incurvées et faiblement pentues du rivage, où il y a un apport de sédiments et où le transport du sable n'est pas entravé par des barrières naturelles ou artificielles.</li> <li>Ces milieux humides sont habituellement assez peu profonds.</li> </ul>					
<b>Milieux humides fluviaux</b>									
<b>Types de milieux humides fluviaux et définitions</b>	Le long des rivières et des ruisseaux qui s'écoulent dans ou entre les Grands Lacs								
	<b>Milieux humides d'embouchures submergées dégagées</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ces milieux humides peuvent ne pas avoir de barrière à l'embouchure et il n'y a pas de lagunes ou de petits lacs au point de rencontre avec la rive.</li> <li>Les milieux humides entourant les cours d'eau se situent le long des berges, et leurs communautés végétales poussent dans des sols organiques profonds.</li> </ul>							
	<b>Milieux humides d'embouchures submergées protégés par une barrière</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Milieux humides qui maintiennent une connexion assez constante avec les lacs.</li> </ul>							
	<b>Milieux humides de voies interlacustres</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ces milieux englobent les cours d'eau importants entre les Grands Lacs, les rivières Ste-Marie, Sainte Claire, Detroit et Niagara et le fleuve Saint Laurent.</li> <li>Ils se distinguent des autres grands milieux humides fluviaux (d'embouchures submergées) par l'absence générale de sol organique profond et leurs courants souvent forts.</li> </ul>							
	<b>Deltas</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Les deltas sont formés de matériaux alluviaux, fins et grossiers, et entretiennent de vastes milieux humides qui s'étendent dans les Grands Lacs ou les cours d'eau les reliant.</li> </ul>							
<b>Types de milieux humides protégés par une barrière naturelle et définitions</b>	<b>Milieux humides protégés par une barrière naturelle</b>								
	Milieux créés par des processus côtiers ou fluviaux. Toutefois, en raison des processus côtiers, ils se sont trouvés séparés des Grands Lacs par un cordon littoral ou autre barrière. Ces milieux humides sont protégés des vagues et peuvent être reliés directement au lac par un chenal franchissant la barrière.								
	<b>Lagunes créées par un cordon littoral</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Milieux qui se forment derrière une barrière de sable.</li> <li>En raison de la barrière, il y a un moindre mélange avec les eaux des Grands Lacs, et les effets des processus côtiers sont réduits.</li> </ul>							
	<b>Complexes de baissières</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Les milieux se forment entre les doigts recourbés des flèches de sable et les crêtes des plages reliques.</li> </ul>							

**Tableau 1.** Système de classification des milieux humides côtiers des Grands Lacs.

Source : Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs.

On trouve cinq types de végétation dans les milieux humides des Grands Lacs. Les plantes flottantes peuvent être enracinées sous l'eau, mais leurs feuilles flottent à la surface. Les plantes submergées sont enracinées et croissent entièrement sous l'eau. Les plantes émergentes peuvent être enracinées sous l'eau, mais elles croissent et fleurissent au dessus. La végétation de prairie humide tolère moins d'être inondée; elle fait la transition entre les plantes de milieux humides et celles de milieux secs. Dans la zone arbustive se trouvent des plantes ligneuses qui poussent au dessus de la nappe phréatique, mais qui subissent les effets d'inondations périodiques.

Diverses espèces habitent les milieux humides côtiers. Le phytoplancton se trouve à la base de la chaîne alimentaire. Les macro invertébrés comme les insectes, les gastéropodes, les mollusques et les vers, qui décomposent la végétation, acheminent les nutriments dans le système; ils constituent aussi une nourriture pour les poissons et les oiseaux. Parmi les 200 espèces de poissons et plus des Grands Lacs, 90 % passent une partie de leur vie dans les milieux humides. Des poissons comme le Grand Brochet (*Esox lucius*), la Perchaude (*Perca flavescens*) et le Poisson-castor (*Amia calva*) fraient dans les marais côtiers. Les milieux humides servent d'habitat de repos, d'alimentation et de nidification à des oiseaux, des reptiles et des amphibiens.

Le présent chapitre résume l'état et les tendances de l'environnement des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Il contient des renseignements sur les rapports d'indicateurs et décrit les pressions actuelles et prévisibles sur les ressources de ces milieux. Il donne un aperçu des mesures qui pourraient être nécessaires pour surveiller, protéger, restaurer et gérer les milieux humides des Grands Lacs. Il décrit également comment l'évaluation de l'état et des tendances de ces milieux a évolué depuis la CÉÉGL 1996.

#### Résumé de l'état et des tendances

L'état du système des milieux humides côtiers des Grands Lacs est *mitigé* et tend à *se détériorer* en raison de la perte et de la dégradation des habitats, de la présence d'espèces envahissantes, de la stabilisation des niveaux d'eau et des apports de contaminants. La diminution des populations d'espèces qui fréquentent les milieux humides presque exclusivement pour la reproduction, parallèlement à la présence accrue de certaines espèces de l'écotone ou généralistes, fait croire que les conditions d'habitat des milieux humides se modifient. L'évaluation de l'état et des tendances se fonde sur des observations ou le meilleur jugement des experts et sur les rapports d'indicateurs.

- Depuis dix ans, des tendances à la baisse statistiquement significatives ont été décelées chez le Crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*), la Grenouille léopard (*Rana pipiens*), la Grenouille verte (*Rana clamitans*), le Ououaron (*Rana catesbeiana*) et la Rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*). Les oiseaux des milieux humides qui ont connu d'importantes diminutions à l'échelle du bassin sont le Busard Saint Martin (*Circus cyaneus*), le Carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*), la Foulque d'Amérique (*Fulica americana*), la Gallinule poule-d'eau (*Gallinula chloropus*), la Gallinule poule-d'eau/Foulque d'Amérique (espèces indifférenciées), le Grèbe à bec bigarré (*Podilymbus podiceps*), la Guifette noire (*Chlidonias niger*), l'Hirondelle bicolore (Tachycineta bicolor), la Marouette de Caroline (*Porzana carolina*), le Petit Blongios (*Ixobrychus exilis*), le Quiscale bronzé (*Quiscalus quiscula*), le Râle de Virginie (*Rallus limicola*) et la Sarcelle à ailes bleues (*Anas discors*).
- La perturbation mécanique des sédiments côtiers semble être le principal vecteur de l'introduction d'espèces envahissantes non indigènes (ou exotiques) dans les milieux humides côtiers. Par contre, les milieux humides intacts peuvent constituer un refuge pour les poissons indigènes, du moins pour ce qui est de se soustraire à l'influence du Gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*).
- Une tendance inquiétante est la propagation de l'Hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus ranae*), une plante flottante qui forme des tapis denses susceptibles d'éliminer les plantes submergées. On trouve l'Hydrocharide grenouillette à partir du fleuve Saint Laurent et du lac Ontario jusqu'au lac Érié vers l'ouest.
- L'alimentation étant la principale source d'exposition, les contaminants comme les dioxines polychlorées, les furannes et les biphényles polychlorés (BPC) mesurés chez la Tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) sont persistants et bioaccumulatifs, ce qui indique que la contamination persiste dans l'ensemble du réseau trophique aquatique.
- En 2007, les faibles niveaux d'eau du lac Supérieur ont dévasté les prairies de riz sauvage ou de zizanie des marais (*Zizania palustris*) du marécage Kakagon. Des agents des ressources naturelles de la tribu de la rivière Bad ont rapporté que de nombreuses prairies de riz sauvage ressemblaient à des vasières. Des faibles niveaux d'eau peuvent entraîner un afflux d'espèces non indigènes comme la Salicaire commune (*Lythrum salicaria*).



- La situation des milieux humides de la baie Georgienne et du chenal du Nord du lac Huron est bonne d'après l'évaluation de plus d'une centaine de milieux humides par des chercheurs de l'Université McMaster. Des perturbations anthropiques ont occasionné une certaine dégradation du côté sud est de la baie Georgienne.
- La régularisation des niveaux d'eau du lac Ontario a appauvri la diversité faunique et floristique des milieux humides côtiers. La Commission mixte internationale a réalisé une étude quinquennale sur les impacts de la régularisation des niveaux d'eau sur les propriétés et les habitats riverains, la navigation commerciale et la navigation de plaisance.

#### État et tendances par indicateur

Le document *The Great Lakes Indicator Suite: Changes and Progress 2004* de la CÉÉGL 2004 décrit 13 indicateurs jugés pertinents pour déterminer l'état et les tendances des milieux humides côtiers des Grands Lacs. Nous recommandons maintenant six indicateurs pour surveiller ces milieux de façon efficace et efficiente. Nous nous fondons sur les travaux effectués par les gestionnaires des milieux humides de Durham et d'autres scientifiques des milieux humides des Grands Lacs, les auteurs d'éditions antérieures de la CÉÉGL, le Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs (GLCWC – Great Lakes Coastal Wetlands Consortium) et les collaborateurs du projet des indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI – Great Lakes Environmental Indicators). En outre, d'autres renseignements sur les caractéristiques chimiques et physiques des milieux humides riverains, comme la turbidité, la conductivité, les teneurs en phosphore et en azote, seront recueillis pour aider à interpréter les données des indicateurs.

Trois indicateurs proposés dans le rapport de 2004 ne sont pas considérés comme étant propres à la série d'indicateurs des milieux humides côtiers : *les contaminants dans les œufs de Chétydres serpentine* (n° 4506), *les quantités de phosphore et d'azote* (n° 4860) et *l'effet de la fluctuation des niveaux d'eau* (n° 4861) sont effectivement associés à ces milieux, mais ils s'inscrivent dans le contexte plus large de la santé globale de l'écosystème et ne devraient donc pas faire partie de la série relative aux milieux humides. Pour le moment, il est impossible de surveiller quatre des indicateurs – *la superficie restaurée des milieux humides par type* (n° 4511), *l'afflux de particules sédimentaires dans les milieux humides côtiers* (n° 4516), *les mesures de l'impact humain* (n° 4864) et *la couverture terrestre adjacente aux milieux humides* (n° 4963). Nous recommandons de les éliminer. Un autre indicateur, celui des *sédiments disponibles pour alimenter les côtes* (n° 8142), a été proposé après le rapport de 2004. Il s'applique à tous les rivages des Grands Lacs et ne devrait donc pas être considéré comme se rattachant uniquement aux milieux humides côtiers.

L'appellation des six indicateurs qui suivent a changé depuis le rapport sur l'État des Grands Lacs 2007 (Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, 2007). Des renseignements plus détaillés sont donnés dans le rapport sur l'état et les tendances de chaque indicateur.

#### Étendue et composition des milieux humides côtiers (indicateur CÉÉGL n° 4510) : mitigé, se détériore

On n'a pas fait le point sur cet indicateur depuis le rapport sur l'État des Grands Lacs 2005. Le rapport de 2005 concluait notamment que les milieux humides continuaient de reculer et de se dégrader, bien qu'il ne soit pas encore possible à ce jour de suivre et de déterminer de façon normalisée l'étendue et le taux de cette perte. En 2004, on a constitué une base de données SIG qui a fourni pour la première fois un résumé binational homogène et spatialement explicite de la répartition des milieux humides dans le système des Grands Lacs. On a repéré un total de 216 743 hectares (535 584 acres), jusqu'à Cornwall, en Ontario. Cela dit, en raison des données limitées dont on dispose, les estimations de l'étendue des milieux humides côtiers, en particulier dans la région des Grands Lacs d'amont, sont reconnues comme étant incomplètes. Malgré des pertes considérables dans certaines régions, les lacs et les cours d'eau entretiennent encore des types diversifiés de milieux humides. Des facteurs de stress continuent de contribuer à la perte et à la dégradation des milieux humides riverains, notamment le remblayage, le dragage, l'assèchement en vue de la conversion à d'autres usages, la modification du rivage, la régularisation des niveaux d'eau et les charges de particules sédimentaires et de nutriments en provenance des bassins versants.

Les auteurs du rapport de 2005 concluait également que de nombreuses pressions résultaient d'actions humaines directes et qu'elles pouvaient donc être réduites, en tenant convenablement compte des impacts. Il faut surveiller étroitement l'évolution des milieux humides en raison des préoccupations grandissantes au sujet de la qualité de l'eau et des volumes d'approvisionnement, lesquels sont des grands enjeux de la conservation des Grands Lacs, et du rôle que jouent les milieux humides dans l'atténuation des crues, le recyclage des nutriments et le piégeage des sédiments.

Communautés d'invertébrés des milieux humides côtiers (indicateur CÉÉGL n° 4501) : non évalué

L'indicateur est encore en cours d'élaboration. En 2002, le GLCWC a effectué d'importants recensements des invertébrés autour des quatre lacs d'aval. L'analyse des données n'est pas tout à fait terminée. Cependant, le Consortium a adopté un indice d'intégrité biotique, lequel a été appliqué dans les milieux humides au nord du lac Ontario. Les modifications physiques et l'eutrophisation continuent de menacer les invertébrés des milieux humides côtiers, parce qu'elles favorisent l'implantation d'une végétation non indigène et la destruction des communautés végétales, ainsi que la modification de l'hydrologie naturelle.

Communautés de poissons des milieux humides côtiers (indicateur CÉÉGL n° 4502) : non évalué

Les milieux humides entourant les lacs Érié et Ontario sont souvent colonisés par les typhas, et les communautés de poissons sont donc moins riches et diversifiées. Les sept milieux humides échantillonnés aux abords du lac Supérieur contenaient des types de végétation plutôt particuliers; leurs communautés de poissons n'ont donc pas été comparées directement avec celles des milieux humides d'autres lacs. Il ne semble pas y avoir de milieux humides dans la partie américaine du lac Érié qui n'ait subi qu'une perturbation anthropique minimale. En comparaison, les parties nord des lacs Huron et Michigan abritent des communautés de poissons de milieux humides riverains qui sont d'assez bonne qualité.

Le Méné à museau arrondi (*Pimephales notatus*) et le Raseux-de-terre noir (*Etheostoma nigrum*) sont presque absents des milieux humides bordant le fond de la baie du lac Michigan. Des espèces associées à des plantes et à une eau plus claire – le Crapet de roche (*Ambloplites* sp.), le Méné paille (*Notropis stramineus*) et le Méné jaune (*Notemigonus crysoleucas*) – sont présentes dans les échantillons de l'entrée de la baie, mais absentes de ceux du fond de la baie. En 2003, on n'a trouvé ni Gaspereau (*Alosa pseudoharengus*) ni Alose à gésier (*Dorosoma cepedianum*) à un site de l'entrée de la baie Green. De même, la structure des assemblages de poissons dans Cootes Paradise, un marais très dégradé du lac Ontario, est très différente de celles d'autres milieux humides moins dégradés analysés dans une étude. La qualité de l'eau est un facteur qui détermine les communautés végétales et qui influe donc sur la structure des communautés de poissons. Les groupes d'espèces de poissons dans les milieux humides de référence montrent en général les mêmes préférences en matière de température de l'eau et de productivité aquatique.

D'après l'échantillonnage intensif des poissons effectué avant 2003 à plus de 60 sites un peu partout dans le bassin des Grands Lacs, le Gobie à taches noires n'a été trouvé en grand nombre dans aucun milieu humide et n'était le membre dominant d'aucune communauté de poissons de milieu humide. Il se peut donc que les poissons indigènes trouvent refuge dans les milieux humides, du moins pour ce qui est de se mettre à l'abri du Gobie à taches noires. On connaît mal les préférences du Gobie de la mer Noire (*Proterorhinus marmoratus*) en matière d'habitat dans la région des Grands Lacs, sauf pour les informations livrées par des études sur la rivière Detroit. Comme ce gobie partage des habitats nombreux et variés avec d'autres poissons, tout porte à croire toutefois qu'il étendra son aire de répartition dans les Grands Lacs.

La Grémille (*Gymnocephalus cernuus*) n'a jamais été trouvée en fortes densités dans les milieux humides côtiers des Grands Lacs. Une étude a conclu que les milieux humides côtiers dans la partie ouest du lac Supérieur offraient un refuge aux poissons indigènes pour échapper à la concurrence de la Grémille. Celle-ci préfère les vasières et évite les milieux humides, car elle a du mal à s'alimenter dans la dense végétation qui caractérise les habitats humides littoraux en santé. Par conséquent, si les milieux humides continuent de se dégrader, il pourrait en résulter une dominance accrue de la Grémille dans les habitats d'eau peu profonde.

Des Carpes de roseau (*Ctenopharyngodon idellus*), des Carpes à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*) et des Carpes argentées (*Hypophthalmichthys molitrix*), échappées d'établissements d'aquaculture, se trouvent maintenant dans la rivière Illinois et migrent vers les Grands Lacs par le canal d'évacuation sanitaire de Chicago. Ces espèces constituent une menace importante pour les réseaux trophiques des milieux humides et des habitats littoraux où poussent les macrophytes.

Communautés d'amphibiens des milieux humides côtiers (indicateur CÉÉGL n° 4504) : mitigé, se détériore

Depuis 1995, on a recueilli des données sur les amphibiens le long de 548 parcours dans le bassin des Grands Lacs. On a recensé 13 espèces entre 1995 et 2007. La Rainette crucifère (*Pseudacris crucifer*) a été aperçue le plus souvent, et ses populations sont à la hausse. On a trouvé la Grenouille verte dans plus de la moitié des stations de relevé. La Rainette versicolore (*Hyla versicolor*), le Crapaud d'Amérique et la Grenouille léopard étaient couramment présents. On a constaté une tendance à la baisse statistiquement significative dans les cas du Crapaud d'Amérique, du Ououaron, de la Rainette faux-grillon de l'Ouest, de la Grenouille verte et de la Grenouille léopard. Selon des observations non scientifiques et des données de recherche, de grandes variations dans la présence de nombreuses espèces amphibiennes dans un lieu donné sont naturelles et se produisent en permanence.

Communautés d'oiseaux des milieux humides côtiers (indicateur CÉÉGL n° 4507) : mitigé, se détériore

Depuis 1995, les bénévoles du Programme de surveillance des marais ont recueilli des données sur les oiseaux le long de 508 parcours distincts dans le bassin des Grands Lacs. Ils ont recensé 56 espèces qui fréquentent les marais pour s'alimenter ou se reproduire, ou les deux. Parmi les oiseaux ne s'alimentant pas en vol, le plus couramment observé était le Carouge à épauettes, suivi du Bruant des marais (*Melospiza georgiana*), du Troglodyte des marais (*Cistothorus palustris*) et de la Paruline jaune (*Dendroica petechia*). Chez les oiseaux qui nichent presque exclusivement dans les marais, le Troglodyte des marais a été le plus souvent recensé, suivi du Rôle de Virginie, de la Gallinule poule-d'eau, du Grèbe à bec bigarré, de la Foulque d'Amérique et de la Marouette de Caroline. Parmi les espèces qui se nourrissent habituellement en vol au dessus des marais, on a recensé le plus fréquemment l'Hirondelle bicolore et l'Hirondelle rustique (*Hirundo rustica*).

Les espèces dont les populations se raréfient considérablement dans l'ensemble du bassin sont le Busard Saint Martin, le Carouge à épauettes, la Foulque d'Amérique, la Gallinule poule-d'eau, la Gallinule poule d'eau/Foulque d'Amérique (espèces indifférenciées), le Grèbe à bec bigarré, la Guifette noire, l'Hirondelle bicolore, la Marouette de Caroline, le Petit Blongios, le Quiscale bronzé, le Rôle de Virginie et la Sarcelle à ailes bleues. Les populations qui montrent une hausse statistiquement significative dans le bassin sont le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*), le Cygne trompette (*Cygnus buccinator*), l'Hirondelle à ailes hérissées (*Stelgidopteryx serripennis*), l'Hirondelle noire (*Progne subis*), le Moucherolle des saules (*Empidonax traillii*), la Paruline jaune et la Paruline masquée (*Geothlypis trichas*). Pour ce qui est du Butor d'Amérique (*Botaurus lentiginosus*) et du Troglodyte des marais, les indices d'abondance de leurs populations n'ont pas montré de tendance notable entre 1995 et 2005. Pour expliquer la variation des populations d'oiseaux qui dépendent des milieux humides, il faut vraisemblablement tenir compte des différences dans les habitats, des densités régionales de populations, du moment des relevés, de la variabilité annuelle des conditions météorologiques et d'autres facteurs, en interaction avec les niveaux d'eau.

Communautés de plantes des milieux humides côtiers (indicateur CÉÉGL n° 4862) : mitigé, indéterminé

L'état des communautés végétales des milieux humides varie beaucoup dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, allant de bon à médiocre. Il y a des indications que la composante végétale de certains milieux humides se détériore par suite des niveaux d'eau extrêmement bas de certains Grands Lacs, mais cette détérioration ne se manifeste pas dans tous les milieux humides de ces lacs. En général, il se produit une lente détérioration dans de nombreux milieux humides à mesure que des modifications du rivage introduisent des espèces non indigènes. On n'a pas bien défini les tendances de la santé des milieux humides d'après la végétation.

La turbidité dans la partie sud des Grands Lacs a diminué avec la propagation de la Moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), ce qui a amélioré la diversité des plantes submergées dans de nombreux milieux humides. Toutefois, dans la baie Saginaw, la baie Green et le lac Ontario, les sédiments d'origine agricole ont rendu les eaux très troubles. Il y pousse peu ou pas de plantes submergées.

Dans la partie sud des Grands Lacs, presque tous les milieux humides sont dégradés en raison de la régularisation des niveaux d'eau, de l'enrichissement en nutriments, de la sédimentation ou d'une combinaison de ces facteurs. Cette dégradation se manifeste sans doute le plus fortement par la prédominance de vastes zones de typhas (*Typha* sp.), la diversité et l'étendue réduites des plantes submergées et la prédominance de plantes non indigènes. Le niveau bas des eaux a provoqué une propagation quasi explosive de roseaux dans de nombreux milieux humides, en particulier autour du lac Sainte Claire et au sud du lac Huron, y compris autour de la baie Saginaw. Dans la plupart des agglomérations urbaines des Grands Lacs, les milieux humides côtiers ont presque disparu. L'imperméabilisation du rivage élimine la végétation de milieu humide, et les modifications mécaniques favorisent l'introduction d'espèces non indigènes.

Une tendance inquiétante est la propagation de l'Hydrocharide grenouillette, une plante flottante qui forme des tapis denses susceptibles d'éliminer les plantes submergées. On la trouve depuis le fleuve Saint Laurent et le lac Ontario jusqu'au lac Érié vers l'ouest. Cette propagation se poursuivra probablement dans plusieurs des Grands Lacs, sinon tous. Il semble que les marais non perturbés ne soient pas facilement colonisés par des espèces non indigènes comme la Salicaire commune et l'Alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*). À mesure que ces espèces s'établissent de façon localisée, les graines ou les fragments de végétaux en assurent la propagation lorsqu'un changement de niveau d'eau crée des conditions propices de sédimentation. Les carpes asiatiques, dont les comportements d'accouplement et d'alimentation détruisent la végétation submergée dans les eaux peu profondes des marais, sont les espèces envahissantes qui menacent le plus les milieux humides.

## **Pressions**

Il est à prévoir que d'importants milieux humides continueront de disparaître et de se dégrader, que les niveaux d'eau diminueront ou se stabiliseront, qu'il y aura sédimentation et apports de contaminants et de nutriments, et que l'invasion d'espèces animales et végétales non indigènes persistera. Les changements climatiques planétaires attribuables aux êtres humains risquent d'avoir de profondes répercussions sur les habitats humides littoraux. Le résumé qui suit des pressions auxquelles sont soumis les milieux humides côtiers et riverains se fonde sur une analyse réalisée par les auteurs des rapports d'indicateurs.

### Agriculture

L'agriculture dégrade les milieux humides de bien des façons, y compris par l'enrichissement en nutriments provenant des engrais, l'apport accru de particules sédimentaires provoqué par l'érosion, l'augmentation du ruissellement rapide occasionné par les fossés de drainage, l'introduction d'espèces agricoles non indigènes comme l'Alpiste roseau et la destruction de la zone des prairies humides intérieures provoquée par les labours, les endiguements et l'épandage d'herbicides. Dans les lacs situés au sud, la baie Saginaw et la baie Green, les particules en suspension d'origine agricole ont créé des eaux très troubles dans lesquelles les plantes submergées sont rares ou absentes.

### Urbanisation

Le développement urbain dégrade les milieux humides, que ce soit par l'imperméabilisation du rivage, le remblayage des milieux humides, l'ajout d'une grande variété de polluants chimiques, l'augmentation du ruissellement qui rejoint les cours d'eau, l'apport de particules sédimentaires ou l'augmentation des charges de nutriments en provenance des stations d'épuration des eaux usées. Dans la plupart des agglomérations urbaines, les milieux humides riverains ont presque entièrement disparu.

### Construction résidentielles en zone riveraine

Le long des rives, de nombreux milieux humides ont été modifiés par les aménagements résidentiels, desquels découlent l'enrichissement en nutriments provenant des engrais et des installations septiques, les modifications du rivage pour installer des quais et des rampes de mise à l'eau, le remblayage et l'imperméabilisation des rives. L'agriculture et l'urbanisation sont généralement moins intensives que les modifications physiques localisées, qui entraînent souvent l'introduction d'espèces non indigènes. L'imperméabilisation du rivage peut éliminer complètement la végétation de milieu humide.

### Modification mécanique du rivage

La modification mécanique prend diverses formes : endiguement, creusement de fossés, dragage, remblayage et imperméabilisation des rives, notamment. Elle introduit des espèces non indigènes transportées par les engins de construction ou contenues dans les matériaux importés. La modification de la pente des rives et des conditions de sédimentation suffit souvent à favoriser l'établissement d'espèces exotiques.

### Introduction d'espèces non indigènes

Les espèces non indigènes sont introduites de nombreuses façons. Certaines le sont délibérément – d'abord cultivées dans les champs ou les jardins, elles colonisent ensuite des paysages naturels. D'autres arrivent sous forme de mauvaises herbes mélangées aux semences agricoles. L'augmentation des sédiments et des nutriments 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 du rhizome. Des espèces animales non indigènes ont aussi contribué à la dégradation des milieux humides côtiers. Les carpes asiatiques, dont les comportements d'accouplement et d'alimentation font disparaître la végétation submergée dans les eaux peu profondes des marais, comptent parmi les espèces les plus menaçantes.

## **De 1996 à 2008 : Évolution de l'évaluation des milieux humides riverains**

Le document *Coastal Wetlands of the Great Lakes* (Maynard et Wilcox, 1997), préparé pour la CÉÉGL 1996, présente un aperçu de l'écologie, des fonctions et valeurs écologiques, et des facteurs de stress des milieux humides côtiers. Les auteurs proposaient d'élaborer des indicateurs dans les catégories suivantes : suivis physiques et chimiques, suivis des individus et des populations, suivis des communautés des milieux humides et des paysages, et suivis sociaux et économiques. Ils ont présenté la situation des milieux humides riverains d'après les informations de spécialistes pour chacun des Grands Lacs, la rivière Ste-Marie, la rivière

Sainte Claire, le lac Sainte Claire, la rivière Detroit, la rivière Niagara et le fleuve Saint Laurent. Les auteurs concluaient en évoquant notamment les enjeux de gestion suivants :

- Il n'existe pas d'évaluation ni d'inventaire généraux des milieux humides riverains ou même intérieurs du bassin des Grands Lacs.
- Aux États-Unis, des États ont dressé des inventaires et effectué des évaluations des milieux humides, mais les méthodes, le degré de précision et la quantité de données de terrain ne sont pas uniformes.
- On a entrepris d'élaborer des indicateurs de la dégradation des milieux humides et de choisir des sites et des stratégies de surveillance adéquates. Cependant, il n'y a pas de consensus international sur ces questions.

Le document de travail *Biodiversity Investment Areas: Coastal Wetland Ecosystems* (Chow-Fraser et Albert, 1998), qui a été préparé pour la CÉÉGL 1998, décrit une multitude de bases d'inventaire des milieux humides et de systèmes de classification en usage un peu partout dans le bassin. Les auteurs divisent le rivage des Grands Lacs en écosecteurs, d'après l'utilisation de ces secteurs par les poissons et les oiseaux et selon les divers milieux humides recensés. Ils ont conclu : « Nous reconnaissons que la valeur de l'écosecteur doit rendre compte de la répartition des milieux humides, ainsi que de leur taille, de leur caractère unique et de leur qualité [...]. Malheureusement, les informations concernant la taille et la qualité des milieux humides sont incomplètes, et nous n'avons pu effectuer une comparaison systématique des écosecteurs en fonction de ces paramètres. » [*Traduction*]

Bien que les milieux humides côtiers aient des valeurs et des fonctions écologiques d'une importance cruciale, les données à leur sujet n'ont pas été établies à l'échelle binationale ou à l'échelle du bassin; il n'existe pas d'organisme qui, à lui seul, a la responsabilité de diriger la coordination des données. En conclusion, il faut un programme binational de surveillance pour évaluer la santé des milieux humides côtiers des Grands Lacs, qui font partie intégrante de l'écosystème du bassin.

En 2000, le Great Lakes National Program Office de l'Agence de protection de l'environnement des États Unis (U.S. Environmental Protection Agency) a financé la création du Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs dans le but d'augmenter la capacité du Canada et des États Unis à surveiller les milieux humides côtiers et à rendre compte de leur état, aux fins de l'application de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Le Consortium était coordonné par la Commission des Grands Lacs. Il se composait de scientifiques et de spécialistes des politiques provenant des principaux organismes fédéraux du Canada et des États-Unis, d'organismes des États et des provinces, d'organisations non gouvernementales et d'autres groupes d'intérêt s'occupant de surveiller les milieux humides côtiers et riverains. Environ deux douzaines d'organismes, d'organisations et d'établissements ont participé à l'équipe de gestion de projet du Consortium. En outre, d'autres membres ont fait partie de petites équipes de projet constituées pour s'occuper d'éléments de projet particuliers et d'études pilotes.

L'objet du Consortium était de concevoir un programme binational de surveillance à long terme des milieux humides côtiers. Le Consortium a évalué les indicateurs proposés par l'entremise de la CÉÉGL et éprouvé des protocoles. Au début de 2008, il a présenté un rapport final qui expose en détail les indicateurs, les protocoles de surveillance et les coûts. Parmi les réalisations importantes du Consortium, citons :

- une carte des 217 000 hectares (536 218,68 acres) de milieux humides côtiers et riverains connus;
- un nouveau système de classification en trois grandes catégories – lacustres, fluviaux et protégés par une barrière naturelle – lequel système a été mis en application pour catégoriser les milieux humides cartographiés;
- des protocoles d'échantillonnage vérifiés sur le terrain;
- un plan d'échantillonnage statistique;
- une base de données où seront versées les données à venir.

En 2002 et 2003, les premiers travaux du Consortium faisaient l'objet de tests sur le terrain à 15 emplacements dans la municipalité régionale de Durham, sur la rive nord du lac Ontario. Le projet était destiné à améliorer la coordination entre les parties concernées, à normaliser les méthodes de surveillance afin de pouvoir comparer les résultats entre milieux humides et entre bassins versants, et à améliorer l'état des milieux humides dans cette région très urbanisée, par l'appui à des décisions de gestion judicieuses. Le Projet de surveillance des terres humides riveraines de la région de Durham fournit un modèle pour l'implantation d'un programme de surveillance des milieux humides côtiers dans l'ensemble du bassin.

Dans le projet américain sur les indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI), on a étudié comment élaborer un ensemble intégré d'indicateurs environnementaux pour évaluer l'état du rivage, y compris l'état des milieux humides côtiers. On a

combiné les données de terrain et les informations existantes pour relier les facteurs de stress aux indicateurs environnementaux, et recommandé une série d'indicateurs hiérarchisés. Les partenaires du Consortium et du projet GLEI ont travaillé ensemble à déterminer des protocoles de surveillance des milieux humides côtiers qui, tout en étant exécutables et rentables, livrent des données utiles.

### **Incidences sur la gestion**

Au cours des sept dernières années, un groupe de spécialistes s'est consacré à cartographier l'ensemble des milieux humides côtiers des Grands Lacs, à créer un système pour les classer et à appliquer celui-ci aux étendues cartographiées. Ces spécialistes ont aussi élaboré un plan et une méthode d'échantillonnage des indicateurs et constitué une base de données. Les éléments sont maintenant réunis pour mettre en œuvre un programme de surveillance à long terme des milieux humides côtiers et riverains. Avec le temps, les données du programme vont améliorer l'évaluation de l'écosystème et permettre aux organismes de gestion de mieux cibler la protection et la restauration des ressources des milieux humides. L'enjeu de gestion consiste à fournir les ressources nécessaires pour surveiller à long terme les milieux humides côtiers des Grands Lacs.

### **Commentaires des auteurs**

Les auteurs des documents relatifs aux indicateurs ont recommandé de prendre les mesures suivantes pour surveiller, protéger et restaurer, et gérer les milieux humides côtiers des Grands Lacs.

#### Surveillance

- Continuer à surveiller les milieux humides afin de déterminer les impacts de la stabilisation des niveaux d'eau, de la sédimentation, des apports de contaminants et de nutriments, des changements climatiques et de l'invasion d'espèces exotiques.
- Maintenir des habitats humides de grande qualité ainsi que les milieux secs qui avoisinent les milieux humides côtiers.
- Surveiller les amphibiens selon un cycle de rotation quinquennal afin de suivre suffisamment les changements notables des indices de population et des tendances de l'occurrence ou de l'abondance relative des espèces en fonction des facteurs environnementaux.
- Surveiller la contamination de la Tortue serpentine de façon régulière dans l'ensemble du bassin, le cas échéant. Une fois l'utilité de l'indicateur confirmée, il faudra un programme américain complémentaire pour interpréter les tendances à l'échelle du bassin.
- Surveiller la réaction de l'Alpiste roseau à l'élévation des niveaux d'eau.
- Surveiller les sédiments côtiers qui ont été perturbés afin de réduire l'introduction de plantes non indigènes.

#### Protection et restauration

- S'attaquer aux impacts qui nuisent à la santé des milieux humides, comme la stabilisation des niveaux d'eau, les espèces envahissantes et les apports de substances toxiques chimiques, de nutriments et de particules sédimentaires.
- Conserver et restaurer les habitats humides pour en assurer le fonctionnement.
- Intégrer des bandes tampons le long des cours d'eau et des canaux de drainage pour atténuer les effets des particules sédimentaires d'origine agricole et urbaine sur les milieux humides côtiers.
- Réduire les efflorescences d'algues (fleurs d'eau) par une application plus efficace des engrais.

#### Gestion

- Établir des objectifs régionaux et des seuils acceptables pour les indices d'abondance de certaines espèces et les compositions taxinomiques.
- Nettoyer soigneusement l'équipement utilisé afin d'éliminer les graines de végétaux non indigènes.
- Vérifier les liens entre l'occupation des sols à proximité des milieux humides côtiers et les fonctions de ces milieux.
- Mesurer de façon uniforme les paramètres de terrain de l'occupation des sols à proximité des milieux humides sur l'ensemble de la région pour établir des données exactes.

### **Remerciements**

Auteures : Karen M. Rodriguez, Great Lakes National Program Office de l'Agence de protection de l'environnement des États Unis.

Krista Holmes, Environnement Canada.

---

De nombreux scientifiques et gestionnaires ont collaboré à l'élaboration des indicateurs des milieux humides côtiers. Pour obtenir la liste des collaborateurs du Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs, veuillez consulter la partie « Remerciements » du rapport *Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan* à l'adresse : <http://www.glc.org/wetlands/final-report.html>.

#### Sources d'information

Chow-Fraser, P., et D.A. Albert. 1998. « Biodiversity investment areas: Coastal wetlands ecosystems. Identification of “eco-reaches” of Great Lakes coastal wetlands that have high biodiversity value ». Document de travail de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs de 1998. Chicago (Illinois), U.S. Environmental Protection Agency; Burlington (Ontario), Environnement Canada. [http://www.epa.gov/glnpo/solec/solec\\_1998/Coastal\\_Wetland\\_Ecosystems\\_Biodiversity\\_Investment\\_Areas.pdf](http://www.epa.gov/glnpo/solec/solec_1998/Coastal_Wetland_Ecosystems_Biodiversity_Investment_Areas.pdf).

Chow-Fraser, P., S. McNair, T. Seilheimer, A. Wei, K. Kostuk et M. Croft. 2006. *Ecosystem-based Assessment of the Quality of Fish Habitat in Coastal Wetlands of Eastern Georgian Bay and the North Channel*. Hamilton (Ontario), Université McMaster, mars 2006.

Consortium des terres humides côtières des Grands Lacs. 2008. *Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan*. Ann Arbor (Michigan), Commission des Grands Lacs, mars 2008. <http://www.glc.org/wetlands/final-report.html>.

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. 2007. *État des Grands Lacs 2007*. Chicago (Illinois), U.S. Environmental Protection Agency; Burlington (Ontario), Environnement Canada.

Grabas, G. 2004. *Durham Region Coastal Wetlands: Baseline Conditions and Study Findings*. Downsview (Ontario), Environnement Canada. <http://www.cloca.com/resources/DRCWMP-2004%20Fact%20Booklet.pdf>.

Natural Resources Research Institute. 2006. *Great Lakes Environmental Indicators Project*. Duluth (Minnesota), Université de Minnesota Duluth. <http://glei.nrri.umn.edu/default/>.

*Lake Huron Binational Partnership 2008 – 2010 Action Plan*. 2008. Chicago (Illinois), U.S. Environmental Protection Agency, juin 2008. [http://www.epa.gov/glnpo/lamp/lh\\_2008/index.html](http://www.epa.gov/glnpo/lamp/lh_2008/index.html).

*Lake Ontario Lakewide Management Plan 2008*. 2008. Chicago (Illinois), U.S. Environmental Protection Agency, juin 2008. [http://www.epa.gov/glnpo/lamp/lo\\_2008/lo\\_2008\\_5.pdf](http://www.epa.gov/glnpo/lamp/lo_2008/lo_2008_5.pdf).

Maynard, L., et D. Wilcox. 1997. « Coastal wetlands ». Document de travail de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs de 1996. Chicago (Illinois), U.S. Environmental Protection Agency; Burlington (Ontario), Environnement Canada, octobre 1997.

Rasmussen, Charlie Otto. 2007. « Parched for water, Ojibwe Country feels impact ». *Mazina'igon*, automne 2007. Great Lakes Indian Fish and Wildlife Commission. <http://www.glifwc.org/publications/Mazinaigan/fall2007.pdf>.



## 5.0 EAUX LITTORALES DES GRANDS LACS

### 5.1 Nutriants et littoral des Grands Lacs vers 2002-2007

#### Vue d'ensemble

Depuis 10 ou 20 ans, on se préoccupe de plus en plus de la modification de l'écologie de la zone littorale des Grands Lacs. Les effets sont directement liés à la modification des charges de nutriments et des interactions biogéochimiques qui mettent en cause des moules envahissantes de la famille des *Dreissenidae*, la qualité de l'eau et la prolifération de macroalgues benthiques. Edsall et Charlton (1997) avaient noté le début de certaines tendances en lien avec les moules, les cladophores (*Cladophora*), les nutriments, la chlorophylle et la lumière dans le document de travail qu'ils ont préparé pour la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CÉÉGL) de 1996. Le présent chapitre revient sur les thèmes d'Edsall et Charlton (1997) en utilisant des données de la première décennie du 21<sup>e</sup> siècle. Certaines des tendances qu'ils avaient notées se poursuivent. Par exemple, les nutriments paraissent souvent plus concentrés dans les eaux littorales, mais la tendance dépend de la forme de nutriment et du lac étudié. Des études récentes sur les Grands Lacs inférieurs ne relèvent aucune véritable distinction entre le littoral et le large pour ce qui est des nutriments et de la chlorophylle trouvés à des endroits précis. Ces études donnent à penser que les moules ont quelque chose à voir avec la diminution des concentrations de chlorophylle et de nutriments dans la zone littorale, et que cette diminution a entraîné un regain de croissance des cladophores.

Nous disposons de certains renseignements pour effectuer une évaluation du littoral, mais ils sont surtout de nature ponctuelle. Pour ce chapitre, nous nous sommes fondés principalement sur un projet de recherche d'envergure, et nous avons étoffé les informations de ce dernier avec des données de la surveillance régulière du large et des informations issues de certaines recherches récentes portant sur des sites particuliers. La protection de la qualité de l'eau gagnerait à ce qu'une surveillance régulière et cohérente soit effectuée sur l'ensemble du bassin, y compris le littoral; nous décrivons brièvement les efforts concertés en ce sens. Par ailleurs, certaines technologies cartographiques puissantes sont à l'étude afin d'aider à l'évaluation.

#### État de l'écosystème

En 1996, Edsall et Charlton (1997) signalaient qu'il existait très peu de données pour évaluer la situation des nutriments qui provenaient explicitement d'un échantillonnage dans la zone littorale. Les impressions relatives aux nutriments littoraux se fondaient presque uniquement sur des observations de tendances spatiales localisées résultant de quelques études de sites particuliers et sur certaines tendances temporelles relevées à partir d'un ensemble de sites de prise d'eau du côté canadien (résumées plus tard par Nicholls *et al.*, 1999). Privés d'une base systématique d'informations pour le littoral, Edsall et Charlton (1997) se sont servis des données de programmes existants de surveillance des eaux libres (Environnement Canada et Great Lakes National Program Office de l'U.S. Environmental Protection Agency, 2007) pour décrire les tendances décennales dans les lacs jusqu'au milieu des années 1990. Parmi leurs impressions concernant le littoral figuraient celles-ci :

- Les concentrations de nutriments et de chlorophylle étaient généralement élevées près des rives et allaient en diminuant vers le large.
- Les concentrations de phosphore total ( $P_{tot}$ ) dépassaient les valeurs recommandées (entre 10 et 15  $\mu\text{g/L}$ ) dans le lac Ontario (littoral) et le lac Érié (littoral et large).
- Les concentrations de chlorophylle a du littoral par rapport au  $P_{tot}$  étaient faibles après une infestation de dreissenidés (qui s'est produite à la fin des années 1980 dans le lac Érié, puis dans d'autres lacs par la suite), par rapport aux concentrations observées aux mêmes endroits avant l'invasion des moules.
- La diminution prolongée de  $P_{tot}$  et de chlorophylle aux sites de prise d'eau de faible profondeur ( $\sim 3\text{-}17\text{ m}$ ) était manifeste dans tous les lacs, des années 1970 jusqu'à la fin des années 1980. Il se peut que les quantités de chlorophylle aient continué de baisser dans les années 1990. Par contre, la poursuite de la diminution de  $P_{tot}$  était moins apparente.
- La réapparition des algues benthiques fixées sur le fond marin du genre *Cladophora* dans les eaux peu profondes a été relevée vers le milieu et la fin des années 1990. Les cladophores avaient constitué un problème au cours des décennies antérieures avant qu'on réduise les apports de phosphore (P) – les algues proliféraient et s'entassaient sur le rivage, polluant et empestant ainsi les plages.

Le présent chapitre revient sur ces aspects, à l'aide d'informations récentes. L'objectif étant de jeter les bases pour la CÉÉGL 2008, il ne s'agit pas d'une analyse exhaustive, mais bien d'un aperçu de l'état du littoral au cours de la présente décennie.



## Évaluation

### Fondement

Il ne s'est pas fait de surveillance ni d'évaluation régulière ou uniforme des systèmes côtiers des Grands Lacs, qui comprenait les milieux littoraux ouverts et peu profonds, les baies semi fermées ou les milieux humides côtiers. Ce chapitre porte sur les eaux libres littorales<sup>1</sup>, sans exclure les grandes baies comme la baie de Saginaw et la baie Green. Pour autant que nous sachions, Gregor et Rast (1982) ont tenté le plus récent examen presque synoptique de la situation trophique du littoral, y compris des nutriments, en se servant de données allant du milieu des années 1960 au début des années 1970. Leur évaluation finale se limitait aux rives canadiennes (Gregor et Rast, 1982), en raison de la justesse des données. Depuis plus de 30 ans, on a périodiquement entrepris de nombreuses recherches, mais elles portaient habituellement sur un site donné ou sur un bassin ou une région d'un lac. Les informations concernant les littoraux de l'ensemble de la région pouvant faire l'objet de comparaisons ont été rares (Nicholls *et al.*, 1999). Une récente analyse des lacunes de la surveillance du lac Michigan a permis de conclure que la surveillance du littoral était limitée et fragmentaire (Lake Michigan Monitoring Coordination Council, 2008).

Plus récemment, on a ciblé certains efforts sur les eaux littorales dans le cadre des évaluations panlacustres. Il y a eu notamment les travaux d'évaluation du Lake Erie Millennium Network et une évaluation binationale des niveaux inférieurs du réseau trophique dans le lac Supérieur (2005-2006), en vue d'assurer une surveillance concertée à l'échelle internationale de chaque lac selon une

LAC	P <sub>tot.</sub> (µg/L) [PRS (µg/L)]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L de N) [N <sub>tot.</sub> (mg/L de N)]	Silicate (mg/L de Si)	Chlorophylle a (µg/L)
Supérieur	6,43 (1,90-19,21) [2,37 (0,55-7,73)*]	0,33 (0,14-0,50) [0,40 (0,18-0,76)]	2,23 (1,75-4,40)	1,10 (0,27-15,3)
Huron **	6,89 (1,96-33,70) [1,57 (0,55-10,04)]	0,26 (0,01-0,33) [0,40 (0,22-0,56)]	1,31 (0,85-2,22)	1,29 (0,27-12,67)
Michigan	7,73 (2-32,24) [1,52 (1,25-7,61)]	0,26 (0,11-0,49) [0,43 (0,22-0,72)]	0,91 (0,32-2,38)	1,52 (0,42-7,52)
Érié	17,81 (2,05-59,32) [3,0 (1,25-13,34)]	0,43 (0,22-0,98) [0,70 (0,32-1,52)]	0,86 (0,32-2,17)	6,23 (0,81-30,89)
Ontario	5,57 (2,10-64,77) [1,83 (1,25-10,31)]	0,35 (0,06-0,49) [0,58 (0,17-1,13)]	0,83 (0,16-12,84)	2,27 (0,41-6,57)

\* Une valeur élevée douteuse (46,3) a été omise.  
\*\* Les valeurs les plus élevées proviennent de quatre stations dans la baie de Saginaw en 2007.

**Tableau 1.** Moyenne (et fourchette) des concentrations en été dans les eaux littorales des Grands Lacs d'après les mesures récentes effectuées dans la colonne d'eau, 2002-2007. Les stations d'échantillonnage (n = 535) représentent une fourchette de profondeurs jusqu'à environ 30 m ou différentes distances entre 1 et 10 km du rivage, selon le lac. Les données proviennent majoritairement du littoral américain.

Source : U.S. Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division, Duluth (Minn.).

LAC	P <sub>tot.</sub> (µg P/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg-N/L)	Silicate (mg Si/L)	Chlorophylle a (µg/L)
Supérieur	2.13 (0.89 - 3.77)	0.34 (0.29 - 0.36)	2.17 (1.62 - 2.79)	0.96 (0.11 - 2.07)
Huron	1.86 (0.98 - 3.65)	0.31 (0.22 - 0.38)	1.40 (0.77 - 1.75)	0.57 (0.21 - 1.59)
Michigan	2.41 (1.17 - 4.54)	0.23 (0.15 - 0.32)	0.90 (0.13 - 2.02)	0.90 (0.45 - 1.79)
Érié	9.28 (2.75 - 96.5)	0.20 (0.04 - 0.72)	0.60 (0.06 - 2.29)	3.70 (1.28 - 24.0)
Ontario	5.37 (2.93 - 7.32)	0.21 (0.12 - 0.29)	0.15 (0.01 - 0.15)	2.51 (1.01 - 2.51)

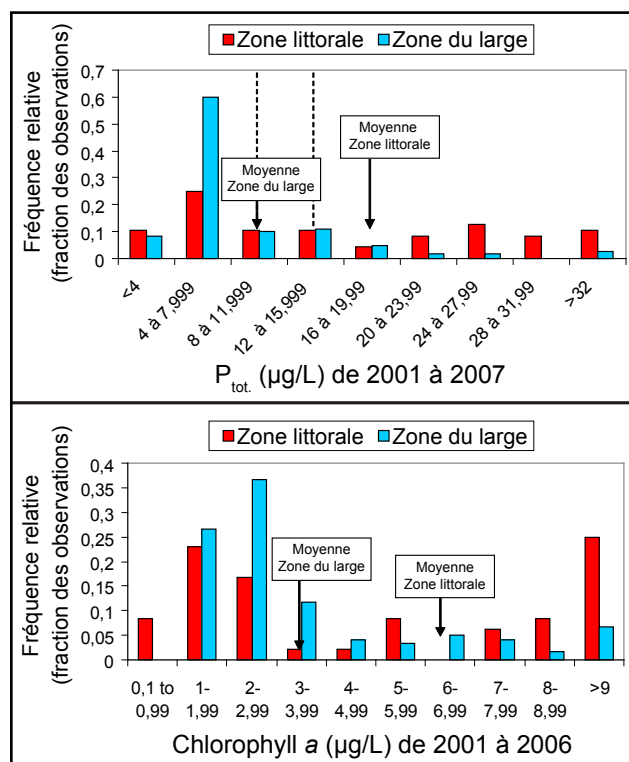
**Tableau 2.** Moyenne (et fourchette) des concentrations en été dans les eaux du large des Grands Lacs d'après les mesures récentes effectuées dans la colonne d'eau, 2001-2007. Le nombre de stations varie selon le lac (le total étant n = 501). Les valeurs sont fondées sur des échantillons composites de l'épilimnion. La moyenne pour la chlorophylle ne comprend pas les valeurs de 2007, qui n'ont pas encore été communiquées.

Source : D'après les données de surveillance fournies par le Great Lakes National Program Office de l'U.S. Environmental Protection Agency.

