



APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE

RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Rapport final de l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 à l'intention du
sous-comité de l'annexe des éléments nutritifs - le 11 mai 2015



Photographies :

Haut de page de couverture et bannières : © Sue Watson, Environnement Canada.

Bas de page de couverture : Très grande prolifération de *Microcystis* dans le lac Érié, vue de l'espace, le 26 septembre 2013. Source : NASA Visible Earth Gallery, image gracieusement fournie par la LANCE/EOSDIS MODIS Rapid Response Team du GSFC de la NASA.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Table des matières

Remerciements.....	vii
1. Sommaire	1
2. Introduction	6
3. Tendances des apports d'éléments nutritifs et de l'eutrophisation dans le lac Érié	14
Caractéristiques et tendances relatives aux apports de phosphore du lac Érié.....	16
Apports de phosphore du lac Érié	16
Exportation de phosphore en provenance de la rivière Maumee	20
4. Sommaire de la modélisation d'ensemble.....	26
Indicateurs de réponse à l'eutrophisation.....	26
(1) État trophique global	26
(2) Prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest	26
(3) Hypoxie dans l'hypolimnion du bassin central	26
(4) <i>Cladophora</i> dans les zones littorales du bassin est	27
Choix des modèles	27
Description des modèles.....	28
Résultats de la modélisation	30
Prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest	30
Hypoxie dans le bassin central	33
<i>Cladophora</i> dans le bassin est.....	35
État trophique de chaque bassin	36
5. Recommandations de l'équipe de travail sur les seuils des indicateurs de réponse à l'eutrophisation, les apports visés correspondants et d'autres considérations.....	38
Proliférations de cyanobactéries dans le bassin ouest.....	39
Hypoxie du bassin central	42
<i>Cladophora</i> dans le bassin est	43
Bassins hydrographiques prioritaires.....	46
Autres considérations	47
Objectifs en matière de concentrations de phosphore en milieu lacustre	47
Considérations liées au phosphore biodisponible.....	49
Ce que nous savons	49
Ce que nous ignorons.....	50
Rôle des apports d'azote.....	51
Rôle des Dreissenidés et d'autres espèces envahissantes.....	51
Rôle de l'hydrométéorologie interannuelle.....	51
Priorisation des bassins hydrographiques	52
6. Conclusions.....	54
7. Références.....	56

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

8. Annexe : Sommaire d'information sur la <i>Cladophora</i> , une algue benthique qui s'étend sur le rivage des Grands Lacs, principalement dans le lac Érié.....	60
Objectifs du rapport :	60
Introduction.....	60
Tendances de prolifération de la <i>Cladophora</i>	62
Modélisation de la prolifération de la <i>Cladophora</i> : élaboration, révision et mise en application du modèle	63
Lac Érié (bassin est)	63
Lac Ontario (bassin ouest)	63
Lac Ontario (plusieurs sites)	64
Lac Michigan (près de Milwaukee)	64
Résumé des efforts de modélisation	64
Le CGM et le GLCM sont des modèles exigeant beaucoup de données.....	64
Le PRS comme intrant dans la modélisation des systèmes oligotrophes dominés par les Dreissenidés	65
Les processus de perte (détachement) sont utiles pour prédire la prolifération, mais sont difficiles à quantifier	66
État des facteurs environnementaux liés à la <i>Cladophora</i> dans l'est du lac Érié	67
Gestion du phosphore comme outil de lutte contre la <i>Cladophora</i>	68
Si le mode 1 est dominant	69
Si le mode 2 est dominant ou important	70
Si le mode 3 est important	70
Indicateurs et paramètres de la <i>Cladophora</i>	72
Indicateurs.....	72
Paramètres possibles pour les indicateurs.....	73
Salissures des rivages	73
Prolifération dans les lacs	73
Indicateurs et paramètres recommandés	77
Remerciements.....	77
Références	77

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Liste des figures

Figure 1. Carte schématisée du corridor Huron-Érié et du lac Érié montrant les trois bassins et les principaux affluents (Scavia, D., et J.V. DePinto [2015], annexe 4 – rapport de modélisation d'ensemble [Ensemble Modeling Report]).	11
Figure 2. Apports annuels de phosphore total du lac Érié – Scavia et coll. (2014).	14
Figure 3. Biomasse des cyanobactéries dans le bassin ouest du lac Érié mesurée par satellite (communication personnelle de Stumpf, mise à jour de Stumpf et coll., 2012).	15
Figure 4. Estimations et intervalles de confiance à 95 % pour la superficie de l'hypoxie du bassin central (d'après Zhou et coll., 2013).	16
Figure 5. Apports de phosphore total du lac Érié selon le bassin pour les années hydrologiques 1994 à 2011. Une année hydrologique s'étend d'octobre à septembre (sources : Dolan et Chapra, 2012; Dolan, communication personnelle, 2012).	17
Figure 6. Distribution des apports annuels de phosphore total (TMA) selon la source dans le bassin ouest du lac Érié pour les années hydrologiques 2011 à 2013, et concentration moyenne de phosphore total dans ces sources au cours de la même période (communication personnelle, Maccoux).	18
Figure 7. Apports annuels de phosphore total (TMA) du lac Érié au cours de l'année hydrologique 2008, répartis selon les principaux affluents et le canal interlacustre de la rivière Détroit (Maccoux, données non publiées).	19
Figure 8. Répartition annuelle des apports de phosphore total pour 2008 provenant des rivières Maumee et Détroit selon la catégorie de source (Dolan, données non publiées).	20
Figure 9. Rejets annuels de la rivière Maumee (à gauche) et rejets pendant la « période critique » allant de mars à juillet. Losanges vides = valeurs brutes; losanges pleins = moyenne mobile sur cinq ans.	20
Figure 10. Concentrations (volets de gauche) et apports (volets de droite) moyens de phosphore total pondérés en fonction du débit de la rivière Maumee. Les volets du haut présentent les valeurs annuelles (année hydrologique), et les volets du bas, les valeurs de la « période critique » de mars à juillet. Symboles bleus = valeurs brutes; symboles rouges = moyennes mobiles sur cinq ans.	21
Figure 11. Concentrations (volets de gauche) et apports (volets de droite) moyens de phosphore réactif dissous pondérés en fonction du débit de la rivière Maumee. Les volets du haut présentent les valeurs annuelles (année hydrologique), et les volets du bas, les valeurs de la « période critique » de mars à juillet. Symboles bleus = valeurs brutes; symboles rouges = moyennes mobiles sur cinq ans.	22
Figure 12. Concentrations (volets de gauche) et apports (volets de droite) moyens de nitrate total pondérés en fonction du débit de la rivière Maumee. Les volets du haut présentent les valeurs annuelles (année hydrologique), et les volets du bas, les valeurs de la « période critique » de mars à juillet. Symboles vert pâle = valeurs brutes; symboles vert foncé = moyennes mobiles sur cinq ans.	23
Figure 13. Concentrations (volets de gauche) et apports (volets de droite) moyens de matières en suspension totales pondérés en fonction du débit de la rivière Maumee. Les volets du haut présentent les valeurs annuelles (année hydrologique), et les volets du bas, les valeurs de la « période critique » de mars à juillet. Symboles orange pâle = valeurs brutes; symboles orange foncé = moyennes mobiles sur cinq ans.	23

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

- Figure 14. Ampleur de la prolifération des cyanobactéries (moyenne maximale sur 30 jours de la biomasse) prévue par le modèle de Stumpf et coll. (2012) dans le bassin ouest en fonction de l'apport de PT de la rivière Maumee au printemps. La ligne pleine représente les prévisions moyennes, tandis que les lignes tiretées représentent les intervalles de confiance à 95 % des prévisions. La ligne verte pointillée horizontale indique le seuil de prolifération « grave ».31
- Figure 17. Étendue moyenne de la zone hypoxique d'août à septembre calculée par différents modèles dans le bassin central en fonction des apports de PT dans les bassins ouest et central. La ligne pointillée verte horizontale indique un seuil proposé de 2 000 km².33
- Figure 18. Concentration moyenne d'oxygène dissous hypolimnétique d'août à septembre calculée par différents modèles dans le bassin central en fonction des apports annuels de PT. La ligne pointillée verte montre l'apport annuel pour le lac entier nécessaire pour atteindre un seuil de 2 mg/L pour les divers modèles. 34
- Figure 19. Biomasse prévue par le modèle de la *Cladophora* dans les Grands Lacs (GLCM) dans le bassin est en fonction de l'apport annuel de PT du lac entier. La ligne pointillée verte représente l'apport visé de PT proposé par l'auteur (7 000 TM) en vue d'atteindre un seuil de biomasse de 30 mg/L (poids sec), tandis que la ligne pointillée rouge représente l'apport annuel moyen de PT dans le lac Érié pour la période de 2002 à 2011 (9 022 TM).35
- Figure 20. Courbe apport-réponse de la zone hypoxique moyenne d'août et septembre calculée par le modèle d'hypoxie 1D de Rucinsky. La moyenne des valeurs estimées du modèle de 1987 à 2005 est indiquée par des losanges bleus. L'écart-type des valeurs de 1987 à 2005 est indiqué par des barres d'erreur verticales.42
- Figure 21. Concentrations moyennes quotidiennes de PT dans la baie Maumee simulée par le modèle WLEEM pour 2011, 2012 et 2013. 48
- Figure 22. Processus de gestion adaptative utilisant un modèle d'écosystème opérationnel (MEO) (d'après DePinto, 2013). 54
- Figure 23. Épaisseur médiane de la *Cladophora* sur le substrat rocheux de la rive nord du bassin ouest du lac Érié. Chiffres tirés du rapport du ministère de l'Environnement de l'Ontario sur la qualité de l'eau pour 2008.....76