<sup>1</sup> Il existe diverses définitions opérationnelles du « littoral » (U.S. Environmental Protection Agency, 1992; Edsall et Charlton, 1997; Mackey et Goforth, 2005). L'étendue du littoral du côté du rivage est diversement envisagée, à savoir jusqu'où le littoral remonte l'embouchure des affluents, et s'il doit comprendre les petites baies semi fermées ou s'il faut mettre celles-ci dans une catégorie à part du système côtier. La « limite » du côté du large a été fixée à une certaine profondeur ou à une certaine distance de la rive ou selon une combinaison des deux. Habituellement, on envisage une profondeur maximale entre 10 et 30 m (qui doit comprendre le point de rencontre de la thermocline avec le lit du lac à l'été). La profondeur dépend parfois de la ligne de côte et de la bathymétrie, et elle est parfois fixée en fonction des lacs (p. ex., la rive du lac Supérieur du côté du Minnesota plonge rapidement en eau profonde, tandis que le bassin Ouest du lac Érié n'atteint jamais 30 m de profondeur). En général, il faut caractériser le littoral de façon opérationnelle, puisqu'il n'existe pas de définition unique, cohérente et qui soit défendable (du point de vue écologique, vu les limites ouvertes). Les études que nous examinons portaient simplement sur les eaux « libres » littorales (à l'exclusion des baies semi fermées et des milieux humides côtiers, mais non expressément des embouchures), d'une profondeur d'environ 30 m (moins profondément dans le lac Érié) et s'étendant généralement de 1 km ou moins à aussi loin que 4 ou 5 km de la rive.

rotation de cinq ans. La recherche sur le littoral s'est intensifiée, de sorte que la base d'information grossit, même si le résultat n'est pas encore systématique et cohérent.

Pour la période récente de 2001 à 2007 environ, un corpus d'informations a été constitué dans un effort régional. Des données sur les nutriments (et autres) ont été rassemblées par des chercheurs de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (U.S. EPA) (p. ex., Yurista *et al.*, 2005, 2006; Yurista et Kelly, 2007; Morrice *et al.*, 2007; Reavie, 2007; Kireta *et al.*, 2007; Trebitz *et al.*, 2007; Peterson *et al.*, 2007) sur les écosystèmes littoraux et côtiers. La collecte s'est faite, en partie, en association avec le projet des indicateurs environnementaux des Grands Lacs (GLEI – Great Lakes Environmental Indicators) (Niemi *et al.*, 2007; Niemi et Kelly, 2007). Les données sur les nutriments réunies ici à partir d'études récentes de l'EPA font une large place aux eaux littorales américaines<sup>2</sup>. Les études emploient en général un échantillonnage aléatoire stratifié pour un même lac et pour plusieurs (Danz *et al.*, 2005, 2007). Les données fournissent un éventail représentatif et reproduisent suffisamment bien les conditions moyennes pour qu'on puisse faire certaines comparaisons exemplaires dans un même lac et entre



**Figure 1.** Distribution statistique du phosphore total (µg/L) et de la chlorophylle a (µg/L) en été dans le lac Érié pour la période 2001-2007.

Note : Les valeurs recommandées pour le lac Érié, 10 µg/L ou 15 µg/L, selon le bassin, sont indiquées en pointillé. La moyenne dans les eaux du large était légèrement inférieure à 10 µg/L, et la moyenne des eaux littorales était supérieure à 15 µg/L. Il n'existe pas de recommandation pour la chlorophylle a.

Source : U.S. Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division et EPA GLNPO.

<sup>2</sup> L'échantillonnage a été effectué de façon à représenter les conditions littorales dans une zone où la profondeur de l'eau pouvait varier d'environ 5 m à 30 m, selon le lac. La plupart des valeurs résumées correspondent à la fourchette de 10 à 20 m, où il y a une couche bien mélangée dans presque toute la colonne d'eau. En général, la concentration de nombreuses formes de nutriments décroît à mesure que la profondeur augmente. Une mise en garde s'impose : les évaluations sont en effet sensibles aux fourchettes de profondeurs utilisées pour l'échantillonnage, et il faut toujours en tenir compte lorsqu'on compare diverses études du « littoral ».

LAC		P <sub>tot.</sub>	NO <sub>3</sub>	Silicate	Chlorures	Chlorophylle
Supérieur	Eaux littorales (n=207)	48%	14%	13%	26%	106%
	Eaux du large (n=111-130)	69%	31%	7%	6%	38%
Huron	Eaux littorales (n=89)	73%	24%	24%	29%	163%
	Eaux du large (n=84-98)	28%	10%	19%	7%	46%
Michigan	Eaux littorales (n=130)	83%	22%	56%	25%	69%
	Eaux du large (n= 66-74)	27%	13%	54%	3%	36%
Érié	Eaux littorales (n=48)	82%	46%	52%	21%	100%
	Eaux du large (n=140)	111%	51%	95%	19%	84%
Ontario	Eaux littorales (n=60)	155%	27%	193%	14%	55%
	Eaux du large (n=48-56)	19%	22%	62%	3%	36%

**Tableau 3.** Comparaison de la variabilité (coefficient de variation, en pourcentage) dans les sommaires de données du littoral et du large des Grands Lacs au cours de la période 2001-2007.

Sources : U.S. Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division, Duluth (Minn.) et EPA GLNPO.

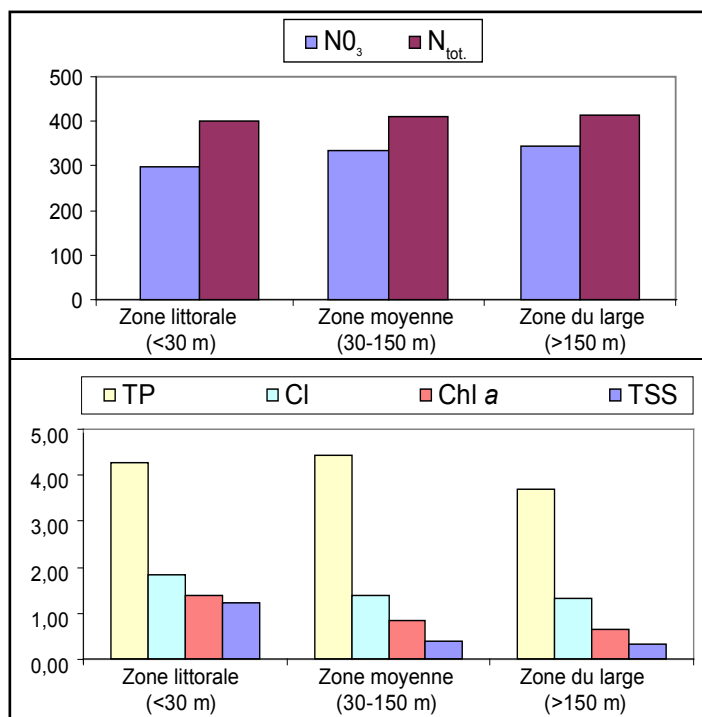
plusieurs lacs. Les données pour le littoral sont confrontées aux concentrations de nutriments du large, mesurées au cours de la même période dans le cadre du programme permanent de surveillance du Great Lakes National Program Office de l'EPA. Nous nous appuyons sur ces données simplement pour offrir un point de vue actuel, et non pour en faire une analyse statistique détaillée.

### Concentrations et variabilité

Les sommaires concernant les nutriments et la chlorophylle a dans les eaux littorales et celles du large des Grands Lacs (tableaux 1 et 2) montrent des valeurs et des fourchettes qui rejoignent celles d'autres rapports récents relativement à divers endroits précis (voir lac Érié [Davies et Hecky, 2005; Higgins *et al.*, 2006; Depew *et al.*, 2006; Smith *et al.*, 2007]; lac Ontario [Hall *et al.*, 2003; NYSDEC, 2005; Hecky *et al.*, 2007; Holeck *et al.*, 2008; Malkin *et al.*, 2008]; lac Michigan [Carrick *et al.*, 2001]; lac Huron [Fahnenstiel *et al.*, 2008]). Le plus souvent, les fourchettes de concentrations sont vastes dans chaque lac, et celles du littoral chevauchent celles du large. Habituellement, les concentrations inférieures sont similaires aux emplacements littoraux et à ceux du large, approchant ou se situant sous la limite de détection de certaines analyses. En général, la variabilité des concentrations de nutriments et de chlorophylle est plus forte dans les eaux littorales (tableau 3), ce qui renforce la thèse classique.

Dans les cas de nombreux analytes et de la plupart des lacs, les distributions générales et moyennes des échantillons sont biaisées en faveur de concentrations plus élevées dans le littoral (figure 1), et les concentrations moyennes tendent donc à être plus élevées dans les eaux littorales peu profondes, ce qui, encore une fois, renforce la thèse classique. Cela n'est pas le cas de tous les analytes ni de tous les lacs; par exemple, les concentrations de nitrates ( $\text{NO}_3$ ) et d'azote total ( $\text{N}_{\text{tot}}$ ) du lac Supérieur font exception (figure 2).

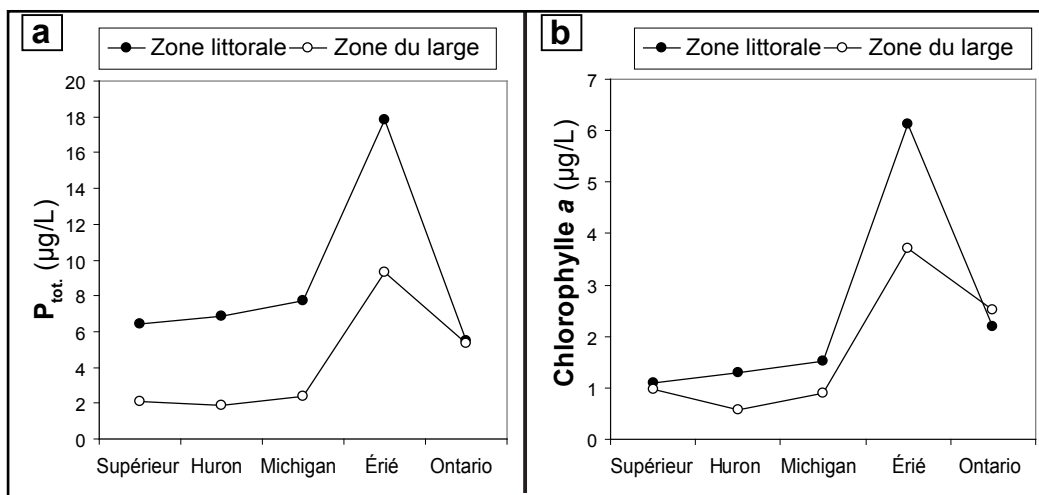
Tout en tenant compte de la grande variabilité, il est instructif d'examiner les conditions moyennes (figures 3 à 5) dans l'ensemble des lacs. On discerne deux grands profils. Le premier est illustré par le  $\text{P}_{\text{tot}}$  et la chlorophylle, dont les concentrations semblent plus élevées en moyenne sur le littoral (figure



**Figure 2.** Comparaison des concentrations moyennes en été dans les échantillons composites d'eau de l'épilimnion du lac Supérieur.

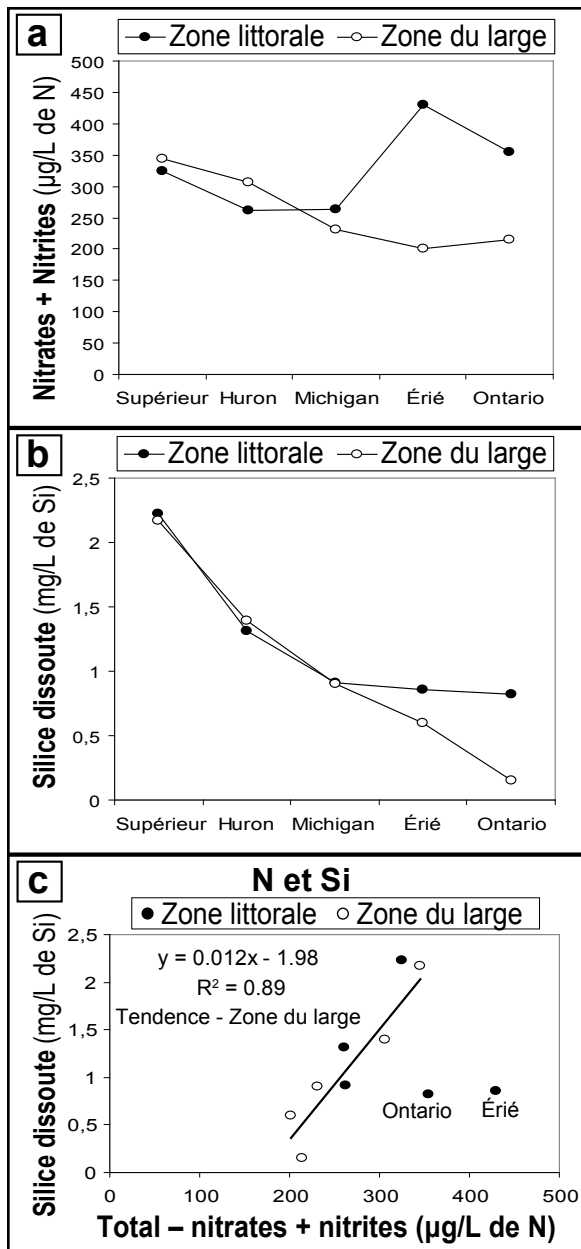
Note : Un échantillonnage a été mené à 52 stations dans trois strates de profondeur en 2006. Les unités de concentration sont celles indiquées au tableau 1, sauf pour les formes d'azote, qui sont en µg/L de N.

Source : U.S. Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division.



**Figure 3.** Comparaison des données d'échantillonnage de la période 2001-2007 pour le littoral et le large par lac : a) Phosphore total; b) Chlorophylle a.

Note : Valeurs moyennes en été pour chaque lac (voir les tableaux 1 et 2).  
Source : U.S. Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division et EPA GLNPO.



**Figure 4.** Comparaison des données d'échantillonnage de la période 2001-2007 pour le littoral et pour le large par lac : a) Nitrates + nitrites; b) Silicates; c) Silice par comparaison aux nitrates-nitrites.

Note : Valeurs moyennes en été pour chaque lac (voir les tableaux 1 et 2).

Source : U.S. Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division et EPA GLNPO.

3 Le gros de l'échantillonnage dans le lac Ontario a été mené en juin 2003, plus tôt au cours de l'été qu'ailleurs (où on a échantillonné davantage en août et au début de septembre). Les valeurs pour le lac Ontario restent faibles, en comparaison de celles obtenues d'un modeste échantillonnage que nous avons aussi effectué à plusieurs sites en 2004 et en comparaison de certaines données sommaires pour l'été (Holeck *et al.*, 2008; Hecky *et al.*, 2007). De plus, le littoral sur la partie ouest du lac, riche en nutriments, n'a pas été échantillonné dans le cadre de nos études. Par contre, des études récentes dans le lac Ontario et le lac Érié laissent croire qu'il y a des zones littorales qui diffèrent moins des zones du large, effet que l'on attribue aux moules et aux cladophores (Smith *et al.*, 2007; Hecky *et al.*, 2007).

3); le lac Ontario fait exception dans cet ensemble de données<sup>3</sup>. Le second profil est différent. Les concentrations de  $\text{NO}_3$  et de silicates (figure 4) sont très similaires dans les eaux littorales et dans les eaux du large des Grands Lacs d'amont (Supérieur, Huron et Michigan). Par contre, dans les deux lacs d'aval, les concentrations de silicates et de  $\text{NO}_3$  sont sensiblement supérieures sur le littoral. Chose intéressante, les eaux littorales des lacs Érié et Ontario sont plus riches en  $\text{NO}_3$  que toutes les autres eaux littorales et eaux du large (figure 4c). Les rapports entre le phosphore, l'azote et les silicates peuvent avoir un effet sur le plancton. À cet égard, il semble y avoir certaines différences importantes d'un point de vue écologique entre les lacs d'amont et les lacs d'aval. Les profils contrastés font croire que, d'un lac à un autre, des rapports différents prévalent dans les interactions littoral large et dans les cycles des nutriments. Par exemple, le lac Supérieur montre des différences assez nettes dans les concentrations de  $\text{P}_{\text{tot}}$  et de chlorophylle entre les eaux du littoral et celles du large, mais non dans les concentrations de  $\text{NO}_3$  et de silicates. Par contraste, dans le lac Érié, il semble il avoir un fort gradient littoral large des concentrations de  $\text{NO}_3$ , de  $\text{P}_{\text{tot}}$  et de chlorophylle. Les raisons sont sans doute complexes, mais certaines différences intra- ou interlacs s'expliquent vraisemblablement par les fonctions que remplissent les bassins versants (voir plus loin).

#### Évaluation des concentrations récentes de nutriments

Une façon d'évaluer les concentrations est reliée aux objectifs fixés en vertu de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) en matière de charge de nutriments. De nombreux facteurs peuvent entrer en compte dans la conversion des charges en concentrations moyennes panlacustres. Ainsi, les algues benthiques, comme les cladophores qui prolifèrent et les dreissenidés envahissants, peuvent stocker le phosphore dans leur biomasse et donc en diminuer temporairement la concentration dans l'eau. On a fait équivaloir les charges ciblées sous le régime de l'AQEGL pour le lac Érié à environ 10 à 15  $\mu\text{g/L}$  de  $\text{P}_{\text{tot}}$  (bassin Est et bassin Ouest, respectivement), les objectifs étant exprimés comme des concentrations pour l'ensemble du bassin. L'estimation qui avait été faite précédemment de la concentration moyenne dans le lac Michigan d'après la charge ciblée (5600 tonnes métriques) était de 7  $\mu\text{g/L}$ . D'après les plus récents passages de modèle de bilan massique haute résolution, la cible de charge se traduirait par une concentration panlacustre d'environ 7,5  $\mu\text{g/L}$  (Pauer *et al.*, 2008). En attendant que l'AQEGL soit révisé, il est clairement recommandé de surtout porter l'attention sur les eaux littorales (CMI, 2006). Il n'existe pas de critères particuliers pour le littoral des divers lacs, mais en raison des volumes différents, les charges sur le littoral pourraient être au moins de deux à quatre fois celles estimées pour l'ensemble du lac, et l'objectif de charge panlacustre serait tout de même respecté. Si on utilise comme assises les valeurs « recommandées » approximatives de 7,5  $\mu\text{g/L}$ , 10  $\mu\text{g/L}$  et 15  $\mu\text{g/L}$  de  $\text{P}_{\text{tot}}$ , les ensembles de données examinés plus

haut révèlent ce qui suit, selon n = 501 stations du large échantillonnées entre 2001 et 2007 et n = 535 stations du littoral échantillonnées entre 2002 et 2007.

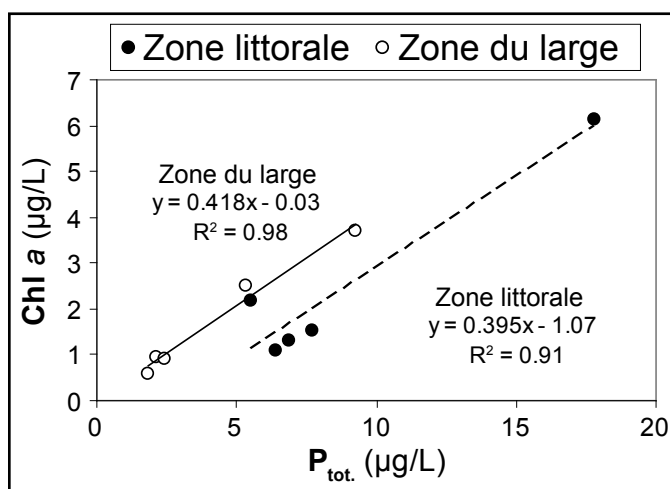
$\geq 15 \mu\text{g/L } P_{\text{tot}}$	3 % des échantillons du <b>large</b> (épilimnion); concentration dépassée dans le lac Érié seulement. 8 % des échantillons du <b>littoral</b> ; surtout dans le lac Érié, mais valeurs observées dans tous les lacs.
$\geq 10 \mu\text{g/L } P_{\text{tot}}$	7 % des échantillons du <b>large</b> (épilimnion); concentration dépassée dans le lac Érié seulement. 18 % des échantillons du <b>littoral</b> ; surtout dans le lac Érié, mais valeurs observées à de nombreuses stations dans chaque lac.
$\geq 7,5 \mu\text{g/L } P_{\text{tot}}$	10 % des échantillons du <b>large</b> (épilimnion); seulement dans le lac Érié. 36 % des échantillons du <b>littoral</b> ; dans tous les lacs.

Cette simple comparaison et les autres comparaisons illustrées dans les figures présentées montrent clairement que les eaux littorales, en général, ont des concentrations de  $P_{\text{tot}}$  plus élevées, à certains sites et en moyenne, en comparaison des eaux du large, ce qui n'est ni étonnant ni inattendu, compte tenu des observations passées. Les données récentes renforcent aussi la notion que les concentrations de  $P_{\text{tot}}$  continuent d'être fortes dans le lac Érié.

### Nutrients et chlorophylle

Un rapport intéressant entre les conditions du large et celles du littoral est celui qui lie les valeurs moyennes des lacs concernant le  $P_{\text{tot}}$  et la chlorophylle (figure 5). Gregor et Rast (1982) ont souligné que, durant les années 1960 et 1970, bien avant les invasions de moules, les eaux littorales contenaient généralement des concentrations moindres de chlorophylle pour une concentration donnée de  $P_{\text{tot}}$  que les eaux du large. Edsall et Charlton (1997), Nichols *et al.* (1999) et Depew *et al.* (2006), entre autres, ont confirmé qu'après l'envahissement par les moules, il y avait moins de chlorophylle par rapport au  $P_{\text{tot}}$  dans la colonne d'eau. La figure 5 montre que, pour la période de 2001-2007, cette diminution de la chlorophylle pour une concentration donnée de  $P_{\text{tot}}$  était caractéristique du littoral et distinguait celui-ci du large. La différence avancée, soit une diminution de la chlorophylle d'environ 10 % dans les eaux littorales, s'apparente à celle décrite par Gregor et Rast (1979, 1982) pour le littoral avant l'arrivée des moules. Curieusement, le lac Supérieur, seul lac encore intouché par l'invasion des moules sur le littoral comme au large, ne fait pas exception. Il mérite d'être noté que Gregor et Rast (1979, 1982), ainsi que d'autres spécialistes, ont reconnu que le rapport chlorophylle  $P_{\text{tot}}$  peut être modifié par les matières en suspension et la lumière, entre autres facteurs sans lien avec les espèces envahissantes.

La possible exception à la tendance montrée à la figure 5 est le lac Ontario, bien qu'il faille tenir compte de la mise en garde indiquée précédemment en bas de page concernant les données de l'Ontario. Toutefois, selon des rapports récents pour le lac Ontario et la partie est du lac Érié, les fortes populations de moules et la grande recrudescence de cladophores qui lui est associée (p. ex., Higgins *et al.*, 2006; Hecky *et al.*, 2007; Smith *et al.*, 2007; Malkin *et al.*, 2008) auraient modifié la dynamique entre les charges de  $P_{\text{tot}}$  et la chlorophylle planctonique. On pense que le stockage du phosphore par les moules, puis par les algues benthiques, est concomitant avec la diminution du  $P_{\text{tot}}$  dans la colonne d'eau et avec une baisse de la chlorophylle, en raison de la filtration par les moules. Cette nouvelle écologie créée peut être des zones littorales qui ne sont pas très différentes de celles du large. On ne connaît pas parfaitement la dynamique dans tous les secteurs – il peut y avoir des modifications temporelles des taux de charge, du mouvement et de la circulation de l'eau, des moules, des algues benthiques et des tendances  $P_{\text{tot}}$  chlorophylle. Mais il y a des illustrations incontestables à certains endroits où les différences littoral-large sont légères ou imperceptibles pour ce qui est des nutriments et de la chlorophylle. La chose la plus importante à retenir est sans doute qu'il n'est pas toujours simple d'employer les concentrations de nutriments comme seul critère d'évaluation.



**Figure 5.** Rapport moyen chlorophylle a –  $P_{\text{tot}}$  en été dans les eaux littorales et les eaux du large de chacun des cinq lacs pour la période 2001-2007.

Note : Droites de régression linéaire indépendamment ajustées à chaque strate de profondeur. Moyennes par lac.

Source : U.S. Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division et EPA GLNPO.

## Tendances

### *Tendances générationnelles et décennales*

Il y a presque une génération scientifique, Gregor et Rast (1979) ont réuni des données sur le littoral pour la période antérieure à la réduction du phosphore et à la mise en application de l'AQEGL (de la fin des années 1960 au début des années 1970). Bien que plus rares pour le côté américain, il existait des données sur la plupart des lacs. La fourchette allait de  $< 3 \mu\text{g/L}$  (limites de détection) à  $> 100 \mu\text{g/L}$ . Tout le littoral du lac Ontario dépassait régulièrement  $15 \mu\text{g/L}$ , ainsi que le lac Érié. Certains emplacements du lac Huron dépassaient  $10 \mu\text{g/L}$ , voire  $15 \mu\text{g/L}$ , principalement dans la baie de Saginaw et dans le secteur de Midland (Ontario). On notait des endroits dans le lac Michigan avec de très fortes valeurs ( $> 15 \mu\text{g/L}$ ), y compris les secteurs de Milwaukee et à l'est de Chicago. Une bonne partie des valeurs du lac Michigan affichaient entre 7 et  $10 \mu\text{g/L}$ . Dans le lac Supérieur, des valeurs élevées ( $> 15 \mu\text{g/L}$ ) étaient observées, notamment dans la baie Thunder et dans le bras ouest autour de Duluth.

En 1996, Edsall et Charlton (1997) ont relevé que certains sites dans les lacs Ontario et Érié dépassaient  $10 \mu\text{g/L}$ , et même  $15 \mu\text{g/L}$  de  $P_{\text{tot}}$ . On ne semble pas disposer d'informations quasi synoptiques.

Le résumé qui précède pour la décennie en cours semble montrer que la concentration de  $15 \mu\text{g/L}$  a été dépassée sur le littoral. Parmi les échantillons prélevés sur le littoral, 18 % dépassaient  $10 \mu\text{g/L}$ , et plus du tiers dépassait  $7,5 \mu\text{g/L}$ . En général, les concentrations récentes peuvent se comparer à celles du littoral des années 1990, mais à l'échelle régionale, il n'est pas vraiment possible de faire des comparaisons solides entre les données des années 2000 et celles des deux décennies antérieures, à moins d'obtenir des données supplémentaires plus complètes. Le problème de réaliser une collecte cohérente et complète de données sur le littoral persiste encore aujourd'hui.

### *Évaluation globale*

Selon de nombreux observateurs, l'état du littoral est médiocre, sinon en cours de détérioration, pour ce qui est de la qualité générale de l'eau et de l'habitat, surtout dans les lacs d'aval (Mackey et Goforth, 2005; Niemi *et al.*, 2007). Tout observateur peut constater que l'état du littoral varie selon le lieu, et qu'il est très dynamique dans le temps. Les écosystèmes littoraux ont continuellement changé en réaction aux variations d'apports externes ainsi qu'à des facteurs internes comme l'invasion des moules. Toutes les eaux libres littorales et même certaines eaux du large sont modifiées par les moules envahissantes, sauf dans le lac Supérieur, dont les extrémités ont toutefois été récemment envahies par la Moule quagga (Grigorovich *et al.*, 2008).

### **Pressions (influant directement ou indirectement sur la situation des nutriments)**

Des études ont récemment refait valoir le vieux concept selon lequel les lacs, aussi grands soient ils, font partie d'un bassin. Par ailleurs, les eaux côtières sont des régions réceptrices de première ligne qui sont sensibles aux tendances observées à l'échelle du bassin. Selon des constatations récentes, de nombreuses activités humaines créent des pressions sur le paysage qui finissent par modifier les concentrations de nutriments et les réactions écologiques dans les eaux côtières et les eaux libres du littoral.

### Modifications du paysage

Le bassin terrestre des Grands Lacs, du moins dans sa partie américaine, a continué d'évoluer et de se développer. Wolter *et al.* (2006) ont estimé que 2,5 % de la superficie (798 755 hectares ou 1 793 767 acres) ont fait l'objet de changements d'utilisation des terres ou d'occupation du sol entre 1992 et 2001, et que ce taux dépassait celui que laissait prévoir le taux de croissance démographique. De plus, les modifications sont lourdement polarisées sur la zone près des côtes. D'après Wolter *et al.* (2006), 49,3 % des changements survenus dans le bassin versant (le bassin américain se drainant dans les Grands Lacs) entre 1992 et 2001 ont consisté en transitions de terrains non bâtis à terrains bâtis. Les auteurs ajoutent que l'augmentation constante de superficies imperméabilisées est particulièrement préoccupante pour les zones littorales des Grands Lacs et pour le bassin versant dans son ensemble. Plus de 21 % (~ 84 000 hectares ou 207 569 acres) de tous les terrains nouvellement bâtis dans le bassin entre 1992 et 2001 sont situés à 10 km ou moins d'une rive, même si cette zone ne représente que 0,27 % de l'ensemble du bassin versant.

La figure 6 illustre le rapport entre l'état du paysage du bassin et les concentrations de nutriments dans les lacs – l'échelle est celle des lacs dans leur entier, comprenant les eaux du large et l'ensemble des eaux réceptrices de première ligne du littoral. À des échelles plus locales, le lien entre les paramètres d'état du paysage et les concentrations d'aval qui en résultent dans l'eau des écosystèmes littoraux, a été solidement établi pour les milieux humides côtiers, et l'effet se propage en général, un peu dilué, aux baies et aux eaux libres du littoral (Danz *et al.*, 2007; Niemi *et al.*, 2007; Trebitz *et al.*, 2007; Kireta *et al.*, 2007; Reavie, 2007; Yurista et Kelly, 2007). Morrice *et al.* (2007) ont montré que les concentrations de nutriments ( $N_{\text{tot}}$  et  $P_{\text{tot}}$ ) et de chlorophylle dans les milieux humides

côtiers sont sensibles à un ensemble d'activités humaines, c'est à dire non seulement à l'agriculture (p. ex., figure 6), mais aussi au changement d'utilisation des terres, à la densité des populations humaines, aux sources ponctuelles de contaminants et à d'autres caractéristiques atmosphériques et terrestres modifiées par les êtres humains.

Il peut être difficile de prévoir la portée générale ou les effets localisés des changements relatifs à la qualité des eaux littorales attribuables aux modifications du paysage touchant environ 2,5 % de tout le bassin versant. Les effets importants sur les eaux côtières peuvent provenir davantage de certains types de modifications du paysage que d'autres, et être sensibles à la mosaïque spatiale d'utilisation des terres dans l'ensemble du bassin versant. La poursuite des recherches aidera à définir ces liens et offrira peut être certaines solutions de recharge pour un aménagement maîtrisé. Cela dit, la récente orientation des modifications du paysage laisse prévoir une augmentation des charges dans les eaux côtières, qui serait imputable à l'intensification globale de diverses activités humaines.

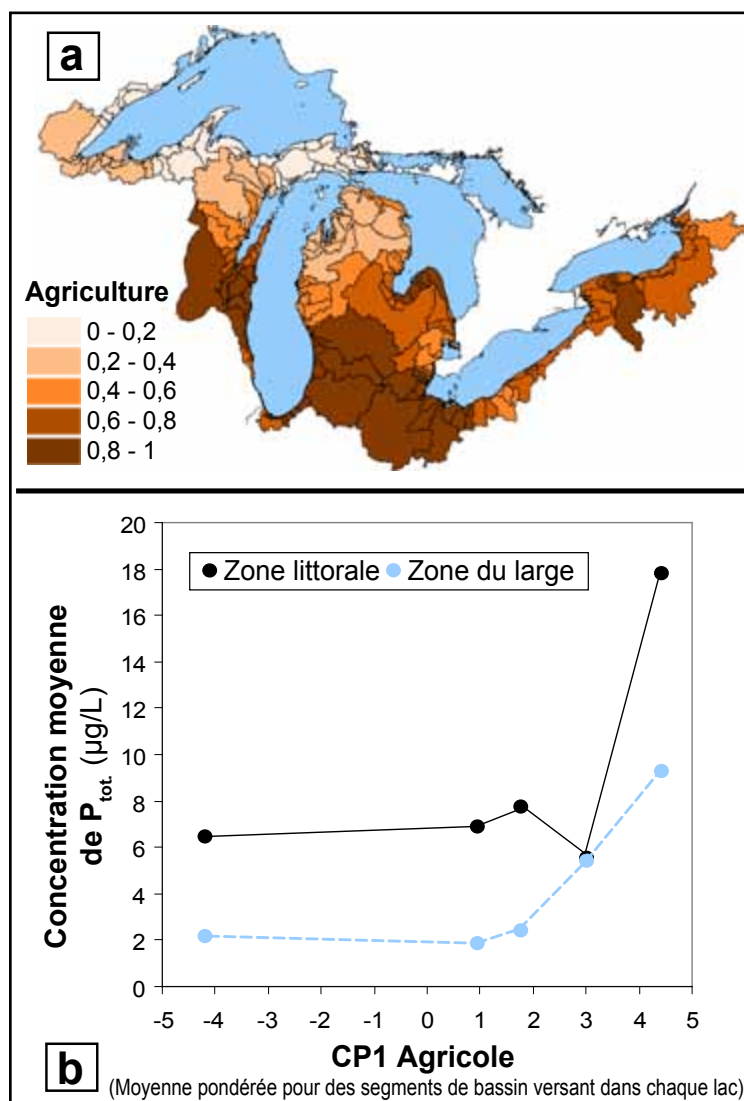
### Incidences sur la gestion

La nature et la force des influences du paysage sur les processus littoraux des lacs sont en voie d'être quantifiées. De surcroît, nous pouvons projeter que les populations humaines et leurs activités dans les zones côtières des Grands Lacs vont continuer d'augmenter. Ces deux tendances qui se croisent devraient constituer à la fois une motivation et un moyen pour établir des liens entre les pressions venant du bassin versant et l'état du littoral, et devraient donc ouvrir la voie pour l'instauration de plans généraux d'aménagement du territoire. Il faudra déployer davantage d'efforts pour établir des prévisions pression état à l'échelle locale et à celle des petits bassins versants, car ces échelles exigent une modélisation spatiale plus détaillée. La volonté d'établir des pratiques d'utilisation des terres, de zonage et d'aménagement du territoire promet de devenir un sujet pressant de gestion. La question est complexe, et il s'y imbrique des facteurs déterminants sociétaux et économiques, outre les pressions environnementales et les réactions écologiques.

### Commentaires des auteurs

#### Au sujet du besoin d'une surveillance cohérente

Il est largement admis que le littoral n'a pas fait l'objet d'un échantillonnage régulier et complet (p. ex., Mackey et Goforth, 2004; CMI, 2006; CÉÉGL, 1996; ce chapitre). Des études récentes montrent que la variabilité des résultats peut être maîtrisée par un échantillonnage adéquat, ce qui a fait défaut dans le passé. On pourrait envisager d'établir des critères ou des repères explicites pour les nutriments sur le littoral. Les travaux de surveillance et d'évaluation futurs en seraient renforcés et pourraient être indexés d'après ces repères. Des approches récentes ont réussi à intégrer



**Figure 6.** Paramètre du paysage agricole et concentration de  $P_{tot.}$  pour l'ensemble des Grands Lacs.

a) La répartition de la composante principale (CP1) agricole est tirée de Danz *et al.* (2005, 2007).

Note : Le paramètre sommaire est basé sur les données de SIG (des années 1990 à 2000 environ) pour 21 variables chimiques agricoles sur 762 segments de bassin versant (Hollenhorst *et al.*, 2007) de tout le bassin américain.

b) Tendances du  $P_{tot.}$  (µg/L) en été, en rapport avec la CP1 agricole.

Note : Tendances calculées pour tout le bassin américain se drainant dans chaque lac donné. Les concentrations sont le résultat de la moyenne arithmétique simple de toutes les données de la période 2001 2007 (tableaux 1 et 2).

Sources : a) Danz *et al.* (2005, 2007) et Hollenhorst *et al.* (2007); b) Danz *et al.* (2005).

l'échantillonnage du littoral et celui du large lors d'évaluations unifiées de l'ensemble d'un lac. Nous devrions nous efforcer de faire une telle intégration plus régulièrement.

La National Coastal Survey, que mènera l'Office of Water de l'EPA, sera réalisée avec la participation des États côtiers. L'étude, prévue pour 2010, sera à l'origine du premier rapport aux États-Unis sur l'état des côtes des Grands Lacs, au terme d'un échantillonnage minutieux du littoral à environ 250 sites. Les données recueillies permettront d'effectuer des évaluations à l'échelle régionale et des évaluations de chacun des lacs selon un cycle qui se répétera (tous les cinq ans). Pour l'instant, l'étude n'est prévue que pour le rivage américain, mais c'est le genre de programme nécessaire pour que soit effectuée une étude cohérente et non biaisée du littoral, laquelle pourrait servir de plateforme permanente pour les efforts d'intégration de la surveillance depuis le bassin jusqu'au large.

#### Au sujet de la technologie et des tendances relativement à notre capacité à examiner les liens entre le paysage et le littoral

Il est intéressant de comparer les images de Gregor et Rast (1979) avec celles qui peuvent être produites aujourd'hui (figure 7). Gregor et Rast (1979, 1982) avaient classé les eaux littorales et ils trouvaient que les variations de la situation trophique « se comparaient favorablement » avec ce qui se passait dans les territoires et sur des rivages décrits selon leur capacité respective d'exporter des nutriments, capacité évaluée d'après le sol, l'utilisation des terres et les caractéristiques hydrologiques (selon la description de Johnson et al., 1978). Gregor et Rast (1979, 1982) concevaient la relation directe de cause à effet entre l'utilisation des terres et l'état trophique du littoral comme une conclusion qualitative, mais incontestable, à tirer des données du début des années 1970.

Les avancées générationnelles de la télédétection et la capacité de réunir de nombreuses données spatiales sous forme de couches de SIG permettent de caractériser le bassin des Grands Lacs dans son entier (figure 7). À présent, il y a un cadre pour étudier l'influence des pressions venues du paysage sur le littoral; il reste encore de nombreuses échelles à explorer (Hollenhorst *et al.*, 2007). Les récents développements en matière de stratégies d'échantillonnage sur le littoral révèlent qu'il est possible de faire une détection en permanence au moyen de capteurs in situ remorqués, et que cette détection peut fournir des informations spatialement explicites sur la qualité de l'eau pour de vastes régions littorales. On peut échantillonner au moyen de capteurs divers toute la colonne d'eau (horizontalement et verticalement) pour rendre compte de la variabilité du littoral, et les types de capteurs ne cessent de se diversifier. Les résultats obtenus montrent des liens forts et quantifiables entre, d'une part, la qualité de l'eau et la biologie du littoral et, d'autre part, les indicateurs de l'état du paysage dans les bassins versants adjacents (figure 8). Pour conclure, l'avenir de l'évaluation du littoral s'annonce bien. Nous disposons des moyens techniques pour quantifier les liens et pour mieux étayer la façon de voir de Gregor et Rast (1979, 1982). L'avenir nous dira dans quelle mesure nous pouvons appliquer ces moyens de façon durable pour appuyer les décisions de gestion.

#### **Remerciements**

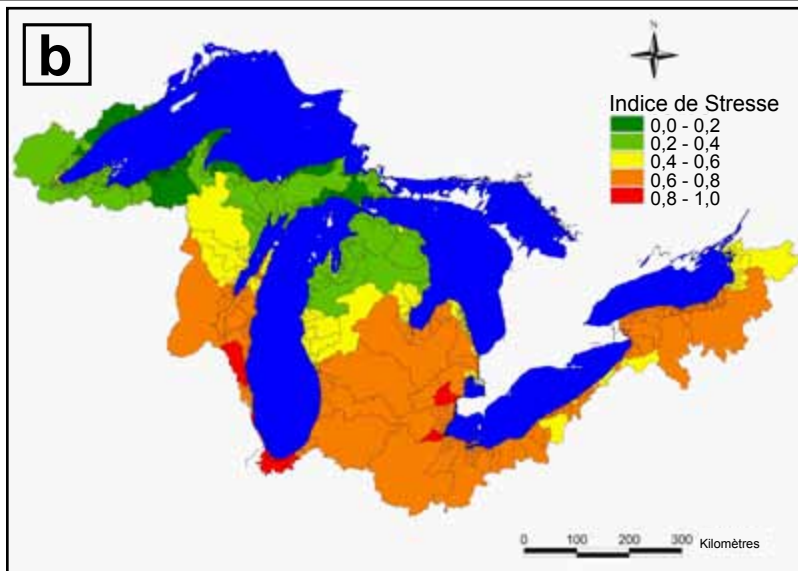
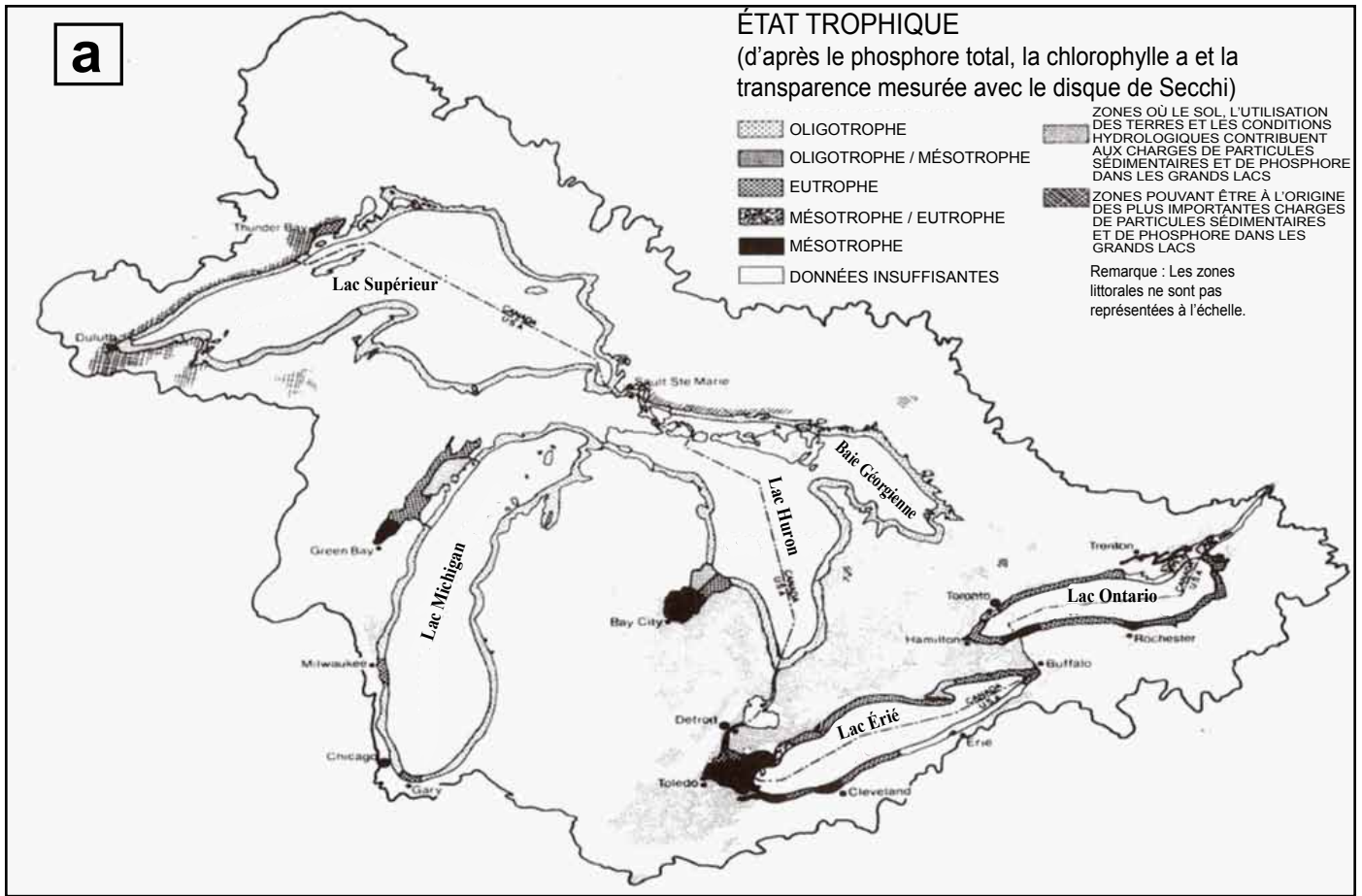
Auteur : John R. Kelly, EPA, Office of Research and Development, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division (MED), Duluth (Minn.) 55804.

Anne Cotter, de la MED de l'EPA, a coordonné les analyses des nutriments sur le littoral dans le cadre de notre programme au cours des six dernières années.

Une foule de scientifiques de la MED ont joué des rôles importants dans le programme, notamment : Peder Yurista, Anne Cotter, Sam Miller, John Morrice, Greg Peterson, Jill Scharold, Mike Sierszen, Mike Knuth, Anett Trebitz, Tim Corry, Corlis West, Leroy Anderson, Joel Hoffman et Mario Picinich.

Nous remercions David Rockwell et Glenn Warren, du Great Lakes National Program Office de l'EPA, qui nous ont fourni les données de surveillance du large pour les comparaisons présentées ici. Ed Mills et Kristin Holeck, à l'Université Cornell, ont eu la bonté de fournir des données, des rapports et des perspectives sur les récentes tendances du lac Ontario, y compris les récentes études du projet d'évaluation du réseau trophique inférieur du lac Ontario. Bob Hecky (maintenant au Large Lakes Observatory de l'Université du Minnesota à Duluth) a eu l'amabilité de donner des éclaircissements et de communiquer des rapports sur la partie est du lac Érié et la partie ouest du lac Ontario. Nous remercions aussi Jan Ciborowski (Université de Windsor) et Russ Kreis (EPA MED, Grosse-Ile) pour les renseignements fournis et les nombreux entretiens sur les tendances des lacs et les références passées, en particulier, sur les lacs Érié et Michigan, et à Jerry Niemi (Université du Minnesota à Duluth), ainsi qu'à une panoplie de chercheurs du projet GLEI, dont les efforts ont aidé à confirmer les impressions concernant l'influence des paysages côtiers sur les eaux littorales.





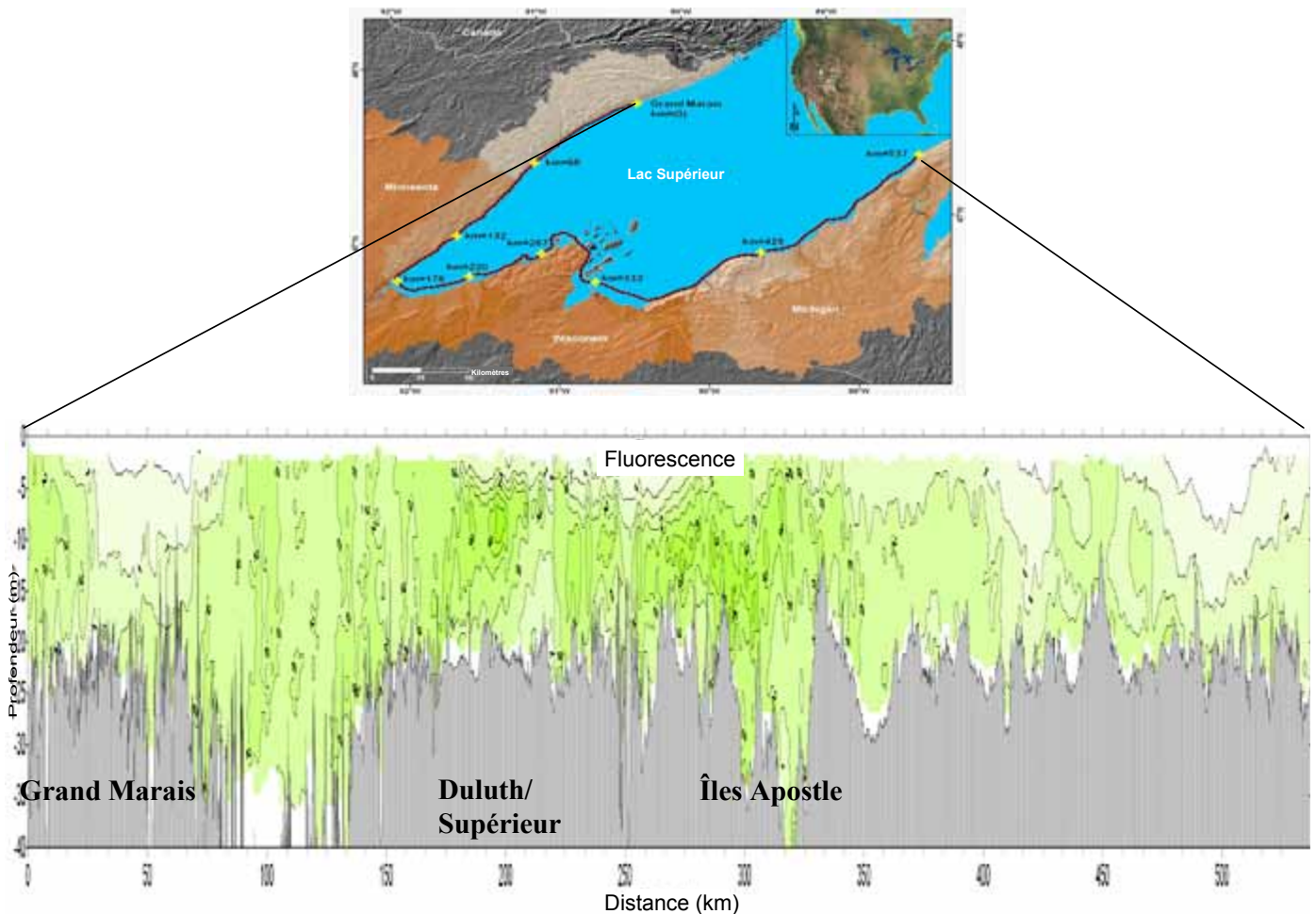
**Figure 7.** Perspectives de l'état du paysage et du littoral dans les années 1970 et au début des années 2000.

a) Figure sommaire de Gregor et Rast (1979) pour illustrer les zones littorales de différents états trophiques et le lien possible avec les caractéristiques du paysage.

b) Figure sommaire tirée de Niemi *et al.* (2007)

Note : Indice de stress cumulatif pour le paysage d'après la réaction. Établi à partir des caractéristiques de paysage vers 2000 pour 762 segments de bassin versant du rivage américain et gradué en fonction de la réaction biologique des systèmes côtiers récepteurs.

Sources : a) Gregor et Rast (1979); b) Niemi *et al.* (2007).