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Liste des tableaux

Tableau 1. Sommaire des engagements aux termes de l'AQEGL pour le lac Érié. Le présent tableau résume la façon dont le sous-comité de l'annexe 4 (Éléments nutritifs) aborde les engagements énoncés dans l'AQEGL. Il est important de noter que les objectifs présentés par bassin ci dessous sont étroitement liés; ils ne doivent pas être examinés individuellement. Tous les affluents du lac Érié, y compris la rivière Détroit et le corridor Huron-Érié, ont une incidence sur les apports de phosphore dans le lac Érié. Aussi, les apports du bassin ouest influent sur ceux du bassin central, lesquels influent à leur tour sur ceux du bassin est.	8
Tableau 2. Liste des modèles et prise en charge des indicateurs de réponse à l'eutrophisation dans le lac Érié.	28
Tableau 3. Sommaire des apports visés de phosphore recommandés afin d'atteindre les seuils désirés pour les indicateurs de réponse à l'eutrophisation dans le lac Érié.....	39
Tableau 4. Apports estimés et concentrations de PT pour quatre scénarios différents : apport de 2008; réduction de 40 % de l'apport annuel de PT (en tonne métrique par an) pour chaque bassin par rapport à 2008; réduction de 40 % de l'apport annuel de PT pour les bassins ouest et central seulement; réduction de 40 % de l'apport annuel de PT provenant des affluents du bassin ouest, y compris ceux du corridor Huron-Érié.....	45
Tableau 5. Bassins hydrographiques prioritaires présentés par bassin et par indicateur d'eutrophisation.....	46

Remerciements

Membres de l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles

- Tom Alwin, DEQ du Michigan
- Dave Baker, Heidelberg University
- Justin Chaffin, Ohio State University
- Murray Charlton
- Jean Chruscicki, USEPA
- Jan Ciborowski, University of Windsor
- Sandra Cooke, Grand River Conservation Authority
- Joe Depinto, LimnoTech
- Dan Dudley, EPA de l'Ohio
- Mary Anne Evans, USGS
- **Sandra George, coprésidente, Environnement Canada**
- Gail Hesse, Commission du lac Érié
- Veronique Hiriart-Baer, Environnement Canada
- Paul Horvatin, USEPA
- Todd Howell, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario
- Russ Kreis, USEPA
- **Jeff Reutter, coprésident, Ohio Sea Grant, Ohio State University**
- Don Scavia, University of Michigan
- Craig Stow, NOAA – GLERL
- Richard Stumpf, NOAA
- Ram Yerubandi, Environnement Canada

Membres de la sous-équipe de modélisation

- Eric Anderson, NOAA – GLERL
- Martin Auer, Michigan Technological University
- Sarah Becker, EPA de l'Ohio
- Dmitry Beletsky, University of Michigan
- Steven Chapra, Tufts University
- Joe DePinto, LimnoTech
- Mary Anne Evans, USGS Great Lakes Science Center
- Joe Fillingham, University of Wisconsin-Milwaukee
- Russ Krels, USEPA
- Anika Kuczynski, Michigan Technological University
- Luis Leon, Environnement Canada
- Daniel Obenour, University of Michigan
- Pete Richards, Heidelberg University
- Daniel Rucinski, LimnoTech
- Don Scavia, University of Michigan
- Dave Schwab, University of Michigan
- Craig Stow, NOAA – GLERL
- Richard Stumpf, NOAA
- Ed Verhamme, LimnoTech
- Dale White, EPA de l'Ohio
- Ram Yerubandi, Environnement Canada
- Hongyan Zhang, University of Michigan

1. Sommaire

L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 a été créée en septembre 2013. Elle est composée de 25 membres du Canada et des États Unis, et coprésidée par Sandra George (Environnement Canada) et Jeffrey Reutter (Ohio Sea Grant and Stone Lab, Ohio State University). Le but de l'équipe de travail était de recommander des révisions aux concentrations visées et aux apports de phosphore dans le lac Érié requis pour atteindre les objectifs de l'Annexe 4 (Éléments nutritifs) prescrits dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL), tel qu'amendé par le Protocole de 2012. L'annexe 4 vise des apports et des objectifs ciblés pour tous les Grands Lacs et réclame que le lac Érié soit évalué en premier à cause de la reprise de l'eutrophisation observée à partir du milieu des années 1990. La dégradation de l'état du lac s'est manifestée de trois manières : la réapparition, principalement dans le bassin ouest, de la prolifération des cyanobactéries du genre *Microcystis*; une importante hypoxie de l'hypolimnion du bassin central; la réapparition d'une importante prolifération nuisible de *Cladophora* (le long du littoral nord du bassin est). Ces problèmes se sont produits même lorsque l'objectif d'apport visé de 11 000 tonnes métriques de phosphore total dans le lac par année, tel que fixé en 1978, a été atteint.

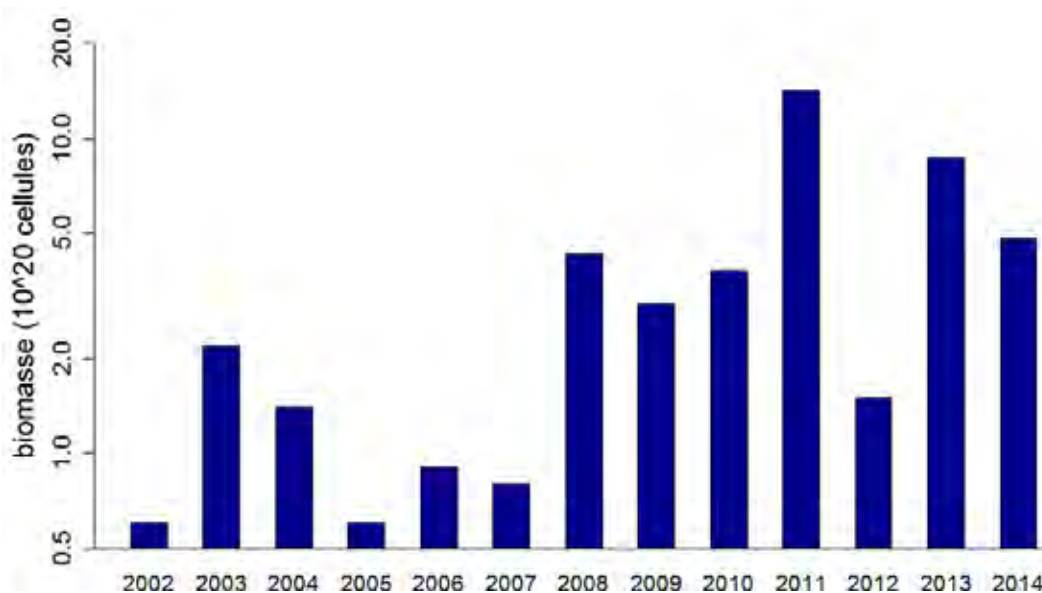
L'équipe de travail a convenu que la meilleure façon de formuler des recommandations en matière de gestion des apports de phosphore dans les délais prescrits était de mettre sur pied une sous-équipe d'experts en modélisation et de comparer les résultats d'un ensemble de modèles existants du lac Érié pour quantifier les relations entre les apports de phosphore et l'effet d'eutrophisation de l'écosystème lacustre. L'utilisation de neuf modèles validés a permis à l'équipe de travail d'évaluer l'impact d'une combinaison de stratégies de réduction des apports sur la prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest, l'hypoxie du bassin central et la prolifération de la *Cladophora* dans le bassin est. L'équipe de travail a également examiné le rôle de facteurs autres que les apports de phosphore et les concentrations résultantes en milieu lacustre dans la modulation des indicateurs d'eutrophisation. Ces autres facteurs comprenaient les apports et les concentrations d'azote, les densités et les effets des Dreissenidés et les variations dans les précipitations annuelles et les eaux déversées par les affluents. Parmi les autres facteurs pris en compte s'inscrivaient l'établissement d'objectifs de concentrations de phosphore dans les zones littorales et le rôle de la biodisponibilité du phosphore dans la modulation de la réponse des indicateurs de l'effet d'eutrophisation aux apports de phosphore. Les résultats de ces discussions et les facteurs pris en considération sont également présentés dans le rapport.

Le rapport est divisé en huit sections, comme suit :

- Section 1 : Sommaire
- Section 2 : Introduction
- Section 3 : Tendances des apports d'éléments nutritifs et de l'eutrophisation dans le lac Érié
- Section 4 : Sommaire de la modélisation d'ensemble
- Section 5 : Recommandations de l'équipe de travail sur les seuils des IRE, les apports visés correspondants et autres considérations
- Section 6 : Conclusions
- Section 7 : Références
- Section 8 : Annexe

L'équipe de travail a discuté d'un certain nombre d'indicateurs de réponse à l'eutrophisation pour la prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest et pour l'hypoxie dans le bassin central. Pour la prolifération des cyanobactéries, l'équipe a choisi un apport visé de phosphore produisant, 90 % du temps, une légère prolifération (< 9 600 tonnes métriques d'algues, en poids sec) de l'ampleur observée en 2004 ou 2012, ou moindre.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ



Biomasse cyanobactérienne dans l'ouest du lac Érié d'après une mesure obtenue par satellite (Stumpf, comm. pers., mise à jour de Stumpf et coll., 2012).

L'équipe de travail a conclu que l'écoulement de phosphore de source diffuse provenant de la rivière Maumee pendant la période printanière annuelle allant du 1er mars au 31 juillet était le meilleur facteur de prédiction de la gravité de la prolifération des cyanobactéries d'après les travaux de la sous-équipe de modélisation et les données sur les apports fournies par le National Center for Water Quality Research de la Heidelberg University. L'équipe de travail a utilisé l'année hydrologique de 2008 comme année de base pour calculer les pourcentages de réduction. Le milieu scientifique considère les mesures des apports de phosphore pour 2008 comme précises. Cette année-là, l'apport de phosphore total (PT) dans tout le lac s'élevait à 10 675 tonnes métriques par an (TMA), ce qui se situe très près de l'apport visé de PT pour le lac Érié de 11 000 TMA fixé dans le Protocole de 1978 amendé l'AQEGL.

Pour obtenir une prolifération ne dépassant pas le niveau observé en 2004 ou 2012, 90 % du temps, l'équipe de travail recommande un apport printanier de PT de 860 tonnes métriques et un apport de phosphore réactif dissous (PRD) de 186 tonnes en provenance de la rivière Maumee. La cible de 860 tonnes métriques correspond approximativement à une réduction de 40 % par rapport à l'apport printanier de 2008 (1 400 tonnes métriques de PT et 310 tonnes métriques de PRD), et l'apport visé de 2008 correspond à une concentration moyenne pondérée en fonction du débit de 0,23 mg/L de PT et de 0,05 mg/L de PRD. Parce que le débit varie considérablement d'une année à l'autre et que le débit de la rivière Maumee était si élevé en 2008 qu'il n'a été dépassé qu'environ 10 % du temps au cours des quelque 20 dernières années, l'équipe de travail s'attend à ce que l'atteinte d'une concentration moyenne pondérée en fonction du débit de 0,23 mg/L de PT et de 0,05 mg/L de PRD se traduise, 90 % du temps (9 années sur 10), par des apports en phosphore inférieurs aux cibles (860 et 186 tonnes métriques respectivement) si le régime des précipitations ne change pas.

L'équipe de travail a également indiqué qu'une plus faible prolifération de cyanobactéries avait été observée sur des images satellitaires à l'embouchure de la rivière Thames (l'apport de phosphore provenant de la rivière Thames en 2011 se chiffrait à 835 tonnes), de la rivière Raisin, du ruisseau Toussaint, de la rivière Portage et près de Leamington. Par conséquent, l'équipe de travail a conclu qu'une réduction de 40 % de l'apport pour chacun de ces affluents était également justifiée. La réduction visée de 40 % s'applique à tous les affluents du bassin ouest à moins qu'un programme visant un affluent particulier soit en place, ce qui comprend la surveillance, la modélisation et/ou des plans de gestion qui montrent que les concentrations d'éléments nutritifs dans l'affluent en question et son embouchure ne posent pas une menace de prolifération des cyanobactéries dans les eaux littorales adjacentes.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

L'équipe de travail a convenu que le phosphore biodisponible constituait la plus importante cible de réduction. Le PRD est biodisponible à 100 %, et le phosphore particulaire (PP), entre 25 et 50 %. Toutefois, même si la réduction des apports de PRD se traduirait par des impacts plus grands que la réduction des apports de PP, les modèles ont aussi révélé que l'élimination du PRD en l'absence d'une réduction du PP ne suffirait pas à régler le problème. L'équipe de travail a également observé que, depuis le milieu des années 1990, l'apport de PRD provenant de la rivière Maumee et d'autres affluents a augmenté d'environ 150 %.

Pour ce qui est de l'hypoxie du bassin central, l'équipe de travail a choisi un apport visé de phosphore conçu pour augmenter la concentration moyenne d'oxygène dissous dans l'hypolimnion en août et septembre à 2,0 mg/L ou plus. Cette concentration constitue le seuil de déclenchement de l'hypoxie et devrait produire des améliorations de l'habitat benthique du bassin central et des réductions des apports internes de phosphore provenant des sédiments du fond du bassin central pendant les périodes d'anoxie.

Les modèles ont montré que l'apport annuel de phosphore était un moteur de l'hypoxie du bassin central, plutôt que l'apport printanier seulement, comme c'était le cas pour la prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest. Par conséquent, les cibles d'hypoxie du bassin central mettent l'accent sur les apports annuels provenant de tous les affluents du bassin ouest, y compris le corridor Huron-Érié, et des affluents du bassin central.

Les recommandations de l'équipe de travail en ce qui concerne les cibles de réduction des apports de phosphore dans le lac Érié pour obtenir l'effet d'eutrophisation souhaité sont résumées dans le tableau ci-dessous. De plus amples renseignements sur l'approche de formulation de chacune de ces recommandations et leur justification sont présentés dans le corps du rapport.

Sommaire des apports visés de phosphore recommandés afin d'atteindre les seuils désirés pour les indicateurs de réponse à l'eutrophisation dans le lac Érié.

	Printemps (mars à juillet)	Apport annuel
Proliférations de cyanobactéries dans le bassin ouest - biomasse inférieure ou égale au niveau de 2004 ou 2012, neuf années sur 10, et/ou réduire le risque de prolifération localisée dans les eaux littorales		
Rivière Maumee		
Apport en phosphore total	860 TM [#]	
Apport de phosphore réactif dissous	186 TM [#]	
Autres affluents du bassin ouest et rivière Thames		
Apport de phosphore total	réduction de 40%*	
Apport de phosphore réactif dissous	réduction de 40%*	
Hypoxie du bassin central - teneur moyenne en oxygène de 2 mg/L ou plus dans l'hypolimnion en août et septembre		
Apport de phosphore total dans les bassins ouest et central, y compris la rivière Détroit et l'apport atmosphérique		6000 TM **
Cladophora du bassin est - données insuffisantes pour établir une cible		

[#]à être atteint 90 % du temps d'après la variabilité interannuelle du débit pour la période de mars à juillet..

*Nota : Les pourcentages de réduction reposent sur les apports en 2008.

**Ceci représente une réduction de 40 % des apports annuels dans les bassins ouest et central, y compris la rivière Détroit et l'apport atmosphérique.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

En ce qui concerne la *Cladophora* dans le bassin est, les modèles ont révélé que les efforts déployés en vue de contrer la prolifération des cyanobactéries et l'hypoxie entraîneraient une réduction des concentrations de phosphore dans les eaux libres du bassin est, mais les modèles de l'absorption et de l'utilisation du phosphore par la *Cladophora* n'étaient pas assez avancés pour permettre à l'équipe de travail d'évaluer l'impact des réductions sur la croissance de la *Cladophora*. En outre, les modèles ont été incapables de prédire l'impact de toute réduction proposée de l'apport des affluents dans le bassin est sur la croissance de cette algue dans les zones littorales. Par conséquent, bien que l'équipe de travail soit d'avis que des baisses des densités de la *Cladophora* dans le bassin est puissent découler des réductions ciblant la prolifération des cyanobactéries et l'hypoxie, les membres ne sont pas parvenus à un consensus au sujet de réductions supplémentaires des apports des affluents à ce moment-ci. D'autres travaux de recherche et de développement des modèles seront nécessaires pour nous permettre de régler cette question.

En dernier lieu, l'équipe de travail reconnaît que des incertitudes intrinsèques sont associées aux relations entre l'apport et la réponse estimées soutenues par la modélisation et l'analyse d'ensemble. Ces incertitudes découlent de la variabilité naturelle du système (hydrologie, météorologie, structure et fonction écologiques) et du fait que tous les modèles sont le résultat d'une simplification de la réalité. La réponse du système prédite par les modèles fournit la meilleure estimation disponible de la réduction de l'apport requise pour atteindre les objectifs fixés à l'annexe 4, et justifie la mesure recommandée comme une stratégie « sans regret ». Pour tenir compte des incertitudes inhérentes, l'équipe de travail souscrit sans réserve à l'adoption d'un processus de gestion adaptative soigneusement conçu pour surveiller la réponse du système, évaluer l'efficacité des mesures de gestion et mettre à jour les recommandations en matière de gestion à mesure que nous en apprenons davantage au sujet des processus sous-tendant la réponse du système. Cet effort nécessitera la mise en place d'un programme de surveillance apte à suivre l'évolution des tendances des apports au fil du temps et les réponses du milieu lacustre, ainsi que la réalisation d'études visant à mieux comprendre les processus potentiellement importants, mais encore peu compris. L'équipe de travail recommande aussi que les modèles soient mis à jour à intervalles réguliers dans le cadre du processus de gestion adaptative. Le cycle de l'Initiative de coopération pour la science et la surveillance (ICSS) offrira des possibilités de travaux ciblés de recherche et de surveillance, mais un intervalle de cinq ans ne sera pas suffisant pour un processus efficace de gestion adaptative. Le programme de surveillance requis pour l'approche de gestion adaptative doit être capable de déceler les changements d'importance critique dans les régimes des précipitations et les apports de phosphore. Si les tempêtes violentes deviennent plus fréquentes à l'avenir, comme le prédisent les modèles des changements climatiques, l'apport de phosphore dans le lac Érié augmentera, tout comme la fréquence et la gravité de la prolifération des cyanobactéries, ce qui nécessitera de plus grandes réductions des apports de phosphore que celles que recommande le présent rapport. L'approche de gestion adaptative recommandée permettrait de déceler ces occurrences et de modifier les apports visés.

2. Introduction

À la fin des années 1970, un ensemble de modèles contemporains d'eutrophisation des Grands Lacs a été mis en œuvre de façon à établir les apports visés de phosphore pour chacun des Grands Lacs et pour les grandes baies ou grands bassins. Ces apports visés ont été codifiés à l'annexe 3 du Protocole de 1978 amendant l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL). Les modèles utilisés dans le cadre de l'analyse variaient entre de simples relations empiriques et des modèles complexes sur le plan cinétique centrés sur les processus. Les modèles sont les suivants, présentés par ordre croissant de complexité : modèle empirique d'évaluation des apports de phosphore total (PT) de Vollenweider (tous les lacs), modèle semi-empirique de Chapra (tous les lacs), modèle de processus Lake 1 de Thomann (lac Ontario et lac Huron), modèle de processus de DiToro (lac Érié) et modèle de processus de Bierman (baie de Saginaw). Les résultats de la mise en œuvre de ces modèles ont été consignés dans le rapport du groupe de travail III de la Commission mixte internationale (CMI) (Vallentyne et Thomas, 1978) et dans le rapport de Bierman (1980). Au milieu des années 80, une postvérification de plusieurs de ces modèles a permis de confirmer l'établissement d'une bonne relation entre les apports de phosphore total dans un lac, un bassin ou une baie et la concentration moyenne de PT et de chlorophylle a pour l'ensemble du système.