**Figure 8.** Surveillance en continue au moyen de capteurs in situ oscillant dans toute la colonne d'eau sur un transect rivage littoral de 537 km dans la partie ouest du lac Supérieur.

Note : Partie supérieure : le transect et les bassins versants adjacents. Les couleurs des bassins versants sont graduées selon les différentes valeurs CP1 agricoles (comme dans la figure 8). Partie inférieure : la fluorescence in situ graduée en fonction de la chlorophylle a, tout le long du transect. Les valeurs sont élevées près de Duluth et le long de la rive sud jusqu'aux îles Apostle, et elles s'associent à de fortes cotes de CP1 agricoles. Yurista et Kelly (2007) donnent des modèles de régression multivariés qui relient la qualité de l'eau le long du transect aux paramètres du paysage riverain adjacent.

Source : Figure modifiée d'après Yurista et Kelly (2007).

#### Sources d'information

Carrick, H., R.P. Barbiero et M. Tuchman. 2001. « Variation in Lake Michigan plankton: Temporal, spatial, and historical trends ». *Journal of Great Lakes Research*, 27 : 467-485.

CÉÉGL. 1996. *Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs*. Windsor (Ontario), du 6 au 8 novembre 1996. <http://www.on.ec.gc.ca/solec/solec96-description-f.html>.

CMI – Commission mixte internationale. 2006. *Avis aux gouvernements concernant l'examen de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : rapport spécial présenté aux gouvernements du Canada et des États Unis*. ISBN 1-894280-687.

Danz, N.P., R.R. Regal, G.J. Niemi, V.J. Brady, T.P. Hollenhorst, L.B. Johnson, G.E. Host, J.M. Hanowski, C.A. Johnston, T.N. Brown, J.C. Kingston et J.R. Kelly. 2005. « Environmentally stratified sampling design for the development of Great Lakes environmental indicators ». *Environmental Monitoring and Assessment*, 102 : 41-65.

Danz, N.P., G.J. Niemi, R.R. Regal, T.P. Hollenhorst, L.B. Johnson, J.M. Hanowski, C.A. Johnston, R.P. Axler, J.J.H. Ciborowski, T. Hrabik, V.J. Brady, J.R. Kelly, J.C. Brazner et R.W. Howe. 2007. « Integrated measures of anthropogenic stress in the U.S. Great Lakes basin ». *Environmental Management*, 39 : 631-647.

Davies, J.-M., et R.E. Hecky. 2005. « Initial measurements of benthic photosynthesis and respiration in Lake Erie ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 (Suppl. 2) : 195-207.

Depew, D.C., S.J. Guildford et R.E.H. Smith. 2006. « Nearshore–offshore comparison of chlorophyll a and phytoplankton production in the dreissenid-colonized eastern basin of Lake Erie ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 63 : 1115-1129.

Edsall, T.A., et M.N. Charlton. 1997. *Nearshore Waters of the Great Lakes*. Document de travail de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs de 1996. ISBN 0-662-26031, U.S. EPA Report EPA905R-97015a.

Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. 2007. *État des Grands Lacs 2007 : faits saillants*. Canada et États-Unis d'Amérique.

Fahnenstiel, G.L., D.F. Millie, J. Dyble, R.W. Litaker, P.A. Tester, M.J. McCormick, R. Rediske et D. Klarer. 2008. « Microcystin concentration and cell quotas in Saginaw Bay, Lake Huron ». *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 11 (2) : 190-195.

Gregor, D.J., et W. Rast. 1979. *Trophic Characterization of the U.S. and Canadian Nearshore Zones of the Great Lakes*. Windsor (Ontario), Commission mixte internationale, Groupe de consultation sur la pollution due à l'utilisation des terres. 38 pages.

Gregor, D.J., et W. Rast. 1982. « Simple trophic state classification of the Canadian nearshore waters of the Great Lakes ». *Journal of the American Water Resources Association*, 18 (4) : 565-573. DOI : 10.1111/j.1752-1688.1982.tb00037.x.

Grigorovich, I.A., J.R. Kelly, J.A. Darling et C.W. West. 2008. « Quagga mussel *Dreissena bugensis* invades the Lake Superior basin ». *Journal of Great Lakes Research*, 34 : 342-350.

Hall, S.R., N.K. Pauliukonis, E.L. Mills, L.G. Rudstam, C.P. Scheider, S.J. Lary et F. Arrhenius. 2003. « A comparison of total phosphorus, chlorophyll a, and zooplankton in embayment, nearshore, and offshore habitats of Lake Ontario ». *Journal of Great Lakes Research*, 29 (1) : 54-69.

Hecky, R.E., D. Barton, D. Depew, S. Guildford, S. Higgins, V. Hiriart-Baer, A. Houben, L. Leon, S. Malkin, K. Muller, T. Ozersky et S. Ross. 2007. *Research into the Cause and Possible Control Methods of Increased Growth of Periphyton in the Western Basin of Lake Ontario*. Université de Waterloo. Rapport sommaire final pour l'Agence ontarienne des eaux et l'Ontario Water Works Research Consortium. 47 pages.

Higgins, S.N., R.E. Hecky et S.J. Guildford. 2006. « Environmental controls of *Cladophora* growth dynamics in eastern Lake Erie: Application of the cladophora growth model (CGM) ». *Journal of Great Lakes Research*, 32 : 629-644.

Holeck, K.T., J.M. Watkins, E.L. Mills, O. Johannsson, S. Millard, V. Richardson et K. Bowen. 2008. « *Spatial and long-term temporal assessment of Lake Ontario water clarity, nutrients, chlorophyll a, and zooplankton* ». Manuscrit inédit, en cours d'élaboration .

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 special 3) : 13-26.

Johnson, M.G., J.C. Comeau, T.M. Heidtke, W.C. Sonzogni et B.W. Stahlbaum. 1978. *Management Information Base and Overview Modeling*. Windsor (Ontario), Commission mixte internationale, Groupe de consultation sur la pollution due à l'utilisation des terres. 90 pages.

Kireta, A.R., E.D. Reavie, N.P. Danz, R.P. Axler, G.V. Sgro, J.C. Kingston, T.N. Brown et T.P. Hollenhorst. 2007. « Coastal geomorphic and lake variability in the Laurentian Great Lakes: Implications for a diatom-based monitoring tool ». *Journal of Great Lakes Research*, 33 (numéro spécial 3) : 136-153.

Lake Michigan Monitoring Coordination Council. 2008. *Lake Michigan Pilot Study of the National Monitoring Network for U.S. Coastal Waters and Their Tributaries*. [http://acwi.gov/monitoring/network/pilots/LakeMI-Pilot-Study\\_FINAL-REPORT.pdf](http://acwi.gov/monitoring/network/pilots/LakeMI-Pilot-Study_FINAL-REPORT.pdf).

Mackey, S.D., et R.R. Goforth (dir.). 2005. « Special issue on Great Lakes nearshore and coastal habitats ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 (numéro spécial 1).

Malkin, S.Y., S.J. Guildford et R.E. Hecky. 2008. « Modeling the growth response of *Cladophora* in a Laurentian Great Lake to the exotic invader *Dreissena* and to lake warming ». *Limnology and Oceanography*, 53 (3) : 1111-1124.

Morrice, J.A., N.P. Danz, R.R. Regal, J.R. Kelly, G.J. Niemi, E.D. Reavie, T.P. Hollenhorst, R.P. Axler, A.S. Trebitz, A.M. Cotter et G.S. Peterson. 2007. « Human influence on water quality in Great Lakes coastal wetlands ». *Environmental Management*, 41 : 347-357. DOI : 10.1007/s00267-007-9055-5.

NYSDEC – New York State Department of Environmental Conservation. 2005. « 2005 Status of Lake Ontario ecosystem: A biomonitoring approach ». Section 20, dans Lake Ontario Annual Report 2005, NYSDEC.

Nicholls, K.H., G.J. Hopkins et S.J. Standke. 1999. « Reduced chlorophyll to phosphorus ratios in nearshore Great Lakes waters coincide with the establishment of dreissenid mussels ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 56 : 153-161.

Niemi, G.J., et J.R. Kelly (dir.). 2007. « Special issue on coastal indicators ». *Journal of Great Lakes Research*, 33 (numéro spécial 3).

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 (numéro spécial 3) : 1-12.

Pauer, J.J., A. Anstead, W. Melendez, K.W. Taunt et R.G. Kreis Jr. 2008. « Revisiting the Great Lakes Water Quality Agreement phosphorus targets and predicting trophic status of Lake Michigan ». Soumis à *Environmental Science & Technology*.

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 ». *Journal of Great Lakes Research*, 33 (numéro spécial 3) : 211-223.

Reavie, E.D. 2007. « A diatom-based water quality index for Great Lakes coastlines ». *Journal of Great Lakes Research*, 33 (numéro spécial 3) : 86-92.

Reavie, E.D., R.P. Axler, G.V. Sgro, J.C. Kingston, A.R. Kireta, T.N. Brown, N.P. Danz, T.P. Hollenhorst et M.J. Ferguson. 2006. « Diatom-based weighted-averaging transfer functions for Great Lakes coastal water quality: Relationships to watershed characteristics ». *Journal of Great Lakes Research*, 32 : 321-347.

Smith, R.E.H., C. Parrish, D.C. Depew et A. Ghadouani. 2007. « Spatial patterns of seston and biochemical composition between nearshore and offshore waters of a Great Lake ». *Freshwater Biology*, 52 : 2196-2210.

Trebitz, A.S., J.C. Brazner, A.M. Cotter, M.L. Knuth, J.A. Morrice, G.S. Peterson, M.A. Sierszen, J.A. Thompson et J.R. Kelly. 2007. « Water quality in Great Lakes coastal wetlands: Basin-wide patterns and responses to an anthropogenic disturbance gradient ». *Journal of Great Lakes Research*, 33 (numéro spécial 3) : 269-279.

U.S. Environmental Protection Agency. 1992. *Environmental Monitoring and Assessment Program (EMAP) Great Lakes Monitoring Strategy*. Duluth (Minn.), Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development. EPA/620/R-92/001.

---

Wolter, P., C.A. Johnston et G.J. Niemi. 2006. « Land use land cover change in the Great Lakes basin 1992-2001 ». *Journal of Great Lakes Research*, 32 : 607-628.

Yurista, P.M., J.R. Kelly et S. Miller. 2005. « Evaluation of optically acquired zooplankton size-spectrum data as a potential tool for assessment of condition in the Great Lakes ». *Environmental Management*, 35 (1) : 34-44.

Yurista, P.M., J.R. Kelly et S. Miller. 2006. « Comparisons of zooplankton community size structure in the Great Lakes ». *Journal of Geophysical Research*, 111, C05S08. DOI : 10.1029/2005JC002971.

Yurista, P.M., et J.R. Kelly. 2007. « 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 ». *Special Lake Superior Issue, Aquatic Ecosystem Health and Management Journal, Ecovision World Monograph Series*, Backhuys Publishers, the Netherlands.



## 5.2 Espèces non indigènes

### État de l'écosystème

Les eaux littorales et côtières procurent un habitat aux 184 espèces non indigènes introduites dans les Grands Lacs depuis 1840. Aucune de ces espèces n'est restreinte exclusivement aux zones situées au large. Ces habitats ont été profondément transformés par les espèces non indigènes; les effets observés vont du déracinement de plantes de milieu humide par la Carpe à la création directe et indirecte de microhabitats par les moules de la famille des *Dreissenidae*. L'état des eaux littorales des Grands Lacs relativement aux espèces non indigènes est jugé médiocre. Depuis 1996, 18 nouvelles espèces non indigènes (tableau 1) ont été découvertes, ce qui représente un taux de 1,5 par année. Ce taux est supérieur au taux de découverte à long terme (1,1 par année depuis 1840), mais inférieur à celui observé depuis l'ouverture de la Voie maritime du Saint-Laurent, en 1959 (1,8 par année) (figure 1). Malgré une légère diminution du taux de découverte au cours de la dernière décennie, toute augmentation du nombre d'espèces non indigènes dans les Grands Lacs constituerait une tendance à la détérioration, puisque l'arrivée de nouvelles espèces non indigènes pourrait perturber davantage les réseaux trophiques existants, souvent de manière imprévisible ou non souhaitable.

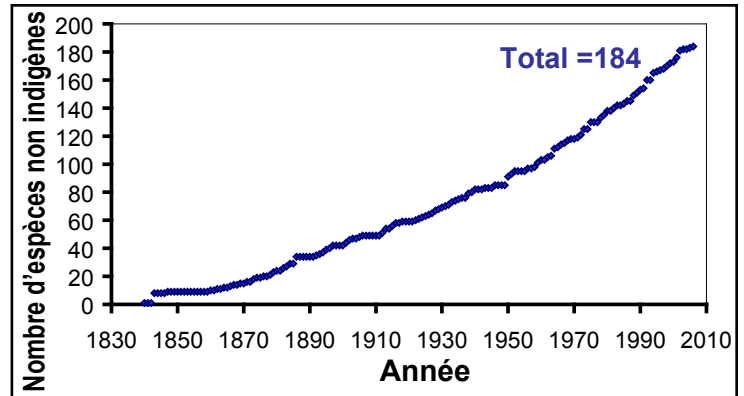


Figure 1. Nombre cumulatif d'espèces aquatiques non indigènes découvertes dans le bassin des Grands Lacs depuis 1840. Sources: Mills *et al.* (1993); Ricciardi (2001); Grigorovich *et al.* (2003); Ricciardi (2006).

Année	Espèce non indigène	Nom commun	Région d'origine	Lac du premier signalement	Vecteur
1996	<i>Heteropsyllus nr. nunni</i>	Copépode harpacticoïde	Atlantique de l'Amérique du Nord	Lac Michigan	Transport maritime
1997	<i>Acineta nitocrae</i>	Protozoaire de la classe des <i>Suctoria</i>	Eurasie	Lac Érié	Transport maritime
1998	<i>Cercopagis pengoi</i>	Cladocère (puce d'eau en hameçon)	Région pontocaspienne	Lac Ontario	Transport maritime
1998	<i>Schizopera borutzkyi</i>	Copépode harpacticoïde	Région pontocaspienne	Lac Michigan	Transport maritime
1999	<i>Daphnia lumholzi</i>	Cladocère	Afrique	Lac Érié	Rejet involontaire
1999	<i>Nitokra incerta</i>	Copépode harpacticoïde	Région pontocaspienne	Rivière Detroit	Transport maritime
2000	<i>Heterosporis sp.</i>	Microsporidie	Inconnue	Lac Ontario	Inconnu
2001	<i>Gammarus tigrinus</i>	Amphipode	Atlantique de l'Amérique du Nord	Lac Supérieur	Transport maritime
2001	<i>Psammonobiotus communis</i>	Thécamœbien	Région pontocaspienne	Lac Ontario	Transport maritime
2001	<i>Rhabdovirus carpio</i>	Virus responsable de la virémie printanière de la Carpe (VPC)	Eurasie	Lac Michigan	Inconnu
2002	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Cyanobactérie	Amérique du Sud	Lac Michigan	Inconnu
2002	<i>Piscirickettsia salmonis</i>	Bactérie responsable de la septicémie rickettsienne des salmonidés	Inconnue	Lac Sainte-Claire	Inconnu
2002	<i>Psammonobiotus linearis</i>	Thécamœbien	Région pontocaspienne	Lac Ontario	Transport maritime
2002	<i>Psammonobiotus sp.</i>	Thécamœbien	Région pontocaspienne	Lac Ontario	Transport maritime
2002	<i>Ranavirus sp.</i>	Virus de l'Achigan à grande bouche (VAGB)	Inconnue	Lac Michigan	Rejet involontaire
2003	<i>Enteromorpha flexuosa</i>	Algue verte	Généralisée	Lac Michigan	Transport maritime
2005	<i>Novirhabdovirus sp.</i>	Virus de la septicémie hémorragique virale (SHV)	Atlantique de l'Amérique du Nord	Lac Ontario	Transport maritime
2006	<i>Hemimysis anomala</i>	Crustacé du genre <i>Mysis</i>	Région pontocaspienne	Lac Michigan	Transport maritime

Tableau 1. Espèces non indigènes découvertes dans les Grands Lacs depuis 1996.

Sources : Ricciardi (2001); Grigorovich *et al.* (2003); Ricciardi (2006); Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System (GLANSIS). (<http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/ncrais/glansis.html>).

Le vecteur de 12 des 18 espèces non indigènes introduites depuis 1996 est le transport maritime, et neuf espèces sont originaires d'Eurasie. Ces proportions concordent avec les tendances historiques (Kelly *et al.*, sous presse). Les lacs Michigan et Ontario ont été le lieu de découverte de sept et de six espèces, respectivement; le lac Érié, le lac Sainte Claire et les eaux interlacustres en abritaient quatre, tandis que le lac Supérieur en abritait une – *Gammarus tigrinus* (un amphipode) – qu'on a également trouvée au lac Huron un an plus tard. Cette répartition concorde en général avec les tendances historiques observées (figure 2), bien que le nombre de découvertes ait été plus important au lac Michigan au cours des dernières années. Les espèces découvertes depuis 1996 qui sont les plus susceptibles de perturber les écosystèmes littoraux des Grands Lacs sont *Cercopagis pengoi* (Puce d'eau en hameçon) (découverte en 1998), le virus de la septicémie hémorragique virale (SHV) (découvert en 2005) et *Hemimysis anomala* (Mysidacé tacheté) (découvert en 2006). *Cercopagis*, présent dans les lacs Ontario, Érié et Michigan, se nourrit de zooplancton, a une incidence sur la composition des communautés d'espèces indigènes de zooplancton et concurrence les poissons planctonophages pour la nourriture. Le virus de la SHV, que l'on croyait au départ un virus propre aux salmonidés, est responsable de la mortalité massive de Maskinongés, d'Achigans à petite bouche, de Grands Brochets, de Malachigans, d'Aloses à gésier, de Perchaudes, de Gobies à taches noires, de Grands Corégones, de Saumons chinook et de Dorés jaunes dans tous les Grands Lacs, à l'exception du lac Supérieur. On s'attendait à ce que *Hemimysis*, un petit crustacé du genre *Mysis* qui s'est établi dans les lacs Ontario, Michigan et Érié, envahisse les Grands Lacs en raison de ses chances de survie dans l'eau de ballast des navires et de son invasion récente à grande échelle en Europe (Ricciardi et Rasmussen, 1998). *Hemimysis* est un crustacé vivant en eau peu profonde, entre 0,5 et 50 m (en général entre 6 et 10 m) (Salemaa et Hietalahti, 1993), tandis que *Mysis relicta* (un autre crustacé du genre *Mysis*), l'espèce indigène des Grands Lacs, préfère les eaux plus profondes. *Hemimysis* peut à la fois concurrencer les jeunes poissons pour la nourriture et servir de proie aux poissons plus âgés.

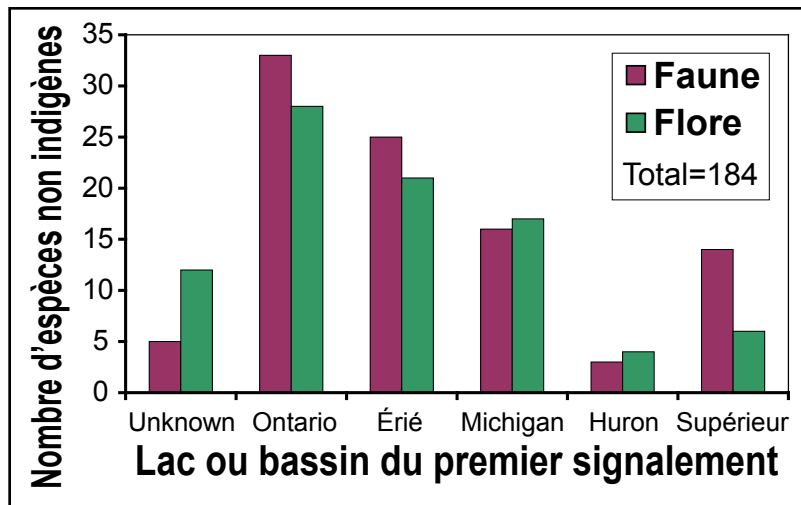


Figure 2. Lieux du premier signalement des espèces non indigènes dans les Grands Lacs, depuis 1840.

Note : Les signalements effectués dans les eaux interlacustres entre les lacs Huron, Érié et Ontario ont été attribués au lac situé en aval. Les espèces qui étaient largement répandues au moment de leur découverte ont été classées dans la catégorie « Inconnu ».

Source : Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System (<http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/ncrais/glansis.html>).

Aucune nouvelle espèce de poisson n'a été découverte depuis 1996, mais plusieurs maladies de poissons sont préoccupantes. La SHV, la virémie printanière de la Carpe (VPC) et le virus de l'Achigan à grande bouche (VAGB) ont tous causé la mortalité massive de poissons au cours des dernières années. Le virus de la SHV touche de nombreuses espèces de poissons (plus de 40) et les risques qu'il se répande dans les Grands Lacs et aux alentours semblent élevés. La volonté d'éviter le transfert du virus de la SHV à d'autres eaux a mené à la réglementation de l'industrie des poissons-appâts dans tous les États américains riverains des Grands Lacs; les poissons-appâts transportés hors de leurs eaux d'origine doivent être certifiés exempts de maladie. Le virus de la SHV a causé des épisodes de mortalité massive de Koïs d'ornement dans des installations d'aquaculture de Virginie et de Caroline du Nord. Des Carpes porteuses ont été repérées dans le canal Calumet-Sag (bassin du lac Michigan) reliant le lac Michigan au bassin hydrographique du Mississippi, et dans le havre Hamilton, sur le lac Ontario. Le VAGB a été détecté chez les poissons du lac Sainte Claire et de la baie de Quinte, au lac Ontario, mais aucune mortalité massive de poissons n'a été signalée jusqu'à présent dans le bassin des Grands Lacs. Plusieurs États du sud ont connu un épisode de mortalité massive de poissons qui semble lié à un stress thermique. En plus des virus, on a découvert cinq protozoaires et une bactérie depuis 1996. Les découvertes de plus en plus nombreuses de microorganismes est sans doute une manifestation de l'intensification des recherches effectuées pour identifier de nouvelles espèces non indigènes.

## Pressions

### Rejet d'eau de ballast

En vertu de nouveaux règlements adoptés au Canada (2006) et aux États-Unis (2008), les navires transocéaniques qui se déclarent déballastés doivent rincer leurs ballasts vides avec de l'eau salée. Cette méthode n'est cependant pas infaillible. Même si près de 100 % des planctons sont expulsés ou tués durant l'opération (Gray *et al.*, 2007), certaines espèces passant par des stades de résistance de leur cycle de vie peuvent pénétrer dans les ballasts. En outre, des espèces non indigènes pourraient tout de même être déplacées à l'intérieur des Grands Lacs par des « laquiers » – ces navires qui ne quittent jamais le réseau des Grands Lacs et de la Voie maritime du Saint Laurent, mais qui transfèrent de l'eau de ballast entre les ports des Grands Lacs (Rup, 2008). De nouvelles méthodes de traitement des eaux de ballast (chaleur, lumière ultraviolette, produits chimiques et filtration) semblent prometteuses tant pour les navires océaniques que pour les laquiers, surtout si elles sont combinées. Leur application aux conditions qui prévalent dans les Grands Lacs devra cependant être étudiée plus à fond.

### Autres vecteurs

De nouvelles espèces non indigènes pourraient être introduites et se propager par l'intermédiaire d'autres vecteurs. Les stocks de poissons-appâts peuvent contenir plus d'une espèce de poissons, y compris des espèces non indigènes comme le Gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*). De plus, des poissons-appâts infectés pourraient être des vecteurs du virus de la SHV dans les lacs intérieurs. Des espèces de carpes asiatiques (Carpe à grosse tête, Carpe argentée) provenant du bassin hydrographique du Mississippi menacent toujours de pénétrer dans le lac Michigan par le canal d'évacuation sanitaire et de navigation de Chicago, malgré la présence d'une barrière électrique. L'expansion de l'aquaculture, des jardins d'eau et de l'aquariophilie augmente les risques d'introduction, intentionnelle ou non, d'espèces non indigènes (Cohen *et al.*, 2007).

### Effets synergiques

Les effets combinés de la modification de la qualité de l'eau, des changements climatiques et des interactions « facilitantes » d'espèces non indigènes peuvent contribuer à accroître les pressions exercées sur les eaux littorales des Grands Lacs. Les espèces non indigènes peuvent agir de concert, produisant ainsi des effets plus graves qu'elles ne le feraient individuellement (Ricciardi, 2001, 2005). On croit, par exemple, que des éclosions récurrentes de botulisme aviaire ayant entraîné de nombreuses morts chez la sauvagine des lacs Érié et Ontario seraient causées par l'action combinée des dreissenidés et des Gobies à taches noires. On a avancé que les moules, par le dépôt de matières pseudofécales, créeraient des conditions propices à des bactéries pathogènes. Les Gobies à taches noires, en ingérant des moules, transfèreraient une toxine bactérienne provenant des moules aux échelons supérieurs du réseau trophique (Yule *et al.*, 2006). Le réchauffement des températures et la modification de la qualité de l'eau (p. ex., l'augmentation de la clarté de l'eau ou la diminution des nutriments) peuvent favoriser les espèces non indigènes établies qui sont plus tolérantes aux variations des conditions environnementales que les espèces indigènes.

### Expansion de l'aire de répartition des espèces non indigènes établies

Bien qu'aucune nouvelle plante vasculaire n'ait été découverte dans les Grands Lacs depuis 1996, plusieurs espèces de plantes envahissantes établies continuent de se répandre. Depuis 1996, on a signalé de nouveaux spécimens de Salicaire commune (*Lythrum salicaria*) dans tous les États riverains des Grands Lacs à l'exception de l'Indiana et de l'Illinois (United States Geological Survey, 2008). La Salicaire commune remplace le typha et d'autres plantes indigènes de milieu humide, ce qui modifie la structure et la fonction des milieux humides. Les grandes infestations peuvent réduire les quantités de nourriture pour les espèces indigènes et le couvert pour les espèces sauvages, et nuire à l'écoulement de l'eau. *Phragmites australis*, ou Phragmite commun, étend également son aire de répartition dans le bassin des Grands Lacs. Des recherches récentes ont révélé la présence de deux génotypes – l'un indigène et l'autre envahissant. C'est le génotype européen envahissant qui s'est répandu dans le bassin des Grands Lacs, dans des régions comme le lac Sainte Claire, la pointe Long au lac Érié et la baie Green au lac Michigan. Les phragmites forment des peuplements monospécifiques denses, modifiant les communautés indigènes de plantes et d'espèces sauvages des milieux humides. D'autres macrophytes, dont *Hydrilla verticillata* et *Cabomba caroliniana* (Cabomba de Caroline), sont actuellement signalés dans les eaux adjacentes aux Grands Lacs. Ces espèces, si elles étaient introduites, pourraient causer d'importants problèmes dans les milieux humides peu profonds.

Les dreissenidés ont poursuivi l'expansion de leur aire de distribution, les Moules quagga (*Dreissena bugensis*) ayant remplacé les Moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) dans de nombreux habitats littoraux et du large des lacs Érié, Michigan et Ontario. Les dreissenidés pourraient être en partie responsables de l'absence d'amélioration de la qualité des eaux littorales, malgré l'amélioration notable des eaux du large attribuable à la réduction des charges en phosphore. Selon Hecky *et al.* (2004), les



dreissenidés séquestretraient le phosphore dans les zones littorales par leur activité de filtration et le dépôt de matières pseudofécales (hypothèse de la dérive littorale).

### **Incidences sur la gestion**

Chaque nouvelle espèce non indigène ajoute à la complexité toujours croissante des réseaux trophiques des Grands Lacs. Avant même que les répercussions de la venue d'une nouvelle espèce envahissante soient connues, il en arrive une autre qui vient modifier les résultats de recherche et oblige les responsables à modifier des stratégies de gestion jusque là efficaces pour faire face à l'incertitude. Pour empêcher l'introduction de nouvelles espèces, il faudra assurer une gestion dynamique des vecteurs (p. ex., remplacement de l'échange d'eau de ballast par le traitement des eaux de ballast pour tous les navires) et exercer une surveillance continue dans le but de déterminer l'efficacité des mesures de prévention. Les nouveaux règlements sur les eaux de ballast s'appliquant aux navires transocéaniques déballastés devraient réduire le risque d'introduction de nouvelles espèces non indigènes dans les Grands Lacs. Le transfert d'eau de ballast d'un lac à l'autre par les navires ne quittant jamais les Grands Lacs continuera toutefois de favoriser la propagation des espèces non indigènes déjà présentes. Il sera également nécessaire de se pencher sur la question du transfert aux Grands Lacs d'eau de ballast non échangée par des navires provenant de ports des côtes de l'Amérique du Nord. Certaines espèces, dont l'amphipode *Gammarus tigrinus*, pourraient s'être introduites dans les Grands Lacs lors du rejet d'eau de ballast par un caboteur. Les habitats littoraux et côtiers des Grands Lacs continuent de subir d'importants effets dus aux espèces non indigènes et doivent retenir davantage l'attention des scientifiques, des gestionnaires et des responsables des politiques.

### **Commentaires des auteurs**

Pour mieux évaluer les eaux littorales et côtières, il faudrait déterminer les effets des interactions facilitantes et les effets synergiques. L'accès aux données se fait en général assez bien; la base de données Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System (GLANSIS) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) est une source d'information fiable. Les paramètres qui permettraient de conclure que les eaux littorales sont de bonne qualité sont l'absence de découverte de nouvelles espèces non indigènes, une diminution du taux de découverte et le confinement des espèces non indigènes existantes à leur aire de répartition actuelle (aucune propagation). Il faut toutefois reconnaître que les décalages entre l'introduction et la découverte d'espèces non indigènes pourraient faire en sorte qu'on découvre de nouvelles espèces non indigènes dans les Grands Lacs, même après l'atténuation ou l'élimination des vecteurs responsables de leur introduction.

### **Remerciements**

Auteurs : Kristen T. Holeck, Département des ressources naturelles, Université Cornell, Cornell Biological Field Station, Bridgeport (N.Y.).

Edward L. Mills, Département des ressources naturelles, Université Cornell, Cornell Biological Field Station, Bridgeport (N.Y.).

Hugh MacIsaac, Great Lakes Institute for Environmental Research, Université de Windsor, Windsor (Ontario), Canada.

Anthony Ricciardi, Musée Redpath, Université McGill, Montréal (Québec), Canada.

### **Sources d'information**

Cohen, J., N. Mirotchnick et B. Leung. 2007. « Thousands introduced annually: The aquarium pathway and non-indigenous plants in the St. Lawrence Seaway ». *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5 : 528-532.

Gray, D.K., T. Johengen, D.F. Reid et H.J. MacIsaac. 2007. « Efficacy of open-ocean ballast water exchange as a means of preventing invertebrate invasions between freshwater ports ». *Limnology and Oceanography*, 52 : 2386-2397.

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 ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 60 : 740-756.

Hecky, R.E., R.E.H. Smith, D.R. Barton, S.J. Guildford, W.D. Taylor, M.N. Charlton et T. Howell. 2004. « The nearshore phosphorus shunt: A consequence of ecosystem engineering by dreissenids in the Laurentian Great Lakes ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 61 : 1285-1293.

---

Kelly, D.W., G. Lamberti et H.J. MacIsaac. « Laurentian Great Lakes as a case study of biological invasion ». Dans R. Keller, M. Lewis et D. Lodge (dir.), *ISIS Bioeconomics of Biological Invasions*. Sous presse.

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 ». *Journal of Great Lakes Research*, 19 (1) : 1-54.

Ricciardi, A. 2001. « Facilitative interactions among aquatic invaders: Is an “invasional meltdown” occurring in the Great Lakes? ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 58 : 2513-2525.

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

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 J.B. Rasmussen. 1998. « Predicting the identity and impact of future biological invaders: A priority for aquatic resource management ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 55 : 1759-1765.

Rup, M. 2008. *Examination of Ballast Water Movement by Domestic Vessels in the Great Lakes as Vector of Introduction or Spread of Aquatic Nonindigenous Species*. Mémoire de baccalauréat en sciences, Université de Windsor, 25 pages.

Salemaa, H., et V. Hietalahti. 1993. « *Hemimysis anomala* G. O. Sars (Crustacea: Mysidacea) – Immigration of a Pontocaspian mysid into the Baltic Sea ». *Annales Zoologici Fennici*, 30 (4) : 271-276.

USGS – United States Geological Survey. 2008. *Nonindigenous Aquatic Species Database* (en ligne), Gainesville (Fl). <http://nas.er.usgs.gov>.

Yule, A.M., J.W. Austin, I.K. Barker, B. Cadieux et R.D. Moccia. 2006. « Persistence of *Clostridium botulinum* neurotoxin Type E in tissues from selected freshwater fish species: Implications to public health ». *Journal of Food Protection*, 69 : 1164-1167.



## 5.3 Septicémie hémorragique virale dans les Grands Lacs

### État de l'écosystème

#### Contexte

Le virus de la septicémie hémorragique virale (SHV) est un pathogène du poisson devant faire l'objet d'une déclaration à l'Organisation mondiale de la santé animale (OIE). Cette maladie a tout d'abord été signalée en 1938 chez la Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) en Europe, mais le virus causal (SHV) n'a été identifié qu'en 1963. Depuis, trois (3) génotypes du virus de la SHV ont été isolés chez des poissons en Europe et, en 1988, un quatrième génotype a été isolé chez des poissons marins du nord-ouest du Pacifique (Meyers et Winton, 1995). L'un des génotypes européens s'attaque de façon appréciable aux salmonidés d'eau douce et aux brochets, tandis que les deux autres infectent des poissons marins (Jim Winton, communication personnelle). Gagné *et al.* (2007) ont signalé l'isolement du génotype IV du virus de la SHV chez les Truites brunes (*Salmo trutta*), les Choquemorts (*Fundulus heteroclitus*), les Bars rayés (*Morone saxatilis*) et les Épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse (Canada). Le génotype IV a été décelé dans les Grands Lacs en 2003 et 2005, mais on ne sait pas comment le virus de la SHV a été introduit dans le bassin des Grands Lacs. La souche du virus présente dans les Grands Lacs est très semblable à la souche isolée dans l'Atlantique par Gagné *et al.* (2007) et les vecteurs présumés de son introduction et de sa propagation dans les Grands Lacs sont les eaux de lest, le transport de poissons vivants (possiblement des poissons-appâts) dans les Grands Lacs et la migration naturelle des poissons. La souche virale décelée dans les Grands Lacs est connue sous le nom de sous-groupe IVb.

#### Signalements en 2005

Au printemps 2005, un important épisode de mortalité a été observé chez les Malachigans (*Aplodinotus grunniens*) de la baie de Quinte, dans le lac Ontario, et le virus de la SHV a été isolé chez des poissons malades (Lumsden *et al.*, 2007). Il s'agit du premier signalement du virus dans les Grands Lacs, mais non du premier isolement. Des biologistes de l'Université de l'État du Michigan avaient isolé un virus inconnu chez un Maskinongé (*Esox masquinongy*) capturé dans le lac Sainte-Claire au printemps 2003, mais ils n'ont approfondi les démarches d'identification que lorsqu'ils ont appris l'isolement du virus dans le lac Ontario. En décembre 2005, la confirmation selon laquelle le virus de la SHV était relié à l'isolement dans le lac Sainte-Claire a été donnée (Elsayed *et al.*, 2006).

#### Signalements en 2006

On a établi en 2006 que le virus de la SHV était un facteur à l'origine d'épisodes de mortalité de poissons dans les lacs Érié, Ontario et Sainte-Claire, le fleuve Saint-Laurent et le lac Conesus (New York). Le virus a été détecté pour la première fois dans le bassin des Grands Lacs chez un Doré jaune (*Stizostedion vitreum*) du lac Conesus. L'année suivante, 15 espèces d'eaux chaudes et tempérées des Grands Lacs ont été reconnues comme étant sensibles au virus, dont le Malachigan, l'Alose à gésier (*Dorosoma cepedianum*), le Maskinongé, le Gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*), le Doré jaune et la Perchaude (*Perca flavescens*). D'autres espèces des Grands Lacs étaient porteuses du sous-groupe IVb en 2006 (aucune mortalité importante n'a été signalée), notamment le Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), le Ventre-pourri (*Pimephales notatus*), le Méné émeraude (*Notropis atherinoides*), certains chevaliers (*Moxostoma* sp.) et l'Achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*). Les symptômes observés chez les poissons infectés par le virus de la SHV étaient la décoloration des branchies et des organes, le gonflement de l'abdomen, l'exophtalmie, une coloration foncée du corps et une hémorragie (saignement) sur des parties du corps et à l'intérieur des organes. L'hémorragie est le signe de la maladie le plus couramment signalé.

Dans un communiqué daté du 25 janvier 2007, le département des Ressources naturelles (DRN) du Michigan a signalé que le virus de la SHV avait été isolé à l'automne 2006 chez des Saumons chinooks (*O. tshawytscha*), des Grands Corégones (*Coregonus clupeaformis*) et des Dorés jaunes de la baie Thunder (Alpena, Mich.) et de Rogers City (Mich.), des régions du nord du lac Huron. Aucune mortalité n'était liée à ce signalement, mais les poissons présentaient des signes cliniques de la SHV. Le DRN du Michigan a aussi mentionné avoir décelé le virus de la SHV chez un Grand Corégone recueilli près de Cheboygan (Mich.) qui a été préservé après avoir été obtenu, à l'automne 2005, de la Chippewa Ottawa Resource Agency (CORA), une organisation tribale de la péninsule supérieure du Michigan.

#### Signalements en 2007

Des mortalités de Malachigans ont été observées dans le lac Little Lake Butte des Morts et le lac Winnebago au printemps 2007. Il s'agit des premiers signalements du virus de la SHV dans les eaux du Wisconsin (département des Ressources naturelles du

Wisconsin, communiqué du 18 mai 2007). Ces deux lacs font partie du réseau hydrographique du lac Winnebago et du bassin des Grands Lacs. Le virus de la SHV a aussi été détecté chez des spécimens d'Achigan à petite bouche, de Grand Corégone et de Truite brune recueillis dans les eaux du Wisconsin de la baie Green et du lac Michigan, à proximité de la péninsule Door County (département des Ressources naturelles du Wisconsin, communiqué du 24 mai 2007).

Une forte mortalité de poissons est survenue au printemps 2007 dans le lac Budd du comté de Clare, au Michigan. Les espèces touchées étaient la Marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*), le Crapet arlequin, l'Achigan à grande bouche (*M. salmoides*), le Maskinongé, le Crapet-soleil (*L. gibbosus*) et la Perchaude (département des Ressources naturelles du Michigan, communiqué du 17 mai 2007). Le lac Budd est un lac fermé dont les entrées et les sorties d'eau sont pratiquement nulles, de sorte que l'introduction du virus de la SHV est possiblement attribuable à un poisson vivant, tel qu'un poisson-appât (Gary Whelan, communication personnelle).

De très nombreuses mortalités de poissons liées au virus de la SHV se sont produites dans l'État de New York en 2007. En mai, une mortalité importante d'Achigan à petite bouche et de Crapets de roche (*Ambloplites rupestris*) est survenue dans le lac Skaneateles, dans la région des Finger Lakes de l'État de New York (département de la Conservation de l'environnement de New York, communiqué du 19 juin 2007). Des résultats positifs de la présence du virus de la SHV ont été obtenus à la suite d'analyses effectuées sur un Touladi prélevé dans le lac Skaneateles. Le virus a aussi été décelé chez des spécimens de Truite arc-en-ciel de la rivière Little Salmon, de Crapet-soleil du canal Seneca-Cayuga, et de Crapet-soleil et de Carpe (*Cyprinus carpio*) recueillis dans un étang de ferme de Ransomville. L'étang avait été contaminé lorsque le propriétaire y avait transféré des poissons infectés d'un ruisseau voisin, le Twelve Mile, dans le cadre d'une opération de sauvetage de poissons (département de la Conservation de l'environnement de New York, communiqué du 23 juillet 2007).

Le seul épisode de mortalité associé au virus de la SHV en Ontario est survenu en mai dans le havre Hamilton, dans le lac Ontario. On a signalé la présence d'un petit nombre de poissons moribonds de diverses espèces, et le virus a été isolé chez deux Malachigans malades (John Lumsden, communication personnelle).

À la fin de 2007, le nombre d'espèces sensibles au virus de la SHV avait été porté à 25 et, de ce nombre, certaines sont connues comme étant plus sensibles à la maladie et plus susceptibles d'en mourir. Dans les Grands Lacs, ces espèces comprennent des poissons de pêche sportive et commerciale destinés à la consommation, des poissons-appâts, des poissons prédateurs, des poissons proies ainsi que des espèces indigènes et envahissantes. La liste s'est depuis allongée et compte maintenant plus de 28 espèces. Aucun cas de mortalité n'a été enregistré chez aucune des espèces jugées sensibles. En 2007, la plupart des autorités des Grands Lacs avaient instauré des programmes de surveillance afin de soumettre les poissons à des tests de dépistage en divers endroits du bassin des Grands Lacs. Ces programmes ont permis de détecter plusieurs poissons infectés par le virus de la SHV.

#### Signalements en 2008

En mai 2008, le département des Ressources naturelles du Wisconsin a signalé la mortalité de Gobies à taches noires dans les eaux du lac Michigan, tout juste au sud de Milwaukee (département des Ressources naturelles du Wisconsin, communiqué du 5 juin 2008). Des analyses effectuées sur des Perchaudes capturées à proximité dans le cadre de travaux de surveillance du DRN ont également donné des résultats positifs (département des Ressources naturelles du Wisconsin, communiqué du 13 juin 2008). Les analyses effectuées sur des Crapets de roche et des Gobies à taches noires capturés dans les eaux de l'Illinois du lac Michigan, près de Waukegan, révélaient également la présence du virus de la SHV, mais les spécimens ne présentaient aucun signe clinique de la maladie (département des Ressources naturelles de l'Illinois, communiqué du 2 juillet 2008).

Des lamproies (*Petromyzon marinus*) capturées dans des tributaires du nord du lac Huron se sont avérées infectées par le virus de la SHV. Elles avaient été prélevées dans la rivière Cheboygan, le ruisseau Green et la rivière Ocqueoc au cours d'activités routinières de capture réalisées au début de juin et ont été examinées aux fins de la détection du virus de la SHV par le La Crosse Fish Health Center (LFHC) dans le cadre d'une enquête nationale sur la santé du poisson sauvage (National Wild Fish Health Survey). Aucun signe clinique de la maladie n'a été observé chez ces lamproies, ce qui indique que l'espèce pourrait être un vecteur de la propagation du virus dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.

Le virus de la SHV a été détecté pour la première fois à l'extérieur du bassin des Grands Lacs chez un Maskinongé récolté dans le réservoir Clear Fork (Ohio) en avril 2008. Ce réservoir, situé dans le centre-nord de l'Ohio, se jette dans la rivière Ohio. Des

échantillons de fluides ovariens prélevés par la Division de la faune de l'Ohio dans le cadre d'activités courantes de surveillance de l'état de santé des poissons en période de fraie ont été testés au LFHC et se sont avérés positifs pour le sous-groupe IVb. Il s'agit du premier cas d'isolement à partir des fluides ovariens. Le Maskinongé ne présentait aucun signe clinique de la maladie.

## **Pressions**

### Incidences biologiques

Le virus a été décelé chez la population de Maskinongés du fleuve Saint-Laurent, et cette population est victime d'un nombre anormalement élevé de cas de mortalité depuis 2005. Casselman *et al.* (2008) ont signalé que presque tous les spécimens morts provenant du Saint-Laurent étaient des poissons matures assez gros et d'une classe d'âge correspondant probablement au pic de la fécondité. L'analyse des relevés de prises précédant et suivant les années de mortalité (2003-2007) a révélé une réduction de 49 p. 100 des prises d'individus parvenus à maturité (Casselman *et al.*, 2008).

Des effets des mortalités de poissons dues au virus de la SHV à l'échelle de la population n'ont pas été signalés en d'autres lieux du bassin des Grands Lacs. Une mortalité importante de Malachigans est survenue en 2005 dans la baie de Quinte du lac Ontario; il s'agit là du premier épisode de mortalité massive associé au virus de la SHV dans les Grands Lacs. Des évaluations de la population de Malachigans de la baie de Quinte réalisées par le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO) n'ont révélé aucun déclin de la population (Christie *et al.*, 2008). Les données d'évaluation réunies pour l'Ontario et le Michigan montrent que les mortalités liées au virus de la SHV qui sont survenues en 2003 et 2006 n'avaient pas eu d'incidence notable sur la population de Maskinongés adultes du lac Sainte-Claire (Yunker *et al.*, 2008). Kayle et Wright (2008) ont mentionné que la population de Perchaudes du lac Érié ne semblait pas avoir décliné par suite des mortalités dues au virus de la SHV survenues dans le bassin Centre en 2006.

Il semble que les populations de poissons déjà soumises à des pressions soient les plus vulnérables aux répercussions découlant des mortalités liées au virus de la SHV. Il semblerait que les populations importantes où toutes les classes d'âge sont bien représentées et qui disposent de réseaux trophiques vigoureux soient plus résistantes face aux épisodes de mortalité reliés au virus de la SHV, mais cette affirmation ne pourra être confirmée avec certitude que dans plusieurs années, lorsqu'une génération aura traversé toutes les classes d'âge.

### Incidences sur la réglementation

En réponse aux éclosions massives du virus de la SHV dans les Grands Lacs au cours du printemps et de l'été 2006, l'Animal and Plant Health Inspection Service (APHIS) du département de l'Agriculture des États-Unis (U.S. Department of Agriculture) a pris un décret fédéral le 24 octobre 2006. Ce premier décret interdisait le transport, à partir de certains États (Illinois, Indiana, Michigan, Minnesota, New York, Ohio, Pennsylvanie et Wisconsin), de spécimens d'espèces susceptibles d'être infectées par le virus de la SHV de même que l'importation de spécimens provenant des provinces canadiennes de l'Ontario et du Québec. Après avoir obtenu des renseignements supplémentaires, l'APHIS a modifié le décret fédéral le 14 novembre 2006 afin d'autoriser, sous certaines conditions, la circulation entre les États visés des poissons destinés à la consommation humaine ou déclarés exempts du virus de la SHV conformément à certaines normes établies. D'autres modifications ont été apportées à la liste des espèces sensibles et pour autoriser la pêche par capture et remise à l'eau. La réglementation provisoire de l'APHIS pour le virus de la SHV a été publiée dans le *Federal Register* le 9 septembre 2008; toutefois, sa date d'entrée en vigueur a été reportée à une date indéterminée (Federal Register, 2009) afin d'accorder le temps nécessaire à l'APHIS pour apporter les modifications à la réglementation qui en garantiront la bonne application.

Les États de l'Illinois, de l'Indiana, du Michigan, de New York, de l'Ohio, de la Pennsylvanie et du Wisconsin ont aussi adopté des mesures réglementaires relativement au virus de la SHV. Ces mesures varient d'un l'État à l'autre, mais elles ont généralement pour effet de limiter le transport de poissons vivants (dont les poissons appâts) et d'exiger la conduite d'analyses aux fins de la détection du virus de la SHV avant le transport ou la mise à l'eau de poissons à l'intérieur des États ou entre les États. L'État de New York a modifié ces mesures afin d'y inclure, pour le transport ou l'importation sur son territoire, des analyses visant huit autres pathogènes du poisson.

L'Agence canadienne d'inspection des aliments, l'organisme fédéral chargé de la lutte contre les maladies du poisson et de leur étude, n'a pas imposé de restriction sur le transport des espèces sensibles au virus de la SHV. Le Québec a entrepris d'élaborer et de mettre en place des restrictions sur le transport de poissons dans le but de contrer la propagation du virus de la SHV. En Ontario,

le MRNO a pris des mesures depuis janvier 2007 pour ralentir la propagation du virus à l'extérieur des Grands Lacs. On compte, parmi les mesures les plus récentes, la création d'une zone de gestion du virus de la SHV qui englobe toutes les eaux infectées par le virus en Ontario. Les restrictions touchent les lieux où des poissons-appâts peuvent être transportés, des œufs prélevés et desensemencements effectués.

#### Incidences sur la gestion

L'ampleur de l'éclosion du virus de la SHV en 2006, le décret fédéral qui s'en est suivi et les mesures réglementaires des États et des provinces ont eu des incidences appréciables sur les activités des organismes fédéraux, étatiques, provinciaux et tribaux responsables des ressources naturelles ainsi que sur les activités des industries connexes aux pêches et du secteur privé. Pour les organismes chargés de la gestion des ressources, l'effet le plus notable a été, et continuera d'être, l'incidence des nouvelles restrictions sur le transport des poissons d'eaux chaudes et d'eaux tempérées. La plupart des compétences ont imposé de nouvelles restrictions, mis en œuvre les modifications et collaboré avec les groupes d'intervenants afin de les conseiller et de les renseigner à ce sujet. Des programmes de surveillance ont été élaborés et appliqués et de nouvelles pratiques ont été adoptées pour les programmes d'élevage en eaux chaudes et tempérées, lesquels constituent un élément important des programmes d'écloseries dans le bassin des Grands Lacs. Des analyses de la santé des poissons des eaux chaudes et tempérées n'étaient pas faites auparavant. Souvent, ces poissons ne demeurent pas suffisamment longtemps dans les installations piscicoles pour être testés en laboratoire avant leur mise à l'eau, ou ils sont élevés selon des méthodes extensives qui exigent des efforts de prélèvement supplémentaires. Dans ces cas, les géniteurs (issus souvent de populations sauvages) devront peut-être faire l'objet de tests supplémentaires avant le prélèvement des œufs pour garantir que le virus n'est pas transmis à la progéniture, ou il faudra retarder l'ensemencement des jeunes poissons afin de permettre la conduite des tests. Les coûts liés à ces tests sanitaires supplémentaires ont drainé les budgets limités des organismes de gestion des ressources des Grands Lacs.