En 2006, dans le cadre de l'examen de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs réalisé par les Parties (États-Unis représenté par l'USEPA, et Canada représenté par Environnement Canada), un sous-comité de modélisateurs des Grands Lacs (coprésidé par Joe DePinto, LimnoTech et David Lam [Environnement Canada]) a analysé les données et les modèles ayant servi à étayer les apports visés de phosphore indiqués à l'annexe 3 de l'Accord par rapport à l'état actuel des lacs. Ce sous-groupe était chargé de répondre à trois questions :

- (1) Les objectifs en matière d'apports visés de phosphore (P) ont-ils été atteints dans tous les Grands Lacs?
- (2) Les objectifs en matière de qualité de l'eau ont-ils été atteints pour tous les Grands Lacs?
- (3) Pouvons-nous définir les relations quantitatives entre les apports de phosphore et les conditions lacustres au moyen des modèles existants? Les modèles sont-ils toujours valides pour l'ensemble des lacs ou doit-on les mettre à jour ou en créer de nouveaux en raison des changements écosystémiques survenus dans la relation phosphore-chlorophylle?

D'après les constatations du sous-groupe, ces modèles visaient les symptômes d'eutrophisation de l'ensemble des lacs tels qu'ils se manifestaient alors, mais leur résolution spatiale n'était pas suffisante pour bien rendre compte de l'eutrophisation du littoral observée dans l'ensemble des lacs. De plus, ils ne représentaient pas les procédés permettant de mettre en évidence les répercussions découlant de changements fonctionnels et structurels dans l'écosystème (p. ex. les répercussions sur les Dreissenidés) relativement à la production de phosphore et aux effets d'eutrophisation caractéristiques dans les milieux lacustres (DePinto et coll., 2006). Une recommandation générale a été formulée quant au déploiement d'un effort concerté de recherche, de surveillance et d'amélioration des modèles :

- pour quantifier les contributions relatives de divers facteurs environnementaux (apports de phosphore total, changements sur le plan de la disponibilité des apports de phosphore, répercussions hydrométéorologiques sur les conditions de température ainsi que sur la structure et le volume de l'hypolimnion, perturbation induite par les Dreissenidés des conditions favorisant les relations entre les éléments nutritifs, la lumière et le phytoplancton et fonctions liées à la demande en oxygène) à la reprise de l'eutrophisation littorale des Grands Lacs;
- pour établir une relation quantitative améliorée entre ces facteurs de stress et des indicateurs d'eutrophisation observés récemment, comme la prolifération des cyanobactéries, une hypoxie accrue et la prolifération nuisible des algues benthiques (p. ex. *Cladophora*, *Lyngbya*).

L'annexe 4 du Protocole de 2012 amendant l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (Canada et États-Unis, 2012) porte sur les éléments nutritifs, plus particulièrement sur le contrôle du phosphore en vue d'atteindre les Objectifs liés à l'écosystème des lacs (OEL) concernant les symptômes d'eutrophisation :

1. la réduction au minimum de l'étendue des zones hypoxiques dans l'eau des Grands Lacs associées à un apport excessif de phosphore, en particulier dans le lac Érié;
2. le maintien des niveaux de la biomasse algale en deçà du seuil de nuisance;

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

3. le maintien des espèces d'algues compatibles avec la conservation d'écosystèmes aquatiques sains dans les eaux littorales des Grands Lacs;
4. le maintien de la biomasse cyanobactérienne à des niveaux ne donnant pas lieu à des concentrations de toxines dangereuses pour la santé humaine ou pour la santé de l'écosystème dans l'eau des Grands Lacs;
5. le maintien de l'oligotrophie et de la biomasse relative des algues, et la préservation des espèces d'algues compatibles avec la conservation d'écosystèmes aquatiques sains dans les eaux libres du lac Supérieur, du lac Michigan, du lac Huron et du lac Ontario;
6. le maintien des conditions mésotrophes dans les eaux libres des bassins ouest et central du lac Érié, et des conditions oligotrophes dans son bassin est.

L'annexe énonce aussi les objectifs « provisoires » en matière de concentrations de phosphore ainsi que les apports visés de phosphore, lesquels sont identiques aux valeurs établies à l'annexe 3 du Protocole de 1978 amendant l'AQEGL. Toutefois, il est nécessaire que les « Parties, en coopération et en consultation avec les gouvernements des États et de la province, les gouvernements tribaux, les Premières Nations, les Métis, les gouvernements municipaux, les organismes de gestion des bassins versants, d'autres organismes publics locaux et le grand public procèdent à ce qui suit :

- (1) en ce qui concerne les eaux libres des Grands Lacs :
 - a. examinent les objectifs provisoires relatifs aux substances, applicables aux concentrations de phosphore pour chacun des Grands Lacs, afin d'évaluer leur adéquation aux objectifs liés à l'écosystème des lacs, et les révisent si nécessaire;
 - b. examinent et mettent à jour les apports visés de phosphore pour chacun des Grands Lacs;
 - c. déterminent, pour chaque pays, des limites appropriées en matière d'apport de phosphore nécessaires à la réalisation, pour chacun des Grands Lacs, des objectifs relatifs aux substances applicables aux concentrations de phosphore;
- (2) en ce qui concerne les eaux littorales des Grands Lacs :
 - a. élaborent des objectifs relatifs aux substances, applicables aux concentrations de phosphore dans les eaux littorales, ainsi que dans les baies et les déversements des affluents de chacun des Grands Lacs;
 - b. établissent des objectifs en matière de réduction des apports de phosphore, pour les bassins versants prioritaires qui ont une incidence localisée considérable sur l'eau des Grands Lacs. »

En outre, l'annexe préconise les travaux de recherche et d'autres programmes visant à établir et à atteindre les objectifs révisés en matière d'éléments nutritifs. « Les Parties, lorsqu'elles établissent les objectifs relatifs aux substances, applicables aux concentrations de phosphore et aux apports visés de phosphore, tiennent compte de la biodisponibilité des différentes formes de phosphore, du lien entre le phosphore et la productivité, du caractère saisonnier des concentrations de phosphore, des exigences en matière de productivité de la pêche, des changements climatiques, des espèces envahissantes ainsi que d'autres facteurs, s'il y a lieu, tels que les répercussions en aval ». L'annexe indique également que des objectifs applicables aux concentrations et aux apports visés d'autres éléments nutritifs seront fixés, au besoin. Enfin, dans le cas du lac Érié, l'annexe recommande la révision des objectifs et des apports visés dans les trois ans suivant l'entrée en vigueur de l'Accord de 2012.

Un sous-comité de l'annexe 4 a été formé pour aider les Parties à élaborer et à mettre en œuvre une approche permettant de remplir les mandats énoncés à l'annexe 4. Ce sous-comité, pour sa part, a formé trois équipes de travail chargées des éléments suivants : élaboration d'objectifs et de cibles; sources agricoles; sources urbaines et rurales. L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles était, au départ, chargée de la réalisation des objectifs ci après pour le lac Érié :

- avant novembre 2014, examiner et actualiser les objectifs relatifs aux substances (concentrations de phosphore) pour les eaux extracôtières et cerner les objectifs relatifs aux substances pour les eaux littorales;
- avant février 2015, examiner et actualiser les apports visés de phosphore pour les eaux extracôtières et fixer les objectifs de réduction des apports de phosphore pour les eaux littorales qui sont nécessaires pour atteindre les objectifs relatifs aux substances et imposer des limites à chaque pays.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Tableau 1. Sommaire des engagements aux termes de l'AQEGL pour le lac Érié. Le présent tableau résume la façon dont le sous-comité de l'annexe 4 (Éléments nutritifs) aborde les engagements énoncés dans l'AQEGL. Il est important de noter que les objectifs présentés par bassin ci-dessous sont étroitement liés; ils ne doivent pas être examinés individuellement. Tous les affluents du lac Érié, y compris la rivière Détroit et le corridor Huron-Érié, ont une incidence sur les apports de phosphore dans le lac Érié. Aussi, les apports du bassin ouest influent sur ceux du bassin central, lesquels influent à leur tour sur ceux du bassin est.

Engagement aux termes de l'AQEGL	Objectif recommandé pour le lac Érié	Commentaires
<p>1. En ce qui concerne les eaux libres des Grands Lacs :</p> <ul style="list-style-type: none"> • réduction au minimum de l'étendue des zones hypoxiques associées à un apport excessif de phosphore (1); • maintien des niveaux de la biomasse algale en deçà du seuil de nuisance (2); • maintien de la biomasse cyanobactérienne à des niveaux ne donnant pas lieu à des concentrations de toxines dangereuses pour la santé humaine ou pour la santé de l'écosystème (4); • maintien des conditions mésotrophes dans les eaux libres des bassins ouest et central du lac Érié, et des conditions oligotrophes dans son bassin est (BE) (6). 		
<p>a) Examiner les objectifs provisoires relatifs aux substances, applicables aux concentrations de phosphore pour chacun des Grands Lacs, afin d'évaluer leur adéquation aux objectifs liés à l'écosystème des lacs et les réviser si nécessaire.</p>	<p>Aucun nouvel objectif n'a été recommandé pour le moment en ce qui concerne la concentration de phosphore dans les eaux libres.</p>	<p>À l'atteinte des objectifs liés aux apports visés, les concentrations de phosphore dans les eaux libres devraient s'établir aux valeurs ci-dessous :</p> <p>Bassin ouest – 12 µg/L Bassin central – 6 µg/L Bassin est – 6 µg/L</p> <p>Les concentrations moyennes pondérées en fonction du débit aux embouchures des affluents doivent servir de valeurs de référence pour assurer le suivi des progrès en matière de réduction des apports.</p>

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Engagement aux termes de l'AQEGL	Objectif recommandé pour le lac Érié	Commentaires
<p>(b) Examiner et mettre à jour les apports visés de phosphore pour chacun des Grands Lacs.</p>	<p>Apport visé pour réduire la prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest : réduction de 40 % des apports printaniers de PT et de phosphore réactif dissous (PRD) provenant de la rivière Maumee, par rapport aux apports printaniers de 2008.</p> <p>Apport visé pour la réduction des niveaux d'hypoxie dans le bassin central : L'apport annuel de PT est de 6 000 tonnes métriques dans le bassin central. Cet apport visé constitue une baisse de 40 % par rapport aux niveaux de 2008.</p> <p>Apport visé pour réduire la densité d'algues nuisibles dans le bassin est : Les données/renseignements disponibles à l'heure actuelle sont insuffisants pour recommander un apport visé.</p>	<p>L'atteinte de l'objectif lié à la rivière Maumee permettra de réduire la prolifération des cyanobactéries à des taux n'entraînant aucune conséquence grave (c. à d. à des valeurs inférieures ou égales aux taux de prolifération enregistrés au cours de la période 2004-2012), et ce, 90 % du temps (neuf années sur 10).</p> <p>S'il est vrai que les modèles indiquent que les apports printaniers de PT provenant de la rivière Maumee entraînent une prolifération de cyanobactéries dans le bassin ouest, nous croyons que lorsque les apports de PT sont élevés dans la rivière Maumee, ils le sont aussi dans d'autres affluents, et que ces derniers contribuent également à la prolifération de cyanobactéries. Par conséquent, nous recommandons une réduction de 40 % des apports printaniers de PT et de PRD dans les autres affluents du bassin ouest, en commençant par les bassins versants littoraux prioritaires qui composent le bassin ouest.</p> <p>L'atteinte de l'objectif de 6 000 TMA permettra de hausser le taux moyen d'oxygène dissous (OD) dans l'hypolimnion (couche profonde à température basse) à plus de 2 mg/L d'août à septembre, et, par le fait même, de réduire le taux d'hypoxie, d'augmenter les taux d'OD dans les sédiments de surface et de réduire l'apport interne de phosphore dans le bassin central, ce qui améliorera l'habitat du poisson.</p>
<p>(c) Déterminer, pour chaque pays, des limites appropriées en matière d'apport de phosphore nécessaires à la réalisation, pour chacun des Grands Lacs, des objectifs relatifs aux substances applicables aux concentrations de phosphore.</p>	<p>Les limites devant être imposées à chaque pays doivent être déterminées.</p>	<p>La gestion adaptative permettra d'évaluer l'efficacité de nos objectifs et des mesures connexes.</p>
<p>2. En ce qui concerne les eaux littorales des Grands Lacs :</p> <ul style="list-style-type: none"> • maintien des niveaux de la biomasse algale en deçà du seuil de nuisance (2); • maintien des espèces d'algues compatibles avec la conservation d'écosystèmes aquatiques sains dans les eaux littorales (3); • maintien de la biomasse cyanobactérienne à des niveaux ne donnant pas lieu à des concentrations de toxines dangereuses pour la santé humaine ou pour la santé de l'écosystème (4). 		

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Engagement aux termes de l'AQEGL	Objectif recommandé pour le lac Érié	Commentaires
a) Élaborer des objectifs relatifs aux substances, applicables aux concentrations de phosphore dans les eaux littorales, ainsi que dans les baies et les déversements des affluents de chacun des Grands Lacs.	Aucun objectif n'a été recommandé pour le moment concernant la concentration de phosphore dans les eaux littorales.	Les concentrations moyennes pondérées en fonction du débit aux embouchures des affluents doivent servir de valeurs de référence pour assurer le suivi des progrès en matière de réduction des apports.
b) Établir des objectifs en matière de réduction des apports de phosphore, pour les bassins versants prioritaires qui ont une incidence localisée considérable sur l'eau des Grands Lacs.	<p>Bassins versant prioritaires et objectifs de réduction des proliférations d'algues en zone littorale : Réduction de 40 % des apports printaniers de PT et de PRD, par rapport aux apports printaniers de 2008 dans les bassins versants prioritaires ci-après :</p> <p>Lac Sainte-Claire Rivière Thames – Canada</p> <p>Bassin ouest Rivière Maumee – É.-U. Rivière Raisin – É.-U. Rivière Portage – É.-U. Ruisseau Toussaint – É.-U. Affluents de la région de Leamington – Canada</p> <p>Bassin central Rivière Sandusky – É.-U. Rivière Huron (Ohio) – É.-U.</p>	<p>D'après des données probantes, des proliférations se produisent régulièrement dans les zones littorales des bassins versants prioritaires.</p> <p>Les apports visés pour la rivière Maumee sont précisément de :</p> <ul style="list-style-type: none"> • 860 TM, pour les apports printaniers de PT; • 186 TM, pour les apports printaniers de PRD. <p>Nous recommandons une réduction similaire de 40 % des apports printaniers de PT et de PRD, par rapport aux taux de 2008, pour les autres bassins versants prioritaires.</p> <p>Quant aux autres bassins versants prioritaires, les objectifs en matière de réduction des apports de phosphore seront énoncés dans les plans d'action nationaux.</p> <p>Les apports visés en 2008 pour la rivière Maumee correspondent à une concentration moyenne pondérée en fonction du débit de 0,23 mg/L de PT et de 0,05 mg/L de PRD.</p>

Le présent rapport fournit un sommaire des résultats et des recommandations de l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles en ce qui concerne son évaluation des apports visés et des objectifs provisoires en matière de concentration de phosphore pour le lac Érié, de même que sa proposition d'actualiser ces cibles de façon à réaliser les objectifs liés à l'écosystème des lacs énoncés plus haut en fonction des nouvelles activités de recherche, de surveillance et de modélisation du milieu lacustre.

La région géographique pour laquelle les objectifs ont été proposés englobe le corridor Huron-Érié, depuis la décharge du lac Huron jusqu'au lac Érié. La figure 1 ci-dessous présente la situation géographique du lac Érié, y compris la délimitation de ses trois bassins, ainsi que l'emplacement du lac Sainte-Claire et des principaux affluents.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ



Figure 1. Carte schématisée du corridor Huron-Érié et du lac Érié montrant les trois bassins et les principaux affluents (Scavia, D., et J.V. DePinto [2015], annexe 4 – rapport de modélisation d'ensemble [Ensemble Modeling Report]).

Au cours de la dernière année, les membres de l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles se sont concertés, puis ont évalué la responsabilité qui leur incombait. L'équipe devait assister à 2 rencontres de 2 jours et à 3 rencontres de 3 jours au Great Lakes Environmental Research Laboratory de la NOAA, ainsi qu'à 13 conférences téléphoniques. Les délibérations reposaient essentiellement sur la détermination des nouveaux apports de phosphore visés pour atteindre les objectifs énoncés à l'annexe 4 pour le lac Érié. L'équipe s'est également appliquée à comprendre le rôle de divers facteurs, outre les apports de phosphore et les concentrations résultantes en milieu lacustre, dans la modulation des indicateurs d'eutrophisation. Ces autres facteurs comprenaient les apports et les concentrations d'azote, les densités et les effets des Dreissenidés, ainsi que les conditions hydrométéorologiques interannuelles. Parmi les autres facteurs pris en compte s'inscrivaient l'établissement d'objectifs en matière de concentrations de phosphore dans les zones littorales et le rôle de la biodisponibilité du phosphore dans la modulation des indicateurs de l'effet d'eutrophisation aux apports de phosphore. Les résultats de ces discussions et les facteurs pris en considération sont également présentés dans le rapport.

L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a convenu que la meilleure façon de formuler des recommandations en matière de gestion des apports de phosphore lui permettant de remplir sa responsabilité dans les délais prescrits était d'adopter une approche de modélisation reposant sur un ensemble de modèles existants du lac Érié pour quantifier les relations entre les apports de phosphore et l'effet d'eutrophisation de l'écosystème lacustre actuel (LimnoTech, 2013). La procédure de modélisation et les résultats sont présentés plus bas. Les leçons tirées de l'approche de modélisation mise au point et appliquée au lac Érié peuvent servir à orienter l'élaboration subséquente d'objectifs et de cibles concernant les éléments nutritifs pour d'autres Grands Lacs en vue de remplir les objectifs de l'annexe 4 prescrits dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, tel qu'amendé par le Protocole de 2012.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

- Nota : l'un des objectifs de l'équipe de travail était « le maintien de la biomasse cyanobactérienne à des niveaux ne donnant pas lieu à des concentrations de toxines dangereuses pour la santé humaine ou pour la santé de l'écosystème dans l'eau des Grands Lacs ». Les cyanobactéries ont la capacité de produire des toxines très dangereuses; on parle souvent alors de « prolifération d'algues nuisibles ». Étant donné l'incertitude quant au moment où les toxines seront produites et la difficulté de mesurer, ou de rapidement mesurer, les concentrations de toxines, il convient de miser sur la prévention de la prolifération des cyanobactéries comme mesure la plus appropriée.

Dans le présent rapport, nous désignerons ce type de prolifération comme suit : prolifération de cyanobactéries ou biomasse cyanobactérienne.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

3. Tendances des apports d'éléments nutritifs et de l'eutrophisation dans le lac Érié

En raison de son vaste bassin versant, fortement peuplé et à forte concentration agricole, ainsi que de sa taille relativement modeste et de ses eaux peu profondes (dans le bassin ouest et le bassin central), le lac Érié présente depuis fort longtemps les symptômes d'eutrophisation les plus importants qui ont été observés dans l'ensemble des Grands Lacs (Fuller et coll., 1995). C'est pourquoi le lac Érié est devenu une préoccupation principale et un modèle en ce qui concerne les questions d'eutrophisation dans les Grands Lacs lorsque l'AQEGL a été modifié une première fois en 1978.

À l'époque, les modèles scientifiques courants démontraient que la réduction du phosphore constituait le meilleur moyen pour gérer l'eutrophisation. Des apports visés de phosphore total ont été établis pour chaque lac (11 000 TMA pour le lac Érié) afin d'atteindre certains objectifs en matière de qualité de l'eau (respectivement 7 µg/L et 5 µg/L de chlorophylle a pour les bassins ouest et central/est du lac Érié; Task Group III, 1978). Dans le cas du lac Érié, des contrôles des sources ponctuelles municipales et l'interdiction des détergents contenant des phosphates ont permis de réduire les apports de façon importante, et les apports visés de phosphore total ont été en grande partie atteints pour le lac Érié au début des années 1980 (Dolan, 1993), comme l'indique la figure 2. Étant donné que l'établissement d'un objectif de 1 mg/L de phosphore en matière de concentrations pour les sources ponctuelles déversant plus de 1 million de gallons par jour (MGJ) n'était pas suffisant pour atteindre les apports visés durant les années de fortes précipitations, des pratiques de gestion exemplaires ont été mises en œuvre sur les terres agricoles du bassin (DePinto et coll., 1986). En 1992, 34 % des terres du bassin du lac Érié de l'Ohio utilisées pour la production de maïs et de soja étaient cultivées selon des méthodes culturales de conservation du sol (Ohio Lake Erie Office, 1993).