Les organismes de gestion des ressources naturelles ont aussi modifié leurs programmes d'élevage de poissons d'eaux chaudes et tempérées par suite des éclosions du virus de la SHV survenues depuis 2006. Le département des Ressources naturelles du Michigan a interrompu ses programmes d'élevage de Maskinongé et de Doré jaune en 2007, mais les a partiellement repris en 2008 (Gary Whelan, communication personnelle). De nombreux organismes de gestion des ressources naturelles ont aussi limité la collecte de gamètes sauvages aux lieux où les tests ont montré l'absence du virus de la SHV, et tous les organismes ont instauré de nouveaux protocoles de désinfection des œufs afin de réduire le risque de propagation du virus.

La nouvelle réglementation n'a pas eu d'effets appréciables sur les activités axées sur les salmonidés, car les espèces d'eaux froides font l'objet depuis longtemps d'inspections sanitaires.

#### **Conclusion**

La septicémie hémorragique virale n'est apparue que récemment dans les Grands Lacs, soit avant 2003. À l'exception du lac Supérieur, la présence du virus de la SHV a été confirmée dans tous les Grands Lacs ainsi que dans des lacs et cours d'eau intérieurs du Michigan, de New York, de l'Ohio et du Wisconsin. Le virus de la SHV a été détecté dans les eaux du réservoir Clear Fork (Ohio) en 2008, ce qui en fait le premier signalement à l'extérieur du bassin des Grands Lacs. Le canal de Chicago, qui relie le lac Michigan au bassin du fleuve Mississippi, constitue une autre voie d'entrée du virus dans le Mississippi. Le transport de poissons vivants, y compris des poissons-appâts, favorisera la propagation de la souche du virus des Grands Lacs dans le bassin de ces lacs ainsi que dans d'autres régions des États-Unis et du Canada.

Des mortalités massives de poissons sont à prévoir, surtout au printemps, à mesure que le virus de la SHV se propagera dans ces nouvelles eaux. De même, des populations de poissons indigènes ou des groupes de certaines classes d'âge pourraient être prédisposés aux éclosions périodiques du virus dans l'avenir.

#### **Remerciements**

Auteur : Ken Phillips, La Crosse Fish Health Center, U.S. Fish and Wildlife Service, 555 Lester Avenue, Onalaska (Wisc.) 54650.

#### **Sources d'information**

Casselman, J., T. Lusk, J. Farrell et C. Lake. 2008. « Die-off of muskellunge (*Esox masquinongy*) in the Upper St. Lawrence River caused by viral haemorrhagic septicaemia, 2005-2007: Impacts and consequences ». *Symposia 15: VHS in the Great Lakes*, 138<sup>e</sup> Assemblée annuelle, American Fisheries Society.

---

Christie, G., J. Hoyle, J. Bowlby, B. Morrison et B. Wright. 2008. « Response of freshwater drum to outbreak of viral hemorrhagic septicemia (VHS) in Lake Ontario ». *Symposia 15: VHS in the Great Lakes*, 138<sup>e</sup> Assemblée annuelle, American Fisheries Society.

Elsayed, E., M. Faisal, M. Thomas, G. Whelan, W. Batts et J. Winton. 2006. « Isolation of viral haemorrhagic septicaemia virus from muskellunge, *Esox masquinongy* (Mitchill), in Lake St. Claire, Michigan. USA reveals a new sublineage of the North American genotype ». *Journal of Fish Diseases*, 29 : 611-619.

Federal Register. 2009. *Viral Hemorrhagic Septicemia: Interstate Movement and Import Restrictions on Certain Live Fish*. Vol. 44, no 1, 2 janvier 2009.

Gagné, N., A.-M. MacKinnon, L. Boston, B. Souter, M. Cook-Versloot, S. Griffiths et G. Oliver. 2007. « Isolation of viral haemorrhagic septicaemia virus from mummichog, stickleback, striped bass, and brown trout in Eastern Canada ». *Journal of Fish Diseases*, 30 : 213-223.

Kayle, K.A., et M.E. Wright. 2008. « Predicting and detecting VHS impacts on populations using modeling results: Is VHS mortality separable from M? ». *Symposia 15: VHS in the Great Lakes*, 138<sup>e</sup> Assemblée annuelle, American Fisheries Society.

Lumsden, J.S., B. Morrison, C. Yason, S. Russell, K. Young, A. Yazdanpanah, P. Huber, L. Al-Hussinee, D. Stone et K. Way. 2007. *Diseases of Aquatic Organisms*. Vol. 26, pp. 99-111.

Meyers, T.R., et J.R. Winton. 1995. « Viral hemorrhagic septicemia virus in North America ». *Annual Review of Fish Diseases*, 5 : 3-24.

Yunker, G., M. Thomas et M. Faisal. 2008. « Effects of VHS on the muskellunge population of Lake St. Clair ». *Symposia 15: VHS in the Great Lakes*, 138<sup>e</sup> Assemblée annuelle, American Fisheries Society.



## 5.4 *Cladophora* dans les Grands Lacs : orientation pour les gestionnaires de la qualité de l'eau

### État de l'écosystème

#### Introduction

Les cladophores (*Cladophora*) sont des algues vertes filamenteuses indigènes qui se fixent aux substrats durs dans tous les Grands Lacs laurentiens (figure 1). Elles sont présentes de façon éparse en quelques endroits du lac Supérieur (Jackson *et al.*, 1990). Ces algues sont en général associées aux apports de phosphore (P) par les tributaires et les sources ponctuelles dans le lac Huron (Auer *et al.*, 1982); elles se rencontrent sous la forme de vastes proliférations dans les eaux relativement riches en P des lacs Érié (Higgins *et al.*, 2005a), Michigan (Greb *et al.*, 2004) et Ontario (Wilson *et al.*, 2006). Les cladophores peuvent coloniser avec succès les récifs du large lorsque les concentrations panlacustres de nutriments leur sont favorables, comme le montrent les proliférations observées dans les eaux littorales des lacs Érié, Michigan et Ontario (figure 2) qui ont attiré l'attention des personnes œuvrant dans les domaines des loisirs publics, des services publics et de la gestion de la qualité de l'eau. Le public a pris conscience de ce problème lorsque la presse a fait mention de plages souillées et de la fermeture de centrales nucléaires, de liens présumés entre le botulisme aviaire et la présence de cladophores (New York Sea Grant et Pennsylvania Sea Grant, 2001) ainsi que d'études scientifiques établissant un lien entre ces algues et des pathogènes chez l'humain (Byappanahalli *et al.*, 2003; Ishii *et al.*, 2006; Olapade *et al.*, 2006; Englebert *et al.*, 2008). Les proliférations de cladophores et leur accumulation sur les plages devront faire l'objet d'une attention particulière au moment de la rédaction du nouvel Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL), car leurs effets nuisibles se manifestent d'une façon et en des endroits qui influencent la perception qu'a le public de la qualité de l'eau.



**Figure 1.** Cladophores dans leur habitat de croissance au large de Milwaukee (Wisconsin) dans le lac Michigan.

Source: Image by Harvey Bootsma.

#### Contexte historique

Les cladophores sont connues depuis plus de 150 ans des scientifiques de la région des Grands Lacs. Des proliférations nuisibles ont été notées vers le milieu du 20<sup>e</sup> siècle (Taft et Kishler, 1973). Au milieu des années 1970, la parution d'un rapport de la Commission mixte internationale (CMI), intitulé *Cladophora in the Great Lakes*, a suscité l'intérêt des organismes de réglementation et des chercheurs (Shear et Konasewich, 1975). L'AQEGL de 1978 faisait en particulier mention de nuisances dues aux algues, et la prolifération excessive des cladophores y était mentionnée comme un nouveau problème (Groupe de travail III), mais en raison du manque d'informations scientifiques, on avait conclu à l'impossibilité d'élaborer des stratégies de lutte efficaces (Vallentyne et Thomas, 1978).

Après la publication du rapport de la CMI, l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (U.S. Environmental Protection Agency) et le ministère de l'Environnement de l'Ontario ont financé des études scientifiques et des activités de modélisation dans le but d'enrichir la base de connaissances scientifiques sur les nuisances associées aux cladophores. Les résultats de ces recherches et d'autres études ont été présentés dans une édition spéciale du *Journal of Great Lakes Research* consacrée à l'écologie des algues filamenteuses (Auer, 1982). Il ressortait de l'ensemble de ces travaux que les stratégies de gestion du phosphore mises en œuvre dans le cadre de l'AQEGL pourraient permettre de limiter ces nuisances.

On sait que les stratégies de réduction du phosphore ont contribué à atténuer les nuisances liées à la prolifération des cladophores. Canale et Auer (1982a) ont signalé un déclin considérable de la biomasse locale des cladophores après l'élimination du phosphore dans une usine de traitement des eaux usées située à Harbor Beach (Michigan), sur les rives du lac Huron. Les travaux de Painter et Kamaitis (1987) portent fortement à croire que les mesures de réduction du phosphore ont eu un effet marqué sur les cladophores dans le lac Ontario. Entre 1972 et 1982-1983, la biomasse des cladophores et la concentration de phosphore dans leurs tissus avaient diminué de près de 60 % à la suite d'une réduction de 67 % de la concentration de phosphore réactif soluble ( $P_{RS}$ ) au printemps. La biomasse des cladophores observée en 1982-1983 était en général équivalente ou inférieure au seuil de nuisance ( $< 50 \text{ g/m}^2$ , poids sec;



voir Canale et Auer, 1982a). Si l'on présume que ces quelques mentions sont représentatives de la période postérieure à la réduction du phosphore et antérieure à la colonisation par les moules de la famille des *Dreissenidae*, on peut conclure que les stratégies de gestion adoptées dans le cadre de l'AQEGL ont permis d'obtenir l'effet recherché (Neilson *et al.*, 1995). Comme le révèlent les articles publiés dans le *Journal of Great Lakes Research*, l'intérêt suscité par les cladophores a commencé à décliner au milieu des années 1980, et les nuisances causées par les proliférations ont attiré peu d'attention pendant le reste du 20<sup>e</sup> siècle.

#### Une possible résurgence

Plusieurs articles publiés dans le *Journal of Great Lakes Research* (Higgins *et al.*, 2005a, 2005b, 2006) et un atelier tenu au Great Lakes Water Institute de l'Université du Wisconsin à Milwaukee (Bootsma *et al.*, 2004a) ont révélé un regain d'intérêt pour les proliférations nuisibles de cladophores. Il est difficile d'établir dans quelle mesure ce regain d'intérêt découle de la réapparition réelle du problème, car la rareté relative des données complique la comparaison de l'ampleur des problèmes causés antérieurement avec ceux actuellement signalés (Young et Berges, 2004). Aucun relevé systématique de la répartition et de la biomasse des cladophores n'a été réalisé à l'échelle du bassin pendant la période où ces algues suscitaient le plus d'intérêt, et l'on possède peu de données sur les concentrations de phosphore dans les eaux littorales ou sur la colonisation par les cladophores au cours de la période où on leur portait de moins en moins d'attention (Higgins *et al.*, 2005a).

Il apparaît cependant clairement que les proliférations nuisibles de cladophores deviennent un important problème de qualité de l'eau à mesure que l'on s'approche du 21<sup>e</sup> siècle. De 1995 à 2002 (période postérieure à l'établissement des dreissenidés), le ministère de l'Environnement de l'Ontario a financé la surveillance des rives du lac Érié souillées par les cladophores dont les proliférations étaient régulièrement sources de nuisances. Les résultats, publiés par Higgins *et al.* (2005a), montrent que les cladophores occupent près de 100 % du substrat le long de la rive nord du lac Érié et que leur abondance (biomasse) atteint des valeurs semblables à celles de la période des « nuisances » des années 1970. L'Ontario Water Works Research Consortium a lancé des études sur la présence des cladophores



**Figure 2.** Accumulation de cladophores le long des rives a) du lac Érié (parc provincial de Rock Point), b) du lac Ontario (plage Coronation) et c) du lac Michigan (plage Bradford).

Sources: a) Scott Higgins; b) Sairah Malkin; c) Milwaukee Metropolitan Sewerage District.

dans la partie ouest du lac Ontario en 2002. À la fin de l'été (période sous-optimale) 2003, en 25 endroits répartis le long de la rive nord du lac, les cladophores occupaient en moyenne 57 % du substrat à une profondeur de 5 m, ce qui est supérieur au taux de colonisation observé au cours de relevés semblables réalisés en 1981 et 1991 (Wilson *et al.*, 2006). Dans le lac Michigan, quelques cas isolés font état d'une augmentation de la biomasse des cladophores au cours des dernières années (Greb *et al.*, 2004) et d'une augmentation appréciable du nombre de plages souillées (Bootsma *et al.*, 2004b). Les cladophores abondent actuellement le long des rives du lac Michigan dans le Wisconsin, le taux de colonisation dépassant les 80 % dans les zones où le substrat leur est propice (Greb *et al.*, 2004) et la biomasse atteignant le niveau de nuisance (200 à 400 g/m<sup>2</sup>, poids sec, Bootsma *et al.*, 2004b).

La grande abondance des cladophores dans ces lacs est quelque peu paradoxale, étant donné que les concentrations de phosphore dissous dans les zones pélagiques ont diminué et que, sauf le lac Érié, elles sont inférieures aux valeurs cibles fixées par l'AQEG (Barbiero *et al.*, 2002; Dolan et McGunagle, 2005). Cette constatation, conjuguée au fort taux de colonisation des cladophores observé dans des zones relativement éloignées de sources ponctuelles de nutriments (p. ex., Greb *et al.*, 2004), portent à croire à des changements majeurs du flux de nutriments et d'énergie dans ces grands écosystèmes. Ces changements pourraient également jouer un rôle dans d'autres tendances récentes, notamment la diminution de l'abondance du plancton dans les lacs Huron et Michigan (Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency, 2007), le déclin des populations de l'amphipode benthique *Diporeia* spp. (Nalepa *et al.*, 2005), la dégradation de l'état du Grand Corégone et des salmonidés (Schneeberger *et al.*, 2005; Claramunt *et al.*, 2007), la quasi-disparition des Perchaudes (Marsden et Robillard, 2004) et l'augmentation de la prévalence du botulisme de type E chez les poissons et les oiseaux. Les facteurs qui expliquent ces diverses tendances devront être examinés plus avant, mais certains mécanismes pourraient être en cause (Hecky *et al.*, 2004). Ainsi, la consommation de plancton par les dreissenidés peut favoriser la prolifération des cladophores en raison de la plus grande transparence de l'eau et de l'accroissement de la teneur en nutriments dans la zone littorale, mais parallèlement, il y a épuisement des ressources alimentaires en milieu pélagique. Le problème de la prolifération excessive des cladophores ne doit donc pas être examiné séparément, mais plutôt dans le contexte de l'écosystème élargi. Bien que la croissance excessive des cladophores constitue un problème en soi, les changements qui se produisent dans l'écosystème et qui ont des conséquences écologiques et économiques encore plus importantes doivent être aussi pris en considération.

## Pressions

### Croissance des cladophores

Comme toute autre plante aquatique ou terrestre, les cladophores ont besoin de certains nutriments inorganiques ainsi que de conditions idéales de température et de lumière pour croître et prospérer. Tous conviennent que le phosphore est le nutriment qui limite leur croissance dans les Grands Lacs (voir Higgins *et al.*, 2008 pour un examen) et qu'il a été et demeure la cible appropriée des mesures de gestion. Aux endroits où les concentrations lacustres de PRS satisfont aux exigences des cladophores en matière de croissance, il y a prolifération nuisible chaque fois que ces algues peuvent se fixer au substrat dur, et cette prolifération s'étend en profondeur tant qu'elle n'est pas limitée par le manque de lumière. De telles conditions propices à la croissance des cladophores existent dans les lacs Érié, Michigan et Ontario (comme décrit ci-dessus); la gestion des proliférations nuisibles exigera de prendre en compte les concentrations de phosphore dans l'ensemble des lacs. Lorsque les concentrations de PRS ne sont guère propices à la croissance des cladophores dans l'ensemble des lacs, les conditions favorables à l'apparition d'une nuisance existent à proximité des sources ponctuelles de nutriments, et l'ampleur de la colonisation est limitée par la disponibilité du phosphore (dilution par les eaux panlacustres) ou par l'intensité lumineuse qui décroît avec l'augmentation de la profondeur vers le large. Comme d'autres algues, les cladophores peuvent emmagasiner du phosphore au-delà de leurs besoins immédiats (Auer et Canale, 1982a). L'exposition des cladophores à des sources transitoires de phosphore (déplacement du panache, épisodes de ruissellement) pendant moins d'une journée peut suffire à faire décupler leur biomasse (Auer et Canale, 1982b). Il convient de préciser qu'il peut exister des conditions mixtes dans les endroits où les cladophores sont exposés à la fois aux concentrations panlacustres de phosphore et à une source ponctuelle de phosphore. Les gestionnaires doivent en tenir compte lorsqu'ils évaluent les incidences d'une réduction de l'une ou l'autre de ces sources de phosphore. Les proliférations nuisibles de cladophores dans les eaux littorales du lac Michigan en sont un bon exemple.

La réaction de la croissance des cladophores à la présence de phosphore n'est pas linéaire; il est donc important d'en tenir compte dans l'élaboration des programmes de gestion des nutriments. Le taux de croissance des cladophores s'accroît de façon linéaire à mesure que la quantité de phosphore emmagasinée augmente à partir de sa valeur minimale, mais il réagit moins à l'augmentation ultérieure du phosphore disponible et finit par atteindre l'asymptote (figure 3). Dans une perspective de gestion, cette courbe devrait être évaluée en sens inverse, c'est-à-dire en commençant par les concentrations élevées de phosphore

disponible. Lorsque la croissance des cladophores est liée aux concentrations planctoniques de nutriments, il se peut que des réductions initiales du phosphore disponible ne se traduisent pas par une réponse marquée, car le système se situe toujours dans la région de saturation de la courbe. Des réductions ultérieures auront cependant pour effet de déplacer le système dans la partie linéaire de la courbe où la croissance sera fonction des variations de la charge de phosphore.

Lorsque les apports de nutriments sont suffisants, la croissance des cladophores dépend de la lumière et de la température. Les algues croissent le plus rapidement à la fin du printemps et au début de l'été (mai et juin dans le lac Huron), lorsque la température de l'eau se situe dans la plage optimale (13 à 17°C, Graham *et al.*, 1982). La dérive du milieu de l'été (Canale et Auer, 1982b; Higgins *et al.*, 2005a), qui correspond au moment où les cladophores se détachent de leur substrat et s'accumulent

sur les plages, survient lorsque la température de l'eau se situe entre 22 et 24°C (juillet et août dans le lac Huron). Aucune relation entre le détachement et la température n'a cependant été vérifiée de façon expérimentale, et les mécanismes causaux sont encore mal compris (Higgins *et al.*, 2008). La lumière détermine la profondeur à laquelle les cladophores peuvent coloniser un substrat en un lieu donné. Un important paramètre à cet égard est le point de compensation, c'est-à-dire l'intensité lumineuse au-dessus de laquelle la croissance nette est positive. Graham *et al.* (1982) ont déterminé que cette valeur d'éclairement critique se situait entre 25 et 35  $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$  dans la plage de températures de 5 à 20°C. Si l'on suppose une intensité de lumière incidente de 1000  $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$  et un coefficient d'atténuation lumineuse représentatif des conditions existant avant l'apparition des dreissenidés (p. ex., 0,46 au mètre pour le lac Ontario; Auer *et al.*, 2008), la profondeur maximale de colonisation par les cladophores est alors de l'ordre de 8 m, l'intensité lumineuse étant optimale en eau peu profonde (1,5 à 3,0 m). L'importance de ces conditions environnementales régulatrices de la croissance, qui dépendent de l'enrichissement nutritif et des changements écosystémiques au niveau de la pénétration de la lumière, est analysée plus loin.

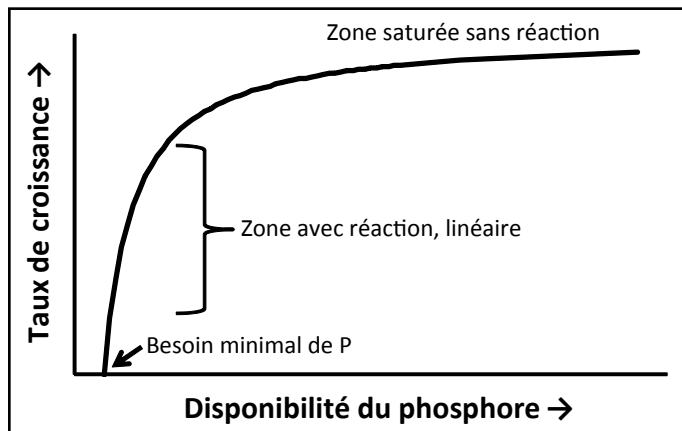
## Incidences sur la gestion

### La modélisation à l'appui de la gestion

Le rôle essentiel de la modélisation mathématique dans la gestion de la qualité de l'eau est maintenant largement reconnu. La méthode par essai et mesure, dans laquelle des mesures correctrices sont appliquées et évaluées de façon itérative, sans tenir compte de l'orientation donnée par les projections modélisées, a été totalement rejetée. Cela est particulièrement vrai pour les grands écosystèmes lacustres, où les coûts élevés et les longs temps de réaction peuvent se traduire par un fardeau socioéconomique appréciable. Par exemple, les mesures de réduction du phosphore exigées par l'AQEG ont bénéficié d'un essai rigoureux par modélisation avant d'être mises en œuvre.

Le premier modèle appliqué aux cladophores des Grands Lacs a été élaboré par Canale et Auer (1982b; et documents d'accompagnement). Plus récemment, on a mis au point deux outils de modélisation de la croissance de ces algues, le *Cladophora Growth Model* ou CGM (Higgins *et al.*, 2005b) et le *Great Lakes Cladophora Model* ou GLCM (Tomlinson *et al.*, 2009), en se fondant sur ce premier modèle et en le modifiant. Le CGM a été appliqué aux lacs Érié (Higgins *et al.*, 2005b) et Ontario (Malkin *et al.*, 2008) et le GLCM, aux lacs Huron et Michigan (Tomlinson *et al.*, 2009). Les concepteurs de ces modèles ont collaboré dans le cadre de travaux binationaux axés sur l'examen des incidences de la gestion du phosphore et des modifications des écosystèmes liées à la prolifération des dreissenidés (Auer *et al.*, 2008; voir l'analyse plus bas).

Les modèles du comportement des cladophores dans les Grands Lacs reposent sur le principe du bilan massique, une notion que l'on peut assimiler à un compte chèques, en ce que le taux de variation du solde du compte est égal aux intrants, que sont les dépôts, moins les extrants, que sont les chèques tirés du compte, auxquels il faut apporter des modifications à la hausse ou à la baisse découlant de « réactions », comme les intérêts versés ou les frais pour les chèques sans provision. Dans son application aux cladophores (figure 4), le bilan massique comprend des intrants (ou des gains) dus à la croissance et des extrants (ou des pertes) dus à la respiration et à une perte de « réaction » due au détachement des plantes. En soi, le bilan massique est simple, mais la caractérisation et



**Figure 3.** Relation entre la disponibilité du phosphore et la croissance des cladophores.

Source: Adapté d'Auer et Canale (1982a).

la quantification des facteurs régissant les expressions décrivant les intrants, les extrants et la réaction (rôle de la lumière, de la température et des nutriments) doivent être bien étayées par des éléments scientifiques. Il apparaît à première vue que plus un modèle est détaillé (complexe), meilleur il devient et mieux il représente la nature, mais le fait de lui ajouter des éléments de complexité, sans que ceux-ci ne soient démontrés scientifiquement, donne lieu à une baisse de la fiabilité du modèle (figure 5), ce qui est une importante source de préoccupation pour les applications de gestion. L'art de la modélisation (et peut-être de la gestion) consiste à adopter une démarche qui se situe au point optimal du continuum complexité-fiabilité.

#### L'écosystème a changé

Les recherches réalisées au cours des années 1980 et 1990 ont clairement montré que la répartition et l'abondance des cladophores dépendaient de la disponibilité du phosphore (Auer et Canale, 1982a, 1982b; Painter et Kamaitis, 1987) et de l'éclairement (Graham *et al.*, 1982; Lorenz *et al.*, 1991). On a conclu à partir d'une rétro-modélisation (Auer *et al.*, 2008) que la réduction de la charge de phosphore exigée par l'AQEGL avait permis d'obtenir l'effet souhaité en ce qui a trait aux nuisances. Il ressort cependant que les proliférations de cladophores à l'origine de nuisances sont maintenant redevenues un important problème de qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Les scientifiques qui connaissent bien l'écologie des cladophores ont constaté que les changements survenus dans les Grands Lacs et associés à l'invasion par les dreissenidés pouvaient avoir des effets importants (Lowe et Pillsbury, 1995; Higgins *et al.*, 2005a, 2005b) qui n'avaient pas été décelés (Hecky *et al.*, 2004; Higgins *et al.*, 2008). Les moules dreissenidés peuvent influencer sur la croissance des cladophores en leur fournissant un substrat de fixation (Wilson *et al.*, 2006), en modifiant le cycle du phosphore (Hecky *et al.*, 2004) et en modifiant l'intensité lumineuse dans la colonne d'eau (Holland, 1993; Howell *et al.*, 1996; Auer *et al.*, 2008).

La situation est indéniable en ce qui a trait à la modification de l'intensité lumineuse. Auer *et al.* (2008) ont estimé que le coefficient d'atténuation moyen de la lumière dans les lac Érié, Michigan et Ontario était passé de 0,46 à 0,29 par mètre après l'établissement des dreissenidés, ce qui augmentait de 6 m la profondeur à laquelle les cladophores pouvaient coloniser le substrat. La modélisation révélait une augmentation correspondante du potentiel de prolifération des cladophores de 50 % environ, ce qui est suffisamment important pour annuler la réduction déjà obtenue par la gestion des charges de phosphore.

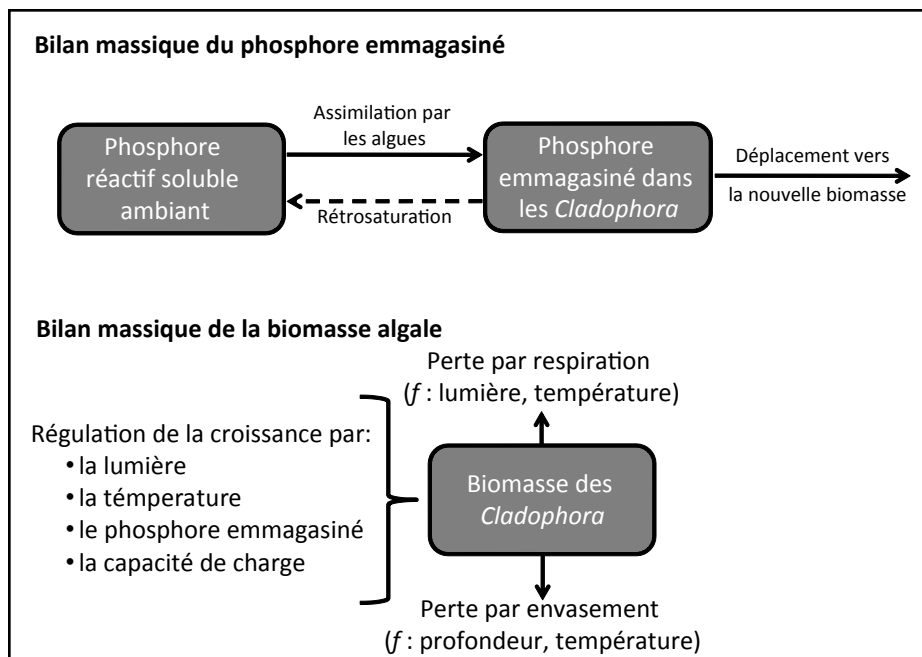


Figure 4. Structure du bilan massique pour la modélisation des cladophores.

Note : Le bilan massique du phosphore réactif soluble ambiant est présenté dans la figure 6.

Sources : Adapté et repris de Canale et Auer (1982b) et de Tomlinson *et al.* (2009).

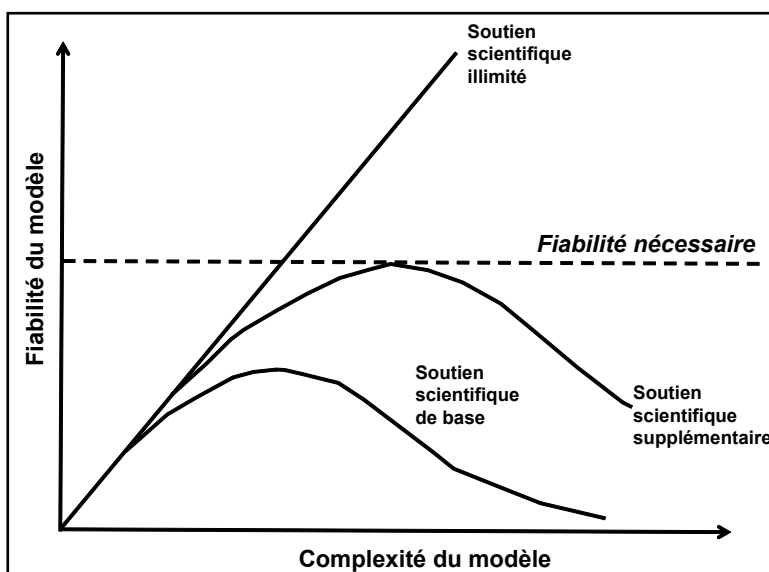


Figure 5. Relation entre la complexité et la fiabilité du modèle illustrant le rôle des études scientifiques dans l'amélioration de la fiabilité.

Source : Adapté, modifié et repris de Chapra (1997).

Un deuxième effet, celui de la modification des flux du cycle du phosphore, demeure une hypothèse intéressante, mais non démontrée. Cette hypothèse a pour prémisses que la filtration de la colonne d'eau par les moules et l'excrétion subséquente de phosphore soluble (dérive littorale du phosphore, Hecky *et al.*, 2004) constituent une nouvelle source de phosphore pour les cladophores. Cette hypothèse est intellectuellement satisfaisante, car les moules ont la capacité d'absorber et de recycler le phosphore inorganique particulaire des zones littorales qui était antérieurement transporté vers des zones de sédimentation au large avant d'être solubilisé et rendu disponible aux algues. En outre, les moules absorbent et recyclent le phosphore organique particulaire sous la forme de phytoplancton, une activité qui pourrait favoriser la croissance des cladophores en raison d'une plus grande disponibilité de phosphore dissous (Heath *et al.*, 1995; Arnott et Vanni, 1996) tout en éliminant un compétiteur pour la ressource.

### Le 21<sup>e</sup> siècle

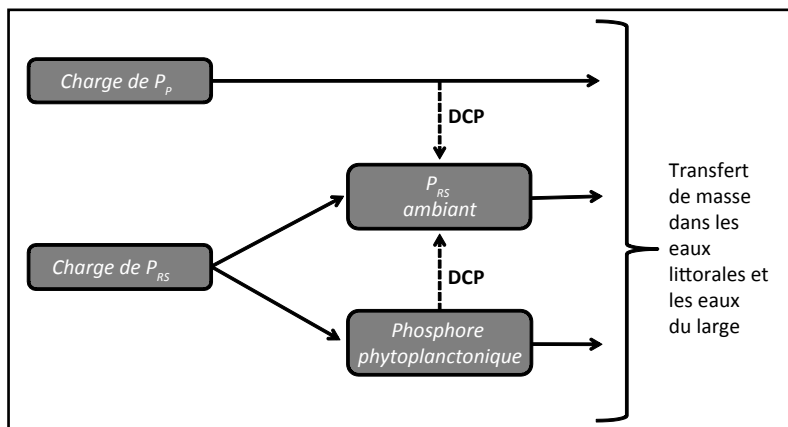
Les gestionnaires qui cherchent à maîtriser la croissance des cladophores à l'origine de nuisances se retrouveront devant un écosystème des Grands Lacs profondément modifié par la prolifération des dreissenidés. Une étude de modélisation binationale (Auer *et al.*, 2008) a permis de conclure que les gains obtenus par la réduction de la charge de phosphore ont été annulés par la transparence accrue de l'eau due à l'action des dreissenidés, ce qui a contribué à favoriser la colonisation du substrat par les cladophores, et donc leur production. Les effets des dreissenidés dans le cycle du phosphore n'ont pas été isolés et identifiés. Si l'on fait abstraction d'une réduction radicale de l'abondance des dreissenidés, il est peu probable que les conditions d'éclairement dans les Grands Lacs reviennent à ce qu'elles étaient avant l'arrivée de ces moules. La gestion des concentrations de phosphore dans les eaux littorales est donc la seule façon de lutter contre les nuisances dues à la prolifération des cladophores dans les eaux des Grands Lacs. Une telle gestion exigera la mise en œuvre d'un programme intégré d'études scientifiques, de modélisation mathématique et de surveillance sur le terrain pour fixer des objectifs de réduction du phosphore et évaluer l'efficacité des mesures correctrices. Un tel programme permettrait aussi d'étayer les décisions de gestion non directement liées aux cladophores. Par exemple, une meilleure connaissance des échanges de phosphore et de carbone entre les zones pélagique et littorale permettrait de mieux comprendre la façon dont la consommation de plancton par les dreissenidés peut influencer sur la quantité de nourriture disponible pour les communautés de poissons pélagiques et littorales.

### Évaluation a posteriori

Aucun programme de surveillance systématique et exhaustif des cladophores à l'échelle du bassin n'a été mis en œuvre jusqu'à présent. Nos connaissances de l'étendue et de l'importance du problème posé par les cladophores se limitent à des observations faites par des chercheurs individuels en des endroits isolés ainsi qu'à des relevés régionaux de durée limitée effectués par des États ou des provinces. Les scientifiques étudiant la résurgence apparente des cladophores ne peuvent donc affirmer avec certitude que la situation s'est vraiment détériorée; ils ne peuvent qu'affirmer l'existence actuelle de nuisances (Auer *et al.*, 2008). Il serait prudent, avant d'élaborer et d'appliquer de nouvelles stratégies de gestion du phosphore, d'utiliser les données de télédétection archivées (voir plus bas) et la modélisation a posteriori pour caractériser adéquatement les conditions actuelles.

### Recherche scientifique

L'élaboration d'un plan de gestion des cladophores dans les eaux littorales des Grands Lacs s'appuiera sur des simulations modélisées qui permettront de vérifier la réaction du système aux fluctuations de la charge de phosphore. Les modèles actuels comportent une structure qui établit un lien entre la charge externe de phosphore et la concentration ambiante de nutriments à laquelle les algues sont exposées (figure 6). Cette structure ne décrit plus complètement ce lien. Il faudra réaliser des études scientifiques pour décrire le rôle de la dérive littorale sur la dynamique du phosphore et sur la détermination et la quantification des voies d'exposition qui ont été modifiées par l'arrivée des populations de dreissenidés. Cette nouvelle structure devrait tenir compte de la transformation du phosphore particulaire présent dans les lacs (le phytoplancton) et



**Figure 6.** Modèle conceptuel de la dynamique du phosphore réactif soluble ( $P_{RS}$ ) et du phosphore particulaire ( $P_p$ ) dans la zone littorale.

Note : Les lignes en pointillé indiquent la modification du cycle du phosphore présumée résultant de la colonisation par les dreissenidés (c.-à-d. la dérive littorale du phosphore, DPR).

Source : Adapté de concepts élaborés par Hecky *et al.* (2004).

le bassin versant (dépôts terrigènes) en  $P_{RS}$  (lignes en pointillé de la figure 6) et de la dynamique de l'utilisation de ce phosphore par les cladophores dans l'écosystème ( $P_{RS}$  ambiant  $\rightarrow$  P emmagasiné dans les algues) après l'arrivée des dreissenidés.

Outre les travaux scientifiques sur lesquels s'appuient les modèles sur les cladophores, il faut réaliser des recherches sur l'écodynamique dans les zones littorales qui abritent d'importantes biomasses d'algues benthiques. Ces algues emmagasinent une quantité importante de phosphore et produisent beaucoup de carbone organique, mais le devenir de ces nutriments demeure inconnu. Les questions essentielles qui se posent ont trait à l'apport de ce carbone et de ce phosphore dans le réseau trophique littoral et à l'effet de la décomposition des algues sur l'oxygène dissous et les conditions d'oxydoréduction dans le benthos littoral.

#### *Modélisation*

Les modèles relatifs aux cladophores dont les gestionnaires disposent actuellement (CGM et GLCM) se comparent avantageusement à ceux couramment utilisés pour la simulation de la dynamique nutriments-phytoplancton dans les eaux du large. En raison de la nature même du problème que posent les cladophores, il faut traiter une seule espèce à la fois, ce qui facilite la caractérisation rigoureuse de la physiologie des algues (des proliférations récentes d'autres algues filamenteuses, comme *Lyngbya* sp. dans le lac Érié, pourraient cependant exiger la réalisation d'autres études physiologiques et écologiques). La fiabilité des modèles pour les applications de gestion serait accrue par la prise en compte des mécanismes de détachement et la réalisation d'autres essais de la capacité des modèles à simuler la réaction à la lumière après la période de colonisation par les dreissenidés.

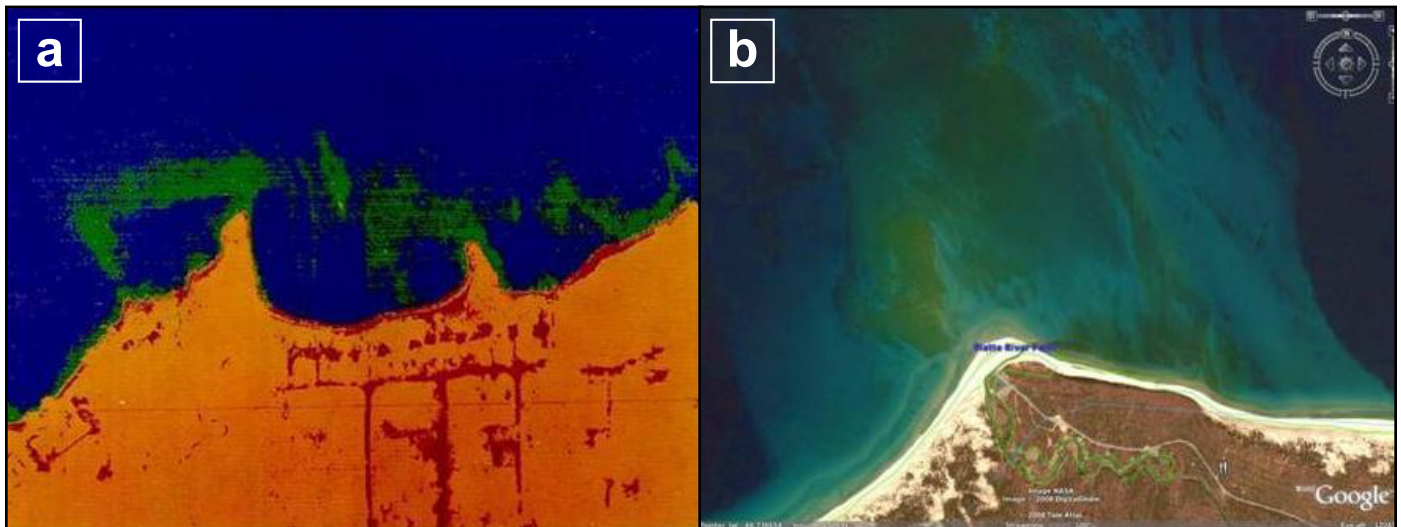
Le vrai défi de la modélisation consiste à intégrer les sous-programmes de la cinétique du phosphore au contexte d'un modèle du phosphore dans la zone littorale. Dans un tel cas, le modèle simulerait les valeurs du  $P_{RS}$  ambiant en tenant compte des charges de P total, du cycle du phosphore particulaire associée à la dérive des dreissenidés, de l'absorption du  $P_{RS}$  et du transport horizontal et vertical. Le seul exemple d'une telle application provient de Canale et Auer (1982b) pour un site du lac Huron, mais cette structure ne tient pas compte de la partie du cycle dû aux dreissenidés, et le traitement du transport massique serait jugé un peu trop élémentaire en regard des normes actuelles. Il faudra intégrer les modèles de la croissance des cladophores à l'information récemment obtenue sur le cycle du phosphore et apparier le tout à un modèle hydrodynamique de la zone littorale (transport massique).

#### *Surveillance*

La gestion des proliférations nuisibles de cladophores par la gestion du phosphore doit être appuyée par un programme de surveillance détaillé et systématique permettant de documenter les conditions biologiques, chimiques et physiques dans une grille spatiotemporelle statistiquement définie. La production annuelle de la biomasse est le paramètre qu'il convient d'utiliser pour évaluer la gravité du problème posé par les cladophores, car c'est elle qui détermine la quantité d'algues qui seront transportées jusqu'à la rive, souilleront les plages et colmateront les prises d'eau. Il est impossible de mesurer directement cette production, mais celle-ci peut être estimée comme étant le produit de la superficie couverte par les algues, de la densité de leur biomasse et de leur taux de croissance ( $\sim$  teneur en phosphore).

La colonisation de nouveaux habitats par les algues serait due à la plus grande transparence de l'eau associée à la présence des dreissenidés. La réduction des concentrations ambiantes de phosphore obtenue grâce aux programmes de gestion récemment mis en œuvre exercera des pressions sur les populations de cladophores qui se fixent au substrat dans les zones où l'éclairement est minimal, d'où une réduction de la superficie colonisée. Cette superficie peut être efficacement surveillée par des méthodes de télédétection existantes (figure 7a, Lekan et Coney, 1982) ou nouvelles (figure 7b).

À l'instar de la chlorophylle en milieu pélagique, la surveillance de la densité de la biomasse a toujours été une des méthodes privilégiées pour évaluer les populations de cladophores. La détermination de la densité de la biomasse des cladophores présente cependant des difficultés particulières en raison de la colonisation irrégulière des substrats (zone de sable ou de limon, substrats durs non colonisés); en outre, le phénomène stochastique de la dérive isole la biomasse de la production. On peut surmonter ces difficultés en élargissant l'échelle spatiale et temporelle du programme de surveillance, ce qui est cependant très coûteux sur le plan logistique. L'échantillonnage du milieu benthique nécessite souvent l'utilisation de scaphandres autonomes, ce qui est plus exigeant du point de vue technique et plus long que l'échantillonnage habituel pour mesurer la qualité de l'eau à l'aide de bouteilles à partir d'un bateau de recherche. La méthode la plus prometteuse devrait s'appuyer sur les nouvelles technologies de télédétection qui permettront de calculer à la fois la biomasse et la superficie colonisée.



**Figure 7.** Télédétection des cladophores : a) Image du lac Huron à Harbor Beach (Michigan) obtenue par balayage multispectral à partir d'un aéronef; b) Embouchure de la rivière Platte, lac Michigan.  
 Source : a) Lekan et Coney (1982); b) Digital Globe, 2003. Image couleur (résolution panchromatique améliorée) de Platte River Point tirée d'une image prise le 2 juin 2003 par Quickbird de Digital Globe et récupérée le 25 juillet 2008 à l'aide de Google Earth Professional.

Le phosphore pourrait être l'un des paramètres les plus utiles pour évaluer la situation des cladophores, car la relation entre le phosphore emmagasiné et la croissance (donc la production) est bien définie. Comme les algues ont la capacité d'accumuler du phosphore au-delà de leurs besoins immédiats, les concentrations de phosphore emmagasiné sont une représentation intégrée du  $P_{RS}$  dans le milieu ambiant (information non fournie par les échantillons de  $P_{RS}$  ambiant prélevés au hasard). Cette méthode a été appliquée avec succès à l'évaluation de la réaction des cladophores aux mesures de réduction du phosphore dans le lac Ontario (Painter et Kamaitis, 1987). La surveillance du phosphore emmagasiné offre aussi des avantages logistiques, car l'intensité des prélèvements est moins exigeante. Il est cependant important de mesurer l'éclairement énergétique, car la disponibilité de la lumière influe sur la relation entre le phosphore dissous ambiant et la concentration de phosphore chez les cladophores (Bootsma *et al.*, 2004b).

### Résumé

Les cladophores (*Cladophora*) sont des algues filamenteuses qui se fixent aux substrats durs dans les eaux littorales et aux récifs du large dans les Grands Lacs. Lorsque le phosphore abonde, ces algues peuvent proliférer au point de devenir des nuisances, souiller les plages et colmater les prises d'eau. Il semble que les mesures de gestion du phosphore mises en œuvre au cours des dernières décennies du 20<sup>e</sup> siècle ont permis de réduire la fréquence des nuisances. La modification de l'intensité lumineuse dans la colonne d'eau due à la présence des dreissenidés a permis aux cladophores d'étendre leur aire de répartition et d'accroître leur production totale à des niveaux qui ont donné lieu à des accumulations importantes sur les plages et au colmatage des ouvrages de prise d'eau.

La gestion de la résurgence apparente des proliférations de cladophores devra être axée sur une réduction supplémentaire des concentrations ambiantes de  $P_{RS}$ . La détermination des charges de phosphore cibles devrait s'appuyer sur des modèles mathématiques de la croissance des cladophores. Il sera nécessaire de coupler ces modèles à des simulations de la dynamique du phosphore dans les eaux littorales, tout en tenant compte du rôle des dreissenidés dans le cycle du phosphore. De nouvelles technologies de télédétection et la mesure sur place du phosphore emmagasiné dans les algues s'avèrent prometteuses aux fins de l'évaluation de la réaction des populations de cladophores aux mesures de gestion.

### Remerciements

Auteurs : Martin T. Auer, Ph.D., Université Michigan Tech.  
 Harvey A. Bootsma, Ph.D., Great Lakes WATER Institute, Université du Wisconsin à Milwaukee.

### Sources d'information

Arnott, D.L., et M.J. Vanni. 1996. « Nitrogen and phosphorus recycling by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the western basin of Lake Erie ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 53 : 646-659.

- Auer, M.T. 1982. « Preface ». *Journal of Great Lakes Research*, 8 : 1-2.
- Auer, M.T., et R.P. Canale. 1982a. « Ecological studies and mathematics modeling of *Cladophora* in Lake Huron: 3. Dependence of growth rates on internal phosphorus pool size ». *Journal of Great Lakes Research*, 8 : 93-99.
- Auer, M.T., et R.P. Canale. 1982b. « Ecological studies and mathematics modeling of *Cladophora* in Lake Huron: 2. Phosphorus uptake kinetics ». *Journal of Great Lakes Research*, 8 : 84-92.
- Auer, M.T., R.P. Canale, H.C. Grundler et Y. Matsuoka. 1982. « Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in Lake Huron: 1. Program description and field monitoring ». *Journal of Great Lakes Research*, 8 : 73-83.
- Auer, M.T., L.M. Tomlinson, S.N. Higgins, S.Y. Malkin, E.T. Howell et H.A. Bootsma. 2008. « Great Lakes *Cladophora* in the 21<sup>st</sup> Century: Same algae – different ecosystem ». *Journal of Great Lakes Research*. [En cours d'examen.]
- Barbiero, R.P., M. Tuchman, G. Warren et D. Rockwell. 2002. « Evidence of recovery from phosphorus enrichment in Lake Michigan ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 59 : 1639-1647.
- Bootsma, H.A., E.T. Jensen, E.B. Young et J.A. Berges. 2004a. *Cladophora Research and Management in the Great Lakes*. Milwaukee, Université du Wisconsin, Great Lakes Water Institute. Special Report 2005-01.
- Bootsma, H.A., E.B. Young et J.A. Berges. 2004b. « Temporal and spatial patterns of *Cladophora* biomass and nutrient stoichiometry in Lake Michigan ». Dans H.A. Bootsma, E.T. Jensen, E.B. Young et J.A. Berges (dir.). *Cladophora Research and Management in the Great Lakes*. Milwaukee, Université du Wisconsin, Great Lakes Water Institute. Special Report 2005-01, pp. 81-88.
- Byappanahalli, M.N., D.A. Shively, M.B. Nevers, M.J. Sadowsky et R.L. Whitman. 2003. « Growth and survival of *Escherichia coli* and enterococci populations in the macro-alga *Cladophora* (Chlorophyta) ». *FEMS Microbiology Ecology*, 46 : 203-211.
- Canale, R.P., et M.T. Auer. 1982a. « Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in Lake Huron: 7. Model verification and system response ». *Journal of Great Lakes Research*, 8 : 134-143.
- Canale, R.P., et M.T. Auer. 1982b. « Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in Lake Huron: 5. Model development and calibration ». *Journal of Great Lakes Research*, 8 : 112-125.
- Chapra, S.C. 1997. *Surface Water Quality Modeling*. New York, McGraw-Hill Publishers.
- Claramunt, R.M., B. Greidert, D.F. Clapp, R.F. Elliott, C.P. Madenjian, P. Peeters, S.R. Robillard, D.M. Warner et G. Wright, G. 2007. *Status of Chinook Salmon in Lake Michigan, 1985-2006*. Rapport du groupe de travail sur les salmonidés au Lake Michigan committee.
- Dolan, D.M., et K.P. McGunagle. 2005. « Lake Erie total phosphorus loading analysis and update: 1996-2002 ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 (Suppl. 2) : 11-22.
- Englebert, E.T., C. McDermott et G.T. Kleinheinz. 2008. « Impact of the alga *Cladophora* on the survival of *E. coli*, *Salmonella* and *Shigella* in laboratory microcosm ». *Journal of Great Lakes Research*, 34 : 377-382.
- Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. 2007. *État des Grands Lacs 2007*. EPA 905-R-07-003. No de cat. Fr161-3/1-2007F-PDF.
- Graham, J.M., M.T. Auer, R.P. Canale et J.P. Hoffmann. 1982. « Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in Lake Huron: 4. Photosynthesis and respiration as functions of light and temperature ». *Journal of Great Lakes Research*, 8 : 110-111.