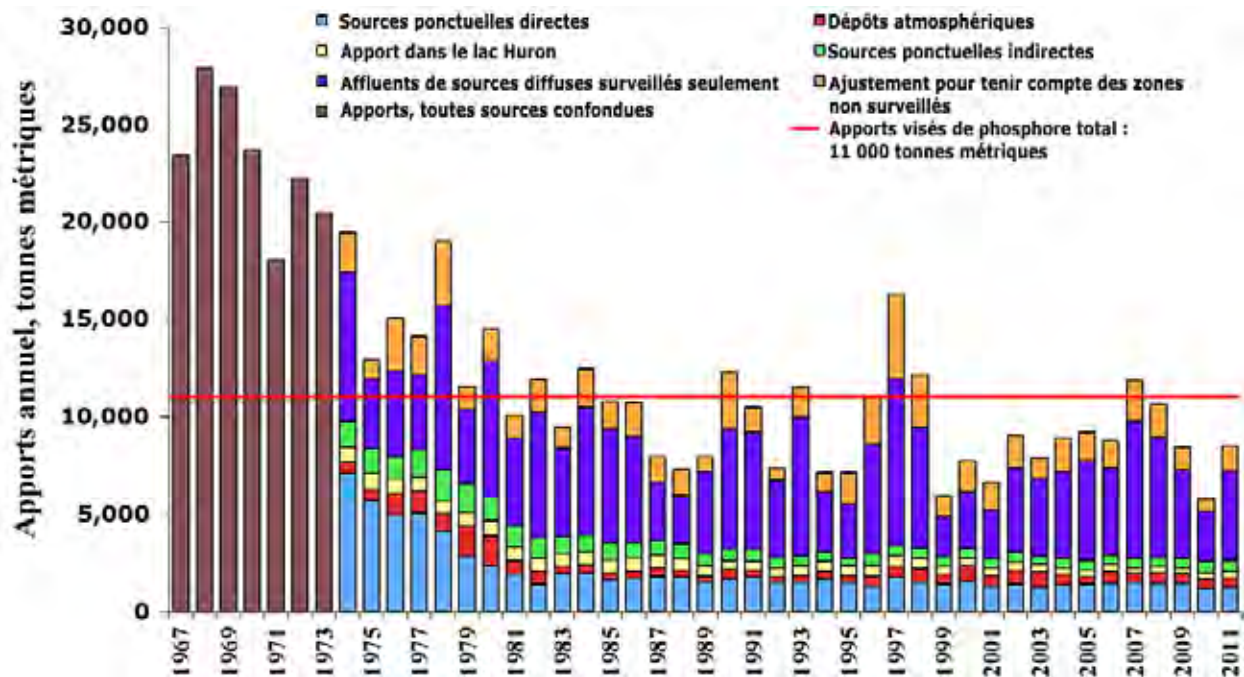


Figure 2. Apports annuels de phosphore total du lac Érié – Scavia et coll. (2014).

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Les effets de ces mesures de réduction des apports de phosphore ont été rapides, profonds et très près des valeurs prévues par DiToro et Connolly (1980). Une post-vérification de leur modèle d'eutrophisation a indiqué que celui-ci prédisait assez bien les concentrations de phosphore et de chlorophylle ainsi que la teneur en oxygène dissous dans l'hypolimnion (DiToro et coll., 1987). Bertram (1993) a fait état d'une diminution des concentrations de phosphore total enregistrées dans le bassin central au cours de la période isotherme du printemps, qui sont passées d'environ 20 µg/L durant les années 1970 à la valeur visée de 10 µg/L en 1987. Makarewicz (1993) a observé une diminution importante de la biomasse de phytoplancton dans les trois bassins entre 1970 et le milieu des années 1980. Ces valeurs représentaient une réduction de 52 à 89 % de la biomasse algale moyenne pondérée présente dans les bassins par rapport aux valeurs de 1970 mesurées par Munawar et Munawar (1976). Des améliorations retardées, mais très faibles seulement, ont été observées en ce qui concerne le degré d'anoxie mesuré en été dans le bassin central (Bertram 1993; Charlton et coll., 1993).

Cependant, les modèles utilisés pour établir les apports visés de 11 000 TMA au cours des années 1970 étaient des modèles sommaires pour l'ensemble des lacs et ne représentaient pas les formulations de processus permettant de saisir les répercussions liées à la modification de la structure et de la fonction des écosystèmes (p. ex. répercussions liées aux Dreissénidés) sur le traitement du phosphore et les réponses à l'eutrophisation (DePinto et coll., 2006). En outre, la compilation des données sur les apports annuels de phosphore (figure 2) n'a pas été effectuée de façon systématique après 1993; ce n'est que récemment que les données sur les apports de phosphore du lac Érié ultérieurs à 1993 ont été mises à jour. Par conséquent, la reprise de l'eutrophisation du lac Érié décrite dans un rapport récent de la CMI (CMI, 2014) n'était pas prévue, tout comme l'importance relative de la modification des apports à l'origine de ces problèmes.

La reprise de l'eutrophisation du lac Érié au cours des 20 dernières années s'est manifestée de trois façons : la récurrence de la prolifération des cyanobactéries se composant essentiellement du genre *Microcystis*, principalement dans le bassin est (Bridgeman et coll., 2013) (figure 3); le retour des conditions extrêmement hypoxiques dans l'hypolimnion du bassin central (Zhou et coll., 2013) (figure 3); la récurrence de la prolifération de *Cladophora* nuisibles dans les eaux côtières situées au nord du bassin est (IJC, 2013).

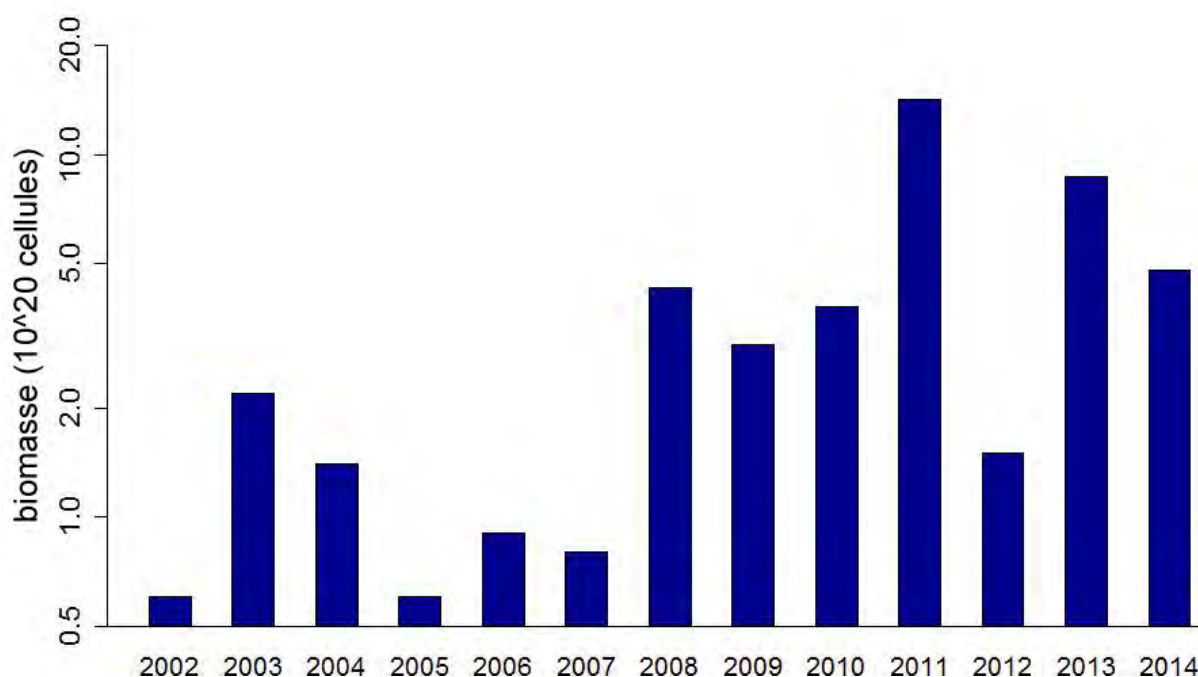


Figure 3. Biomasse des cyanobactéries dans le bassin ouest du lac Érié mesurée par satellite (communication personnelle de Stumpf, mise à jour de Stumpf et coll., 2012).

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

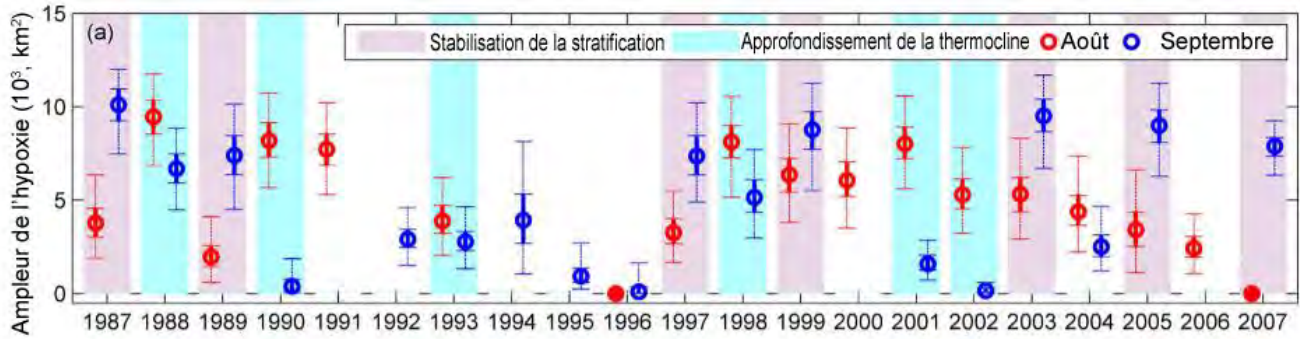


Figure 4. Estimations et intervalles de confiance à 95 % pour la superficie de l'hypoxie du bassin central (d'après Zhou et coll., 2013).

Caractéristiques et tendances relatives aux apports de phosphore du lac Érié

Après avoir mené des travaux de recherche considérables sur ces problèmes au cours des 10 à 15 dernières années, la communauté scientifique a découvert les deux principaux déterminants de ces symptômes d'eutrophisation : la modification du caractère des apports de phosphore dans le bassin versant du lac et les changements écologiques découlant de l'envahissement par les Dreissenidés. Les caractéristiques et les tendances relatives aux apports de phosphore sont décrites ci après; la question des Dreissenidés est traitée à la section 5.

Apports de phosphore du lac Érié

Au cours de la dernière décennie pour laquelle des données détaillées sur les apports de phosphore total du lac Érié sont disponibles (2002-2011), les rejets de phosphore issus de sources diffuses et de sources ponctuelles en amont des stations d'échantillonnage des affluents, transportés jusqu'au lac par les eaux de ruissellement et les rivières, ont contribué en moyenne à 78 % des apports annuels totaux du lac (Dolan et Chapra, 2012; Dolan, communication personnelle, 2012). En raison de la taille de la rivière Détroit et de la rivière Maumee, le bassin de l'ouest reçoit la majeure partie des apports de phosphore total (figure 5). Depuis 1994, le bassin ouest a reçu 61 % des apports annuels de phosphore total de l'ensemble du lac, tandis que le bassin central et le bassin est ont reçu respectivement 28 % et 11 % des apports totaux.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

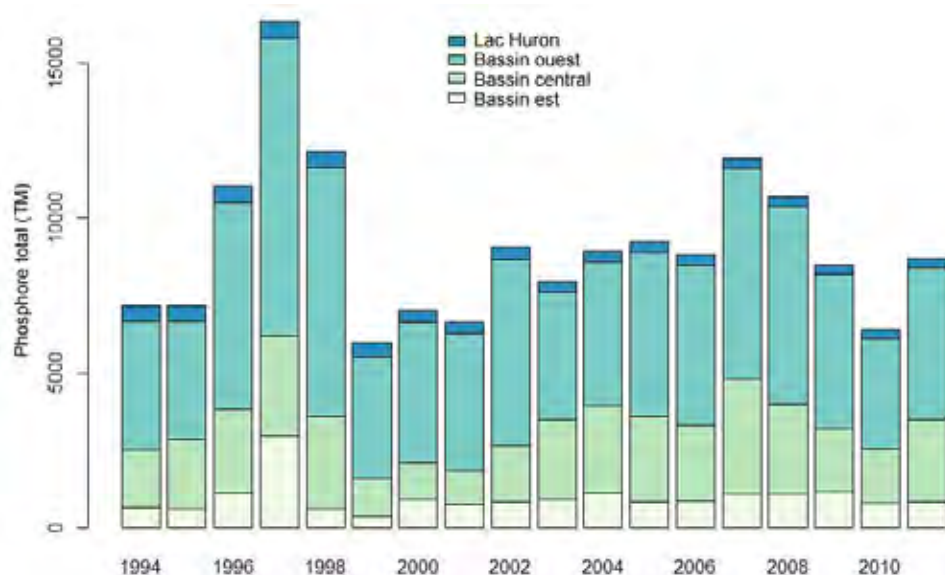


Figure 5. Apports de phosphore total du lac Érié selon le bassin pour les années hydrologiques 1994 à 2011. Une année hydrologique s'étend d'octobre à septembre (sources : Dolan et Chapra, 2012; Dolan, communication personnelle, 2012). Remarque : Les apports du lac Huron sont mesurés à la décharge du lac.

La figure 6 présente la répartition des apports de phosphore total dans le bassin ouest pour les années 2011 à 2013. Au cours de cette période, l'apport de la rivière Détroit a représenté en moyenne 41 % des apports annuels de phosphore total, et la rivière Maumee, 47 %. La variabilité interannuelle de ces pourcentages est évidente lorsqu'on compare ces trois années; l'année 2011 a connu un fort ruissellement en ce qui concerne les affluents du bassin ouest, l'année 2012 a été marquée par une grande sécheresse, et l'année 2013 se situait à mi chemin entre 2011 et 2012 en ce qui a trait au débit des affluents du bassin ouest. Ces variations relatives au débit des affluents entraînent une variation des apports en pourcentage de la rivière Détroit, dont le débit ne varie pas énormément d'une année à l'autre. Il convient également de noter que, comme le débit de la rivière Détroit est si important (94 % du débit de la rivière alimente le bassin ouest pendant cette période) comparativement à celui de la rivière Maumee (qui représente 4 % du débit total), la concentration de phosphore total dans la rivière Détroit est 25 fois moins importante que celle de la rivière Maumee (0,014 mg/L de comparativement à 0,42 mg/L de P, respectivement).

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

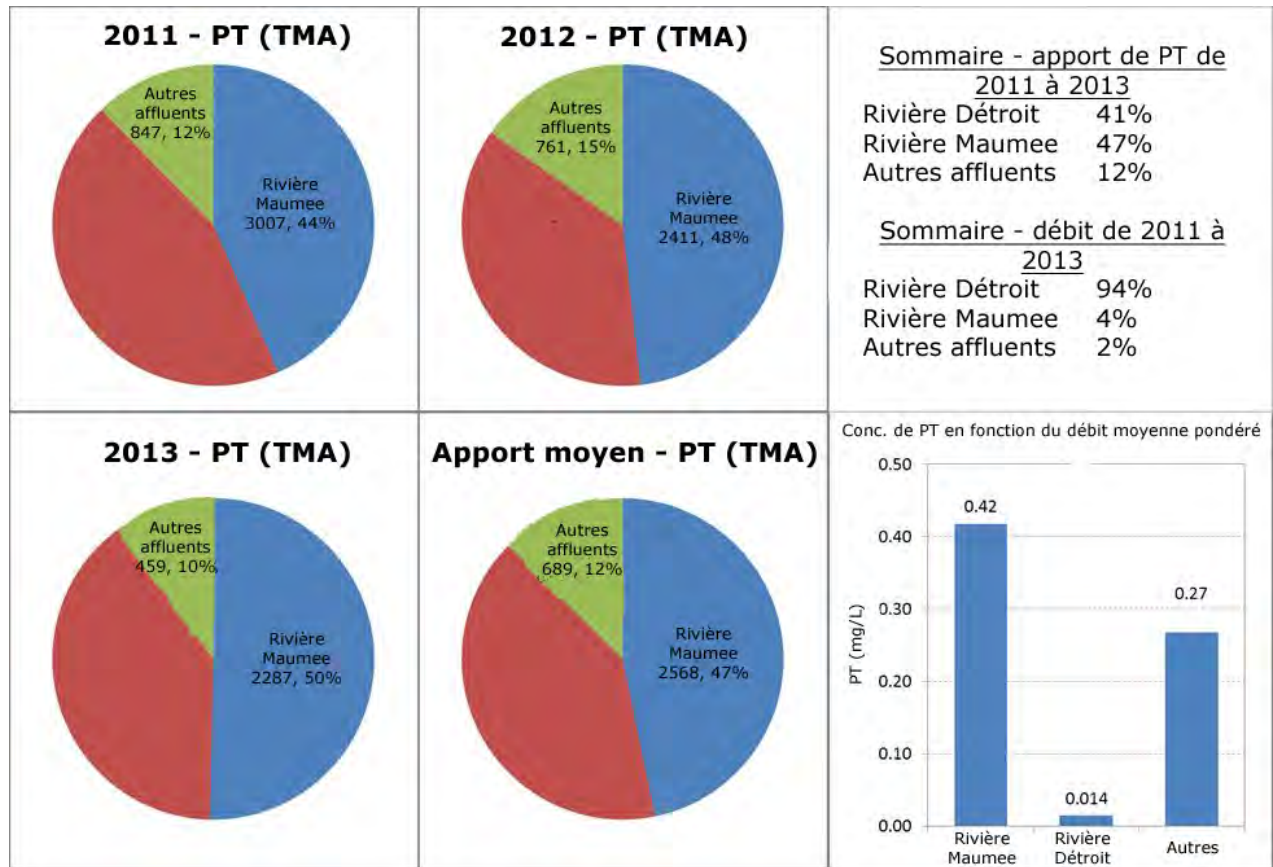


Figure 6. Distribution des apports annuels de phosphore total (TMA) selon la source dans le bassin ouest du lac Érié pour les années hydrologiques 2011 à 2013, et concentration moyenne de phosphore total dans ces sources au cours de la même période (communication personnelle, Maccoux)..