- Greb, S., P. Garrison et S. Pfeiffer. 2004. « Cladophora and water quality of Lake Michigan: A systematic survey of Wisconsin nearshore areas ». Dans H.A. Bootsma, E.T. Jensen, E.B. Young et J.A. Berges (dir.). *Cladophora Research and Management in the Great Lakes*. Milwaukee, Université du Wisconsin, Great Lakes Water Institute. Special Report 2005-01, pp. 73-80.
- Heath, R.T., G.L. Fahnenstiel, W.S. Gardner, J.F. Cavaletto et S.-J. Hwang. 1995. « Ecosystem-level effects of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): An enclosure experiment in Saginaw Bay, Lake Huron ». *Journal of Great Lakes Research*, 21 : 501-516.
- Hecky, R.E., R.E.H. Smith, D.R. Barton, S.J. Guildford, W.D. Taylor, M.N. Charlton et T. Howell. 2004. « The nearshore phosphorus shunt: A consequence of ecosystem engineering by dreissenids in the Laurentian Great Lakes ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 61 : 1285-1293.
- Higgins, S.N., E.T. Howell, R.E. Hecky, S.J. Guildford et R.E. Smith. 2005a. « The wall of green: The status of *Cladophora glomerata* on the northern shores of Lake Erie's eastern basin, 1995-2002 ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 : 547-563.
- Higgins, S.N., R.E. Hecky et S.J. Guildford. 2005b. « Modeling the growth, biomass, and tissue phosphorus concentration of *Cladophora glomerata* in eastern Lake Erie: Model description and field testing ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 : 439-455.
- Higgins, S.N., R.E. Hecky et S.J. Guildford. 2006. « Environmental controls of *Cladophora glomerata* growth dynamics in eastern Lake Erie: Application of the *Cladophora* growth model (CGM) ». *Journal of Great Lakes Research*, 32 : 629-644.
- Higgins, S.N., S.Y. Malkin, E.T. Howell, S.J. Guildford, L. Campbell, V. Hiriart-Baer et R.E. Hecky. 2008. « An ecological review of *Cladophora glomerata* (*Chlorophyta*) in the Laurentian Great Lakes ». *Journal of Phycology*. [Sous presse.]
- Holland, R. E. 1993. « Changes in planktonic diatoms and water transparency in Hatcher Bay, Bass Island area, Western Lake Erie since the establishment of the zebra mussel ». *Journal of Great Lakes Research*, 19 : 617-624.
- Howell, E.T., C.H. Marvin, R.W. Bilyea, P.B. Kauss et K. Somers. 1996. « Changes in environmental conditions during *Dreissena* colonization of a monitoring station in Eastern Lake Erie ». *Journal of Great Lakes Research*, 22 : 744-756.
- Ishii, S., T. Yan, D.A. Shively, M.N. Byappanahalli, R.L. Whitman et M.J. Sadowsky. 2006. « *Cladophora* (*Chlorophyta*) spp. harbor human bacterial pathogens in nearshore water of Lake Michigan ». *Applied and Environmental Microbiology*, 72 : 4545-4553.
- Jackson, M.B., E.M. Vandermeer et L.S. Heintsch. 1990. « Attached filamentous algae of northern Lake Superior: Field ecology and biomonitoring potential during 1983 ». *Journal of Great Lakes Research*, 16 : 158-168.
- Lekan, J.F., et T.A. Coney. 1982. « The use of remote sensing to map the areal distribution of *Cladophora glomerata* at a site on Lake Huron ». *Journal of Great Lakes Research*, 8 (1) : 144-152.
- Lorenz, R.C., M.E. Monaco et C.E. Herdendorf. 1991. « Minimum light requirements for substrate colonization by *Cladophora glomerata* ». *Journal of Great Lakes Research*, 17 (4) : 536-542.
- Lowe, R.L., et R.W. Pillsbury. 1995. « Shifts in benthic algal community structure and function following the appearance of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in Saginaw Bay, Lake Huron ». *Journal of Great Lakes Research*, 21 : 558-566.
- Malkin, S.Y., S.J. Guildford et R.E. Hecky. 2008. « Modeling the growth response of *Cladophora* in a Laurentian Great Lake to the exotic invader *Dreissena* and to lake warming ». *Limnology and Oceanography*, 53 (3) : 1111-1124.
- Marsden, J.E., et S.R. Robillard. 2004. « Decline of yellow perch in southwestern Lake Michigan, 1987-1997 ». *North American Journal of Fisheries Management*, 24 : 952-966.
- Nalepa, T.F., D.L. Fanslow et G. Messick. 2005. « Characteristics and potential causes of declining *Diporeia* spp. Populations in southern Lake Michigan and Saginaw Bay, Lake Huron ». *Proceedings of a Workshop on the Dynamics of Lake Whitefish*

---

*(Coregonus clupeaformis) and the Amphipod Diporeia spp. in the Great Lakes*. Great Lakes Fishery Commission. Technical Report 66, pp. 157-188.

Neilson, M., S. L'Italien, V. Glumac, D. Williams et P. Bertram. 1995. *Nutrients: Trends and System Response*. 1994 State of the Lakes Ecosystem Conference Background Paper. EPA 905-R-95-015.

New York Sea Grant et Pennsylvania Sea Grant. 2001. *Avian Botulism in Lake Erie Workshop Proceedings*. New York Sea Grant, University at Buffalo et Pennsylvania Sea Grant, Pennsylvania State University at Erie. 64 pages.

Olapade, O.A., M.M. Depas, E.T. Jensen et S.L. McLellan. 2006. « Microbial communities and fecal indicator bacteria associated with *Cladophora* mats on beach sites along Lake Michigan shore ». *Applied and Environmental Microbiology*, 72 (3) : 1932-1938.

Painter, D.S., et G. Kamaitis. 1987. « Reduction in *Cladophora* biomass and tissue phosphorus in Lake Ontario, 1972-83 ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 44 : 2212-2215.

Schneeberger, P.J., M.P. Ebener, M. Toneys et P.J. Peeters. 2005. « Status of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) in Lake Michigan ». *Proceedings of a Workshop on the Dynamics of Lake Whitefish (Coregonus clupeaformis) and the Amphipod Diporeia spp. in the Great Lakes*. Great Lakes Fishery Commission. Technical Report 66, pp. 67-86.

Shear, H., et D.E. Konasewich. 1975. « *Cladophora* in the Great Lakes ». *Proceedings of a Workshop Based on a State of the Art Report by John H. Neil*. Windsor (Ontario), Commission mixte internationale.

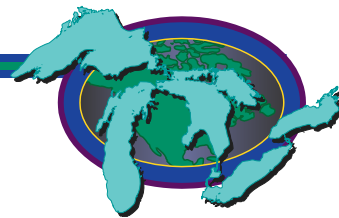
Taft, C.E., et W.J. Kishler. 1973. « *Cladophora* as related to pollution and eutrophication in western Lake Erie ». *Water Resources Center Project Completion Report No. 332*. Columbus (Ohio), Ohio State University.

Tomlinson, L.M., M.T. Auer et H.A. Bootsma. 2009. « The Great Lakes *Cladophora* Model: Development, testing, and application to Lake Michigan ». *Journal of Great Lakes Research*. [En cours d'examen.]

Vallentyne, J.R., et N.A. Thomas. 1978. *Fifth Year Review of Canada-United States Great Lakes Water Quality Agreement*. Rapport du Groupe de travail III, un groupe de travail technique pour l'étude des charges de phosphore, 84 pages.

Wilson, K.A., E.T. Howell et D.A. Jackson. 2006. « Replacement of zebra mussels by quagga mussels in the Canadian nearshore of Lake Ontario: Distribution and correlations with substrate, round goby abundance and upwelling frequency ». *Journal of Great Lakes Research*, 32 : 11-28.

Young, E.B., et J.A. Berges. 2004. « Discussion forum: Reaching a consensus on what is known, and setting future research priorities ». Dans H.A. Bootsma, E.T. Jensen, E.B. Young et J.A. Berges (dir.). *Cladophora Research and Management in the Great Lakes*. Milwaukee, Université du Wisconsin, Great Lakes Water Institute. Special Report 2005-01, pp. 97-102.



## 5.5 Prolifération d'algues nuisibles dans les Grands Lacs : situation actuelle et préoccupations

### Introduction

Il y a longtemps que les proliférations de cyanobactéries et d'algues<sup>1</sup> causent des problèmes dans les eaux eutrophes riches en nutriments d'origine anthropique ou naturelle. Les proliférations à grande échelle (algues planctoniques et fixées à un substrat; p. ex., *Cladophora*) dans les zones littorales et du large des Grands Lacs causaient des altérations reconnues dans les années 1960 et 1970 (p. ex., Munawar et Munawar, 1996, 2000; Higgins *et al.*, 2008). À l'époque, les préoccupations portaient essentiellement sur les aspects suivants : altération esthétique, goût et odeur de l'eau, déclin des réseaux trophiques, souillure de plages, de prises d'eau et de filets de pêche, et répercussions économiques. On s'est attaqué au problème en ciblant principalement les concentrations de phosphore total ( $P_{\text{tot}}$ ) et de chlorophylle a, que l'on a cherché à réduire en diminuant les charges ponctuelles de nutriments. Récemment, il semble toutefois y avoir une résurgence des proliférations d'algues dans certains secteurs des Grands Lacs. Ces proliférations sont susceptibles de produire des toxines ou des métabolites nuisibles, dont l'existence n'était pas connue dans les années 1970. En fait, il existe une perception répandue<sup>2</sup> selon laquelle les proliférations d'algues nuisibles (PAN) seraient en hausse dans le monde (p. ex., Hallegraeff, 1993) et pourraient être liées aux effets cumulatifs des activités humaines.

### Définition des proliférations d'algues nuisibles

Il n'existe aucune définition quantitative des PAN. De façon générale, on utilise indifféremment les termes « PAN », « prolifération » et « nuisible » pour désigner tous les types de proliférations d'algues. En fait, le terme « prolifération » est ambigu et n'est défini à l'heure actuelle que par des descripteurs qualitatifs (p. ex., Smayda, 1997). Par ailleurs, Pearl (1988) établit une distinction entre les proliférations « nuisibles » et les proliférations « non nuisibles », selon leurs effets qualitatifs sur a) la qualité de l'eau, le biote ou les caractéristiques physicochimiques; b) les risques pour la santé que présentent les toxines ou une activité microbienne accrue; ou c) les aspects esthétiques ou les activités récréatives.

Dans les Grands Lacs, les PAN sont généralement associées à des cyanobactéries planctoniques toxiques, mais elles peuvent mettre en cause diverses espèces et sont particulièrement problématiques dans les zones côtières. Les épisodes de PAN sont souvent de nature hautement sporadique et dynamique; leur gravité et leur répartition géographique varient selon les saisons et les années. Fait important à noter, on ne peut souvent établir de lien entre l'apparition de ces phénomènes côtiers et les objectifs de surveillance actuels. Dans le cadre des programmes de surveillance des Grands Lacs, on continue de mesurer les concentrations de chlorophylle a planctonique (sous la surface) pour déterminer la biomasse totale et la productivité des algues, alors que ce paramètre est souvent inutile pour identifier les PAN.

Les répercussions des PAN peuvent être les suivantes : risques pour la santé humaine et animale posés par la présence de toxines, de substances cancérigènes, de substances tératogènes ou d'irritants dans l'eau potable; autres altérations de l'eau potable (goût et odeur, aspect); souillure de prises d'eau, de filets de pêche et de rivages; développement bactérien dans les tapis d'algues en décomposition (pouvant comprendre des pathogènes comme *E. coli*); fermeture de plages (incidence sur les activités récréatives et le tourisme); perturbation des poissons, des mollusques et crustacés et des aliments transformés (répercussions négatives sur les pêches commerciales et récréatives et sur d'autres industries alimentaires); intégrité et structure des réseaux trophiques et dégradation de l'environnement, telle que l'anoxie. Les PAN comprennent les proliférations de *Cladophora*, les proliférations d'autres macroalgues benthiques ou littorales et les proliférations d'algues planctoniques. Tous ces types de proliférations soulèvent actuellement des préoccupations pour les Grands Lacs et sont abordés ci-après.

### État de l'écosystème – proliférations d'algues nuisibles

#### Contexte

La capacité de prolifération des espèces d'algues nuisibles dépend de la nature de l'environnement et de sa variabilité saisonnière et spatiale. La définition opérationnelle de la zone littorale a donc une incidence importante sur l'évaluation, la surveillance et la

1 Le terme « algue » utilisé dans ce rapport désigne à la fois les algues eucaryotes et les cyanobactéries.

2 Ce n'est que depuis peu que les toxines sont considérées comme un danger associé aux proliférations d'algues. En raison de la rareté des données historiques, cette perception repose davantage sur des renseignements anecdotiques que sur des données quantitatives. L'objectivité des rapports pourrait être affectée par la sensibilisation accrue du public. La plupart des sites ne sont pas surveillés, de nombreuses proliférations ne sont pas identifiées, et les proliférations visibles ne sont pas les seules sources de toxines.

gestion des PAN. Dans les Grands Lacs, on a défini le littoral de façon statique comme étant la zone qui se trouve entre le bord du rivage ou du milieu humide et la courbe de niveau la plus profonde du lac rejoignant la thermocline à la fin de l'été (si elle est établie). Le littoral comprend les canaux et les eaux interlacustres, les tributaires en aval et les zones non stratifiées entourant les îles et les hauts fonds (Edsall et Charlton, 1997). D'un point de vue fonctionnel, ces régions côtières sont toutefois hautement dynamiques, leurs frontières étant variables dans le temps et dans l'espace à court et à long terme.

La taille des zones littorales dans les Grands Lacs varie énormément d'un lac à l'autre (entre ~ 1 et 10 % du lac Supérieur, et entre 60 et 90 % du lac Érié; Edsall et Charlton, 1997), tout comme l'incidence des facteurs physiques et climatiques sur chaque zone (p. ex., érosion due au ruissellement; barrière thermique; remontée et plongée d'eau; courants littoraux et courants du large; régimes de circulation; apports des eaux de surface et des eaux souterraines; formation de glace). Cette situation se traduit par une grande variabilité de la structure et de l'activité des communautés des zones littorales. Les assemblages biotiques qu'on y trouve sont également façonnés par les variations régionales des substrats de fond, par les fourchettes quotidiennes et saisonnières de niveau et de température de l'eau ainsi que par les répercussions de l'activité humaine sur les rives (p. ex., déboisement, agriculture, industrie, urbanisation, dragage et assèchement de milieux humides, régularisation des niveaux d'eau). Les Grands Lacs d'aval sont beaucoup plus perturbés par l'activité humaine, et les proliférations d'algues y sont notablement plus fréquentes.

#### Répercussions biochimiques des proliférations d'algues nuisibles

On suppose souvent qu'il est possible de gérer les composés responsables du goût et de l'odeur de l'eau ainsi que les toxines en limitant la croissance excessive d'algues. Cependant, le lien entre la biomasse algale et la présence de ces métabolites est souvent très faible. Leur production peut mettre en cause diverses voies génétiques et biochimiques, une ou plusieurs entités taxonomiques et une variabilité de la capacité de production propre aux cellules, qui est également liée à des facteurs génétiques et environnementaux (Watson, 2003).

La toxicité, les problèmes de goût et d'odeur et les autres répercussions sont difficilement prévisibles. De nombreuses espèces différentes produisent les quelque 200 toxines et composés responsables du goût et de l'odeur qui sont connus, mais notre capacité à en caractériser et à en évaluer les répercussions est minée par nos ressources et nos connaissances limitées. Le problème est complexe, et l'échantillonnage sur le terrain s'avère difficile. Les proliférations peuvent être épisodiques, se produire de façon erratique et mettre en cause un biote planctonique ou benthique. Il peut y avoir ou non un lien avec l'incidence et les concentrations de toxines, les composés responsables du goût et de l'odeur, les proliférations visibles et l'abondance d'algues (dénombrement cellulaire, biomasse ou chlorophylle a). Ainsi, *Microcystis* ne produit pas d'odeur ou de goût « terreux » (géosmine et 2-méthylisobornéol, ou MIB) et est souvent inodore, tandis que les espèces qui sont à l'origine d'odeurs (p. ex., *Anabaena*, *Lyngbya*) peuvent être toxiques ou non. La capacité génétique et la production cellulaire liées aux toxines et aux composés responsables du goût et de l'odeur peuvent varier d'une espèce, d'une population cellulaire et d'un milieu à l'autre. Des organismes producteurs potentiels et des espèces semblables d'un point de vue morphologique peuvent coexister, comme par exemple *Microcystis aeruginosa* et *M. wesenbergii*; *Anabaena flos-aquae* et *A. lemmermanii* (p. ex., Rinta-Kanto *et al.*, 2005; Jüttner et Watson, 2007). La diversité des méthodes d'analyse et d'échantillonnage utilisées est souvent la cause d'incohérences dans les concentrations établies (G. Boyer, Great Lakes Research Consortium, Université de l'État de New York, données non publiées).

#### *Toxines*

Les toxines cyanobactériennes n'ont ni goût ni odeur. Leur identification étant relativement récente, on ne dispose pas de données à long terme à leur sujet, ce qui rend difficile la vérification de toute variation de gravité ou de fréquence à long terme. Les cyanobactéries étaient inconnues lorsque des indicateurs de dégradation des utilisations bénéfiques ont été définis pour des secteurs préoccupants, et elles sont encore largement absentes de la plupart des programmes de gestion des Grands Lacs. Les activités d'échantillonnage actuelles (limitées) sont souvent faites en mode réactif; elles échouent fréquemment pour ce qui est de rendre compte des proliférations épisodiques et sont biaisées du fait que les recherches sont concentrées dans les secteurs à haut risque. Les préoccupations sont toutefois croissantes depuis qu'on a signalé une première prolifération toxique dans le secteur ouest du lac Érié (Brittain *et al.*, 2000). Des études récentes réalisées à l'échelle des Grands Lacs depuis 2000 (p. ex., MERHAB-LGL, EC<sup>3</sup>) ont révélé des concentrations de toxines décelables dans de nombreux secteurs, principalement dans les Grands Lacs d'aval ou les secteurs côtiers modérément ou gravement altérés (Boyer, 2007; Watson *et al.*, 2008a, 2008b). Les concentrations de toxines mesurées à la plupart des sites situés au large sont généralement très faibles, mais celles des zones littorales dont l'eutrophisation

3 Monitoring and Event Response in the Lower Great Lakes de la National Oceanic and Atmospheric Administration; Environnement Canada.

est avancée (p. ex., les ports, les échancrures et les embouchures de rivière, y compris les baies de Quinte, Oswego, Sandusky, Maumee et Saginaw et le havre Hamilton) excèdent souvent les normes établies pour l'eau potable, surtout lorsque les toxines sont présentes sous forme d'écume de surface ou d'écume emportée par le vent sur les rives.

Les toxines les plus souvent signalées dans les Grands Lacs et ailleurs sont les microcystines (MC). L'exposition à ces toxines par ingestion ou inhalation peut causer une insuffisance hépatique et la mort ou augmenter les risques de cancer en cas d'exposition chronique à long terme. Les nombreuses variantes structurales de ces toxines présentent des degrés de toxicité différents<sup>4</sup>. La microcystine-LR (MC LR) est la plus répandue et la plus toxique et sert de référence pour l'établissement de nombreuses recommandations (Codd *et al.*, 2005). Les MC sont produites par diverses espèces de cyanobactéries, dont certaines causent des proliférations dans les Grands Lacs, notamment *Microcystis* spp. (p. ex., Boyer, 2007). Les MC et les nodularines hépatotoxiques sont stables, même à l'ébullition, et peuvent altérer les réseaux trophiques. On a établi peu de concentrations recommandées, et celles-ci varient d'un organisme à l'autre<sup>5</sup>, surtout dans les zones récréatives où l'exposition et le risque pour le public sont élevés. Dans les lacs Ontario et Érié, des concentrations élevées et faibles d'anatoxine-a et de saxitoxines neurotoxiques ont été détectées (Boyer, 2007; Watson *et al.*, 2008a, 2008b). On ne dispose d'aucune donnée sur l'occurrence des lipopolysaccharides (LPS), qui sont produits par toutes les cyanobactéries et que l'on croit en général à l'origine de gastroentérites, d'irritations de la peau et des yeux, de rhumes des foins, d'asthme et de boursouffures (bien que cette hypothèse soit contestée par certains, notamment Stewart *et al.*, 2006).

#### *Goût et odeur*

L'altération du goût et de l'odeur de l'eau est un problème répandu dans les Grands Lacs. L'origine biologique de la plupart des cas de prolifération signalés et des rapports d'incidents n'a pas été retracée. Les composés responsables du goût et de l'odeur n'ont pas d'effet connu sur la santé humaine, mais peuvent sonner l'alarme chez les consommateurs et entraîner des coûts importants pour le traitement de l'eau potable (p. ex., Engle *et al.*, 1995). Ces composés peuvent toutefois faire office de signaux chimiques puissants dans les réseaux trophiques, agissant comme élément dissuasif pour les brouteurs ou comme toxines (p. ex., Watson, 2003). On connaît de nombreux composés organiques volatils (COV) d'algues dont l'odeur, la puissance, la dynamique saisonnière et les conséquences du traitement varient. Une ou plusieurs espèces planctoniques ou benthiques peuvent coproduire différents COV, qui sont liés aux cellules jusqu'à la mort de celles-ci, et qui sont émis de façon continue ou libérés seulement lors de la lyse des cellules. Les diatomées et les chrysophytes benthiques et planctoniques peuvent produire des dérivés lipidiques<sup>6</sup> causant des odeurs de poisson ou de concombre dans les eaux faiblement à modérément productives. Dans les eaux assainies, mésotrophes et eutrophes, comme celles des Grands Lacs, les problèmes de goût et d'odeur sont fréquemment causés par des terpénoïdes (géosmine et 2 MIB) et, dans une moindre mesure, par des dérivés pigmentaires ( $\beta$ -cyclocitral)<sup>7</sup> ou par des sulfures de méthyle et d'isopropyle<sup>8</sup>. Les cyanobactéries benthiques, littorales et épiphytes cachées ou libres (p. ex., *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Gloeotrichia*) sont des sources importantes de géosmine et de MIB dans les zones littorales des Grands Lacs inférieurs et des cours d'eau en aval (fleuve Saint-Laurent, rivière Maumee, baie de Quinte; Watson *et al.*, 2005 et données non publiées). Ces sources ont une incidence sur les rives et l'approvisionnement en eau potable. La dégradation anaérobie des matières lors des proliférations excessives produit aussi fréquemment des composés responsables du goût et de l'odeur. Les tapis en décomposition de *Cladophora*, de *Lyngbya* et d'autres algues fixées à un substrat sont d'importantes sources d'odeurs septiques et d'odeurs d'égout ou de soufre sur les plages et le long des rives des Grands Lacs et des voies interlacustres, odeurs qui sont transportées jusqu'à la rive par le vent ou les courants.

La plupart des autorités n'ont pas réglementé le goût et l'odeur de l'eau, et aucune valeur quantitative n'a été recommandée à cet effet pour l'eau potable ou les eaux utilisées à des fins récréatives. Le goût et l'odeur de l'eau sont traités comme des « effets esthétiques » dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* et sont désignés comme étant une dégradation

4 On a identifié plus de 90 variantes (congénères) de microcystines jusqu'à présent.

5 Par exemple : concentrations maximales de microcystine totale recommandées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et Santé Canada de 1 et 1,5 µg/L respectivement pour l'eau potable traitée; eaux utilisées à des fins récréatives : ~ 10- ±20 µg/L; Watson *et al.*, *ibid*; toujours sur la liste des principaux contaminants de l'EPA aux États-Unis.

6 Synthétisés durant la lyse.

7 Synthétisés durant la croissance et essentiellement liés aux cellules.

8 Synthétisés durant la croissance et émis en continu.

des utilisations bénéfiques (approvisionnement municipal en eau traitée). L'altération du goût et de l'odeur est signalée dans plus du tiers des secteurs préoccupants, principalement dans les Grands Lacs inférieurs, mais il est probable que ce problème soit plus répandu (Watson *et al.*, 2007; Watson *et al.*, 2008a, 2008b). Les activités de surveillance directe et de quantification du goût et de l'odeur de l'eau sont très limitées ou inexistantes, outre celles qui sont effectuées par certaines installations de traitement de l'eau, et les valeurs sont habituellement déduites dans le cadre de programmes d'évaluation environnementale (p. ex., les plans d'assainissement) à l'aide de paramètres qui sont souvent non pertinents (p. ex., la chlorophylle *a* et les concentrations de nutriments; Keene, 2002; Watson *et al.*, 2008a, 2008b).

#### Grands Lacs : état actuel des proliférations d'algues nuisibles dans chacun des lacs

Comme déjà mentionné, les données limitées sur les PAN ne permettent pas d'établir des tendances à long terme concernant les toxines et les problèmes de goût et d'odeur. On ne peut donc faire qu'une évaluation qualitative de la situation actuelle pour chaque lac.

#### **Lac Supérieur – état : bon**

On dispose de très peu de données quantitatives à jour sur les PAN au lac Supérieur. À notre connaissance, aucune PAN importante n'a été documentée récemment pour ce lac, bien qu'on ait détecté des cyanobactéries, y compris *Microcystis*, dans des échantillons prélevés lors d'activités de surveillance régulière. La biomasse algale demeure généralement faible, même si certaines altérations peuvent se produire à l'échelle locale près des rives aménagées (J.A. Thompson et J. Kelly, Mid-Continent Ecology Division, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, communication personnelle). Lors d'un récent sondage effectué auprès d'installations d'eau potable, peu ont signalé des problèmes de goût et d'odeur, attribuables ou non aux algues. Une installation a signalé des proliférations intermittentes (Moore et Watson, 2007).

#### **Lac Michigan – état : mitigé**

Le lac Michigan possède une zone littorale assez vaste, délimitée par la courbe isobathe de 9 m ou de 27 m (superficie de 10 % et de 26 %, respectivement), qui ne représente néanmoins qu'une petite portion du volume total (0,4 % et 4 %, respectivement). La zone littorale exerce cependant une influence prépondérante sur l'écosystème lacustre. Le lac Michigan est celui dont l'apport d'eau souterraine est le plus important (charge hydrologique de 79 %) en raison des aquifères littoraux, et les niveaux d'eau ont récemment été plus bas que la normale à long terme. Les épisodes de mélange et les tempêtes créent, vers la fin de l'hiver et le début du printemps, de vastes panaches de particules sédimentaires remises en suspension le long de la rive est. Ces panaches ont des effets notables sur le régime d'éclairement de même que sur le cycle et le transport des nutriments. Ces phénomènes affectent également la communauté biologique en introduisant des panaches de diatomées remises en suspension, qui sont caractéristiques des eaux plus eutrophes, et en modifiant la répartition spatiale d'autres types de phytoplancton et de microbiote. Des proliférations cyanobactériennes sont signalées dans certains secteurs côtiers, dans des échancrures où les eaux sont eutrophes, comme les baies Green et Muskegon. La pollution de rives et de plages due à *Cladophora*, stimulée par la charge en nutriments provenant du littoral, constitue une source potentielle de bactéries pour les plages et les eaux souterraines. Cette algue peut en effet piéger la flore bactérienne (provenant du ruissellement ou d'autres sources) durant sa croissance, flore qui est ensuite déposée le long des rives par les courants et les tempêtes.

#### **Lac Huron – état : mitigé**

Le lac Huron compte parmi les plus oligotrophes des Grands Lacs. On y signale pourtant une production excessive de phytoplancton et des PAN potentiellement toxiques dans certaines zones littorales, notamment dans la baie de Saginaw et le nord de la baie Georgienne (Fahnenstiel *et al.*, 2008; Schiefer et Schiefer, 2002). Ces deux secteurs présentent des différences notables pour ce qui est du développement du bassin hydrographique, des espèces en cause dans les PAN et des altérations qui en résultent. La baie de Saginaw, qui possède un bassin versant vaste et très développé, est aux prises avec des proliférations toxiques de *Microcystis aeruginosa* durant l'été. Ces proliférations semblent être distinctes d'un point de vue génétique et posséder une capacité de production de MC supérieure par rapport aux populations de *M. aeruginosa* causant des PAN dans les autres Grands Lacs, par exemple dans le secteur ouest du lac Érié (Dyble *et al.*, 2008; Fahnenstiel *et al.*, 2008). Les plus fortes concentrations de toxines s'observent dans les secteurs peu profonds affichant des concentrations élevées de phosphore total ( $P_{\text{tot}}$ ). Le bassin hydrologique du nord-est de la baie Georgienne est beaucoup moins développé, mais on y trouve des milieux humides en abondance, et l'industrie de la construction de chalets y est grandissante. La qualité de l'eau est généralement bonne dans la région, mais les concentrations de  $P_{\text{tot}}$  et de chlorophylle *a* sont élevées dans quelques zones littorales, y compris la baie Sturgeon (Diep *et al.*, 2006). L'hypolimnion du bassin supérieur stratifié de cette baie est anoxique; on y note une libération de nutriments sédimentaires

et d'importantes proliférations annuelles au moment du renversement des eaux à l'automne qui ont une incidence négative sur les rives et la qualité de l'eau (Schiefer, 2003). L'analyse d'échantillons prélevés lors d'une étude de caractérisation de deux ans réalisée par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) et Environnement Canada (EC) a révélé la prédominance des diatomées, d'*Aphanizomenon* (un fixateur d'azote) et d'*Anabaena*. Les concentrations de toxines (MC, anatoxine-a) étaient inférieures ou égales au seuil de détection durant toute la saison (Watson et Howell, 2007).

Comme c'est le cas au lac Supérieur, on signale peu de problèmes de goût et d'odeur dans l'eau potable du lac Huron, ceux-ci étant limités à un seul secteur (Moore et Watson, 2007). Cependant, les altérations causées par les macroalgues sont une source importante de préoccupation dans certains secteurs. Le nombre de plaintes liées à des filets de pêche souillés par des chlorophytes a récemment augmenté (*Spirogyra circumlineata*, *Stigeoclonium*; Watson et Milne, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, données non publiées). Les tapis en décomposition de macroalgues vertes qui échouent sur certains rivages posent de plus en plus de problèmes sur les plans esthétique, récréatif et touristique. Des cas notables ont été observés dans la baie de Saginaw et, plus récemment, sur la rive sud-est, principalement causés par *Cladophora* et *Chara*, respectivement. Des études récentes menées par des organismes américains et canadiens (Michigan Department of Environmental Quality, ministère des Richesses naturelles, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Environnement Canada) ont soulevé de nouvelles préoccupations quant aux répercussions sanitaires de telles occurrences en raison de la présence de microorganismes fécaux indicateurs chez les êtres humains (*E. coli*, *Enterococcus*) et des différences de survie constatées dans les tapis échoués et les lits de macroalgues *in situ* (*Lake Huron Binational Partnership 2008 – 2010 Action Plan*, 2008). Ici et là, on a également relevé des concentrations élevées de *E. coli* dans des débris d'algues enfouis dans le sable des plages. On perçoit une augmentation de la fréquence et de la gravité de ces cas, qui se présentent de manières différentes, ce qui laisse croire que plusieurs facteurs (non résolus) contribuent au problème. Les algues du genre *Cladophora* sont plus nettement associées au rejet présumé de nutriments, tandis que celles du genre *Chara*, plus répandu, ne sont pas clairement associées aux apports locaux (Howell *et al.*, 2005).

#### **Rivière Sainte-Claire, lac Sainte-Claire, rivière Detroit – état : passable à bon**

Les études et rapports récents ne font pas mention d'un problème de prolifération d'algues, et les concentrations de chlorophylle a sont généralement faibles (~ 3-5 µg/L; Lake St. Clair Canadian Watershed Coordination Council, 2005; Watson, données non publiées), bien qu'on observe certaines variations spatiales. Cependant, un rapport sommaire publié en 1999 faisait état de tapis flottants de plantes aquatiques submergées et d'algues le long de la rive ouest<sup>9</sup>, et plusieurs installations de services publics ont signalé des problèmes de goût et d'odeur annuels ou intermittents dans l'eau provenant des rivières Sainte-Claire et Detroit (Moore et Watson, 2007).

#### **Lac Érié – état : mitigé à médiocre**

Les niveaux d'eau du lac Érié fluctuent habituellement d'environ 36 cm par année, mais cette variation peut atteindre 50 cm certaines années (comme en 2002). On a noté une baisse marquée des niveaux d'eau, qui sont passés d'un sommet record en 1997 à des niveaux inférieurs à la moyenne ces dernières années, les fluctuations marquées étant attribuables à des facteurs climatiques et à des tempêtes. Cette situation, combinée aux dynamiques correspondantes des régimes physique et chimique, s'est accompagnée de tendances perturbatrices concernant le biote et l'intégrité du système. Le lac Érié, qui possède la zone littorale la plus étendue, soulève d'importantes préoccupations en raison de la présence de PAN toxiques, qui ont fait l'objet de plusieurs études récentes. Ces études ont fourni plus de renseignements sur ces phénomènes que les études réalisées sur les autres lacs.

#### *Biomasse des proliférations d'algues nuisibles et altérations constatées au lac Érié*

Tendances générales : Selon la définition opérationnelle établie, la zone littorale constitue de 60 à 90 % du lac Érié, dont la plus grande partie du bassin Ouest. De nombreuses données signalent d'importants changements récents dans les zones côtières et dans la nature dynamique de la zone littorale fonctionnelle. De façon générale, les données révèlent une détérioration apparente des régimes physique, chimique et biologique, particulièrement dans le bassin Ouest. Ces régimes sont difficiles à évaluer au moyen des méthodes de surveillance et de mesure actuelles, qui peuvent fournir des données contradictoires ou ambiguës, surtout dans le cas des moyennes calculées à l'échelle du bassin ou des concentrations de chlorophylle a en surface (1 m) (Ghadouani et Smith, 2005). Makarewicz (1993) a signalé une réduction de 70 à 98 % de la biomasse des espèces « indicatrices » nuisibles et eutrophes<sup>10</sup>

9 RapportsommairedelaconférenceLakeSt. Clair: ItsCurrentStateandFutureProspects, 1999; [http://www.great-lakes.net/lakes/stclairReport/summary\\_00.pdf](http://www.great-lakes.net/lakes/stclairReport/summary_00.pdf).

10 Voir la section sur les espèces indicatrices ci-après.

dans les années 1980 (p. ex., diatomées *Stephanodiscus binderanus*, *S. niagarae*, *S. tenuis*, et cyanobactérie *Aphanizomenon flos-aquae*), en général corrélée avec les concentrations de  $P_{tot}$ . D'autres études suggèrent aussi qu'il y aurait une diminution des concentrations totales de chlorophylle a et de la biomasse totale ou de la biomasse des espèces eutrophes dans les bassins Centre et Est, attribuée à une réduction des nutriments, à une transparence accrue de l'eau et au broutage de dreissenidés envahissants. Conroy *et al.* (2005a) ont évalué les tendances dans la biomasse et les données sur la chlorophylle a (provenant d'études réalisées en 1970, 1983-1988/1989, 1989/1990 1993 et 1996-2002) et ont conclu que la biomasse moyenne avait généralement augmenté dans tous les bassins depuis au moins la fin des années 1980. En outre, ils n'ont observé aucun lien constant entre la biomasse d'algues et les dreissenidés ou la charge en  $P_{tot}$  externe (charge totale ou par bassin) et ont suggéré que la charge interne devenait plus importante (p. ex., Makarewicz *et al.*, 2000; Matisoff et Ciborowski, 2005). Toutefois, Conroy *et al.* (2005) ont aussi signalé différentes tendances d'un bassin et d'une saison à l'autre relativement aux moyennes établies pour les bassins. La biomasse d'algues printanière dans le bassin Ouest a diminué de façon marquée dans les années 1980 et 1990, mais s'est rapprochée de la valeur maximale antérieure en 2000-2002. La biomasse estivale a aussi diminué de manière importante au cours de la même période, mais a ensuite augmenté jusqu'à atteindre environ 50 % de la valeur maximale antérieure. Une résurgence similaire, légèrement moins importante, a été observée dans le bassin Centre. Le bassin Est a affiché une plus grande variabilité interannuelle, une valeur maximale record ayant été enregistrée vers la fin des années 1990. Les concentrations récentes (années 2000) étaient toujours élevées. Ces tendances généralisées s'ajoutent à une variabilité spatiale significative (horizontale et liée à la profondeur) parmi les sites, plus particulièrement le long des rives et dans le bassin Ouest (p. ex., Carrick *et al.*, 2005; Ghadouani et Smith, 2005).

**Cyanobactéries** : Munawar et Munawar (1996) ont signalé une biomasse cyanobactérienne élevée en été et en automne avant la mise en œuvre de mesures d'assainissement (années 1970). Ils ont noté une prédominance des organismes fixateurs d'azote (*Aphanizomenon*, *Anabaena*) et une valeur maximale régionale traduisant un développement localisé ou une translocation par les courants dans les bassins Ouest (Maumee-Peele; Sandusky), Centre-Ouest et Est (Érié, Buffalo). Des concentrations de cyanobactéries « assimilables à une prolifération » ( $> 1000 \mu\text{g/L}$ ) ont été observées uniquement dans le bassin Ouest et dans la partie éloignée du bassin Est (Buffalo). Les diatomées y étaient prédominantes. Récemment, Conroy *et al.* (2005) ont signalé une résurgence de la biomasse cyanobactérienne dans tous les bassins durant l'été depuis le milieu des années 1980, notamment dans les années 2000. Là encore, on a noté une forte variabilité interannuelle et spatiale, mais aussi une augmentation globale de la fréquence des valeurs élevées de biomasse cyanobactérienne (qui pourrait également refléter l'échantillonnage ciblé). Ni la biomasse algale totale ni la biomasse cyanobactérienne n'ont semblé présenter de lien significatif avec la charge externe en  $P_{tot}$ , et leur lien avec les concentrations de chlorophylle a était faible. La plus grande partie de l'augmentation des cyanobactéries en été était attribuable à *Microcystis* spp., ce qui semble indiquer une transition à long terme des organismes fixateurs d'azote, dans les années 1970, aux organismes non fixateurs. Ce changement pourrait découler de la modification de l'apport en nutriments ou de l'activité des dreissenidés. Une étude menée en 1998 par Barbiero et Tuchman (2001) a également montré la prédominance de *Microcystis* et d'autres chroococcales (*Aphanocapsa delicatissima*, *Chroococcus limneticus*).

**Toxines** : Le lac Érié et les canaux et échantures qui s'y rattachent comptent parmi les zones des Grands Lacs les plus touchées par le PAN (voir le tableau 1). L'origine et les répercussions des proliférations d'organismes planctoniques et benthiques observées de juillet à octobre présentent d'importantes variations interannuelles, saisonnières et spatiales. D'immenses proliférations en surface ( $> 20 \text{ km}^2$ ) ont été signalées dans le bassin Ouest près des rivières Maumee et Sandusky et pourraient être à l'origine de PAN dans les bassins Ouest et Centre-Ouest (p. ex., Rinta-Kanto *et al.*, 2005). De 2000 à 2004, cinq campagnes de recherche ciblées ont permis de mesurer des concentrations très variables de MC, allant des limites de détection (en 2002) à  $> 20 \mu\text{g/L}$  (en 2003). On a observé une variation spatiale de la toxicité et de la répartition des proliférations, qui n'étaient pas limitées au bassin Ouest. En 2003, les plus fortes concentrations de MC ont été mesurées dans la baie Maumee, la baie de Long Point et au port de Sandusky. Les concentrations de neurotoxines (anatoxine-a, saxitoxine, néosaxitoxine) et de cylindrospermopsine correspondaient aux limites de détection ou s'en rapprochaient. En 2001 et 2002, des occurrences localisées significatives de MC ont également été signalées dans les bassins Centre et Est (Wendt Beach, Presque Isle, Port Dover; Murphy *et al.*, 2003; Ghadouani et Smith, 2005).

En raison des variations de toxicité des espèces et des souches, l'identification microscopique, la biomasse ou le dénombrement cellulaire ne peuvent permettre de prédire les concentrations de toxines. Les MC sont les toxines cyanobactériennes les plus courantes dans le lac Érié. Dans le cadre de travaux récents, des chercheurs ont signalé des proliférations de *Microcystis* toxiques dans la baie Maumee présentant une variance de 5 à 100 % du potentiel génétique de production de MC, et ont suggéré que ces proliférations étaient probablement à l'origine des MC observées dans le secteur ouest éloigné et à Long Point. Par ailleurs, au port de Sandusky, les organismes sous dominants *Planktothrix* ou d'autres taxons non identifiés étaient les sources probables de MC là où



les cyanobactéries étaient dominées par des organismes ne produisant pas de MC (*Aphanizomenon*, *Anabaena*; Rinta-Kanto *et al.*, 2005; Rinta-Kanto et Wilhelm, 2006; Boyer, 2007). La plupart des altérations sont signalées sur les rives et les plages et peuvent se manifester par des mortalités de poissons ou d'oiseaux (p. ex., Murphy *et al.*, 2003). Aucune lyngbyatoxine (pouvant avoir des effets inflammatoires, vésicatoires et de promotion de tumeurs) n'a cependant été détectée jusqu'à présent, y compris dans les grands tapis de *Lynbya wollei* qui prolifèrent maintenant dans la baie Maumee.

On néglige souvent de prélever des échantillons au printemps et à la fin de l'automne. Certaines espèces peuvent pourtant proliférer de façon importante durant ces périodes. La cyanobactérie *Cylindrospermopsis raciborskii*, d'abord identifiée dans la baie Sandusky en 2005, peut constituer une biomasse élevée au printemps à l'échelle locale (Conroy *et al.*, 2007). Cette espèce fixatrice

d'azote peut tolérer de grands écarts de température (jusqu'à 30°C) et présente une capacité élevée de stockage du phosphore (P). Elle progresse vers le nord depuis les régions chaudes ou tempérées et possède un potentiel de production de cylindrospermopsine spécifique à certaines souches et régi par la lumière (Dyble *et al.*, 2006). *Cylindrospermopsis* peut réguler sa flottabilité, tout comme *Microcystis*, mais est mieux adapté aux eaux troubles. On le trouve près des rivières et dans la couche profonde des eaux stratifiées où la concentration de chlorophylle atteint sa valeur maximale. Il est donc possible que les activités intermittentes d'échantillonnage des profondeurs menées dans le cadre des programmes de surveillance régulière ne permettent pas de détecter sa présence. Jusqu'à présent, *Cylindrospermopsis* n'a pas été identifié comme espèce dominante. Conroy *et al.* (2007) ont indiqué qu'il constituait moins de 2 % de la biomasse algale totale en 2005, sauf au début du printemps. On l'a repéré chaque année près de la baie Sandusky, mais sans l'associer aux faibles concentrations de cylindrospermopsine ou de 7-déoxycylindrospermopsine détectées au même endroit ou dans d'autres secteurs du bassin Ouest (p. ex., la rivière Maumee; Boyer, Great Lakes Research Consortium, Université de l'État de New York, données non publiées). La morphologie très variable de cette espèce et d'autres espèces de cyanobactéries (y compris *Microcystis*, mentionné précédemment) peut entraîner des erreurs d'identification. Les trichomes sans hétérocystes de *Cylindrospermopsis* peuvent aisément être confondus avec *Oscillatoria* (*Planktothrix*) ou *Raphidiopsis curvata*, qu'on a identifiées dans des échantillons récents provenant de la baie Maumee. Des souches de cette espèce produisent de la 7-déoxycylindrospermopsine (p. ex., Wilhelm et Li, données non publiées; Gugger *et al.*, 2005).

**Goût et odeur :** La géosmine et le 2-MIB sont probablement à l'origine de l'odeur de moisi et de boue que l'on signale annuellement dans l'eau potable provenant du bassin Ouest (p. ex., Toledo). De plus, de fortes odeurs se dégagent des grands tapis d'algues fixes en décomposition qui se forment sur les rives. Les espèces de cyanobactéries planctoniques qui sont actuellement problématiques au lac Érié (*Microcystis* et la souche locale de *Planktothrix*) ne produisent pas ces composés ou d'autres composés responsables du goût et de l'odeur qui pourraient altérer les sources d'approvisionnement en eau potable (p. ex., Watson *et al.*, 2008a).

Campagne de recherche, date		# samples	Toxine	Échantillons toxiques (%)	Concentration maximale (µg/L)	Remarques
Brittain	Sept. 1996	44	MC	10	3,4	BO seulement
MELEE-VII	Juill. 2002	119	MC	7	0,7	Tout le lac; valeurs les plus élevées dans les baies Sandusky, Long Point et Rondeau
			ATX	14	0,04	
			PST	0		
MELEE-VIII	Juill. 2003	59	MC	41	0,65	Tout le lac; valeurs les plus élevées dans le BO et la baie Sandusky
			ATX	5	0,11	
Lake Guardian et OSU	Août 2003	48	MC	60	21	BO seulement; valeurs les plus élevées près de la rivière Maumee
			ATX	4	0,2	
MELEE-IX	Juill. 2004	40	MC	38	> 1	Valeurs les plus élevées près des baies Maumee et Sandusky
			ATX	33	0,6	
			CYL	0		
Limnos	Août 2004	13	MC	85	2,4	BO seulement
			ATX	31	0,07	
			CYL	15	0,18	
MC : Microcystine; ATX : anatoxine-a; PST : saxitoxine + néosaxitoxine; CYL : cylindrospermopsine.						

**Tableau 1.** Tableau sommaire des concentrations de toxines dans le lac Érié selon cinq relevés.

Source : Boyer (2007).

Altération causée par les cyanobactéries benthiques : Ce type d'altération est en voie de devenir un problème majeur dans certains secteurs. De graves altérations des plages dues à la présence d'épais tapis de cyanobactéries *Lyngbya wollei* ont récemment été signalées à l'embouchure de la rivière Maumee (bassin Ouest), à des endroits où les concentrations ambiantes de P sont élevées dans les eaux sus jacentes (Watson *et al.*, 2008b). On a largement fait écho à ces problèmes dans les médias et sur Internet<sup>11</sup>. Les tapis de cyanobactéries ne produisent toutefois aucune toxine courante et ne présentent pas de menace directe pour la santé humaine (Quilliam [Conseil national de recherche du Canada], Wilhelm et Boyer [Université de l'État de New York], données non publiées). Ils sont toutefois à l'origine d'importants problèmes de goût et d'odeur et souillent les filets de pêche. Leurs effets sur les concentrations bactériennes sur les plages et dans les réseaux trophiques benthiques sont cependant inconnus.

Autres espèces responsables des PAN : Outre les espèces cyanobactériennes envahissantes mentionnées ci dessus (*Cylindrospermopsis*, *Lyngbya wollei*) qui causent des altérations directes, beaucoup d'autres espèces ont été documentées au lac Érié (Mills *et al.*, 1993; Patterson *et al.*, 2005). Celles ci comprennent des espèces envahissantes (p. ex., algues rouges fixes [*Bangia atropurpurea*, *Chroodactylon ramosum*]) et des diatomées (p. ex., *Skeletonema potamos*, *S. subsalsum*, *Thalassiosira guillardii*, *T. lacustris*, *T. weissflogii*). La biomasse de diatomées dans le bassin Ouest et le bassin Centre, qui atteint son plus haut niveau au printemps et en été, peut comprendre l'espèce de diatomée envahissante *Actinocyclus normanii f. subsalsa*, présente dans les eaux eutrophes et polluées pouvant être caractérisées par une conductivité élevée, de fortes concentrations de cations (Mg<sup>++</sup>, Ca<sup>++</sup>), des fluctuations de l'intensité de la lumière et la turbulence du mélange vertical. L'abondance de diatomées filamenteuses *Aulacoseira islandica* récemment observées dans le bassin Ouest au printemps (p. ex., Barbiero et Tuchman, 2001; Wilhelm, données non publiées) pourrait entraîner la souillure des filets de pêche, bien que ce problème ne semble pas avoir été signalé jusqu'à présent. Les grands tapis d'algues vertes fixes, notamment les tapis de *Cladophora*, sont de plus en plus abondants le long des rives.

Ces proliférations sont préoccupantes pour plusieurs raisons importantes : a) les espèces en cause peuvent produire des métabolites nocifs ou toxiques (odeur, toxines); b) il peut y avoir des problèmes de souillure (plages, filets); c) les proliférations soulèvent des préoccupations d'ordre esthétique et ont des répercussions sur l'industrie du tourisme et la valeur des propriétés; d) le recyclage, la séquestration ou la translocation (par les matières libres) des nutriments se trouvent modifiés; e) les proliférations peuvent servir de substrats et de sites de croissance bactérienne dans les eaux utilisées à des fins récréatives et sur les plages; f) elles ont des effets nocifs sur l'intégrité des réseaux trophiques; et g) leur apparition est souvent sans rapport avec les concentrations de nutriments au large.

Causes et mécanismes de contrôle : Selon des travaux antérieurs et récents, le phytoplancton du lac Érié est en général limité par le P (Guildford *et al.*, 2005). Guildford *et al.* ont observé de fortes fluctuations saisonnières de la carence en P mesurée en 1997, qui variait d'un bassin à l'autre, mais était moins marquée dans le bassin Ouest. Ces auteurs ainsi que d'autres ont également détecté une carence en azote à court terme et une co-limitation par le P et l'azote (Wilhelm *et al.*, 2003; Guildford *et al.*, 2005). Selon des études d'enrichissement et des essais biologiques plus récents, le plancton du bassin Est serait co limité par le fer, l'azote et le P, mais la chimie de l'azote aurait une incidence sur la structure actuelle du phytoplancton dans le lac (Wilhelm *et al.*, 2003; North *et al.*, 2007).

Conroy *et al.* (2005b) ont signalé des écarts importants dans les taux de renouvellement du PO<sub>4</sub> et du NH<sub>4</sub> chez les Moules quagga (*Dreissena bugensis*) et les Moules zébrées (*Dreissena polymorpha*), les premières ayant tendance à assimiler et peut être à séquestrer plus de P ou à le diriger plus efficacement vers le recrutement. Ces auteurs suggèrent que les changements survenus dans la densité et la répartition des moules de même que la prédominance croissante des Moules quagga ont d'importantes répercussions sur les taux de renouvellement des nutriments dans les zones littorales. À l'instar d'autres auteurs, ils attribuent en partie la prédominance apparemment accrue de *Microcystis* à l'activité des moules (Madenjian, 1995; Vanderploeg *et al.*, 2001; Barbiero *et al.*, 2006), mais le mécanisme en cause soulève de nombreux débats. Ils ont déterminé qu'en 1998 et en 2003, le zooplancton crustacé avait excrété environ trois fois plus de PO<sub>4</sub> que les dreissenidés, mettant en lumière le rôle souvent oublié du zooplancton dans le renouvellement des nutriments.

De façon générale, le risque de dominance des cyanobactéries est fonction du P dans la plupart des systèmes d'eau douce des régions nordiques tempérées, tandis que les carences à court terme ainsi que les processus physicochimiques et les processus liés

<sup>11</sup> Par exemple, <http://www.westernlakeerie.org/phosphorousalgae.html>; <http://glhabitat.org/news/glnews606.html>; [http://www.epa.state.oh.us/dsw/inland\\_lakes/Lyngbya%20wollei.pdf](http://www.epa.state.oh.us/dsw/inland_lakes/Lyngbya%20wollei.pdf).

aux réseaux trophiques influent sur la réaction (p. ex., Downing *et al.*, 2001). Selon nos connaissances actuelles sur les PAN dans les Grands Lacs, les zones littorales et les eaux de drainage sont les plus touchées et pourraient constituer des sources de biote et de toxines pour les eaux du large. Les estimations actuelles de la charge de P dans les Grands Lacs sont inadéquates et, dans de nombreux cas, ne tiennent pas compte des apports croissants de sources diffuses provenant du bassin versant et des rives. Des travaux de recherche récents indiquent également que plusieurs apports liés à des sources externes et internes pourraient avoir été négligés (p. ex., Payton *et al.*, 2008; Lowes et Young, 2008).

### **Lac Ontario – état : mitigé**

Le lac Ontario possède un bassin versant très développé, et l'apport urbain y est important. On a récemment signalé des proliférations de cyanobactéries et les altérations qui en découlent (toxines, composés responsables du goût et de l'odeur de l'eau) dans certaines zones littorales, notamment dans les secteurs préoccupants. Les phénomènes de circulation et d'échange peuvent entraîner la translocation de panaches d'eau contaminée vers les eaux littorales à proximité et les eaux du large (Howell, 2002; Hamblin et He, 2003; Rao *et al.*, 2003).

Toxines : Des cas sporadiques de concentrations élevées de MC ont été signalés relativement à des proliférations de *Microcystis* dans les zones littorales (Watson *et al.*, 2005; Boyer, 2007; Hotto *et al.*, 2007; Watson, 2007). Selon les données recueillies par de grandes installations municipales de traitement de l'eau de l'Ontario (p. ex., Toronto, Hamilton et Deseronto), l'eau non traitée renferme parfois des concentrations élevées de MC, mais le procédé de traitement permet d'éliminer adéquatement ces toxines. Il existe toutefois un risque de traitement insuffisant dans le cas des petites installations ou des particuliers (Watson *et al.*, 2005, données non publiées). Les concentrations spatiales et temporelles de ces toxines dans certains secteurs préoccupants comme la baie de Quinte, le havre Hamilton et la baie de Rochester traduisent des périodes d'altération grave des sites littoraux attribuables à l'accumulation de matières toxiques entraînées par le vent. Les concentrations de MC peuvent alors dépasser 300 µg/L (Watson *et al.*, 2003, 2005). Des études récentes ont révélé une fréquence élevée de faibles concentrations d'anatoxine-a à la fois dans les zones littorales et les eaux du large du lac Ontario (Boyer, 2007; Yang, 2007). Les autres toxines (saxitoxines et cylindrospermopsine) semblent être assez rares.

Goût et odeur : Des études ont permis d'établir trois types de problèmes de goût et d'odeur au cours des cinq dernières années. En général, ces problèmes ne sont pas liés à la chlorophylle a ou à la biomasse totale de cyanobactéries. Dans le bassin Nord-Ouest, les problèmes répandus de goût et d'odeur sont causés par des proliférations soudaines et importantes de géosmine qui affectent les grandes sources d'approvisionnement en eau des municipalités entre Hamilton et Cobourg, dans la région la plus densément urbanisée du Canada. La gravité des problèmes de goût et d'odeur qui culminent à la fin de l'été présente une variation interannuelle considérable. La chlorophylle a planctonique et la biomasse algale demeurent très faibles et présentent une variabilité bien moindre (2-7 µg/L et 100-500 µg/L, respectivement). Le climat et la circulation de l'eau à grande échelle jouent un rôle prépondérant dans ces phénomènes en transportant les composés responsables du goût et de l'odeur, produits dans la zone pélagique par des peuplements dispersés de cyanobactéries (*Anabaena lemmermanii*), vers les prises d'eau des installations de traitement de l'eau de la zone littorale. La force de la plongée d'eau annuelle et les problèmes de goût et d'odeur qui y sont associés varient selon les années en fonction de la durée et de la persistance des vents d'est (Rao *et al.*, 2003; Watson *et al.*, 2007; Moore et Watson, 2007). À l'extrémité nord-est du lac (bassin de Kingston) et dans le secteur fluvial du Saint-Laurent, la géosmine et le MIB produisent annuellement des composés responsables du goût et de l'odeur de l'eau. Les effets se font sentir sur une grande portion de rivage (200 km) pendant une période prolongée (de septembre à novembre). Les principales sources sont les biofilms cyanobactériens littoraux et épiphytes des zones littorales, de même que les lits de macrophytes. Les concentrations de chlorophylle a pélagique dans la zone centrale demeurent faibles. La géosmine et le MIB coexistent ou dominent à tour de rôle durant la saison, et leur abondance relative et absolue varie (Watson et Ridal, 2004; Ridal *et al.*, 2007). Des proliférations de cyanobactéries se produisent chaque année dans la baie de Quinte. On y observe des augmentations inégales des concentrations de géosmine, de MIB et de cyanotoxines au milieu de l'été (Watson *et al.*, 1997, 2005), mais les problèmes de goût et d'odeur y sont moindres que dans les deux autres zones, qui sont davantage « oligotrophes ». Bien que les composés responsables du goût et de l'odeur atteignent des concentrations significatives dans certains secteurs de la baie, leurs effets sont localisés et touchent peu les sources d'approvisionnement en eau potable des municipalités.

Altération causée par les algues benthiques : Ce type d'altération constitue un problème majeur dans de nombreuses zones littorales du lac Ontario. On y trouve des tapis denses de *Cladophora*, qui souillent les prises d'eau des installations d'eau potable et les plages (Higgins *et al.*, 2008). Au début du printemps, des tapis libres formés de l'algue verte *Spirogyra* et d'autres espèces

apparentées ont causé de graves problèmes de souillure des prises d'eau des installations de traitement de l'eau potable dans certains secteurs de l'estuaire du Saint Laurent et de la rive nord-ouest du lac Ontario (Watson, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, données non publiées). De graves altérations sont également causées par des tapis benthiques formés de cyanobactéries *Lyngbya wollei* et de colonies épiphytes de *Gloeotrichia pisum*, récemment identifiées dans le fleuve Saint-Laurent à proximité de la confluence de tributaires riches en nutriments (Vis *et al.*, 2008). Ces populations de *Lyngbya* ne sont pas toxiques, mais produisent de grandes quantités de géosmine, source probable des graves problèmes de goût et d'odeur qui affectent l'eau potable dans la région de Montréal. Ces populations sont similaires d'un point de vue morphologique aux populations de *Lyngbya* de la baie Maumee (lac Érié), mais présentent des différences marquées en termes de production de géosmine. Celle-ci est supérieure dans la population du fleuve Saint-Laurent.

### Pressions

Les effets cumulatifs des facteurs de stress passés et présents continuent d'avoir une incidence sur les résultats des mesures d'assainissement mises en œuvre dans le lac Ontario. Ainsi, les changements majeurs touchant les quantités de nutriments et leur recyclage peuvent entraîner des décalages, une variabilité et une hystérésis accrues, et il pourrait être nécessaire d'établir des objectifs d'assainissement plus élevés que ce que prévoient les modèles classiques. Les sujets de préoccupation actuels et futurs comprennent : a) l'introduction de nouvelles espèces envahissantes, comme il a été expliqué précédemment; b) l'aménagement des rives et l'expansion de l'urbanisation, qui continueront d'avoir une incidence sur les charges ponctuelles ou diffuses de contaminants et sur le déroulement chronologique des phénomènes, leur ampleur et la biodisponibilité des éléments; et c) les changements climatiques, qui continueront d'avoir d'importantes répercussions sur tous les aspects des Grands Lacs, y compris les PAN.

Le réchauffement climatique et l'augmentation du nombre de tempêtes pourraient favoriser une hausse de la productivité et l'apparition de proliférations nuisibles plus intenses et étendues en raison de facteurs tels que :

- la prolongation de la saison de croissance;
- la modification des régimes d'écoulement, de circulation, de mélange, de remise en suspension et de stabilité de la colonne d'eau;
- le réchauffement de la température ambiante de l'eau;
- la modification des niveaux d'eau, de l'érosion côtière et de l'érosion des zones littorales;
- la modification des régimes d'éclairement favorisant les espèces d'algues pouvant tolérer un fort éclairement énergétique et les rayons ultraviolets (p. ex., les cyanobactéries);
- l'augmentation de l'aire de répartition et du taux d'établissement des espèces d'eau chaude ou des espèces envahissantes;
- les effets descendants et ascendants indirects sur la qualité de l'eau, le cycle des nutriments, la respiration, la reminéralisation, la demande en oxygène de l'hypolimnion et des sédiments, l'anoxie et la libération des nutriments.

### Incidences sur la gestion – préoccupations et recommandations

#### Compatibilité des données à long terme : régimes et méthodes d'échantillonnage

Les différents types de régimes d'échantillonnage et de protocoles d'analyse (p. ex., échantillonnage en surface ou intégré, énumération des taxons, analyses des toxines) utilisés dans le cadre des études ont une incidence sur la comparabilité des données et l'interprétation des tendances à long terme (Kane *et al.*, 2005; Conroy *et al.*, 2005a; voir le tableau 2). Étant donné la superficie et la complexité des Grands Lacs, de nombreux programmes d'échantillonnage sont inévitablement dispersés et ne permettent pas toujours de détecter les valeurs spatiales et temporelles maximales des proliférations d'algues. Le moment où se produisent les pics annuels et leur ampleur présentent une variabilité naturelle, et les écarts sont généralement plus marqués dans les zones eutrophes plus touchées, par exemple dans le secteur ouest du lac Érié et dans les secteurs préoccupants (Frost et Culver, 2001; Conroy *et al.*, 2005a). De plus, les moyennes saisonnières calculées à l'échelle des bassins ne rendent pas compte des écarts temporels et spatiaux concernant la biomasse et les taxons, et ne permettent donc pas de repérer les secteurs problématiques ou les facteurs pouvant être en cause.

La plupart des programmes d'échantillonnage ne ciblent pas les populations d'algues littorales, benthiques, épiphytes et méroplanctoniques, qui peuvent pourtant représenter une proportion élevée de la productivité algale ou constituer des lits d'algues à l'origine des proliférations en surface. Les grands lits d'algues fixes ou de cyanobactéries ont d'importantes répercussions sur les quantités de nutriments et leur recyclage. Ils « dissocient » efficacement la charge de nutriments, les concentrations ambiantes et

Année	Référence	Régime d'échantillonnage	Méthodes sur le terrain
1970	Munawar et Munawar, 1976	Avril-déc., intervalles de 4 semaines, tous les bassins, 25 stations	Van Dorn; 1, 5 m, couche de mélange intégrée
1978	Munawar et Munawar, 1996	Juin-sept.; BC et BE seulement; 18 stations (sites différents de ceux de 1970)	Van Dorn; 1, 5 m de profondeur, couche de mélange intégrée
1978	Devault et Rockwell, 1986	Mai-nov., tous les bassins, 9 campagnes; 87 stations	Niskin; <i>stratifié</i> : 1 m, 1 m au dessus du métalimnion, thermocline, hypolimnion, fond; <i>non stratifié</i> : 1 m, mi profondeur, du fond à 1 m.
1983-1987	Makarewicz, 1993	Printemps, été, automne; tous les bassins, 33 campagnes, 21 stations	Niskin; <i>en profondeur</i> : 1, 5, 10, 20 m; <i>faible profondeur</i> (BO) : 1 m, mi profondeur, du fond à 1 m
1998	Barbiero et Tuchman, 2001	Printemps (7-9 avril), été (2 4 août), 20 stations	Niskin; combinaison 0,5 m, 5 m, 10 m, épilimnion inférieur
1996-2002	Frost et Culver, 2001	Fin du printemps – fin sept.-oct.; tous les bassins; 30 80 stations	Tube intégré 0-[2*SD]
2000-2006 Boyer/Watson, Richardson	Boyer, 2007; Watson <i>et al.</i> , 2008a	Fin du printemps – fin sept.-oct.; tous les bassins; 30 80 stations	Van Dorne / Rosette; 1 m et couche de mélange intégrée

**Tableau 2.** Relevés représentatifs du phytoplancton au lac Érié et régimes d'échantillonnage.

Sources : Conroy *et al.* (2005); Boyer (2007); Watson, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, données non publiées.

les échanges entre la zone littorale et le large, et ils modifient ou masquent les relations entre la biomasse et les concentrations de nutriments ou d'autres facteurs environnementaux.

De nombreux documents sur l'état des Grands Lacs présentent une comparaison des valeurs moyennes de biomasse planctonique et de composition taxonomique sur plusieurs années, fondées sur des échantillons peu fréquents prélevés au printemps, en été et en automne. Les autres mesures de l'abondance des algues présentent souvent une faible corrélation avec la productivité ou les mesures du régime d'éclaircissement. La chlorophylle *a* demeure une mesure cible pour les gestionnaires, malgré les corrélations souvent faibles existant entre la chlorophylle *a*, la biomasse algale totale et le degré d'altération. Conroy *et al.* (2005a) ont signalé l'incohérence des moyennes saisonnières de chlorophylle *a* et de biomasse algale entre les premières études et des études récentes, celles-ci faisant état d'une résurgence de la biomasse, mais de concentrations minimales de chlorophylle *a*. Les auteurs suggèrent que l'utilisation du paramètre de la chlorophylle *a* au lieu de celui de la biomasse pouvait expliquer les contradictions apparentes entre différentes études récentes concernant les tendances observées dans le lac Érié. Certaines études s'appuyant sur les valeurs de chlorophylle *a* concluent que la biomasse est toujours minimale.

La profondeur d'après le disque de Secchi est largement utilisée pour estimer la profondeur de la zone euphotique et sert de référence pour les échantillons intégrés (voir le tableau 2), un taux de conversion constant étant utilisé entre cette profondeur et le rayonnement photosynthétiquement actif (RPA). Cette relation est fonctionnelle et simple, mais les estimations selon le disque de Secchi peuvent présenter une variation saisonnière et spatiale significative par rapport à l'extinction du RPA dans la colonne d'eau.

Grâce aux récentes avancées technologiques, on dispose d'un plus grand nombre d'outils pour évaluer les PAN, qu'il s'agisse de dispositifs de télédétection, de sondes génétiques, d'instruments et de profileurs amarrés ou de fluorimètres. Tous ces outils diagnostics sont d'une grande utilité. Employés ensemble, ils peuvent également fournir une somme considérable d'informations sur la fréquence des PAN, les espèces en cause, la toxicité et l'écologie (Wilhelm, 2008). Les chercheurs doivent toutefois comprendre les limites de ces outils et recourir parallèlement à d'autres méthodes. L'imagerie à distance par satellite a un certain potentiel, mais ne permet de mesurer que les matières superficielles, et les données obtenues doivent être vérifiées soigneusement au moyen d'échantillons prélevés sur le terrain. L'établissement du profil des assemblages d'algues grâce aux mesures de fluorescence est de plus en plus répandu. Cette méthode, souvent utilisée sans discernement pour évaluer la structure des communautés, doit faire l'objet d'un étalonnage minutieux, de préférence avec le biote local. Les comparaisons effectuées entre les différents instruments déployés en parallèle ont fait ressortir d'importants écarts (Boyer, Great Lakes Research Consortium, Université de l'État de New York, données non publiées). Les données de fluorescence doivent être interprétées avec prudence, car les longueurs d'onde

utilisées pour mesurer les chromophytes et les cryptophytes chevauchent celles qui sont utilisées pour les diatomées, tandis que les longueurs d'onde correspondant aux cyanobactéries chevauchent celles de la matière organique colorée dissoute. Lorsque la biomasse est faible, la résolution est médiocre, notamment entre les cyanobactéries et les cryptophytes (Boyer, Great Lakes Research Consortium, Université de l'État de New York) données non publiées; Watson et Kling, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, données non publiées).

#### Critères d'altération

Comme il est indiqué ci-dessus, les activités de surveillance actuelles des populations d'algues sont axées sur des paramètres qui sont souvent sans lien avec le degré de toxicité ou de nuisance ou qui sont fondés sur des mesures non quantitatives. Les toxines doivent être systématiquement analysées, surtout dans les secteurs d'approvisionnement en eau présentant un risque élevé, à l'aide d'une surveillance effectuée sur une base régulière dans les zones récréatives et les zones où se trouvent des prises d'eau potable. Il faudrait recourir à la fois à des relevés spatiaux effectués entre le milieu et la fin de l'été, durant les périodes à haut risque, et à un système de niveaux d'alerte comme celui qu'a élaboré l'Organisation mondiale de la santé (Watzin *et al.*, 2006). L'établissement de critères plus efficaces concernant le goût et l'odeur comprendrait l'évaluation régulière des composés posant le plus de problèmes (p. ex., géosmine, MIB, isopropylthiol,  $\beta$ -cyclocitral) dans les sources d'approvisionnement en eau municipales et autres.

Dans de nombreux secteurs des Grands Lacs, on a accompli des progrès considérables en vue de la réalisation des objectifs des plans d'assainissement, dont l'un des plus importants est d'avoir sensibilisé la population et favorisé sa participation. Les mesures d'assainissement portent cependant sur une cible en mouvement. Les écosystèmes des Grands Lacs subissent les assauts constants de l'expansion de la population humaine et de l'apparition de nouvelles menaces. Notre compréhension de ces systèmes n'a pu suivre le rythme des changements. Les programmes d'assainissement et de gestion devraient réévaluer fréquemment les objectifs visés, les niveaux acceptables et les progrès accomplis.

Les concentrations de nutriments ne permettent pas nécessairement de prédire les proliférations de toxines ou les épisodes d'odeurs. Les proliférations semblent être d'origine locale ou littorale et peuvent s'étendre de manière considérable, probablement sous l'effet combiné de leur croissance et de la translocation d'écume de surface. L'importance relative de ces différents mécanismes n'est pas bien comprise. Le nombre élevé de rapports d'incidents, de communiqués et de sites Web mentionnant ces problèmes peut contribuer à exagérer ces phénomènes. Les écumes de surface retiennent surtout l'attention, ce qui a inévitablement une incidence sur les activités d'échantillonnage et la perception de la gravité du problème. Les proliférations peuvent se produire soudainement, donnant ainsi l'impression d'une croissance rapide, alors que la biomasse correspondante peut être présente et se développer dans la colonne d'eau depuis une certaine période.

Les effets des espèces envahissantes peuvent être nombreux et se manifester sous forme d'altérations directes (p. ex., proliférations, toxines, odeurs, souillures, répercussions sur les pêches) ou de répercussions indirectes sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes (p. ex., réseaux trophiques, quantités et recyclage des nutriments, qualité de l'eau). En outre, l'introduction de ces espèces soulève des préoccupations en raison des conséquences sur a) les vecteurs (principalement les eaux de ballast) et b) les changements dans l'environnement pouvant faciliter leur établissement (p. ex., température, substrat, salinité, polluants). D'autres organismes, comme les macrophytes, peuvent influencer directement ou indirectement sur la prolifération des espèces en cause dans les PAN en modifiant l'intensité de la lumière et les concentrations de nutriments ou en agissant comme substrat de croissance pour des organismes épiphytes. On ne connaît pas l'incidence des espèces envahissantes de zooplancton (p. ex., *Cercopagis pengoi*, *Bythotrephes cederstroemi*) et des brouteurs benthiques sur les PAN dans les Grands Lacs.

#### Modèles actuels et conception de l'échantillonnage

Les modèles d'écosystèmes classiques sont parfois dérivés de relations empiriques établies entre les moyennes saisonnières de nutriments et de biomasse algale. De nombreux modèles sont appliqués sans discernement, leurs hypothèses de départ ou leurs limites n'étant pas prises en compte (p. ex., Watson *et al.*, 2008a). Ainsi, les modèles intègrent des biais liés aux protocoles d'échantillonnage, aux biovolumes maximaux et minimaux, aux écumes de surface, aux valeurs maximales de chlorophylle a dans la couche profonde et à d'autres agrégations de biomasse. La distinction des valeurs maximales selon la profondeur est particulièrement importante dans le cas des populations de cyanobactéries, dont bon nombre peuvent réguler leur flottabilité ou former des tapis. Les communautés d'algues benthiques et littorales peuvent également causer des altérations importantes. Les diverses espèces d'algues et de cyanobactéries nuisibles réagissent de manière très différente aux facteurs de stress et à la charge de nutriments. De nombreuses espèces ont mis au point des stratégies variées pour s'adapter à ces facteurs. Les modèles actuels

ne permettent pas de prédire adéquatement les valeurs maximales de biomasse algale ni les concentrations de toxines et autres altérations préoccupantes.

Les scientifiques et les gestionnaires ont le choix de deux stratégies lorsqu'ils conçoivent des programmes d'échantillonnage. Chaque stratégie présente des avantages et des limites et doit permettre d'obtenir des réponses et d'atteindre les objectifs visés.

- Échantillonnage aléatoire : méthode permettant de recueillir des échantillons non biaisés relativement aux facteurs d'influence et aux effets observés dans les zones littorales ou au large. Cette stratégie répartit les valeurs maximales, peut minimiser les principaux secteurs préoccupants et est souvent inefficace pour résoudre les cas d'altérations et repérer les causes à l'échelle locale.
- Échantillonnage axé sur les zones à haut risque : méthode d'échantillonnage offrant une résolution en fonction du temps et de la profondeur et prévoyant des relevés spatiaux périodiques à grande échelle durant les périodes à haut risque (p. ex., à la fin de l'été). Cette méthode convient pour l'évaluation des conditions extrêmes, des risques localisés et des objectifs, mais ne permet pas toujours de détecter les valeurs maximales.

La combinaison de ces deux stratégies donne des résultats optimaux en matière d'évaluation et de surveillance des PAN. La coordination et l'aspect logistique de tels programmes posent cependant des difficultés, surtout compte tenu des nombreux organismes et partenaires internationaux qui œuvrent dans le bassin étendu et grandement fragmenté des Grands Lacs.

### Remerciements

Auteurs : Sue B. Watson, Recherche sur la gestion des écosystèmes aquatiques, Centre canadien des eaux intérieures, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, sue.watson@ec.gc.ca. <http://www.nwri.ca/staff/susanwatson-f.html>.

Gregory L. Boyer, directeur, Great Lakes Research Consortium, Université de l'État de New York, glboyer@esf.edu.

### Sources d'information

Barbiero, R., et M. Tuchman. 2001. « Results from the U.S. EPA's biological open water surveillance program of the Laurentian Great Lakes: I. Introduction and phytoplankton results ». *Journal of Great Lakes Research*, 27 : 134-154.

Barbiero, R.P., D.C. Rockwell, G.J. Warren et M.L. Tuchman. 2006. « Changes in spring phytoplankton communities and nutrient dynamics in the eastern basin of Lake Erie since the invasion of *Dreissena* spp. ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 63 : 1549-1563.

Boyer, G.L. 2007. « Cyanobacterial toxins in New York and the lower Great Lakes Ecosystems ». *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 619 : 151-163.

Brittain, S.M., J. Wang, J.L. Babcock, 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* ». *Journal of Great Lakes Research*, 26 : 241-249.

Carrick, H.J., J.B. Moon et B.F. Gaylord. 2005. « Phytoplankton dynamics and hypoxia in Lake Erie: A hypothesis concerning benthic-pelagic coupling in the central basin ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 (Suppl. 2) : 111-124.

Codd, G., L. Morrison et J. Metcalfe. 2005. « Cyanobacterial toxins: Risk management for health protection ». *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203 : 264-272.

Conroy, J.D., D.D. Kane, D.M. Dolan, W.J. Edwards, M.N. Charlton et D.A. Culver. 2005a. « Temporal trends in Lake Erie plankton biomass: Roles of external phosphorus loading and Dreissenid mussels ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 : 89-110.

Conroy, J.D., W.J. Edwards, R.A. Pontius, D.D. Kane, H. Zhang, J.F. Shea, J.N. Richey et D.A. Culver. 2005b. « Soluble nitrogen and phosphorus excretion of exotic freshwater mussels (*Dreissena* spp.): Potential impacts for nutrient remineralisation in western Lake Erie ». *Freshwater Biology*, 50 : 1146-1162.

- Conroy, J.D., E. Quinlan, D. Cane et D.A. Culver. 2007. « *Cylindrospermopsis* in Lake Erie: Testing its association with other cyanobacterial genera and major limnological parameters ». *Journal of Great Lakes Research*, 33 : 519-535.
- Devault, D.S., et D.C. Rockwell. 1986. « *Preliminary results of the 1978-79 Lake Erie intensive study – phytoplankton* ». Chicago, Great Lakes National Program Office de l'U.S. Environmental Protection Agency. Rapport non publié.
- Diep, N., N. Benoit, T. Howell et D. Boyd. 2006. « Spatial and temporal variability in the trophic status of nearshore waters across a spectrum of environments along the Georgian Bay coastline ». Second International Symposium on the Lake Huron Ecosystem: The State of Lake Huron: Ecosystem Change, Habitat, Contaminants, and Management, Honey Harbour (Ont.).
- Downing, J.A., S.B. Watson et E. McCauley. 2001. « Predicting cyanobacteria dominance in lakes ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 58 : 1905-1908.
- Dyble, J., P.A. Tester et R.W. Litaker. 2006. « Effects of light intensity on cylindrospermopsin production in the cyanobacterial HAB species *Cylindrospermopsis raciborskii* ». *African Journal of Marine Science*, 28 (2) : 309-312.
- Dyble, J., G.L. Fahnenstiel, R.W. Litaker, D.F. Millie et P. Tester. 2008. « Microcystin concentrations and genetic diversity of *Microcystis* in the lower Great Lakes ». *Environmental Toxicology*, 23 : 507-516.
- Edsall, T., et M. Charlton. 1997. *State of the Lakes Report: Nearshore Waters of the Great Lakes*. ISBN 0-662-26031-7. [http://www.epa.gov/glnpo/solec/solec\\_1996/Nearshore\\_Waters\\_of\\_the\\_Great\\_Lakes.pdf](http://www.epa.gov/glnpo/solec/solec_1996/Nearshore_Waters_of_the_Great_Lakes.pdf).
- Engle, C., G. Pounds et M. van der Ploeg. 1995. « The cost of off-flavor ». *Journal of the World Aquaculture Society*, 26 : 297-306.
- Fahnenstiel, G.L., D.F. Millie, J. Dyble, R.W. Litaker, P.A. Tester, M.J. McCormick, R. Rediske et D. Klarer. 2008. « Microcystin concentrations and cell quotas in Saginaw Bay, Lake Huron ». *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 11 : 190-195.
- Frost, P.C., et D.A. Culver. 2001. « Spatial and temporal variability of phytoplankton and zooplankton in western Lake Erie ». *Journal of Freshwater Ecology*, 16 : 435-443.
- Ghadouani, A., et R.E.H. Smith. 2005. « Phytoplankton distribution in Lake Erie as assessed by a new in situ spectrofluorometric technique ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 : 154-167.
- Gugger, M., R. Molica, B. Le Berre, P. Dufour, C. Bernard et J.-F. Humbert. 2005. « Genetic diversity of *Cylindrospermopsis* strains (*Cyanobacteria*) isolated from four continents ». *Applied and Environmental Microbiology*, 71 : 1097-1100.
- Guildford, S., R. Hecky, R. Smith, W. Taylor, M. Charlton, L. Barlow-Busch et R. North. 2005. « Phytoplankton nutrient status in Lake Erie in 1997 ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 (Suppl. 2) : 72-88.
- Hallegraef, G.M. 1993. « A review of harmful algal blooms and their apparent global increase ». *Phycologia*, 32 (2) : 77-99.
- Hamblin, P., et C. He. 2003. « Numerical models of the exchange flows between Hamilton Harbour and Lake Ontario ». *Revue canadienne de génie civil*, 30 : 168-180.
- Higgins, S.N., S.Y. Malkin, E.T. Howell, S.J. Guildford, L. Campbell, V. Hiriart-Baer et R.E. Hecky. 2008. « An ecological review of *Cladophora glomerata* (*Chlorophyta*) in the Laurentian Great Lakes ». *Journal of Phycology*, 44 (4) : 839-854.
- Hotto, A.M., M.F. Satchwell et G.L. Boyer. 2007. « Molecular characterization of potential microcystin-producing cyanobacteria in Lake Ontario embayments and nearshore waters ». *Applied and Environmental Microbiology*, 73 : 4570-4578.
- Howell, T. 2002. *Hamilton Harbour Research and Monitoring Workshop 2001 Season*. [http://www.hamiltonharbour.ca/rap/documents/reports/HamiltonHarbourResearchMonitoring\\_2002.pdf](http://www.hamiltonharbour.ca/rap/documents/reports/HamiltonHarbourResearchMonitoring_2002.pdf).



- Howell, T., S. Abernathy, A.S. Crowe, T. Edge, H. House, J. Milne, M. Charlton, P. Scharfe, S. Sweeny, S.B. Watson, S. Weir, A.M. Weselan et M. Veliz. 2005. *Sources and Mechanisms of Delivery of E. Coli (Bacteria) Pollution to the Lake Huron Shoreline of Huron County, Ontario*. Interim Report: Science Committee to Investigate sources of Bacterial Pollution of the Lake Huron Shoreline of Huron County.
- Jüttner, F., et S.B. Watson. 2007. « Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters ». *Applied and Environmental Microbiology*, 73 (14) : 4395-4406.
- Kane, D.D., S.I. Gordon, M. Munawar, M.N. Charlton et D.A. Culver. 2005. « A Planktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI) for Lake Erie: A new technique for checking the pulse of Lake Erie ». Dans M. Munawar et R.T. Heath (dir.), *Checking the Pulse of Lake Erie*, Leiden (Pays Bas), Backhuys Publishers.
- Keene. 2002. *Bay of Quinte Remedial Action Plan Update on Impaired Beneficial Use #9: Restrictions on Drinking Water Consumption, Taste and Odour*. Belleville (Ont.), Quinte Conservation Authority.
- Lake Huron Binational Partnership 2008 – 2010 Action Plan. 2008. [http://www.epa.gov/greatlakes/lamp/lh\\_2008/index.html](http://www.epa.gov/greatlakes/lamp/lh_2008/index.html).
- Lake St. Clair Canadian Watershed Coordination Council. 2005. « *The Lake St. Clair Canadian watershed draft technical report: An examination of current conditions* ». Publié comme document provisoire en janvier 2005. 79 pages. <http://www.bkejwanong.com/lakeStClair.html>.
- Lowes, C.I., et E.B. Young. 2008. « *Alternative sources of phosphorus for freshwater cyanobacteria and Lake Michigan phytoplankton* ». International Association for Great Lakes Research (IAGLR) 51st Annual Conference on Great Lakes Research, Peterborough (Ont.).
- Madenjian, C.P. 1995. « Removal of algae by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population in western Lake Erie: A bioenergetics approach ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 52 : 381-390.
- Makarewicz, J.C. 1993. « Phytoplankton biomass and species composition in Lake Erie, 1970 to 1987 ». *Journal of Great Lakes Research*, 19 : 258-274.
- Makarewicz, J.C., P. Bertram et T.W. Lewis. 2000. « Chemistry of the offshore surface waters of Lake Erie: Pre- and post-*Dreissena* introduction (1983-1993) ». *Journal of Great Lakes Research*, 26 : 82-93.
- Matisoff, G., et J.J.H. Ciborowski. 2005. « Lake Erie trophic status collaborative study ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 (Suppl. 2) : 1-10.
- 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 ». *Journal of Great Lakes Research*, 19 : 1-54.
- Moore, L., et S.B. Watson. 2007. « The Ontario Waterworks Consortium: A functional model of source water management/ understanding ». *Water Science and Technology*, 55 : 195-201.
- Munawar, M., et I. Munawar. 1976. « Lakewide study of phytoplankton biomass and its species composition in Lake Erie, April-December 1970 ». *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada*, 33 : 581-600.
- Munawar, M., et I.F. Munawar. 1996. *Phytoplankton Dynamics in the North American Great Lakes. Vol. 1: Lakes Ontario, Erie and St. Clair*. Amsterdam (Pays Bas), SPB Academic.
- Munawar, M., et I.F. Munawar. 2000. *Phytoplankton Dynamics in the North American Great Lakes. Vol. 2: Lakes Superior and Michigan, North Channel, Georgian Bay and Lake Huron*. Backhuys, Leiden. 253 pages.

- Murphy, T.P., K. Irvine, J. Guo, J. Davies, H. Murkin, M.N. Charlton et S.B. Watson. 2003. « New microcystin concerns in the lower Great Lakes ». *Water Quality Research Journal of Canada*, 1 : 127-134.
- North, R.L., S.J. Guildford, R.E.H. Smith, S.M. Havens et M.R. Twiss. 2007. « Evidence for phosphorus, nitrogen, and iron colimitation of phytoplankton communities in Lake Erie ». *Limnology and Oceanography*, 52 : 315-328.
- Patterson, M.W., J.H. Ciborowski et D. Barton. 2005. « The distribution and abundance of *Dreissena* species (*Dreissenidae*) in Lake Erie, 2002 ». *Journal of Great Lakes Research*, 31 : 223-237.
- Payton, A., S.B. Watson, K. Elsbury et C. Kendall. 2008. « *Phosphate sources and cycling in lake Erie: An isotope signatures approach* ». IAGLR 51st Annual Conference on Great Lakes Research, Peterborough (Ont.).
- Pearl, H.W. 1988. « Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters ». *Limnology and Oceanography*, 33 : 823-847.
- Rao, Y.R., M.G. Skafel, T. Howell et R.C. Murthy. 2003. « Physical processes controlling taste and odor episodes in Lake Ontario drinking water ». *Journal of Great Lakes Research*, 29 : 70-78.
- Ridal, J., S.B. Watson et B. Hicky. 2007. « Macrophytes: Key substrates for taste and odour producers in the St. Lawrence River ». *Water Science and Technology*, 55 (5) : 15-21.
- Rinta-Kanto, J.M., A.J.A. Ouellette, M.R. Twiss, G.L. Boyer, T. Bridgeman et S.W. Wilhelm. 2005. « Quantification of toxic *Microcystis* spp. during the 2003 and 2004 blooms in western Lake Erie using quantitative real-time PCR ». *Environmental Science & Technology*, 39 : 4198-4205.
- Rinta-Kanto, J.M., et S.W. Wilhelm. 2006. « Diversity of microcystin-producing cyanobacteria in spatially isolated regions of Lake Erie ». *Applied and Environmental Microbiology*, 72 : 5083-5085.
- Schiefer, K. 2003. *Water Quality Study of Sturgeon Bay*. Rapport préparé pour le canton de The Archipelago.
- Schiefer, K.A., et K. Schiefer. 2002. *Surface Water Quality in the Southeastern Area of Georgian Bay, 2002*. Rapport préparé pour la G.B.A. Foundation, le canton de Georgian Bay et la municipalité de district de Muskoka.
- Smayda, T.J. 1997. « Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea ». *Limnology and Oceanography*, 4 : 1138-1153.
- Stewart, I., P.J. Schluter et G.R. Shaw. 2006. « Cyanobacterial lipopolysaccharides and human health: A review ». *Environmental Health*, 5 : 1-13.
- 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 ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 58 : 1208-1221.
- Vis, C., A. Cattaneo et C. Hudon. 2008. « Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion ». *Journal of Phycology*, 44 : 38-44.
- Watson, S.B. 2003. « Chemical communication or chemical waste? A review of the chemical ecology of algal odour ». *Phycologia*, 42 : 333-350.
- Watson, S.B. 2007. « *Cyanobacterial blooms in Hamilton Harbour: Risk, causes and consequences* ». Hamilton Harbour Watershed Monitoring and Research Report, 2006 season.

- 
- Watson, S.B., et J.J. Ridal. 2004. « Periphyton: A primary source of widespread and severe taste and odour ». *Water Science and Technology*, 49 : 33-39. PMID : 15237604.
- Watson, S.B., et T. Howell. 2007. « *Sturgeon Bay: Cyanobacteria blooms in a northeast embayment of Lake Huron/Georgian Bay* ». Montréal (Qc), 30e Congrès, Association internationale de limnologie théorique et appliquée.
- Watson, S.B., M.N. Charlton, T. Murphy, T. Mamone et T. Parr. 2003. *Hamilton Harbour: Phytoplankton and Algal Toxins*. Hamilton Harbour Remedial Action Plan.
- Watson, S.B., S. Millard et M. Burley. 2005. *Taste-Odour and Toxins in the Bay of Quinte*. Project Quinte Monitoring Report #16, Bay of Quinte RAP Restoration Council / Project Quinte. Trenton (Ont.). 164 pages.
- Watson, S.B., M. Charlton, R. Yerubandi, T. Howell, J. Ridal, B. Brownlee, C. Marvin et S. Millard. 2007. « Off flavour in large waterbodies: Physics, chemistry and biology in synchrony ». *Water Science and Technology*, 55 (5) : 1-8.
- Watson, S.B., G.L. Boyer et J. Ridal. 2008a. « Taste and odour and cyanobacterial toxins: Impairment, prediction and management in the Great Lakes ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 65 (8) : 1779-1796.
- Watson, S.B., C. Hudon et A. Cattaneo. 2008b. « *Cyanobacterial impairments in the Great Lakes-St. Lawrence River: Benthic fingerprints of anthropogenic activity* ». Burlington (Ont.), 43e Conférence de l'Association canadienne sur la qualité de l'eau.
- Watzin, M.C., E. Brines Miller, A.D. Shambaugh et M.A. Kreider. 2006. « Application of the WHO alert level framework to cyanobacteria monitoring on Lake Champlain, Vermont ». *Environmental Toxicology*, 21 (3) : 278-288.
- Wilhelm, S.W., J.M. DeBruyn, O. Gillor, M.R. Twiss, K. Livingston, R.A. Bourbonniere, L.D. Pickell, C.G. Trick, A.L. Dean et R.M.L. McKay. 2003. « Effect of phosphorus amendments on present day plankton communities in pelagic Lake Erie ». *Aquatic Microbial Ecology*, 32 : 275-285.
- Wilhelm, S.W. 2008. « Field methods in the study of toxic cyanobacterial blooms: Results and insights from Lake Erie research ». *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 619 : 501-12.
- Yang, X. 2007. « *Occurrence of a cyanobacterial neurotoxin, anatoxin-a, in New York State waters* ». Thèse de doctorat. Syracuse (N.Y.), Université de l'État de New York – ESF. 244 pages.



## 5.6 Zone littorale des Grands Lacs et santé humaine

### État de l'écosystème

Vu la variation des situations et des tendances touchant les indicateurs de la santé publique dans la région des Grands Lacs, il est difficile de déterminer quel type d'évaluation tiendrait fidèlement compte de l'ensemble des indicateurs de l'écosystème. Les concentrations de biphényles polychlorés (BPC) continuent de diminuer, mais sont toujours à l'origine de recommandations visant à limiter la consommation de poissons de pêche sportive des Grands Lacs. Dans l'ensemble, la qualité de l'air s'améliore partout dans le bassin. L'affichage d'avis sanitaires, les avertissements et la fermeture de plages témoignent de la présence de tendances diverses, allant de la détérioration à l'amélioration, et la qualité de l'eau potable demeure bonne (Tableau 1).

N°	Nom de l'indicateur	Évaluation de 2009 (état, tendance)						
		Lac						
		SU	MI	HU	ER	ON		
4175	Qualité de l'eau potable	◆						
4177	Marqueurs biologiques de l'exposition humaine aux substances chimiques persistantes	?						
4200	Avis, avertissements et fermetures de plages	US ◆	→	U.S ◆	←	US ◆		
		CA →	→	CA →	←	CA ←		
4201	Contamination des poissons de pêche sportive	◆	→	→	◆	→		
4202	Qualité de l'air	→						
<b>Statut</b>		<b>Tendance</b>						
					→	◆	←	?
Non évalué	Bon	Passable	Médiocre	Mitigé	S'améliore	Inchangé	Se détériore	Indéterminé
Remarque : Les rapports d'avancement et certains rapports des années antérieures ne contiennent pas d'évaluation de l'état ou de la tendance.								

**Tableau 1.** Évaluation des indicateurs de la santé humaine pour 2009.

Source : *Rapport technique sur l'état des Grands Lacs 2009.*

### Contamination des poissons de pêche sportive

De façon générale, les concentrations de contaminants organochlorés dans les poissons de pêche sportive des Grands Lacs sont en baisse. Toutefois, aux États-Unis, les concentrations de BPC justifient toujours la diffusion de mises en garde visant à limiter la consommation de ces poissons. En Ontario, la plupart des mises en garde sont dues à la présence de BPC, de mercure (Hg), de dioxines et de furannes. Selon le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO), le toxaphène est aussi responsable d'une mince proportion de mises en garde relativement aux poissons de pêche sportive des lacs Supérieur et Huron. En plus d'être des indicateurs de la santé humaine, les contaminants présents chez les poissons sont d'importants indicateurs des niveaux de contamination d'un écosystème aquatique. Des contaminants souvent indétectables dans l'eau peuvent être décelés chez les poissons en raison de la bioaccumulation des substances organohalogénées en haut de la chaîne alimentaire.

Les autorités américaines et canadiennes (Ontario) prélèvent et analysent des poissons de pêche sportive pour en déterminer les concentrations de contaminants et les comparer aux valeurs établies aux fins de la protection de la santé ou de diffusion d'avis de consommation destinés à protéger la santé des êtres humains. Depuis plus de trois décennies, les concentrations de contaminants chez les poissons des Grands Lacs font l'objet d'une surveillance dans le cadre du Great Lakes Fish Monitoring Program du Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (U.S. Environmental Protection Agency) et du Programme de surveillance de la contamination du poisson gibier du MEO.

Les avis relatifs à la consommation de poissons de pêche sportive ne sont pas uniformisés à la grandeur du bassin des Grands Lacs; ils varient selon l'organisation ou l'entité gouvernementale chargée de les émettre. Aux États Unis, le gouvernement fédéral n'émet pas de tels avis, cette tâche revient plutôt aux États et aux administrations tribales. Au Canada, il incombe au MEO de renseigner

les Canadiens sur la fréquence à laquelle ils peuvent consommer du poisson de pêche sportive capturé dans les eaux canadiennes des Grands Lacs ainsi que sur les portions recommandées. Le GLNPO de l'EPA prélève des filets de poissons de pêche sportive, les analyse pour déceler la présence de contaminants et compare les concentrations aux catégories établies dans le *Protocol for a Uniform Great Lakes Sport Fish Consumption Advisory*, qui a été élaboré par les États des Grands Lacs.

Selon les données du MEO, la concentration de BPC totaux chez le Touladi a continué de décliner depuis le début des années 1990. Les données recueillies pour le lac Supérieur varient dans le temps, mais elles font état d'une diminution générale. Les données les plus récentes du MEO, obtenues en 2006, correspondent à une consommation maximale de deux repas par mois, tandis que celles du GLNPO correspondent à la catégorie d'un repas par semaine (tableaux 2 et 3). Le MEO recommande aux populations sensibles de ne consommer que deux repas par mois de poisson de pêche sportive provenant du lac Érié, tandis que le GLNPO recommande un repas par mois. Selon le MEO, les concentrations actuelles de BPC chez le Touladi du lac Huron permettent une consommation sécuritaire maximale de deux repas par mois, alors que le GLNPO recommande actuellement un repas par semaine. Historiquement, les plus fortes concentrations de BPC dans les tissus de poissons de pêche sportive ont été décelées dans le lac Ontario pour ce qui est du MEO, et dans le lac Michigan dans le cas du GLNPO (le MEO ne fait pas de collecte de poissons dans le lac Michigan). De la fin des années 1970 jusqu'à 1999, la concentration de BPC chez le Touladi du lac Ontario déterminée par le MEO dépassait la limite de la catégorie « ne pas consommer ». Des concentrations passablement inférieures ont été mesurées dans les échantillons les plus récents prélevés en 2006 et 2007, et les concentrations actuelles permettraient une consommation de deux repas par mois pour la population en général. Les concentrations de BPC actuellement déterminées par le GLNPO pour les poissons de pêche sportive correspondent à la catégorie d'un repas par semaine. Les données du GLNPO obtenues pour les poissons de pêche sportive du lac Michigan peuvent servir à dégager des tendances générales, car elles proviennent de nombreux sites de collecte. Elles font état d'une baisse généralisée des concentrations de BPC dans les filets de Saumon coho et de Saumon chinook. Les concentrations actuelles correspondent en majorité à la catégorie des recommandations de consommation d'un repas par mois; celles d'un site correspondent à la catégorie d'un repas par semaine. Le site Web de l'EPA (<http://www.epa.gov/fishadvisories/states.htm>) comporte un lien menant aux avis sur la consommation de poissons émis par les programmes environnementaux et les services de santé des États et des administrations tribales pour les plans d'eau de leurs localités.

Nombre maximal de repas recommandé par mois		BPC (ppm)	Mirex (ppm)	Photomirex (ppm)	Toxaphène (ppm)	Mercure (ppm)	
Population générale	Population sensible*					Population générale	Population sensible*
8	8	< 0,105	< 0,082	< 0,015	< 0,235	< 0,61	< 0,26
4	4	0,105 à 0,211	0,082 à 0,164	0,015 à 0,031	0,235 à 0,469	0,61 à 1,23	0,26 à 0,52
2	Ne pas consommer	0,211 à 0,422	0,164 à 0,329	0,031 à 0,061	0,469 à 0,939	1,23 à 1,84	> 0,52
1	Ne pas consommer	0,422 à 0,844	0,329 à 0,657	0,061 à 0,122	0,939 à 1,877	–	> 0,52
Ne pas consommer	Ne pas consommer	> 0,844	> 0,657	> 0,122	> 1,877	> 1,84	> 0,52

**Tableau 2.** Recommandations des limites de consommation pour la population générale et la population sensible\* par le ministère de l'Environnement de l'Ontario d'après le *Guide de consommation de poisson gibier de l'Ontario*, 2006.

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

Source: le ministère de l'Environnement de l'Ontario 2009.

Catégories de limites de consommation	Concentration (ppm)		
	BPC	Hg	Chlordane
Aucune restriction	0 à 0,05	0 ≤ 0,05	0 à 0,15
2 repas par semaine		> 0,05 ≤ 0,11	
1 repas par semaine	0,06 à 0,2	> 0,11 ≤ 0,22	0,16 à 0,65
1 repas par mois	0,21 à 1,0	> 0,22 ≤ 0,95	0,66 à 2,82
6 repas par an	1,1 à 1,9		2,82 à 5,62
Ne pas consommer	> 1,9	> 0,95	> 5,62

**Tableau 3.** Recommandations des limites de consommation pour la population sensible (femmes en âge de procréer et enfants de moins de 15 ans) selon le *Protocol for a Uniform Great Lakes Sport Fish Consumption Advisory*.

Source : Great Lakes Sport Fish Advisory Task Force.

<http://fn.cfs.purdue.edu/anglingindiana/HealthRisks/TaskForce.pdf>.

Le mercure est un autre contaminant préoccupant chez les poissons de pêche sportive à cause des effets néfastes du méthylmercure sur la fonction et le développement neurologiques. Le MEO a constaté que les concentrations de mercure chez le Doré jaune et le Touladi prélevés dans le lac Érié avaient considérablement diminué, passant de 0,76 ppm en 1970 à 0,14 ppm en 2006. Le MEO n'a donc plus d'avis de consommation en vigueur pour ce lac. Quant aux données obtenues par le GLNPO, elles correspondent à la recommandation de deux repas par semaine. Les concentrations de mercure chez les poissons du lac Huron ont aussi diminué ces dernières décennies, passant ainsi sous le seuil des restrictions relatives à la consommation pour les populations sensibles au Canada. Les données actuelles du GLNPO pour ce lac correspondent à la catégorie d'un repas par semaine. Les concentrations de mercure chez les poissons ont aussi diminué dans les autres lacs. Selon les données du GLNPO, on peut consommer un repas par mois de poisson de pêche sportive provenant du lac Michigan. D'après les plus récentes données connues, le MEO recommande de consommer quatre repas par mois de poissons de pêche sportive provenant du lac Ontario, et le GLNPO, un repas par semaine. En ce qui a trait aux poissons du lac Supérieur, la recommandation du MEO est de quatre à huit repas par mois pour les populations sensibles, en raison de la constance des concentrations de mercure mesurées depuis l'an 2000. La recommandation du GLNPO est de deux repas par semaine. Le site Web de l'EPA (<http://www.epa.gov/fishadvisories/states.htm>) contient également un lien menant aux avis sur la consommation de poissons en lien avec les concentrations de mercure, lesquels avis sont émis par les programmes environnementaux et les services de santé des États et des administrations tribales pour les plans d'eau de leurs localités.

L'interdiction d'utiliser ou de produire des substances nocives et les restrictions relatives aux émissions ont eu pour effet de réduire les concentrations de bon nombre de substances toxiques persistantes et bioaccumulables (TPB) dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1970. Toutefois, en raison de leur potentiel de bioaccumulation et de leur persistance dans l'environnement, ces substances continuent de soulever beaucoup de préoccupations. Par le passé, les BPC étaient les contaminants les plus fréquemment à l'origine des restrictions concernant la consommation de poissons de pêche sportive des Grands Lacs, alors que, dans certaines régions, les contaminants en cause étaient les dioxines, les furannes et le toxaphène (lac Supérieur), ou le mirex et le photomirex (lac Ontario). De 1984 à 2006, les concentrations de toxaphène mesurées par le MEO chez le Touladi du lac Supérieur étaient comprises entre 0,810 et 0,346 ppm. De telles concentrations autorisent jusqu'à quatre repas de ce poisson par mois. Par ailleurs, Santé Canada a récemment revu à la baisse la dose journalière acceptable (DJA) pour les BPC et les dioxines, une mesure qui a donné lieu à une fréquence accrue des restrictions de consommation imputables aux BPC, aux dioxines et aux furannes et réduit la fréquence relative des restrictions de consommation liées au toxaphène, au mirex et au photomirex.

#### Qualité de l'air

En général, l'état de la qualité de l'air dans le bassin des Grands Lacs est mitigé, mais les tendances indiquent une amélioration globale.

La qualité de l'air dans le bassin des Grands Lacs s'est grandement améliorée. Des progrès considérables ont été réalisés depuis plus d'une décennie en matière de réduction des concentrations urbaines et locales de polluants, bien que ces progrès aient quelque peu ralenti ces dernières années. Les concentrations ambiantes de monoxyde de carbone (CO), de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>), de dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), de plomb et de PM<sub>10</sub> (particules d'un diamètre égal ou inférieur à 10 micromètres) ont toutes diminué considérablement depuis les années 1990. Par exemple, les concentrations de CO et de plomb ont diminué de plus de 70 % de part et d'autre des États-Unis et du Canada. Les émissions reliées à ces polluants ont également largement été réduites, ce qui démontre la réussite de mesures telles que l'imposition de normes d'émission plus strictes visant une grande diversité de sources, telles que la combustion des carburants, les transports et certaines industries, et d'autres mesures comme le programme sur les pluies acides de l'EPA et la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000.

Les toxiques atmosphériques sont également des polluants typiques des milieux urbains ou locaux. Ils englobent un nombre important de polluants qui, compte tenu de leur toxicité et de la probabilité d'exposition, peuvent être nocifs pour la santé humaine et avoir des effets environnementaux et écologiques préjudiciables. Récemment, l'EPA publiait les résultats de son évaluation nationale, la National Assessment of Air Toxics (NATA), qui visait à recenser et à placer par ordre de priorité les substances toxiques atmosphériques, les types de sources d'émission et les lieux qui sont les plus préoccupants du point de vue du risque pour la population. D'un point de vue national, aux États Unis, le benzène constitue le plus important toxique atmosphérique pour lequel on peut estimer un risque de cancer, contribuant à 25 % du risque moyen de cancer individuel établi selon cette évaluation. D'après les données recueillies au moyen des réseaux de surveillance en place, les concentrations moyennes annuelles de benzène en milieu urbain ont diminué de 55 % entre 1994 et 2006. Des tendances à court terme devraient être établies dans un avenir rapproché, dès que le National Air Toxic Trend Site (NATTS), un réseau nouvellement établi, communiquera des données. De

même, au Canada, les concentrations de benzène en milieu urbain ont diminué de 68 % entre 1991 et 2006. Les concentrations devraient poursuivre sur cette veine, puisque l'EPA prévoit que les émissions de benzène provenant du secteur des transports devraient diminuer d'environ 60 % entre 1999 et 2020.

Les composés de manganèse sont une autre catégorie de toxiques atmosphériques particulièrement préoccupants dans la région des Grands Lacs. Leurs émissions proviennent des usines sidérurgiques, des centrales électriques, des fours à coke et de nombreuses installations de traitement des métaux de moindre envergure. Selon le National Emissions Inventory (NEI) des États-Unis pour 1999, des dix régions de l'EPA, la région 5 est celle où les émissions de manganèse sont les plus élevées, représentant 36,6 % de toutes les émissions de cette substance au pays. Il semble que, au cours des dernières années, la lutte contre les émissions ait eu un impact sur les concentrations ambiantes de manganèse, puisqu'elles ont connu une baisse de 28 % entre 2000 et 2006. Cette tendance apparente devra être confirmée par des données portant sur plusieurs autres années. Le Canada a également fait rapport de réductions volontaires notables de certaines émissions de toxiques atmosphériques grâce au programme Accélération de la réduction/élimination des toxiques (ARET).

Les polluants régionaux comme l'ozone troposphérique et les particules fines continuent d'être préoccupants dans le bassin des Grands Lacs, particulièrement dans le corridor Detroit-Windsor-Ottawa, le bassin du lac Michigan et la région Buffalo-Niagara. Les concentrations d'ozone troposphérique peuvent augmenter dans la région sous l'effet des courants du large susceptibles d'emprisonner localement les polluants pendant des jours sous une inversion de type maritime. Des concentrations d'ozone constamment élevées sont mesurées dans les parcs provinciaux à proximité des lacs Huron et Érié, et la partie ouest du Michigan subit les effets du transport de polluants en provenance de Chicago au dessus du lac. Les concentrations d'ozone des États-Unis et du Canada diminuent de façon constante depuis les années 1990, mais de nombreuses régions ne se sont pas encore conformées à la norme américaine relative à l'ozone ou ont dépassé les standards pancanadiens (SP). En outre, les moyennes saisonnières de l'Ontario ont connu une tendance générale à la hausse de 1980 à 2006, les moyennes ayant augmenté d'environ 27 % à l'été et d'environ 50 % à l'hiver. La hausse de ces moyennes saisonnières semble être en grande partie reliée aux réductions d'émissions de NO<sub>x</sub> (occasionnant un changement de la chimie atmosphérique des milieux urbains) et à l'augmentation des concentrations naturelles globales d'ozone.

Les particules fines présentent un danger pour la santé en raison de leur capacité à pénétrer profondément dans les poumons, contrairement aux particules plus grossières. Aux États Unis, les concentrations annuelles moyennes de PM<sub>2,5</sub> (particules dont le diamètre est égal ou inférieur à 2,5 micromètres) ont diminué de 14 % entre 2000 et 2006 à l'échelle nationale. Des tendances semblables sont constatées pour les concentrations quotidiennes de PM<sub>2,5</sub>. Toutefois, trois secteurs de la région des Grands Lacs ne respectent pas la norme relative aux PM<sub>2,5</sub> (Chicago-Gary-Lake County, région métropolitaine de l'Illinois et de l'Indiana; Detroit-Ann Arbor, région métropolitaine du Michigan; Cleveland-Akron-Lorain, région métropolitaine de l'Ohio). Au Canada, parce que la surveillance continue des PM<sub>2,5</sub> n'a débuté que tout récemment, les données ne sont pas suffisantes pour qu'une tendance soit établie. Cependant, des données récentes de l'Ontario révèlent que cinq des 18 sites désignés ont des taux supérieurs à la cible des SP, soit 30 µg/m<sup>3</sup>. Les conditions météorologiques constituent également un facteur important dans la formation de PM<sub>2,5</sub> et les sources d'émission. Au cours des périodes plus froides, la demande plus forte engendrée par le chauffage des résidences et des commerces crée des émissions plus directes de PM<sub>2,5</sub>, alors que dans les mois plus chauds, les conditions météorologiques sont plus propices à la formation de PM<sub>2,5</sub> dans l'atmosphère. Par exemple, en 2005, une augmentation temporaire des concentrations de PM<sub>2,5</sub> dans le Midwest industriel (notamment au Wisconsin, en Illinois, en Indiana, au Michigan, en Ohio, au Kentucky et dans certaines parties de la Virginie-Occidentale, en Pennsylvanie et à New York) résultait sans doute d'un hiver plus froid que la normale et d'un été plus chaud que la normale, ce qui a engendré une hausse des concentrations de nitrates et de sulfates, respectivement.

#### Avis, avertissements et fermetures de plages

Dans le bassin des Grands Lacs, les avis sanitaires relatifs aux plages sont fondés sur des concentrations élevées d'*Escherichia coli* (*E. coli*) ou d'autres organismes indicateurs, qui sont signalées par les services sanitaires des comtés (États-Unis), les services de santé publique (Ontario) ou les services sanitaires municipaux. Les recommandations relatives à la présence d'*E. coli* de l'EPA sont fondées sur une concentration maximale de 235 unités formant des colonies (UFC) par 100 mL dans un seul échantillon. Le Michigan utilise la valeur de 300 UFC par 100 mL, autorisée par l'EPA. Pour *Enterococci*, une autre bactérie indicatrice, l'EPA recommande d'utiliser comme critère la valeur maximale de 62 bactéries par 100 mL dans un seul échantillon. Lorsque les

concentrations d'un organisme indicateur excèdent les valeurs des critères recommandés, on interdit alors la baignade ou l'on pose des affiches avertissant les utilisateurs de la plage et les baigneurs du danger possible.

Le pourcentage des plages américaines des Grands Lacs ouvertes pendant toute une saison est demeuré relativement constant de 1998 à 2007, soit 74 % en moyenne. Il est cependant à noter que le nombre de plages pour lesquelles des signalements sont faits a plus que doublé entre 2002 et 2004 et a encore doublé entre 2004 et les deux dernières années. Au Canada, le pourcentage moyen de plages ouvertes pendant toute la saison était de 49 % environ entre 1998 et 2007. Au cours des saisons de 2006 et de 2007, le pourcentage de plages ayant fait l'objet d'avis plus de 10 % du temps a été en moyenne de 9 % aux États-Unis et de 42 % au Canada. Pour assurer des comparaisons cohérentes, les données concernant les avis des mois de juin, juillet et août ont été utilisées pour les calculs.

Les données pour les Grands Lacs de 2006 et 2007 indiquent que le nombre de signalements pour les plages a augmenté de façon appréciable aux États-Unis et légèrement plus par rapport aux années précédentes au Canada. Les données révèlent une amélioration depuis 2004 et 2005, mais une détérioration par rapport à la période allant de 1998 à 2003. Ces données ont peut être été influencées par le fait que certaines plages non directement situées sur les Grands Lacs ont été incluses dans l'ensemble des données du Canada avant 2004, et qu'elles en ont été retirées en 2004. Il convient également de préciser que les données américaines comportent beaucoup plus de signalements, ce qui accroît le degré d'incertitude de l'analyse des tendances.

La *Great Lakes Strategy 2002* des États-Unis a pour objectif de rendre les eaux propres à la baignade sur toutes les plages des Grands Lacs d'ici 2010, ce qui suppose que les eaux de 90 % de toutes les plages des Grands Lacs dont la priorité est jugée élevée et qui font l'objet d'une surveillance seront conformes aux normes bactériologiques pendant plus de 95 % de la saison de baignade. L'utilisation de cet objectif comme outil d'évaluation montre que seules les plages des lacs Supérieur et Huron sont conformes aux États-Unis à l'heure actuelle. En ce qui a trait aux lacs Michigan, Érié et Ontario, plusieurs groupes s'emploient actuellement à recenser et à atténuer les sources de contamination des plages. Malheureusement, cet objectif clé de la stratégie n'est atteint pour aucun des lacs au Canada, mais bien que l'on ait observé une certaine détérioration, il y a eu aussi des améliorations par rapport à 2004 et 2005. Dans l'ensemble, l'état de cet indicateur est mitigé, et sa tendance demeure inchangée.

#### Qualité de l'eau potable

Cet indicateur sert à évaluer les niveaux de contamination chimique et microbienne de l'eau potable et le risque d'exposition des êtres humains à cette contamination ainsi qu'à examiner l'efficacité des politiques et des technologies utilisées pour garantir l'innocuité de l'eau potable. Aux États-Unis, cette information est fournie par les usines de traitement de l'eau qui produisent des rapports annuels sur la qualité de l'eau destinés aux consommateurs (Consumer Confidence and Water Quality Reports). Cette information est ensuite vérifiée et complétée à l'aide d'un système d'information sur l'innocuité de l'eau potable, le Safe Drinking Water Information System (SDWIS). Au Canada, le MEO produit des rapports annuels à partir des renseignements obtenus auprès des exploitants de réseaux d'eau potable et d'autres sources. Aux États-Unis, les données pour l'année d'exploitation de 2007 (ou celles de l'année d'exploitation de 2006, lorsque celles de 2007 n'étaient pas accessibles) ont été recueillies auprès de 43 usines de traitement de l'eau. Au Canada, 74 réseaux d'eau potable ont transmis des données pour la période s'étalant de janvier à juin 2004. Il convient de préciser qu'aux États Unis, l'accent est surtout mis sur l'eau après traitement ou sur l'eau potable traitée, tandis qu'au Canada, les eaux brutes et traitées font toutes deux l'objet d'essais.

La qualité de l'eau potable dans le bassin des Grands Lacs est le mieux évaluée par l'utilisation de dix paramètres, dont plusieurs paramètres chimiques et microbiologiques et d'autres indicateurs de risque pour la santé. Une norme régit l'utilisation de ces paramètres. L'EPA définit cette norme comme étant le niveau maximal de contamination (NMC), tandis qu'en Ontario, elle est définie comme la concentration maximale acceptable (CMA). Une concentration maximale acceptable provisoire (CMAP) est aussi utilisée au Canada pour la gestion des paramètres pour lesquels les données toxicologiques sont insuffisantes, ou lorsqu'il est impossible de déterminer une CMA.

L'atrazine, les nitrates et les nitrites sont des contaminants chimiques qui ont été évalués dans le rapport conformément aux normes établies aux États-Unis et au Canada. Dans le bassin des Grands Lacs, les concentrations d'atrazine dans l'eau traitée étaient conformes à la norme et aucune infraction n'a été signalée. Il en était de même en Ontario où l'on a cependant noté des concentrations quelque peu supérieures dans les eaux brutes. En ce qui a trait aux nitrates, les concentrations n'ont jamais dépassé les valeurs recommandées dans les normes des deux pays, de sorte qu'il ne devrait pas y avoir de problème d'ordre sanitaire. Il n'y



a eu que deux infractions aux États-Unis entre janvier et décembre 2006. Des nitrites ont rarement été décelés aux États-Unis et ne l'ont été que dans l'eau traitée d'usines de traitement dont l'eau brute provenait de rivières, de petits lacs ou de réservoirs. Aucune infraction n'a été signalée pour les nitrites. Aucune concentration de nitrites supérieure à la CMA n'a été signalée en Ontario, et aucune infraction n'a été rapportée.

Les paramètres microbiologiques évalués sont les coliformes totaux, *E. coli*, *Giardia* et *Cryptosporidium*. Aux États Unis, des infractions aux normes sanitaires et des infractions relatives à la surveillance et au signalement de coliformes totaux ont été relevées à deux usines de traitement de l'eau. De plus, une infraction en matière de surveillance et de signalement d'*E. coli* a été rapportée, mais aucune infraction d'ordre sanitaire n'a été relevée dans les usines de traitement de l'eau. En Ontario, la présence d'*E. coli* n'a pas été décelée dans les échantillons d'eau traitée, bien que de petites concentrations aient été trouvées dans des échantillons d'eau brute. Des coliformes totaux ont aussi été décelés dans quelques échantillons d'eau traitée et dans de nombreux échantillons d'eau brute.

L'Ontario a adopté une réglementation sur l'élimination ou l'inactivation de *Giardia* et de *Cryptosporidium*, mais aucune donnée n'est encore disponible. Dans le bassin des Grands Lacs du côté des États-Unis, la présence de ces microorganismes n'a été décelée dans l'eau traitée d'aucune usine de traitement de l'eau, mais les rapports sur la qualité de l'eau destinés aux consommateurs faisaient état de leur présence dans les eaux alimentant les usines (lacs Érié, Huron, Michigan et Ontario et petits lacs ou réservoirs). Les rapports montrent l'efficacité des usines de traitement de l'eau à éliminer ces contaminants microbiens, mais soulignent aussi la nécessité de poursuivre les recherches sur les eaux brutes du bassin des Grands Lacs. Pour le moment, il est improbable qu'un de ces contaminants microbiens entraîne de graves problèmes sanitaires.

À ces paramètres d'évaluation des contaminants chimiques et microbiens s'ajoutent les techniques de traitement qui font intervenir la turbidité, le carbone organique total (COT) aux États-Unis et le carbone organique dissous (COD) au Canada et qui influent aussi sur l'innocuité de l'eau potable. Les données américaines sur la turbidité sont difficiles à évaluer, car les exigences et la réglementation s'appliquant aux usines de traitement de l'eau varient en fonction de la source d'eau et de la technique utilisée. Il n'y a pas eu d'infraction d'ordre sanitaire, mais deux infractions relatives à la surveillance et au signalement ont été notées en juin et juillet 2007. En Ontario, le rapport du Programme de surveillance de l'eau potable pour 2003-2004 indiquait que 78 échantillons d'eau brute, dont bon nombre provenaient du lac Sainte-Claire et de la rivière Detroit, n'étaient pas conformes à l'objectif d'ordre esthétique.

L'EPA ne signale qu'une seule infraction en matière de surveillance et de signalement ayant trait au carbone organique total. En Ontario, les données pour 2003-2004 font état de 110 infractions dans des échantillons d'eau brute, mais la plupart des résultats élevés pour le carbone organique dissous avaient trait à de l'eau provenant de petites rivières et de petits lacs.

## **Pressions**

### Contamination des poissons de pêche sportive

Aux États-Unis, les États et les administrations tribales renseignent le public au sujet de la consommation de poissons de pêche sportive. Les avis et les mises en garde formulés ne font pas l'objet d'une réglementation, mais certains États utilisent les valeurs contenues dans les directives fédérales pour la pêche commerciale comme concentrations admissibles de contaminants. Il incombe à chaque État ou administration tribale de rédiger des mises en garde relatives à la consommation de poissons et de les adapter aux besoins des citoyens en matière de santé. Les recommandations pour une même espèce et un même lac peuvent donc varier en fonction des programmes de chaque État ou de chaque tribu. L'Ontario gère l'application des mises en garde et des avis émanant du gouvernement fédéral, et les données ainsi obtenues indiquent que les concentrations de substances toxiques persistantes et bioaccumulables, comme les BPC, ont diminué chez le Touladi dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs. Elles demeurent cependant supérieures aux limites actuelles de consommation, d'où la nécessité d'exercer une surveillance régulière. Afin d'être proactif, il faudrait aussi inclure dans les programmes de surveillance les substances chimiques pour lesquelles les préoccupations sont grandissantes.

### Qualité de l'air

La situation de la qualité de l'air est difficile à évaluer, car la croissance économique et démographique constante et l'étalement urbain qui y est associé menacent de faire contrepoids aux réductions d'émissions obtenues grâce aux politiques en place. Les changements climatiques pourraient occasionner des changements météorologiques plus propices à l'augmentation des

concentrations ambiantes de nombreux polluants. Les données sont de plus en plus nombreuses à indiquer que des changements touchent l'ensemble de l'atmosphère. Les recherches en santé montrent aussi qu'il pourrait s'avérer nécessaire d'abaisser les valeurs des normes actuelles et d'examiner les effets de polluants multiples.

#### Avis, avertissements et fermetures de plages

Les avis, avertissements et fermetures de plages sont tous fondés sur l'analyse d'échantillons en laboratoire, laquelle peut prendre de 18 à 24 heures. Ce délai réduit l'efficacité de l'affichage et de la levée ultérieure des interdictions. Le temps nécessaire pour élaborer un protocole d'essais rapides pour les indicateurs bactériologiques de même que les coûts, la formation et les temps de prélèvement des méthodes rapides portent à favoriser l'utilisation de modèles prédictifs pour estimer le moment où la concentration de bactéries dépassera les valeurs recommandées dans les normes sur la qualité de l'eau. Ainsi, à supposer que les sources de contaminants demeurent constantes dans les Grands Lacs, les données d'analyse antérieures peuvent servir à prédire le moment où les numérations de bactéries seront élevées (p. ex. détérioration de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives après un événement météorologique particulier).

L'augmentation de la pollution ponctuelle ou diffuse dans les zones côtières due à l'accroissement de la population et de l'utilisation des terres pourrait se traduire par des avertissements touchant un plus grand nombre de plages, notamment par temps pluvieux. Aux États-Unis, tous les États côtiers (y compris ceux en bordure des Grands Lacs) ont appliqué à leurs eaux côtières des critères assurant la même protection que les critères bactériologiques recommandés par l'EPA (utilisation d'*E. coli* ou d'*Enterococci* comme indicateurs). En Ontario, le Protocole de gestion des plages de 1998 a permis d'uniformiser les conditions justifiant l'affichage d'avis de danger sur les plages publiques, mais les conditions régissant la levée de ces avis demeurent variables.

#### Qualité de l'eau potable

La plus importante contrainte à l'égard de la qualité de l'eau potable dans le bassin des Grands Lacs est la dégradation des eaux de ruissellement. L'altération de la qualité de l'eau résulte de plusieurs facteurs, notamment de l'accélération du développement industriel à proximité immédiate ou non des plans d'eau, l'étalement urbain de faible densité et l'agriculture (cultures et élevage). La pollution de sources ponctuelles, provenant par exemple des usines de traitement des eaux usées, peut aussi contribuer à contaminer les sources d'eau brute et peut être considérée comme une contrainte importante. Il y a aussi l'émergence d'un nouvel ensemble de contraintes découlant de substances chimiques nouvelles préoccupantes (produits pharmaceutiques et de soins personnels, perturbateurs endocriniens, antibiotiques et agents antibactériens). Les espèces envahissantes peuvent aussi nuire à la qualité de l'eau, mais l'ampleur de ce phénomène demeure inconnue.

#### **Incidences sur la gestion**

##### Contamination des poissons de pêche sportive

La communication et la collaboration en matière de risque pour la santé entre les administrations des pays, des États et des tribus s'avèrent essentielles à la formulation et à la diffusion d'un message uniforme sur la consommation sécuritaire de poissons. Actuellement aux États-Unis, les seuls protocoles uniformisés pour les recommandations à l'échelle du bassin des Grands Lacs sont ceux relatifs aux BPC, au mercure et au chlordane (au stade d'ébauche). D'autres protocoles uniformisés pour les substances toxiques persistantes et bioaccumulables (TPB) pourraient s'avérer nécessaires pour réduire la confusion dans la population. Il faut aussi accroître la surveillance et réduire la présence de ces substances. En outre, les effets nocifs probables de l'exposition aux TPB, le suivi des concentrations de contaminants dans les milieux naturels et la biosurveillance dans les tissus humains devraient être abordés ou traités plus avant.

#### Qualité de l'air

De nouvelles normes sur les particules et l'ozone dans l'air ambiant ont été adoptées au Canada, et leur entrée en vigueur est prévue pour 2010. De nouvelles normes plus strictes sur l'ozone et les particules ont également été décrétées aux États-Unis. En vertu du *Clean Air Act*, les normes relatives aux émissions et les analyses du risque résiduel continueront d'être mises de l'avant pour les sources de pollution atmosphérique toxique aux États-Unis. En décembre 2000, le Canada et les États-Unis signaient l'Annexe sur l'ozone de l'Accord Canada-États-Unis de 1991 sur la qualité de l'air (l'Accord) qui engage les deux pays à réduire leurs émissions de NO<sub>x</sub> et de composés organiques volatils (COV). Les deux pays ont aussi entrepris de collaborer à des travaux de modélisation, de surveillance et d'analyse des données et ont élaboré un plan de travail portant sur le transport transfrontière des particules. En 2007, les deux gouvernements ont annoncé qu'ils allaient entamer des négociations au sujet de l'Annexe sur les particules de l'Accord. Les travaux sur la réduction des polluants toxiques se poursuivront dans le cadre de l'Accord de libre-échange nord

américain, du Partenariat pour la sécurité et la prospérité et des protocoles de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe.

#### Avis, avertissements et fermetures de plages

Les États, les provinces et les municipalités continuent de recenser les sources de pollution ponctuelles et diffuses dans les eaux utilisées à des fins récréatives. Parmi les sources possibles de pollution nocive, on compte les débordements des égouts unitaires et séparatifs, les fosses septiques défectueuses et les pratiques d'élevage inadéquates, qui peuvent être amplifiées après de fortes précipitations. Pour s'attaquer à ces problèmes, l'EPA a accordé, en 2007, des subventions à neuf groupes pour qu'ils participent à un projet pilote d'enquêtes sanitaires portant sur 61 plages américaines et canadiennes des Grands Lacs. Ce projet vise à recenser les sources de pollution et à évaluer l'état des plages et des bassins versants avoisinants. En outre, le chapitre sur la salubrité des zones côtières de la stratégie de la Collaboration régionale pour les Grands Lacs énonce l'objectif suivant : réduire de 90 à 95 % la contamination due aux bactéries, aux algues et aux substances chimiques sur toutes les plages locales et limiter localement les épisodes de contamination à au plus 5 % du nombre de jours d'une saison de baignade. Les causes de ces épisodes de contamination seront recensées au moyen d'enquêtes sanitaires normalisées, et des mesures correctives seront mises en place.

Les services de santé publique de l'Ontario participent à des programmes de gestion des plages comportant notamment l'entretien accru des plages, l'enlèvement des débris présents dans l'eau et sur le sol, l'effarouchement des oiseaux aquatiques et des goélands et des campagnes d'information visant l'élimination appropriée des déchets alimentaires (Ville de Toronto, 2006). Le programme Pavillon bleu est de plus en plus connu et constitue un moyen efficace de promouvoir la propreté des plages au Canada. Cette écoétiquette est reconnue à l'échelle internationale et n'est accordée qu'aux plages qui appliquent des normes rigoureuses, notamment en matière de qualité de l'eau, d'éducation, de gestion environnementale et de sécurité (Environmental Defence, 2008). En 2007, le Pavillon bleu avait déjà été décerné à neuf plages de l'Ontario, et cinq plages étaient candidates.

#### Eau potable

Il faut disposer d'un programme de surveillance plus uniforme et plus généralisé pour tenir compte des nouveaux paramètres préoccupants qui ne figurent pas nécessairement sur la liste de l'EPA à cause du manque de ressources ou de l'absence de technologies. La mise en place d'un programme plus élargi permettrait d'établir une corrélation entre la qualité de l'eau potable et l'état du bassin des Grands Lacs. Actuellement, les données sur la qualité de l'eau potable traitée ne renseignent que sur l'efficacité des usines de traitement de l'eau et non sur la qualité générale de l'eau dans la région. Pour bien évaluer l'état de l'écosystème, il faut examiner les données sur les sources d'eau.

#### **Remerciements**

Auteure : Shelley Cabrera, chercheure à l'Oak Ridge Institute of Science and Education (ORISE) affectée au Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (U.S. EPA), 2008.

Collaborateurs :

Todd Nettesheim, spécialiste en protection de l'environnement, GLNPO de l'EPA.

Elizabeth Murphy, spécialiste de l'environnement, GLNPO de l'EPA.

#### **Sources d'information**

« Beach sanitary surveys ». *Beach Monitoring & Notification*. [www.epa.gov/waterscience/beaches/sanitarysurvey](http://www.epa.gov/waterscience/beaches/sanitarysurvey) (consulté le 16 avril 2009).

Environmental Defense. 2008. *Blue Flag Canada*. [www.blueflag.ca](http://www.blueflag.ca) (consulté le 10 avril 2008).

Great Lakes Regional Collaboration. [www.glrc.us](http://www.glrc.us) (consulté le 16 avril 2009).

Great Lakes Sport Fish Advisory Task force. <http://fn.cfs.purdue.edu/anglingindiana/HealthRisks/TaskForce.pdf>

Greenberg, T., D. Rockwell et H. Wirick. 2009. « Avis, avertissements et fermetures de plages ». Dans *État des Grands Lacs 2009*.

May, J., T. Greenburg et D.J. Sass. 2009. « Qualité de l'eau potable ». Dans *État des Grands Lacs 2009*.

---

MEO – Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2008. *Guide de consommation du poisson gibier de l'Ontario*. <http://www.ene.gov.on.ca/fr/water/fishguide/index.php> (consulté le 16 avril 2009).

Murphy, E., J. Fisher, E. Awad et S. Bhavsar. 2009. « Contamination des poissons de pêche sportive ». Dans *État des Grands Lacs 2009*.

Nettesheim, T., D. Herod, F. Conway, M. Bitzos et Y. Hall. 2009. « Qualité de l'air ». Dans *État des Grands Lacs 2009*.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency. 1986. *Ambient Water Quality Criteria for Bacteria - 1986*. [www.epa.gov/waterscience/beaches/files/1986crit.pdf](http://www.epa.gov/waterscience/beaches/files/1986crit.pdf)

U.S. EPA. 2006. *Great Lakes Strategy 2002 - A Plan for the New Millennium*. [www.epa.gov/greatlakes/gls/index.html](http://www.epa.gov/greatlakes/gls/index.html) (consulté le 12 août 2008).

Ville de Toronto. 2006. « Toronto beaches officially open for 2006 ». <http://wx.toronto.ca/inter/it/newsrel.nsf/0/7d9eb361438b6a7885257187004f9983?OpenDocument> (consulté le 10 avril 2008).



## 5.7 Botulisme de type E

### État de l'écosystème

#### Contexte

Le botulisme est une maladie neuromusculaire causée par une grande diversité de souches de la bactérie *Clostridium botulinum*. La souche de type E est à l'origine des éclosions de botulisme qui touchent actuellement des poissons et de très nombreux oiseaux dans la région des Grands Lacs. Les spores dormantes de la bactérie sont endémiques dans la région et se trouvent naturellement en abondance dans tous les sols et les sédiments, mais elles ne sont pas toujours au stade végétatif auquel correspond la production de la toxine botulinique. La présence de ces spores ne se limite pas aux sédiments des Grands Lacs, car on en retrouve aussi dans le tractus intestinal d'animaux en bonne santé. Ces spores résistent à des températures extrêmes ainsi qu'à la dessiccation et peuvent donc demeurer longtemps dans l'écosystème (Domske, 2003).

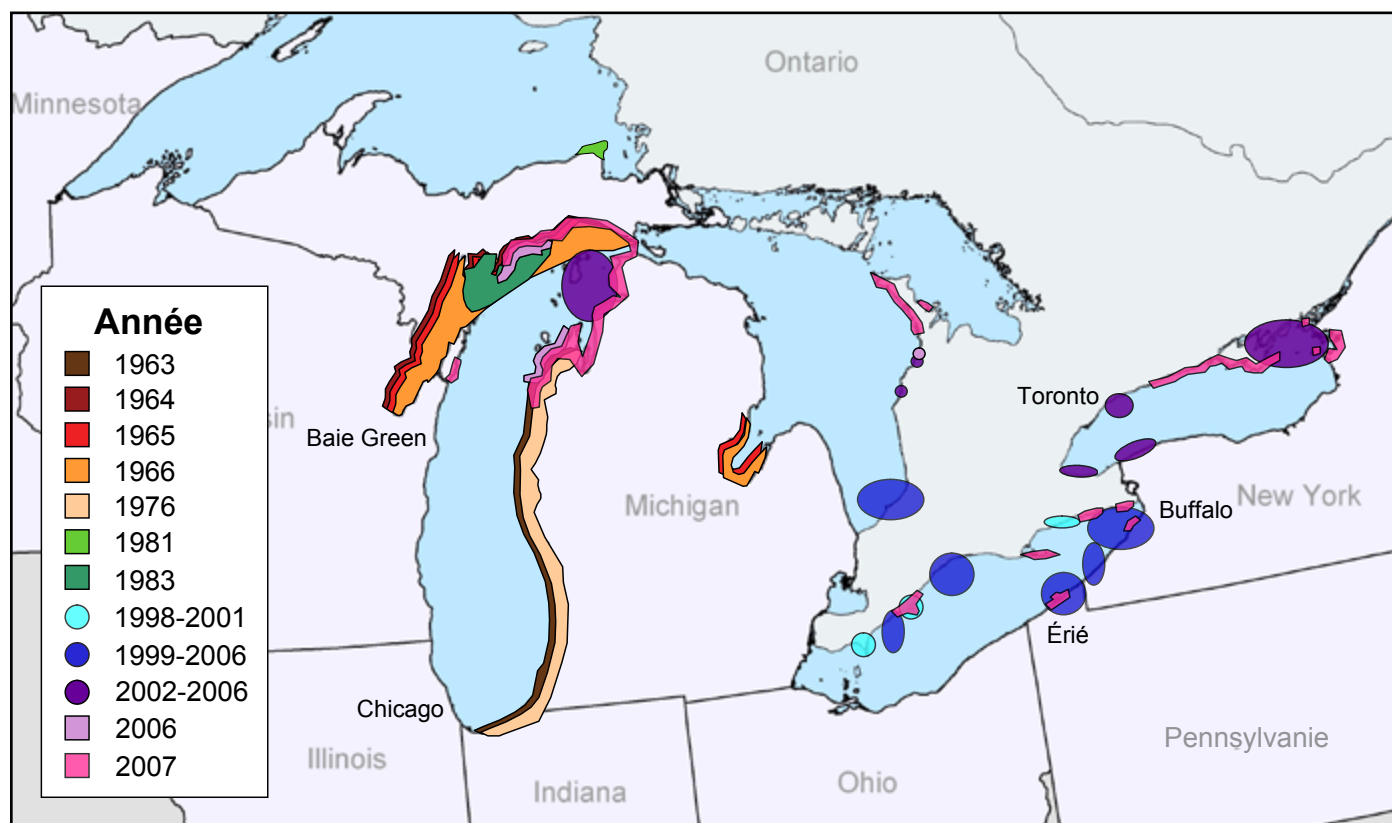
La toxine botulinique n'est produite que lorsque les spores germent et que la bactérie amorce sa croissance végétative. Ce changement se produit dans les milieux anoxiques contenant une source de nutriments appropriés, par exemple dans les zones où se trouvent des matières végétales en décomposition et où la température et le pH lui sont favorables (Brand *et al.*, 1988). Une fois que ces facteurs ont favorisé la production de la toxine, cette dernière peut être introduite dans la chaîne trophique.

Les animaux, particulièrement les oiseaux piscivores, peuvent contracter le botulisme en se nourrissant d'autres animaux porteurs de la toxine (Centre canadien coopératif de la santé de la faune, 2007). L'intoxication a notamment pour effet de provoquer la paralysie et souvent la mort. Les oiseaux infectés ont de la difficulté à garder la tête droite (symptôme du cou mou) et peuvent se noyer. Les poissons intoxiqués perdent le sens de l'équilibre et peuvent se mettre à flotter ou nager de façon erratique près de la surface, ce qui peut inciter les oiseaux à s'en nourrir. Les poissons et les oiseaux morts échoués sur la berge peuvent constituer des milieux favorables à la croissance de *C. botulinum*, et les oiseaux de rivage peuvent ingérer les toxines produites en se nourrissant des asticots et des nécrophores se trouvant dans les carcasses en décomposition. La collecte des oiseaux morts (vecteurs possibles) est une importante mesure de lutte contre les éclosions de botulisme aviaire. Le rétablissement des oiseaux malades comporte ses limites étant donné l'étendue des superficies touchées; toutefois, il peut réussir lorsque les oiseaux n'ont pas ingéré une dose aiguë de la toxine, et que des antitoxines et des électrolytes sont administrés sans délai, mais cette mesure s'avère souvent infructueuse (National Wildlife Health Center, 2006).

#### Présence du botulisme de type E dans les Grands Lacs

La fréquence et la sévérité des éclosions de botulisme de type E notées au cours des dernières décennies présentent des cycles (figure 1), et l'augmentation du nombre de zones touchées et de leur superficie, de même que du nombre d'espèces infectées observée récemment permet de tirer des conclusions troublantes sur la santé écologique des eaux littorales. Des éclosions avaient été recensées dans la région des Grands Lacs dès 1963 (Kaufmann et Fay, 1964), et d'importantes mortalités annuelles d'oiseaux et de poissons ont été signalées de nouveau sur les rives du lac Huron en 1998, du lac Érié en 1999 et du lac Ontario en 2002 (Centre canadien coopératif de la santé de la faune, 2007). Ces dernières années, les éclosions de botulisme ont été particulièrement sévères au lac Michigan. Un important épisode de mortalité d'oiseaux aquatiques lié au botulisme est survenu au parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore en 2006, au cours duquel près de 3000 grèbes, goélands et mouettes, cormorans, plongeurs et harles sont morts (communication personnelle de Ken Hyde, biologiste du parc Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, 2007). L'épisode de mortalité survenu en 2007 au lac Michigan a touché une zone beaucoup plus grande comprenant le nord du parc Ludington et la plus grande partie des plages de la péninsule supérieure du Michigan. Si on compte les 1135 oiseaux morts du botulisme dans le parc Sleeping Bear Dunes en 2007 (communication personnelle de Ken Hyde, Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, 2007), on obtient un total estimé de 17 125 cas de mortalité aviaire pour l'ensemble de la région des Grands Lacs au cours de cette même année (figure 2).

Selon les estimations établies à l'aide des bases de données du National Wildlife Health Center (NWHC) de l'United States Geological Survey (USGS), près de 96 864 cas de mortalité aviaire dans les Grands Lacs ont été attribués au botulisme de type E de 1963 à 2007 (USGS – NWHC, 2008), mais le manque d'uniformité des données de surveillance et de signalements laisse croire que le nombre réel est sans doute beaucoup plus élevé. Ces éclosions touchaient de nombreuses espèces (tableau 1), dont des espèces d'intérêt particulier telles que l'Esturgeon jaune, les plongeurs et les Pluviers siffleurs, lesquels sont en voie de disparition. Les mortalités des dernières années pourraient avoir des incidences à l'échelle des populations et des espèces, ce qui en fait un important centre d'intérêt pour les prochaines activités de surveillance.



**Figure 1.** Répartition générale des éclosions de botulisme de type E, 1963-2007.

Note : Les zones colorées ne sont pas représentées à l'échelle et ne correspondent pas exactement à la superficie touchée par l'éclosion. Les zones colorées entourées d'un ovale ou d'un cercle correspondent à des périodes plutôt qu'à une seule année en particulier, et elles ne sont pas représentatives de la gravité des éclosions.

Sources : Compilation faite à partir de cartes élaborées par Thomas Cooley (Michigan Department of Natural Resources, Wildlife Disease Lab), Eric Obert (Pennsylvania Sea Grant), Mark Jankowski (U.S. Geological Survey – National Wildlife Health Center) et le Centre canadien coopératif de la santé de la faune (CCCSF).

De nombreux organismes fédéraux et des États, des universités, des organisations sans but lucratif et des groupes de bénévoles ont participé aux recherches sur le botulisme, à la surveillance des éclosions, au nettoyage, aux signalements et aux activités de sensibilisation. L'élargissement de la zone des éclosions, observé au cours des dernières années, rend l'accomplissement de ces tâches de plus en plus difficile car de nombreuses compétences doivent intervenir et les ressources sont limitées. Plusieurs ateliers ont été tenus ces dernières années dans le but de faciliter la coordination de la gestion du problème. Le plus récent, tenu en juin 2008, a permis de mettre en lumière une série de domaines devant faire l'objet de progrès en matière de recherche et de gestion. Il faudrait entre autres créer un groupe de travail sur le botulisme plus structuré pour faciliter les prochaines activités, notamment l'élaboration d'un meilleur système de signalement et de suivi des éclosions axé sur l'Internet, l'amélioration de la base de données, la mise au point de trousseaux économiques pour les essais sur le terrain, de même que la coordination et le financement de recherches supplémentaires.

En dépit du fait que la voie d'entrée actuelle présumée du botulisme dans l'environnement est grandement liée aux effets de nombreuses espèces envahissantes hôtes, le mécanisme exact du cheminement dans la chaîne trophique n'a pas été démontré de façon scientifique, et il en va de même des causes des éclosions de botulisme au cours des années 1960, qui ne sont pas complètement connues (possiblement liées à des mortalités de Gaspareaux [Fay, 1966]). En outre, des mesures de lutte adéquates à l'échelle des Grands Lacs n'ont pas encore été élaborées pour les espèces envahissantes ou les voies d'entrée présumées. Des recherches visant à mieux connaître, ou même à perturber, les facteurs environnementaux à l'origine de ces éclosions sont en cours, mais la prévention ou l'atténuation de ces facteurs pourrait s'avérer difficile. Il semble que l'équilibre écologique des eaux littorales ait été à ce point perturbé qu'il permet la poursuite de ces éclosions, et les gestionnaires auront comme défi de trouver le meilleur ensemble de mesures permettant de rétablir l'équilibre dans un contexte naturel.

## Pressions

Bon nombre des conditions particulières essentielles à la production de la toxine botulinique peuvent être favorisées par divers agents agresseurs. Ainsi, la prolifération de l'algue indigène *Cladophora*, que l'on croit expliquer par une transparence accrue des eaux et une plus grande pénétration de la lumière découlant de la capacité de filtration de l'eau des dreissenidés envahissants, constitue un facteur probable pouvant être lié aux éclosions de botulisme. La décomposition subséquente d'importants tapis d'algues qui se détachent dans la zone littorale peut donner lieu à l'apparition de poches anoxiques dans un milieu de croissance riche, créant ainsi un environnement idéal à la provocation du stade végétatif de *C. botulinum* et, donc, à la production de la toxine (Hecky *et al.*, 2004). D'autres facteurs liés à la prolifération de *Cladophora*, comme les teneurs en nutriments dans la zone littorale et le cycle de ces dernières, peuvent aussi influencer sur les éclosions de botulisme.

Les espèces envahissantes jouent possiblement un rôle de premier plan dans les éclosions récentes. Les hypothèses actuellement examinées ont trait à la possibilité que les lits de la Moule quagga envahissante puissent créer un habitat supplémentaire pour *C. botulinum* et qu'ils accumulent la toxine. Ces moules pourraient ensuite faciliter le transport de la toxine en amont de la chaîne trophique en étant consommées par les poissons, surtout par le Gobie à taches noires (Getchell et Bowser, 2006). Ce dernier n'a envahi les Grands Lacs que récemment, mais il s'est propagé rapidement à cause de sa capacité d'avoir une importante progéniture chaque année et du fait qu'il se nourrit en grande partie de moules de la famille des *Dreissenidae*. Les gobies et les poissons fourrages indigènes qui se sont nourris d'aliments contaminés par la toxine sont à leur tour consommés par des poissons prédateurs plus gros et des oiseaux aquatiques piscivores. Une telle éclosion littorale se manifeste par des signes évidents tels que la présence d'oiseaux et de poissons morts et moribonds jonchant les rives de nombreuses sections de plage.

Les cas d'intoxication par la toxine botulinique de type E sont extrêmement rares chez les humains. Les seuls cas documentés ayant pour origine la région des Grands Lacs sont survenus par suite de la consommation de poisson fumé à froid et emballé sous vide au cours des années 1960. La toxine botulinique est inactivée par la chaleur au cours de la cuisson de sorte que la prise de précautions habituelles au moment de la manipulation du poisson et de la sauvagine et le respect des directives adéquates de

Bécasseau sanderling	Garrot à œil d'or	Mouette de Sabine
Bécasseau semipalmé	Geai bleu	Pélican d'Amérique
Bernache du Canada	Goéland à bec cerclé	Petit Fuligule
Buse à queue rousse	Goéland argenté	Petit Garrot
Buse, espèce non déterminée	Goéland marin	Pic doré
Canard colvert	Goéland, espèce non déterminée	Pic flamboyant
Canard kakawi	Grand Harle	Pigeon à queue barrée
Canard noir	Grand Héron	Pigeon, espèce non déterminée
Canard, espèce non déterminée	Grèbe	Plongeon catmarin
Carouge à épaulettes	Grèbe à bec bigarré	Plongeon huard
Chevalier grivelé	Grèbe esclavon	Plongeon, espèce non déterminée
Chouette rayée	Grèbe jougris	Pluvier argenté
Cormoran à aigrettes	Harelde kakawi	Pluvier kildir
Épervier brun	Harle huppé	Pluvier siffleur
Faisan, espèce non déterminée	Harle, espèce non déterminée	Pygargue à tête blanche
Foulque d'Amérique	Héron, espèce non déterminée	Sterne caspienne
Fuligule à dos blanc	Macreuse brune	Sterne pierregarin
Fuligule à tête rouge	Macreuse, espèce non déterminée	Troglodyte mignon
Fuligule milouinan	Martin-pêcheur d'Amérique	
Fuligule, espèce non déterminée	Mouette de Bonaparte	

**Tableau 1.** Espèces d'oiseaux des Grands Lacs infectés par le botulisme de type E.

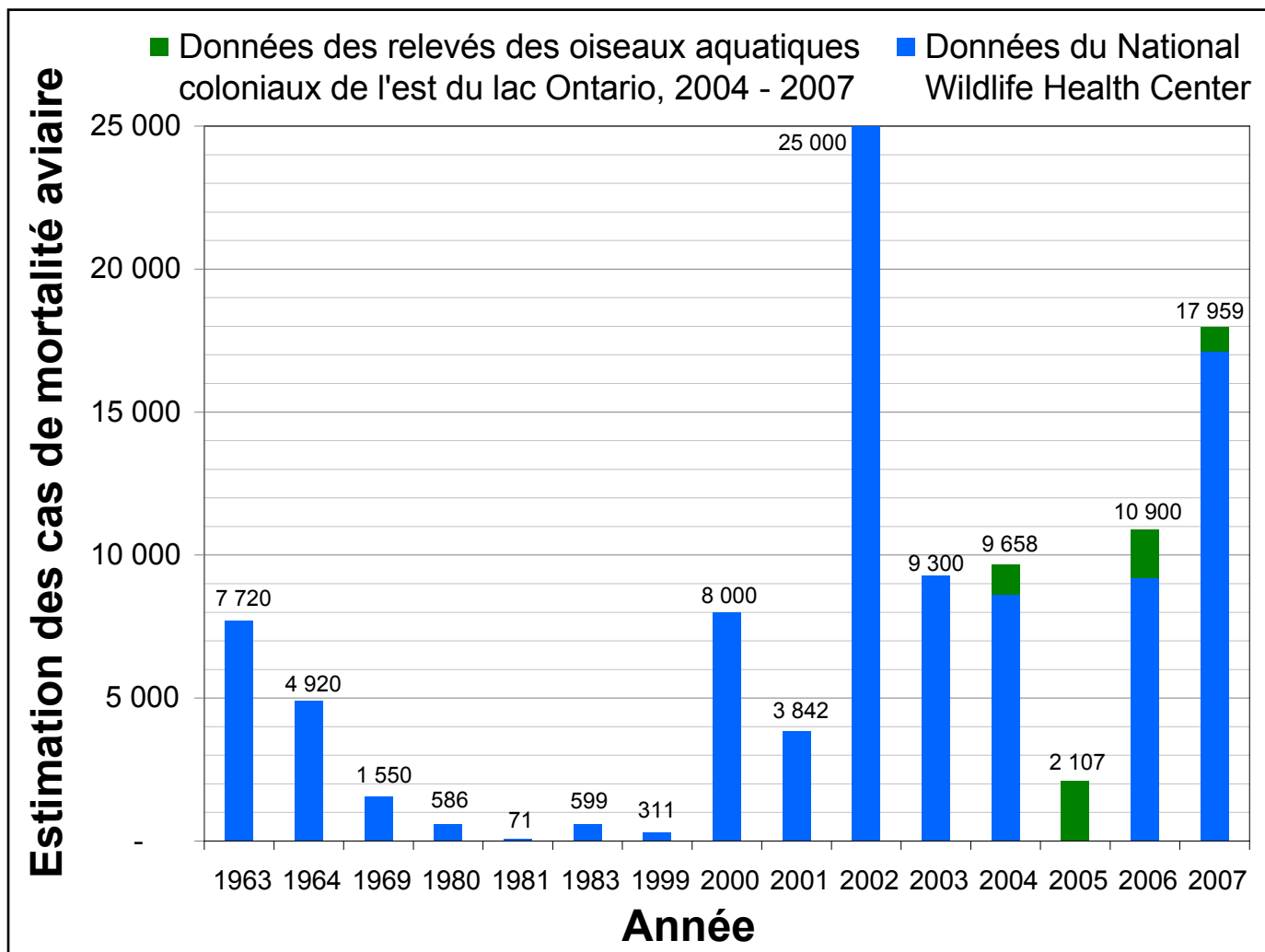
Note : Cette liste a été établie à partir des éclosions historiques et contemporaines. Les espèces de poissons infectées n'y sont pas mentionnées.

Source : National Wildlife Health Center, 2007, 2008.

## Incidences sur la gestion

Les nombreuses mortalités de poissons et d'autres espèces sauvages causées par le botulisme qui surviennent dans une zone géographique de plus en plus étendue sont une cause constante de préoccupation. Le botulisme s'attaque à des populations d'espèces sauvages indigènes vulnérables et nuit à la santé écologique générale des Grands Lacs, ce qui peut avoir des effets nuisibles sur le tourisme et sur les nombreux visiteurs qui ne peuvent profiter des plages. Enfin, la frustration découlant de l'impossibilité de pouvoir atténuer les éclosions et les incertitudes entourant le risque pour la santé humaine sont sources de préoccupation.

Les cas d'intoxication par la toxine botulinique de type E sont extrêmement rares chez les humains. Les seuls cas documentés ayant pour origine la région des Grands Lacs sont survenus par suite de la consommation de poisson fumé à froid et emballé sous vide au cours des années 1960. La toxine botulinique est inactivée par la chaleur au cours de la cuisson de sorte que la prise de précautions habituelles au moment de la manipulation du poisson et de la sauvagine et le respect des directives adéquates de



**Figure 2.** Nombre estimatif de cas de mortalité aviaire\* attribués au botulisme de type E dans la région des Grands Lacs.  
 Note : Ces statistiques représentent les estimations totales de cas signalés comprenant le nombre réel de carcasses ramassées. Les valeurs réelles peuvent varier, car tous les cas de mortalité ne sont pas nécessairement rapportés à ces deux bases de données. À l'heure actuelle, aucun organisme ne gère à lui seul un ensemble de données complet sur l'historique des cas de mortalité présumément reliés au botulisme.

\* Voir la liste des espèces visées dans le tableau 1.

Sources : Bases de données gérées par le National Wildlife Health Center de l'U.S. Geological Survey, 2008; Laird Shutt et Chip Weseloh, données inédites des relevés des oiseaux aquatiques coloniaux de l'est du lac Ontario, 2008.

préparation des aliments assurent le maximum de protection contre ses effets. Les récents épisodes d'intoxication de poissons et d'oiseaux ayant attiré de plus en plus l'attention du public, des demandes sont souvent faites pour des déclarations officielles portant sur la situation en cours. Presque toute la documentation actuelle en matière de sécurité prend la forme de directives générales sur la manipulation et la préparation des aliments émises par des organismes gouvernementaux ou fait état de cas où certaines méthodes de traitement et de préparation du poisson ont donné lieu à la production de la toxine en Alaska, mais dans des conditions d'éclosion qui n'étaient pas liées à l'environnement. Des études récentes en laboratoire portant sur les effets du botulisme chez les poissons et la concentration de la toxine dans leurs viscères et leurs tissus renforcent l'hypothèse selon laquelle le botulisme de type E lié à la faune des Grands Lacs présente un risque minime pour la santé humaine (Yule *et al.*, 2006). La réalisation de recherches supplémentaires, tant en laboratoire que sur le terrain, et des déclarations officielles de la part d'un organisme gouvernemental responsable de la santé au sujet de la consommation de poissons et de sauvagines obtenus dans le cadre d'activités sportives au cours d'une éclosion permettraient de communiquer un message cohérent à la population générale en matière de sécurité lorsque ces questions seraient soulevées.



Aussi longtemps que des éclosions de botulisme continueront de se produire chaque année, les gestionnaires des Grands Lacs seront appelés à faciliter la coordination des mesures nécessaires à la compréhension, à la prévention, à l'atténuation et à la gestion de ce problème et leur appui sera sollicité à ce propos.

### Commentaires de l'auteur

Les données historiques actuelles sur les mortalités par botulisme sont dispersées et leur constance varie. Les estimations de cas de mortalité présentées dans ce rapport ne doivent pas être interprétées comme des valeurs réelles; elles ont plutôt pour but de souligner l'ampleur générale des effets du botulisme.

L'amélioration de la qualité des données permettrait de réaliser des analyses plus rigoureuses et, peut-être, d'obtenir des réponses préliminaires à certaines des questions que se posent les chercheurs. Un meilleur mécanisme centralisé pour les signalements et le stockage des données serait aussi utile à la gestion d'autres maladies qui touchent des espèces sauvages, tant celles qui sont connues que celles qui seront découvertes.

### Remerciements

Auteure : Chiara Zuccarino-Crowe, chercheure à l'Oak Ridge Institute for Science and Education (ORISE) affectée au Great Lakes National Program Office (GLNPO) de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (U.S. EPA), [zuccarino.crowe@epa.gov](mailto:zuccarino.crowe@epa.gov).

Collaborateurs :

Anne Ballmann, D.M.V., Ph.D., spécialiste des maladies de la faune au National Wildlife Health Center de l'U.S. Geological Survey

David Blehert, Ph.D., microbiologiste au National Wildlife Health Center de l'U.S. Geological Survey

Murray Charlton, Environnement Canada – retraité

Stacey Cherwaty, Environnement Canada

Helen Domske, spécialiste en éducation – Côtes, New York Sea Grant

Elizabeth Hinchey Malloy, Ph.D., spécialiste en éducation permanente – Écosystème des Grands Lacs, Illinois – Indiana Sea Grant

Ken Hyde, biologiste de la faune, Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, Service national des parcs

Elizabeth Murphy, M.H.P., gestionnaire du Great Lakes Fish Monitoring Program, Great Lakes National Program Office de l'U.S. EPA

Eric Obert, directeur de l'éducation permanente, Pennsylvania Sea Grant

James Schardt, scientifique – Sciences de la vie, Great Lakes National Program Office de l'U.S. EPA

### Sources d'information

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

Breederland, M. 2008. *Botulism Coordination Meeting, Feb 6, 2008 – Final Summary*.

Centre canadien coopératif de la santé de la faune. 2007. « Botulisme de type E », octobre 2007. [http://www.ccwhc.ca/wildlife\\_health\\_topics/botulism/botulismeFr.php](http://www.ccwhc.ca/wildlife_health_topics/botulism/botulismeFr.php) (consulté en janvier 2008).

Centre canadien coopératif de la santé de la faune. 2008. « Ontario's 2007 botulism incidents », 25 février 2008. [http://www.ccwhc.ca/en/botulism\\_ontario\\_news.php](http://www.ccwhc.ca/en/botulism_ontario_news.php) (consulté en septembre 2008).

Department of Environmental Conservation de l'État de New York. « Type E botulism in lakes Erie and Ontario ». <http://www.dec.ny.gov/animals/28433.html> (consulté en décembre 2006).

Domske, H. 2003. *Botulism in Lake Erie 2003 Workshop Proceedings*. New York Sea Grant, Ohio Sea Grant et Pennsylvania Sea Grant. [http://seagrant.psu.edu/publications/proceedings/Botulism\(2003\).pdf](http://seagrant.psu.edu/publications/proceedings/Botulism(2003).pdf).

Domske, H. 2004a. *Botulism Update*. New York Sea Grant. <http://www.seagrant.sunysb.edu/botulism/pdfs/botulism-updateSu04.pdf>

Domske, H. 2004b. *Botulism in Lake Erie 2004 Workshop Proceedings*. New York Sea Grant, Ohio Sea Grant et Pennsylvania Sea Grant. <http://www.seagrant.sunysb.edu/botulism/pdfs/Botulism-Proc04.pdf>.

Fay, L.D. 1966. « Type E botulism in Great Lakes water-birds ». *Michigan Department of Conservation, Research and Development Report No. 54*. East Lansing (Michigan), Rose Lake Wildlife Research Center. Présenté à la 31st North American Wildlife and Natural Resources Conference, 14 mars 1966.

Getchell, R.G., et P.R. Bowser. 2006. « Ecology of type E botulism within dreissenid mussel beds ». *Aquatic Invaders*, 17 (2) : 1-8.

Great Lakes Sea Grant Network et U.S. Environmental Protection Agency. 2007. « Botulism in the Great Lakes – Frequently asked questions ». *Sea Grant Michigan*. <http://www.miseagrant.umich.edu/habitat/avian-botulism-faq.html>.

Hecky, R.E., R.E.H. Smith, D.R. Barton, S.J. Guildford, W.D. Taylor, M.N. Charlton et T. Howell. 2004. « The near shore phosphorus shunt: A consequence of ecosystem engineering by dreissenids in the Laurentian Great Lakes ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 61 (7) : 1285-1293.

Hyde, K. 2007. Estimations sur la mortalité au parc Sleeping Bear Dunes (communication personnelle). Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, mars 2007 et décembre 2007. <http://www.nps.gov/slbe/>.

Jankowski, M., et N. Ramsay. 2008. Statistiques sur la mortalité en 2007 compilées sous la coordination du National Wildlife Health Center, U.S. Geological Survey. Estimations totales fournies par Mark Jankowski (février 2008) et Nathan Ramsay (mars 2008), communications personnelles.

Kaufmann, O.W., et L.D. Fay. 1964. « *Clostridium botulinum* type E toxin in tissues of dead loons and gulls ». *Michigan State University Agricultural Experiment Station Quarterly Bulletin*, 47 (2) : 236-242.

Ludwig, J.P., et D.D. Bromley. 1988. « Observations on the 1965 and 1966 mortalities of alewives and ring-billed gulls in the Saginaw Bay – Lake Huron ecosystem ». *The Jack-Pine Warbler*, mars 1988, 66 (1).

National Wildlife Health Center. 2006. « Avian botulism ». U.S. Geological Survey. [http://www.nwhc.usgs.gov/disease\\_information/avian\\_botulism/index.jsp](http://www.nwhc.usgs.gov/disease_information/avian_botulism/index.jsp) (consulté en décembre 2006).

National Wildlife Health Center. 2007. Statistiques sur la mortalité jusqu'en 2006 provenant de bases de données internes du National Wildlife Health Center, U.S. Geological Survey. Estimations totales compilées en février 2007.

Pennsylvania Sea Grant et Penn State Erie. 2003. *Botulism Factsheet*. [http://www.pserie.psu.edu/seagrant/publications/fs/Botulism\\_12-2003.pdf](http://www.pserie.psu.edu/seagrant/publications/fs/Botulism_12-2003.pdf).

Schutt, L., et C. Weseloh. 2008. Statistiques sur la mortalité dans l'est du lac Ontario de 2004 à 2007 fournies par Laird Schutt et Chip Weseloh; données inédites tirées des relevés des oiseaux aquatiques nicheurs coloniaux. Estimations fournies par Chip Weseloh, communication personnelle, 2008.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency. 2008. *Great Lakes Basinwide Botulism Coordination Workshop Proceedings, June 24-25, 2008*. EPA 950-R-08-005. <http://glrc.us/documents/botulism/GLBotCoordWorkshopJune2008.pdf>.

Yule, A.M., J.W. Austin, I. Barker, B. Cadieux et R.D. Moccia. 2006. « Persistence of *Clostridium botulinum* neurotoxin type E in tissues from selected freshwater fish species: Implications to public health ». *Journal of Food Protection*, 69 (5) : 1164-1167.

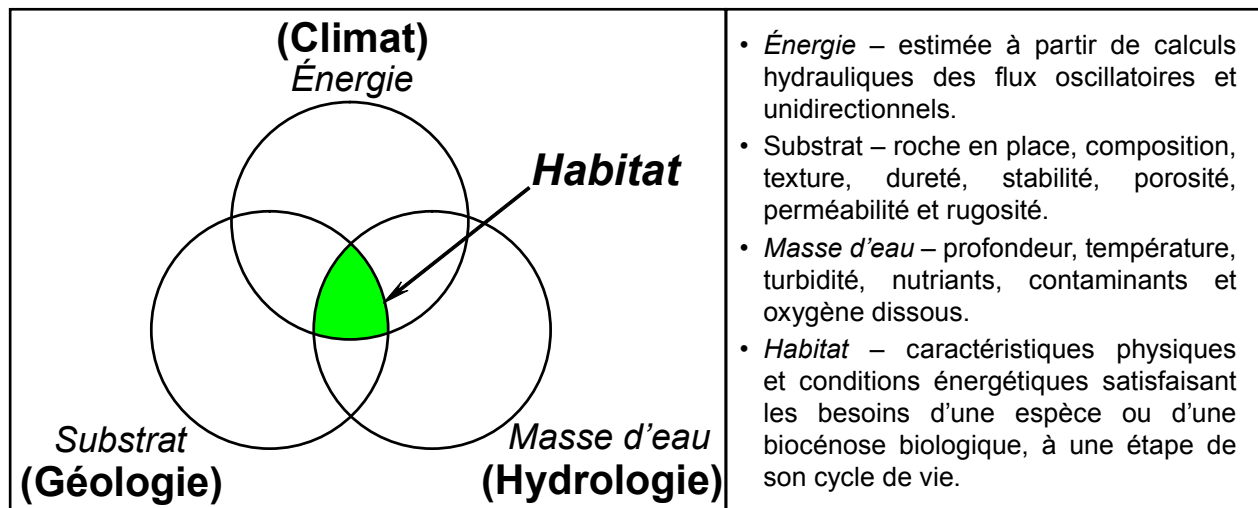


## 5.8 Habitats littoraux des Grands Lacs

### État de l'écosystème

Les activités anthropiques, notamment les pratiques agricoles, l'aménagement urbain, les activités industrielles et commerciales et l'introduction d'espèces exotiques, ont profondément modifié le bassin des Grands Lacs (Christie *et al.*, 1987; Steedman et Regier, 1987; Edsall, 1996). Elles ont perturbé les processus physiques et écologiques naturels dans l'ensemble du bassin (Regier et Hartman, 1973; Steedman et Regier, 1987). La zone littorale, en particulier, a considérablement été altérée par la pollution chimique, l'enrichissement en nutriments et les modifications physiques résultant d'une industrialisation et d'une urbanisation intenses (Krieger *et al.*, 1992), d'où une dégradation très préoccupante de l'habitat, car la zone littorale des Grands Lacs abrite une ichthyofaune très diversifiée et revêt une grande importance pour la plupart des espèces de poissons indigènes de ces lacs au cours de leur cycle de vie (Goodyear *et al.*, 1982; Lane et al., 1996a, 1996b; Brazner, 1997). La marge côtière et la zone littorale abritent également des communautés benthiques, planctoniques et palustres fort diversifiées qui sont à la base du réseau trophique. Les organismes de ces communautés fournissent d'importants services écologiques.

La structure et la répartition des habitats littoraux des Grands Lacs dépendent, entre autres, des caractéristiques physiques intrinsèques du bassin et des interactions entre les flux d'énergie, l'eau et le paysage (p. ex., Sly et Busch, 1992; Higgins *et al.*, 1998; Mackey, 2005). Les habitats aquatiques des marges côtières et des zones littorales sont tridimensionnels et dynamiques. **Les habitats aquatiques sont définis par une gamme de caractéristiques physiques et de conditions énergétiques qui peuvent être délimitées géographiquement et qui satisfont les besoins d'une espèce ou d'une biocénose ou une fonction écologique connexe à une étape du cycle de vie** (figure 1). Pour constituer un habitat, ces caractéristiques physiques et conditions énergétiques doivent présenter une structure organisationnelle, être persistantes et « répétables » – des éléments essentiels au maintien d'une ressource durable et renouvelable (Peters et Cross, 1992).



**Figure 1.** Caractéristiques fondamentales d'un habitat aquatique. Note : La « zone idéale » est celle où les caractéristiques de l'énergie, du substrat et de la masse d'eau correspondent toutes aux besoins d'un organisme à une étape donnée de son cycle de vie, synonyme « d'habitat ».

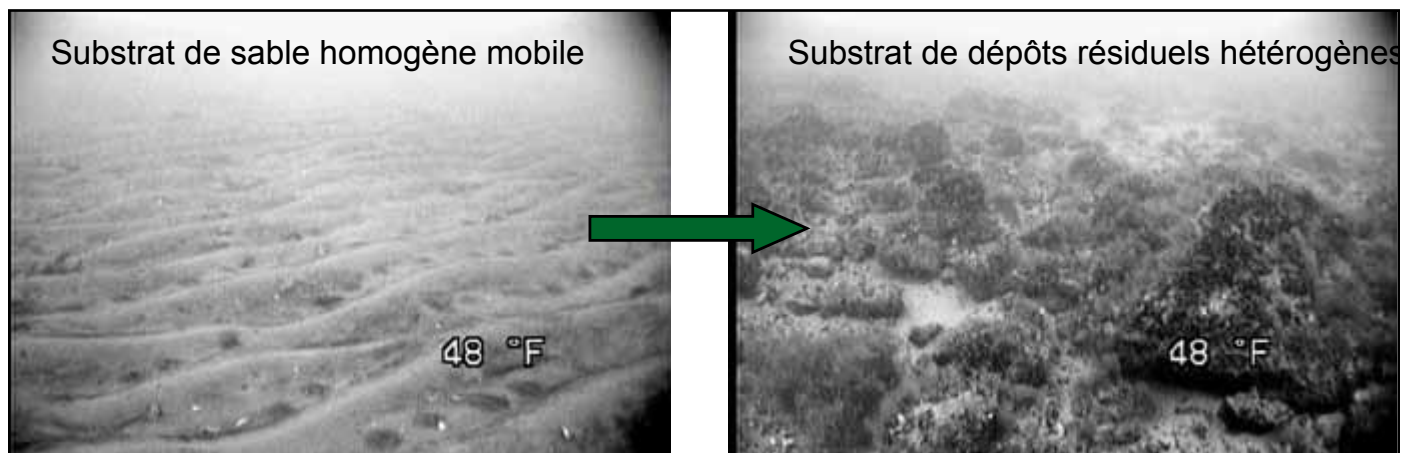
Source : Mackey (2005).

Les espèces, les biocénoses et l'écosystème des Grands Lacs se sont adaptés à la gamme naturelle des habitats existants, notamment aux régimes saisonniers et aux échanges d'eau, d'énergie et de matières au sein du système, et les ont utilisés (p. ex., Busch et Lary, 1996; Jones *et al.*, 1996). Les habitats côtiers et littoraux sont également créés et maintenus par l'interaction des paysages côtiers, des niveaux d'eau, des processus et régimes de circulation en milieu pélagique, des processus riverains et littoraux, des voies d'écoulement et des liens entre ces processus. Les processus qui se déroulent sur la marge côtière et dans la zone littorale comprennent les flux oscillatoires et unidirectionnels générés par les vagues et les courants. Ces facteurs régissent la répartition des matières et des substrats sur la marge côtière et dans la zone littorale (où la profondeur de l'eau est généralement inférieure à 15 mètres) ainsi que l'utilisation de l'énergie, des matières et de l'eau à mesure qu'elles circulent dans ces systèmes peu profonds.

## Pressions

Les besoins des poissons en matière d'habitat sont très variables et sont fonction de l'espèce et de l'étape du cycle de vie de l'organisme. Les communautés benthiques dépendent fortement du type et de la stabilité du substrat. Ainsi, des images vidéo sous-marines montrent que les structures complexes (rugosité) et les zones de relief bathymétrique sont des habitats recherchés par une gamme diversifiée d'espèces de poissons. Bon nombre d'espèces ont besoin d'eaux peu profondes et bien oxygénées, à substrat de gravier grossier et de galets dont les interstices procurent un abri. Souvent, les frayères jouxtent les zones de nurserie littorales, et les courants régionaux transportent les larves de poissons dans ces zones de nurserie adjacentes. Toutefois, des activités anthropiques menées le long des rives et dans les bassins versants côtiers ont nui à ces processus, aux voies d'accès et aux liaisons côtières et littorales.

Par exemple, la modification anthropique de l'embouchure des rivières et l'installation d'ouvrages de protection des rives modifient le régime d'écoulement et perturbent les processus riverains et littoraux qui engendrent et alimentent les habitats de la marge côtière et de la zone littorale. La diminution du volume de sable dans la zone littorale a accru la « rugosité » des substrats littoraux et favorisé le remplacement graduel des couches de sable mobile par des dépôts résiduels hétérogènes stables reposant sur la roche en place ou par des substrats d'argile cohésive. La perte des couches de sable protectrices a considérablement modifié la structure et la répartition des habitats aquatiques littoraux et créé des conditions propices à la colonisation par les dreissenidés, les Gobies à taches noires et d'autres espèces exotiques qui utilisent les substrats à grains grossiers comme habitat. Les espèces exotiques ont aussi modifié les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques d'anciennes frayères. La colonisation par les dreissenidés a réduit ou colmaté les espaces interstitiels (habitats de fraie potentiels) dans bon nombre de substrats à grains grossiers.



**Figure 2.** Images vidéo sous-marines du lac Michigan montrant un substrat de sable mobile (gauche) et un substrat de dépôts résiduels stables (droite).

Note : Remarquez l'importante colonisation du substrat de dépôts résiduels par les dreissenidés et les cladophores. Site d'étude de Wind Point au nord de Racine, Wisc., 7 m, octobre 2005.

Source : Avec l'autorisation d'Habitat Solutions NA, 2005.

Les substrats à grains grossiers présentent cependant peu de signes d'érosion active ou de perturbation récente (Mackey, données inédites). Ces dépôts sont fortement colonisés par les dreissenidés et les cladophores et forment un revêtement impénétrable sur le lit lacustre. On a aussi observé des dépôts d'argile cohésive exposés sur le lit lacustre dans près des deux tiers des sites littoraux à l'étude. En de nombreux endroits, ces dépôts se présentaient sous la forme de surfaces planes érodées ou de crêtes et de creux d'argile allongés. Ces crêtes s'élevaient de 0,5 à 2 m au-dessus du fond des lacs, et l'on notait la présence de sable grossier ondulé et de fragments de coquilles de dreissenidés dans les creux adjacents. Des observations sur place et des vidéos sous-marines réalisées en de nombreux endroits ont révélé que les dépôts d'argile cohésive ne sont pas colonisés par les dreissenidés ni par les cladophores. Lorsque l'argile cohésive est exposée sur le lit lacustre, sa surface s'amollit en une mince couche lisse soumise à une ablation très lente au cours des épisodes de turbulence (tempêtes). Cette ablation empêche les dreissenidés de se fixer au substrat par les filaments du byssus, et si elles parviennent quand même à s'y fixer, elles sont balayées par les courants turbulents au cours de la tempête suivante. Les dépôts résiduels grossiers avoisinants (blocs, galets, graviers) sont fortement colonisés par

les dreissenidés et les cladophores, ce qui montre que les substrats durs appropriés se trouvant dans ces endroits seront colonisés (Goforth *et al.*, 2008).

De récents travaux d'évaluation et de cartographie des habitats littoraux réalisés dans les lacs Michigan et Érié **indiquent que maints substrats et habitats modifiés résultent d'activités remontant à plusieurs décennies.** Autrement dit, en ce qui a trait aux processus qui se déroulent dans la zone littorale à proximité de la rive, l'habitat a atteint plusieurs « seuils critiques » il y a déjà plusieurs décennies, et nous tentons maintenant de gérer l'habitat restant dans des systèmes fortement dégradés.

De plus, les changements de la couverture terrestre dans les bassins versants ont modifié les voies d'écoulement vers les tributaires, ce qui a altéré les régimes d'écoulement et accru de façon très marquée les charges de sédiments et de nutriments, favorisé l'érosion et l'instabilité des chenaux et dégradé la qualité de l'eau des tributaires des Grands Lacs. L'eau de ces tributaires doit traverser des habitats des marges côtières et des zones littorales avant d'atteindre les eaux plus profondes des lacs et est donc influencée par les activités anthropiques qui se déroulent dans les bassins versants. Les contaminants chimiques, les nutriments et les sédiments fins ont altéré la structure de l'habitat et le fonctionnement de l'écosystème littoral. En dépit des mesures prises pour freiner la dégradation, la croissance démographique et les changements connexes de la couverture terrestre dans le bassin des Grands Lacs continueront de dégrader encore plus les habitats de la marge côtière et de la zone littorale.



**Figure 3.** Image vidéo sous-marine d'une crête d'argile cohésive (matériau polyédrique clair) entourée de sable moyen à grossier, de gros galets et de petits blocs.

Note : Les dreissenidés colonisent les substrats durs de galets et de blocs, mais non les dépôts d'argile cohésive soumis à l'ablation. Site d'étude de Chiwaukee au sud de Kenosha, Wisc., 8 m, octobre 2005.

Source : Avec l'autorisation d'Habitat Solutions NA, 2005.

La baisse des niveaux d'eau due à la variabilité du climat et à la gestion artificielle des débits pourrait modifier les régimes de circulation et la connectivité dans la zone pélagique, influencer la structure thermique des eaux pélagiques, modifier les processus riverains et littoraux et limiter les liaisons hydrauliques entre les milieux humides de la marge riveraine, ou les bandes tampons, et les lacs. Les pressions constantes exercées par les activités d'aménagement dans la zone côtière et les problèmes de propriété des terres immergées sont autant d'obstacles à l'adaptation des écosystèmes naturels aux changements à long terme des niveaux d'eau des Grands Lacs.

### **Incidences sur la gestion**

La tendance à la dégradation de l'habitat devrait se maintenir, ce qui exigera la mise en place de stratégies de gestion judicieuses pour garantir la durabilité des habitats littoraux essentiels au maintien de la biodiversité indigène. Pour préserver l'intégrité écologique, il faut préserver et rétablir le régime des niveaux d'eau, les processus littoraux et riverains ainsi que les voies d'écoulement et des liaisons qui structurent, organisent et régulent les systèmes littoraux près de la côte et créent des modèles régionaux qui relient la marge côtière et la zone pélagique dans le bassin.

### **Remerciements**

Auteur : Scudder D. Mackey, Ph.D., Habitat Solutions NA, scudder@sdmackey.com.

### **Sources d'information**

Brazner, J. C. 1997. « Regional, habitat, and human development influences of coastal wetland and beach fish assemblages in Green Bay, Lake Michigan ». *Journal of Great Lakes Research*, 23 (1) : 36-51.

Busch, W.D.N., et S.J. Lary. 1996. « Assessment of habitat impairments impacting the aquatic resources of Lake Ontario ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 53 (Suppl. 1) : 113-120.

- Christie, W. J., J.J.G. Collins, W. Eck, C.I. Goddard, J.M. Hoenig, M. Holey, L.D. Jacobson, W. MacCallum, S.J. Nepszy, R. O’Gorman et J. Selgeby. 1987. « Meeting future information needs for Great Lakes fisheries management ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 44 (Suppl. 2) : 439-447.
- Edsall, T.A. 1996. « Great Lakes and Midwest region ». Dans M.J. Mac, G.S. Farris, P.A. Opler, P.D. Doran et C.E. Puckett (dir.), *Status and Trends of Regional Resources*. Washington (DC), National Biological Service.
- Goforth, R.R., S.D. Mackey et J.S. Sloan. 2008. *Nearshore Habitat and Biological Community Mapping in Western Lake Michigan: Final Report March 2008*. U.S. Environmental Protection Agency, National Fish and Wildlife Foundation. 40 pages + annexes.
- Goodyear, C.D., T.A. Edsall, D.M. Ormsby-Dempsey, G.D. Moss et P.E. Polanski. 1982. *Atlas of Spawning and Nursery Areas of Great Lakes Fishes*. Washington (DC), U.S. Fish and Wildlife Service. Report FWS/OBS-82/52, volumes 1-14.
- Higgins, J., M. Lammert, M. Bryer, M. DePhilip et D. Grossman. 1998. *Freshwater Conservation in the Great Lakes Basin: Development and Application of an Aquatic Community Classification Framework*. Chicago (Illinois), The Nature Conservancy, Great Lakes Program.
- Jones, M.L., R.G. Randall, D. Hayes, W. Dunlop, J. Imhof, G. Lacroix et N.J.R. Ward. 1996. « Assessing the ecological effects of habitat change: Moving beyond productive capacity ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 53 (Suppl. 1) : 446-457.
- Krieger, K.A., D.M. Klarer, R.T. Heath et C.E. Herdendorf. 1992. « A call for research on Great Lakes coastal wetlands ». *Journal of Great Lakes Research*, 18 : 525-528.
- Lane, J.A., C.B. Portt et C.K. Minns. 1996a. Nursery Habitat Characteristics of Great Lakes Fishes. *Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques no 2338*, 42 pages.
- Lane, J.A., C.B. Portt et C.K. Minns. 1996b. Adult Habitat Characteristics of Great Lakes Fishes. *Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques no 2358*, 43 pages.
- Mackey, S.D. 2005. *Physical Integrity of the Great Lakes: Opportunities for Ecosystem Restoration*. Windsor (Ontario), Commission mixte internationale. Rapport au Conseil de la qualité de l’eau des Grands Lacs.
- Peters, D.S., et F.A. Cross. 1992. « What is coastal fish habitat? ». Dans R.H. Stroud (dir.), *Stemming the Tide of Coastal Fish Habitat Loss*. Proceedings of a Symposium on Conservation of Coastal Fish Habitat, Baltimore, MD. Savannah (GA), National Coalition for Marine Conservation, Inc. Pp. 17-22.
- Regier, H.A., et W.L. Hartman. 1973. « Lake Erie’s fish community: 150 years of cultural stresses ». *Science*, 80 : 1248-1255.
- Sly, P.G., et W.D.N. Busch. 1992. « Introduction to the process, procedure, and concepts used in the development of an aquatic habitat classification system for lakes ». Dans W.D.N. Busch et P.G. Sly (dir.), *The Development of an Aquatic Habitat Classification System for Lakes*. Boca Raton (Floride), CRC Press. Pp. 1-13.
- Steedman, R.J., et H.A. Regier. 1987. « Ecosystem science for the Great Lakes: Perspectives on degradative and rehabilitative transformations ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 44 (Suppl. 2) : 95-103.



## 5.9 Processus physiques dans les eaux littorales

### État de l'écosystème

#### Introduction

Les caractéristiques physiques et les processus naturels structurent, organisent et définissent les écosystèmes aquatiques et en régulent les éléments biologiques et chimiques (Poff *et al.*, 1997; Richter *et al.*, 1998; Richter et Richter, 2000; Baron *et al.*, 2003; Ciruna, 2004). Les processus physiques des zones littorales des Grands Lacs ressemblent bien plus aux processus des milieux côtiers marins qu'à ceux des écosystèmes lacustres peu profonds qui servent couramment d'analogues des Grands Lacs (Mackey et Goforth, 2005). Il s'agit avant tout de similitudes et de différences en matière de taille, d'échelle et d'énergie. Les Grands Lacs sont de grands plans d'eau dont l'énergie des vagues et la capacité d'érosion et de transport de matériaux géologiques le long des côtes rivalisent avec celles de nombreux milieux marins.

L'intégrité physique de l'écosystème aquatique littoral repose sur l'idée qu'il faut protéger et rétablir les processus, trajectoires et paysages littoraux, soit les trois composantes fondamentales de l'intégrité physique, pour assurer la viabilité de l'écosystème (Mackey, 2005). Contrairement aux approches classiques qui s'appuyaient sur la mesure régulière et la surveillance d'éléments de l'écosystème à des sites précis, l'approche *axée sur les processus* aborde les modifications des processus littoraux résultant de l'altération de leurs trajectoires et des paysages dans la marge côtière et les eaux littorales.

On connaît les impacts des ouvrages de modification des rives sur les processus littoraux depuis de nombreuses décennies, mais on comprend peu les incidences de l'altération de ces processus sur les écosystèmes côtiers, notamment sur la structure des habitats et la qualité de l'eau. Le présent chapitre aborde brièvement la notion d'intégrité physique dans la marge côtière et les eaux littorales et son application à l'évaluation des changements régionaux dans la structure des habitats et des impacts sur les écosystèmes côtiers.

#### Paysages, processus et voies d'écoulement en zone littorale

Les paysages sont constitués des composantes intégrées des milieux aquatiques et terrestres (c. à d. géologie, géomorphologie et couverture terrestre) sur lesquelles les processus naturels agissent dans le bassin des Grands Lacs (Mackey, 2005). Les paysages sont le plus souvent subdivisés en bassins versants. Déterminé par l'hydrologie de surface et souterraine, un bassin versant correspond à la surface terrestre drainée par l'ensemble des tributaires d'un cours d'eau donné. Même si l'on considère habituellement que les paysages et les bassins versants ont une étendue régionale, ces termes sont applicables à diverses échelles. Les Grands Lacs sont liés à leurs bassins versants d'amont par l'hydrologie, c. à d. le mouvement de l'eau de surface ou de l'eau souterraine dans le paysage suivant des voies d'écoulement vers un des Grands Lacs. Les composantes des bassins versants, habituellement le relief et la composition (perméabilité) des matériaux géologiques sous-jacents, déterminent les voies d'écoulement.

Les composantes de la marge côtière et des écosystèmes et paysages littoraux comprennent l'embouchure des rivières, les milieux humides riverains, les plages, les dunes et les zones de déferlement des vagues dans la marge côtière, la morphologie et la composition des rives (escarpements et berges d'argile, substratum rocheux, minces cordons de sable), l'apport de sédiments, la profondeur de l'eau, la pente du fond et l'orientation du rivage (exposition au vent). Tous ces éléments du paysage littoral sont créés, maintenus et reliés par l'interaction des processus physiques littoraux et du paysage (Mackey, 2005).

Les voies, ou trajectoires, par lesquelles les processus littoraux naturels transportent l'énergie, l'eau et des matériaux (Mackey, 2005) sont de deux types : 1) les voies fonctionnelles, c'est-à-dire les connexions fonctionnelles et physiques entre les composantes physiques du système qui déterminent la répartition de l'énergie dans le système, et 2) les voies hydrologiques, qui comprennent les voies d'écoulement, la connectivité hydraulique et les façons dont l'eau, les matériaux et l'énergie se déplacent dans le système. Dans les zones littorales, les principaux processus de transport sont liés au large : il s'agit des courants régionaux, créés par les vagues et les tempêtes, qui transportent de l'eau, des matériaux et de l'énergie dans les eaux littorales et les marges riveraine et hors de ces milieux. Les trajectoires des eaux littorales sont définies par les cellules littorales, qui correspondent aux longueurs de rivage où l'énergie des vagues qui déferlent transporte de l'eau et des sédiments latéralement le long du littoral. Les vents dominants ainsi que l'intensité et la fréquence des tempêtes et des vagues qui frappent le littoral déterminent la direction du mouvement dans chaque cellule.

Ces cellules littorales peuvent couvrir des zones littorales adjacentes à plusieurs bassins versants, auxquels elles peuvent être reliées ou non et dont elles ne subissent pas nécessairement les effets. Il existe bien des « zones d'influence » où le débit de

tributaires peut modifier les processus littoraux durant des périodes limitées, mais ces zones sont très dynamiques et peuvent s'étendre latéralement face à plusieurs bassins versants. En raison du caractère dynamique de ces trajectoires littorales et de la variabilité des processus de transport littoral, il est difficile d'établir des liens significatifs entre les bassins versants et les zones littorales. Dans la plupart des cas, on ne peut appliquer les paradigmes classiques des bassins versants aux systèmes littoraux.

Les paragraphes qui suivent décrivent les processus hydrogéomorphologiques qui peuvent influencer, directement ou indirectement, sur les marges côtières et les zones littorales des Grands Lacs. Les processus propres à ces milieux dominant, mais à l'échelle locale, d'autres processus peuvent aussi influencer les marges côtières et les zones littorales. Les attributs, les trajectoires ou zones et la connectivité de ces processus hydrogéomorphologiques sont résumés dans le tableau 1.

- Processus fluviaux – Processus associés aux écoulements en chenal. Ces processus et écoulements sont très dynamiques; ils peuvent être épisodiques et variables dans l'espace; ils sont généralement unidirectionnels (vers l'aval); ils agissent suivant des corridors fluviaux linéaires et les réseaux hydrographiques. Les processus fluviaux dépendent beaucoup de la connectivité hydraulique latérale avec les plaines d'inondation et des surfaces adjacentes de bassins versants, ainsi que de la continuité et de la connectivité hydrauliques longitudinales dans les cours d'eau.
- Processus hydrogéologiques – Processus associés à l'infiltration et à l'écoulement des eaux souterraines – continuité hydraulique. Ces processus et écoulements peuvent être dynamiques, épisodiques, variables dans l'espace et unidirectionnels ou bidirectionnels; ils peuvent agir sur de vastes paysages ou dans des cours d'eau ou des lacs. Les processus hydrogéologiques dépendent beaucoup de la surface piézométrique (niveau de la nappe phréatique), de la géologie de surface et des sols (aquifères), de la continuité hydraulique (connexions entre l'eau souterraine et l'eau de surface) et de la zone d'alimentation.
- Processus littoraux – Processus associés aux courants et écoulements engendrés par les vagues et les tempêtes, sauf s'ils subissent l'influence de processus fluviaux près de l'embouchure des rivières. Les processus et écoulements littoraux sont très dynamiques, épisodiques et variables dans l'espace; ils peuvent être oscillatoires (bidirectionnels) ou unidirectionnels; ils dépendent de la profondeur de l'eau; ils agissent en général parallèlement à la rive, avec une composante saisonnière perpendiculaire à la rive. Les processus littoraux dépendent beaucoup de la connectivité hydraulique parallèle à la rive et de la connectivité hydraulique perpendiculaire à la rive (deltas, estuaires, milieux humides et cordons dunaires).
- Processus du large – Processus associés aux courants et écoulements engendrés par les vagues et les tempêtes, lesquels s'ajoutent aux écoulements de grande échelle d'origine hydraulique (fluviaux) ou thermique (saisonniers). Ces processus et écoulements sont dynamiques, épisodiques et variables dans l'espace; ils peuvent être oscillatoires (bidirectionnels) ou unidirectionnels à grande échelle et agissent dans et entre les bassins d'un lac et ses principaux exutoires et tributaires. Les processus du large dépendent beaucoup de la connectivité hydraulique latérale entre ces masses d'eau adjacentes.



Processus naturels	Attributs	Trajectoires et zones	Connectivité
<b>Processus fluviaux</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Écoulement en chenal</li> <li>Très dynamiques</li> <li>Épisodiques et variables dans l'espace</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Écoulement généralement unidirectionnel (vers l'aval)</li> <li>Suivant des corridors fluviaux linéaires et les réseaux hydrographiques</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Connectivité hydraulique latérale avec les plaines d'inondation et les surfaces de bassins versants adjacentes</li> <li>Continuité et connectivité hydrauliques longitudinales dans les cours d'eau</li> </ul>
<b>Processus hydrogéologiques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Infiltration et écoulement de l'eau souterraine</li> <li>Très dynamiques</li> <li>Épisodiques et variables dans l'espace</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Écoulement unidirectionnel ou bidirectionnel</li> <li>Sur de vastes paysages ou dans des cours d'eau ou des lacs</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Continuité hydraulique (connexions entre l'eau souterraine et l'eau de surface) et zone d'alimentation</li> <li>Surface piézométrique (niveau de la nappe phréatique) - géologie de surface et sols (aquifères)</li> </ul>
<b>Processus littoraux</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Courants et écoulements créés par les vagues et les tempêtes</li> <li>Incidence intermittente de processus fluviaux près de l'embouchure des rivières</li> <li>Très dynamiques</li> <li>Épisodiques et variables dans l'espace</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Écoulement oscillatoire (bidirectionnel) ou unidirectionnel</li> <li>Suivant des corridors linéaires parallèles ou perpendiculaires à la rive, avec une composante saisonnière perpendiculaire</li> <li>Dépendent de la profondeur de l'eau</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Connectivité hydraulique parallèle à la rive</li> <li>Connectivité hydraulique perpendiculaire à la rive (deltas, estuaires, milieux humides et cordons littoraux)</li> </ul>
<b>Processus du large</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Courants et écoulements créés par les vagues et les tempêtes</li> <li>S'ajoutent aux écoulements de grande échelle d'origine hydraulique (fluviaux) ou thermique (saisonniers)</li> <li>Épisodiques et variables dans l'espace</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Écoulement oscillatoire (bidirectionnel) ou unidirectionnel</li> <li>Écoulements régionaux unidirectionnels à grande échelle</li> <li>Dans et entre les bassins d'un lac et ses principaux exutoires et tributaires</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Connectivité hydraulique latérale entre masses d'eau adjacentes du lac</li> <li>Connectivité hydraulique avec les principaux exutoires et tributaires du lac</li> </ul>

**Tableau 1.** Processus physiques touchant la marge côtière et la zone littorale.

Source : Mackey (2005).

Les bénéfices écologiques de l'eau sont liés aux trajectoires spatiales et temporelles dans le paysage ainsi qu'à la nature et à l'ampleur des dégradations. La trajectoire de l'eau dans le paysage permet aux communautés biologiques d'utiliser l'énergie et les matières à mesure que l'eau se déplace. Il existe une relation spatiotemporelle entre l'eau et les bénéfices qu'elle procure à l'écosystème. En général, plus les voies d'écoulement sont complexes, plus les bénéfices écologiques sont grands. Dans les limites imposées par les dégradations existantes, la valeur écologique d'un litre d'eau varie en fonction de l'endroit et du temps de séjour de l'eau dans le paysage. Voici les facteurs qui déterminent le temps de séjour de l'eau dans un plan d'eau : la vitesse d'écoulement, la longueur de son parcours (direction et distance) et les connexions entre les composantes du paysage. Les travaux de Poff *et al.* (1997), de Richter *et al.* (1998), de Richter et Richter (2000) et de Baron *et al.* (2003), entre autres, ont clairement démontré l'importance de ces facteurs en milieu fluvial.

De même, dans les écosystèmes aquatiques littoraux, les processus qui transportent l'eau et les nutriments le long du rivage procurent des bénéfices écologiques et créent des structures d'habitat. Les échanges d'eau entre les bassins versants (embouchure de rivières), les milieux de la marge riveraine (milieux humides et baies) et le large ajoutent de la complexité, et ces échanges se produisent dans la zone littorale. Les variations des niveaux d'eau des Grands Lacs peuvent influencer directement sur ces échanges d'eau, notamment aux endroits où ils ont lieu. En outre, les altérations anthropiques des processus littoraux peuvent avoir une incidence directe sur ces échanges et sur les écosystèmes littoraux des Grands Lacs.

## Pressions

Les facteurs de stress du paysage créent des dégradations hydrologiques en altérant les caractéristiques de l'écoulement ou les voies et liens fonctionnels entre les composantes fondamentales du système. Dans les Grands Lacs, tous les processus naturels énumérés au tableau 1 agissent sur des trajectoires ou dans des zones hydrogéomorphologiques dégradées par des activités humaines. Ces dégradations altèrent non seulement la capacité des processus naturels à transporter de l'énergie, de l'eau, des matériaux et des organismes, mais aussi les bénéfices que l'eau procure aux écosystèmes. Les modifications physiques du rivage, les changements des niveaux d'eau et des régimes d'écoulement, ainsi que la réduction des apports de sédiments littoraux et de la connectivité hydraulique ont modifié les interactions hydrologiques entre les bassins versants, les marges côtières, les zones littorales et les eaux du large.

**L'aménagement croissant du rivage, soit l'altération physique de l'interface terre eau, est le plus important facteur anthropique qui perturbe les processus littoraux.** Il s'agit de changements qui modifient profondément les processus littoraux et leurs voies ou trajectoires. Ces changements ont des incidences locales et aussi des impacts cumulatifs à l'échelle régionale.

Dans les eaux littorales peu profondes, les dépôts de sable sous l'eau et les plages font partie du même système littoral; par le passé, d'épais dépôts de sable s'étendaient sur des centaines de mètres vers le large. À mesure que nous aménageons le rivage et ajoutons des ouvrages de protection, la quantité de sédiments disponible pour alimenter les plages diminue. La plupart des sédiments de la taille du sable dont sont formées les plages des Grands Lacs proviennent de l'érosion directe d'escarpements riverains; ceux-ci fournissent environ 90 % du volume total de sédiments littoraux le long de nombreux rivages des Grands Lacs (p. ex., Bolsenga et Herdendorf, 1993; Mackey, 1995).

La marge côtière et les zones littorales sont des milieux dynamiques de haute énergie où le sable est constamment transporté par les vagues et les courants littoraux. Sans apport constant de sable, les plages (et leurs prolongements sous l'eau) deviennent progressivement plus minces et plus étroites. La perte de ces matériaux accroît la profondeur de l'eau dans la zone riveraine, ce qui augmente l'énergie des vagues. Avec le temps, le dépôt de sable devient si mince qu'il peut être entièrement mobilisé durant les épisodes de fortes vagues, ce qui accélère le processus irréversible d'encaissement du lac.

On peut observer des effets semblables près des grands ouvrages portuaires. Ces ouvrages s'étendent souvent sur une bonne distance dans la zone littorale et perturbent ainsi les processus naturels de transport des eaux. Le sable s'accumule en amont des ouvrages et y élargit les plages et réduit la profondeur de l'eau. En aval d'un ouvrage, les plages s'amenuisent, puis disparaissent, les rives deviennent plus escarpées, et la profondeur de l'eau augmente. La perte de sable attribuable aux ouvrages de protection des rives ou aux ouvrages portuaires importants entraîne des dépôts de sédiments de texture grossière charriés sur le fond et la hausse de l'hétérogénéité du substrat dans la zone littorale. Ces changements ont créé d'excellents habitats pour des espèces lithophiles envahissantes comme les *Dreissenidae* et le Gobie à taches noires.

Les incidences sur les sources locales de sédiments littoraux peuvent aussi modifier la répartition du sable dans la zone littorale. Par exemple, les barrages construits sur bon nombre de tributaires des Grands Lacs piègent d'importantes quantités de sédiments grossiers dans leurs retenues d'eau, ce qui réduit l'apport des sédiments parvenant à l'embouchure des rivières. En outre, la plupart des embouchures de grandes rivières sont très altérées par des ouvrages qui protègent le rivage ou facilitent la navigation, ainsi que par le dragage périodique.

**Le dragage de chenaux peut modifier la circulation de l'eau dans l'embouchure d'un tributaire, la marge côtière, la zone littorale et au large, ainsi que la connectivité de ces zones.** Combinée aux ouvrages de protection des rives des embouchures, la baisse des niveaux d'eau des Grands Lacs observée ces dernières années a mené à une intensification du dragage dans les eaux littorales peu profondes. Non seulement faut-il se débarrasser des matériaux de dragage, mais en plus l'élargissement et le creusement des chenaux de navigation, particulièrement à l'embouchure des rivières, peuvent considérablement modifier les régimes et les voies d'écoulement de l'eau et, donc, le transport de matériaux dans les Grands Lacs. La modification des chenaux et les ouvrages de protection des berges peuvent nuire beaucoup à la circulation de l'eau et à la connectivité de la marge côtière, de la zone littorale et du large.

**La baisse de l'apport protecteur de sédiments littoraux entraîne l'érosion et la remise en suspension de sédiments cohésifs fins, ce qui accroît la turbidité de l'eau et réduit la qualité de l'eau en zone littorale.** Ce phénomène est particulièrement

évident durant de fortes tempêtes ou de grands vents, lorsque de hautes vagues mobilisent de minces dépôts de sable et de gravier qui érodent les couches d'argile cohésive sous jacentes. On observe souvent des eaux turbides dans la zone littorale lorsqu'il vente fort, même lorsque l'apport des tributaires est minime. Les processus d'encaissement littoral sont bien décrits dans le chapitre 5 de la partie III du *Coastal Engineering Manual* (Nairn et Willis, 2002).

En milieu fluvial, la modification du régime d'écoulement peut accroître l'érosion des berges et des chenaux, surtout durant les fortes précipitations, augmentant ainsi l'apport en sédiments des tributaires. À l'échelle locale, ces matières en suspension peuvent avoir des effets nuisibles à court terme sur la marge côtière et la zone littorale en accroissant la turbidité, en réduisant la clarté de l'eau et en introduisant des contaminants dans la colonne d'eau.

Les impacts cumulatifs de la modification des régimes d'écoulement sur l'écosystème des Grands Lacs sont actuellement inconnus, surtout parce que nous nous intéressons à la question depuis peu. Les données existantes ne permettent pas d'évaluation valable (GLC, 2003). À long terme, la modification des régimes d'écoulement ainsi que les dérivations et autres prélèvements d'eau pourraient réduire les niveaux d'eau, ce qui modifierait la circulation et la connectivité au large, les processus littoraux et la connectivité entre la marge côtière et les milieux humides et écosystèmes de cordons littoraux.

### **Incidences sur la gestion**

Dans le contexte de l'intégrité physique, des processus naturels viables sont créés lorsque de l'eau, de l'énergie et des matériaux sont transportés dans l'écosystème de façons qui correspondent aux conditions naturelles non perturbées, qui maintiennent l'intégrité physique et qui favorisent la résilience et la régénération de l'écosystème, peu importe les perturbations naturelles et anthropiques. On ne peut insister trop sur l'importance de l'intégrité physique pour les mesures de protection et de restauration.

Les paradigmes actuels de gestion de la marge côtière et de la zone littorale mettent l'accent sur des composantes individuelles de l'écosystème et n'abordent pas les dégradations des processus ou des trajectoires qui relient ces composantes. Il s'agit de la principale raison pour laquelle les organismes concernés (localités, États américains, provinces et gouvernements fédéraux) n'ont pas réussi à bien gérer les habitats des marges côtières et des zones littorales. En outre, la plupart des programmes de réglementation de la zone littorale sont appliqués site par site, sans tenir compte des impacts cumulatifs à long terme sur la marge côtière et la zone littorale. On prévoit une augmentation de la population et du développement urbain connexe en bordure des Grands Lacs.

Une meilleure gestion nécessite la prise en compte des processus littoraux et de leurs trajectoires dans la marge riveraine et la zone littorale. On peut restaurer les processus physiques littoraux en gérant le rivage à une plus grande échelle, par exemple à l'échelle de chaque cellule littorale, et en mettant en œuvre des solutions visant à imiter la fonctionnalité de ces processus.

### **Commentaires de l'auteur : DÉFINITIONS**

#### Marge côtière et zone littorale

- Marge côtière – profondeur de l'eau < 3 m
- Zone littorale – profondeur de l'eau > 3 m et < 15 m

#### Attributs des paysages

- Géologie – répartition en surface et sous la surface des matériaux géologiques; sols; caractéristiques hydrophysiques (perméabilité, porosité, aquifères, aquicludes...).
- Géomorphologie – forme, configuration et caractéristiques physiques de la surface terrestre; relief et tracé du réseau hydrographique (topographie, pente, hydrographie, morphologie et bathymétrie des chenaux, connectivité et configuration).
- Couverture terrestre – forme, configuration et répartition des éléments biologiques et anthropiques de la surface terrestre; utilisation des terres.

### **Remerciements**

Auteur : Scudder D. Mackey, Ph.D., Habitat Solutions NA, scudder@sdmackey.com.

### **Sources d'information**

Baron, J.S., N.L. Poff, P.L. Angermeier, C.N. Dahm, P.H. Gleick, N.G. Hairston, R.B. Jackson, C.A. Johnston, B.D. Richter et A.D. Steinman. 2003. « Sustaining healthy freshwater systems ». *Issues in Ecology*, 10 : 1-16.

---

Bolsenga, S.A., et C.E. Herdendorf. 1993. *Lake Erie and Lake St. Clair Handbook*. Detroit, Wayne State University Press, 467 pages.

Ciruna, K. 2004. « Freshwater fundamentals: Watersheds, freshwater ecosystems and freshwater biodiversity ». Dans N. Silk et K. Ciruna, *A Practitioner's Guide to Freshwater Biodiversity Conservation*. The Nature Conservancy.

GLC – The Great Lakes Commission. 2003. *Toward a Water Resources Management Decision Support System for the Great Lakes-St. Lawrence River Basin*. Water Resources Management Decision Support System (WRMDSS) Final Report. Ann Arbor (Michigan). <http://www.glc.org/wateruse/wrmdss/finalreport.html>.

Mackey, S.D. 1995. « Lake Erie sediment budget ». Dans D.W. Folger (dir.), *Lake Erie Coastal Erosion Study Workshop — April 1995*. USGS Open-File Report 95-224, p. 34-37.

Mackey, S.D. 2005. *Physical Integrity of the Great Lakes: Opportunities for Ecosystem Restoration*. Rapport présenté au Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Mackey, S.D., et R.R. Goforth. 2005. « Great Lakes nearshore habitat science ». Dans S.D. Mackey et R.R. Goforth (dir.), *Great Lakes nearshore and coastal habitats: Special Issue, Journal of Great Lakes Research*, 31 (Suppl. 1) : 1-5.

Nairn, R.B., et D.H. Willis. 2002. « Erosion, transport, and deposition of cohesive sediments ». Dans D.B. King, *Coastal Engineering Manual, Part III*. Washington, DC., U.S. Army Corps of Engineers. Engineer Manual 1110-2-1100, Coastal Sediment Processes Chapter 5, 67 pages. <http://chl.erdc.usace.army.mil/cemtoc>.

Poff, N.L., J.D. Allan, M.B. Bain, J.R. Karr, K.L. Prestegard, B.D. Richter, R.E. Sparks et J.C. Stromberg. 1997. « The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration ». *BioScience*, 47 : 769-784.

Richter, B.D., et H.E. Richter. 2000. « Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers ». *Conservation Biology*, 14 : 1467-1478.

Richter, B.D., J.V. Baumgartner, D.P. Braun et J. Powell. 1998. « A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network ». *Regulated Rivers*, 14 : 329-340.