Comme il est indiqué ci-après, l'année 2008 a été choisie par l'Équipe de travail sur les objectifs et les cibles comme l'année de référence utilisée pour calculer les pourcentages recommandés de réduction des apports. Il convient donc d'examiner les caractéristiques liées aux apports pour cette année, d'après les travaux de Dolan et Chapra (2012), et de noter que ces valeurs diffèrent quelque peu des moyennes présentées à la figure 6. La figure 7 montre l'importance des apports de phosphore total de la rivière Maumee et de la rivière Détroit. Le graphique à secteurs illustre la répartition des apports annuels de phosphore total par affluent; les apports du canal interlacustre de la rivière Détroit sont considérés comme une seule source, et tous les affluents dont les apports individuels étaient supérieurs à 150 TMA au cours de cette année sont pris en compte.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

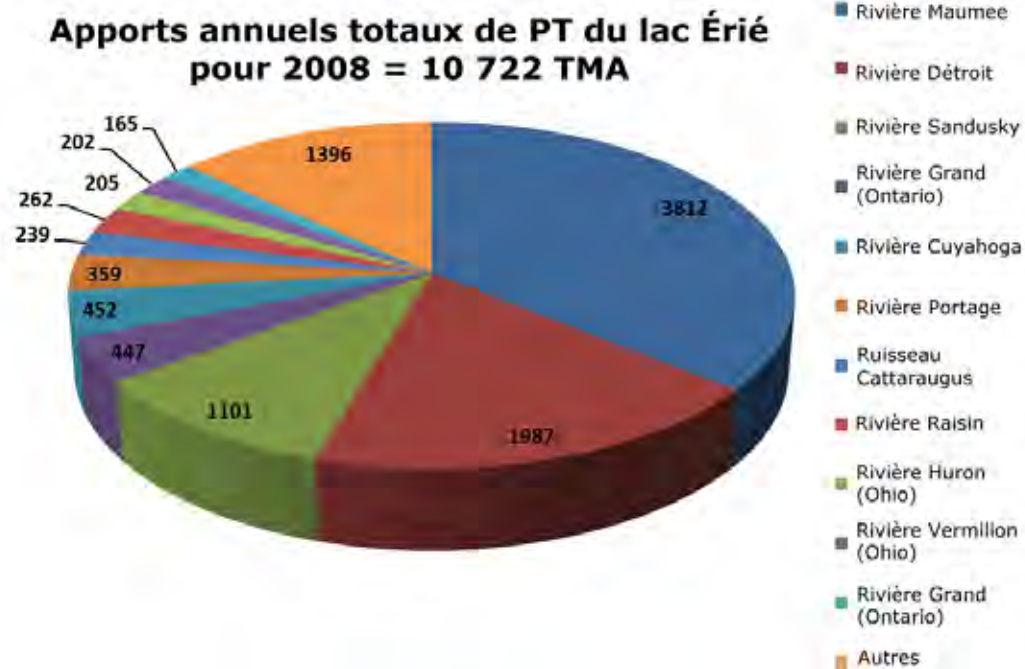


Figure 7. Apports annuels de phosphore total (TMA) du lac Érié au cours de l'année hydrologique 2008, répartis selon les principaux affluents et le canal interlacustre de la rivière Détroit (Maccoux, données non publiées).

Enfin, il importe de reconnaître que les sources des apports de phosphore diffèrent pour les deux principaux contributeurs. La figure 8 illustre la répartition des types de sources pour la rivière Maumee et la rivière Détroit pour 2008. Il convient également de souligner que 94 % des apports annuels de phosphore total de 2008 issus de la rivière Maumee proviennent d'une source diffuse, tandis que 34 % des apports issus de la rivière Détroit (comprenant la rivière Sainte Claire, le lac Sainte Claire et la rivière Détroit) proviennent d'une source diffuse; les apports du lac Huron sont de 16 %, et les 50 % restants proviennent de sources ponctuelles (y compris l'usine d'épuration des eaux usées de la rivière Détroit). En 2008, Dolan a indiqué que les apports des effluents de l'usine d'épuration des eaux usées de la rivière Détroit étaient de 764 TMA; cependant, les estimations obtenues pour les années plus récentes se rapprochaient davantage de 500 TMA selon le Department of Environmental Quality du Michigan (MDEQ, communication personnelle). Les apports de la rivière Thames, qui se déverse dans le lac Sainte Claire, sont regroupés avec ceux de la rivière Détroit. Cependant, il importe de souligner que 55 % de l'écart observé en ce qui concerne les apports annuels de la rivière Détroit entre 2008 (1987 TM) et 2011 (3077 TM) sont attribuables à des changements liés aux apports de la rivière Thames.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

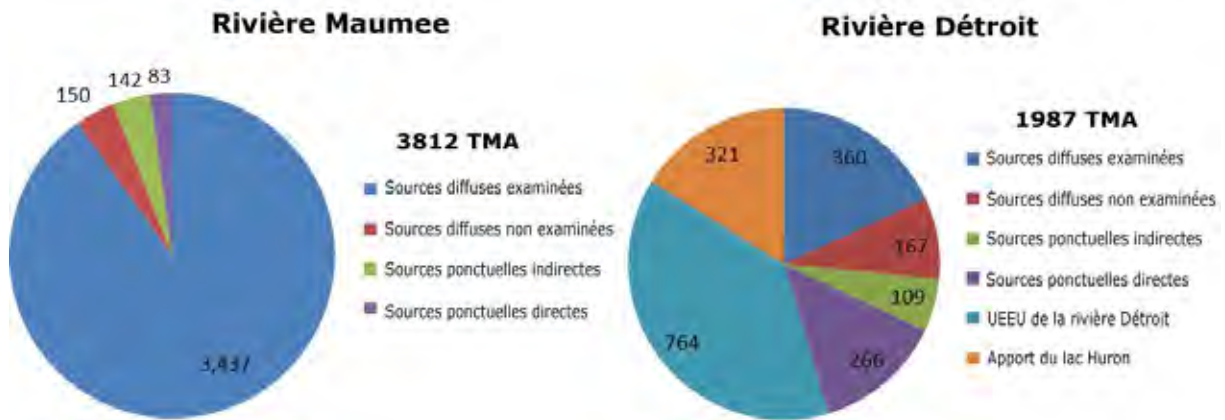


Figure 8. Répartition annuelle des apports de phosphore total pour 2008 provenant des rivières Maumee et Détroit selon la catégorie de source (Dolan, données non publiées).

Exportation de phosphore en provenance de la rivière Maumee

Compte tenu du succès des mesures de contrôle des sources ponctuelles de phosphore mises en œuvre au cours des années 1970 et de l'importance accrue des apports de phosphore provenant de sources diffuses, la rivière Maumee est devenue la principale source de phosphore rejeté dans le lac Érié (figure 7). En conséquence, les caractéristiques et les tendances relatives aux apports de la rivière Maumee sont importantes pour évaluer les mesures de gestion futures visant à freiner la prolifération des cyanobactéries. Les tendances à long terme sont révélées dans les études détaillées sur les apports des affluents de la rivière Maumee qui ont été menées par le National Center for Water Quality Research (NCWQR) de la Heidelberg University et dans les données sur les rejets recueillies par l'USGS.

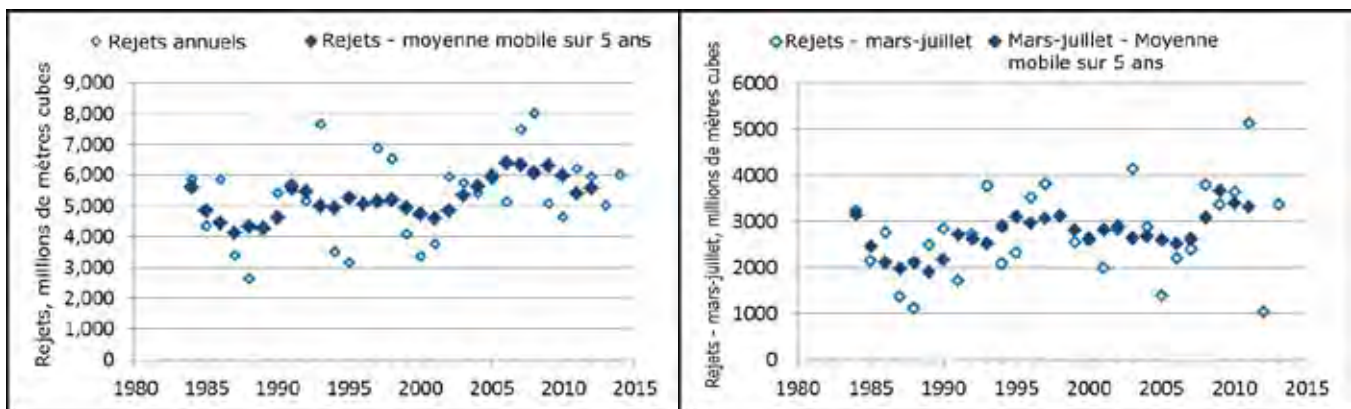


Figure 9. Rejets annuels de la rivière Maumee (à gauche) et rejets pendant la « période critique » allant de mars à juillet. Losanges vides = valeurs brutes; losanges pleins = moyenne mobile sur cinq ans.

Les rejets annuels provenant de la rivière Maumee sont extrêmement variables (figure 9) en raison de variations sur le plan de l'intensité, de la quantité et du moment des précipitations. Cette variabilité est un facteur important qui entraîne des écarts annuels dans les apports de phosphore observés. De même, les rejets observés entre le printemps et le début de l'été (mars à juillet) varient d'une année à l'autre. La variabilité interannuelle au cours de cette période a été associée à des variations de l'ampleur des éclosions de cyanobactéries en été (Stumpf et coll., 2013; Obenour et coll., 2014), d'où l'attention particulière accordée à cette « période critique ». Les rejets annuels et en période critique laissent entrevoir des tendances légèrement à la hausse depuis 1985, un facteur qui pourrait contribuer à la reprise de l'eutrophisation.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Les concentrations moyennes pondérées en fonction du débit (CMPFD) sont utiles en ce qui concerne la variabilité interannuelle, car elles permettent de normaliser les apports de phosphore d'un affluent selon le débit, de sorte que les indicateurs de rendement d'année en année ne sont pas faussés par la variabilité interannuelle de l'hydrologie. Pour calculer les CMPFD des affluents, il faut diviser les apports de phosphore pour une période donnée (p. ex. apports annuels ou de mars à juillet) par le débit cumulatif au cours de la même période.

Les concentrations de phosphore total varient également d'année en année (figure 10), et ce facteur, associé à la variabilité annuelle des rejets, entraîne une grande variabilité des apports annuels de phosphore total. De même, les concentrations et les apports de phosphore total présentent une variabilité interannuelle pendant les périodes critiques, ce qui contribue probablement à la présence d'écarts interannuels en ce qui concerne l'ampleur de la prolifération. Les données disponibles pour la période étudiée ne permettent pas de dégager des tendances claires relatives aux concentrations ou aux apports de phosphore total.

En revanche, les concentrations et les apports de phosphore réactif dissous présentent une tendance beaucoup plus nette au cours de la période étudiée (figure 11). Les concentrations et les apports ont connu une augmentation soutenue depuis le milieu des années 1990, tant annuellement qu'au cours de la période critique. Ces augmentations sont particulièrement dignes de mention étant donné que le phosphore réactif dissous est facilement biodisponible et qu'il peut ainsi avoir contribué à la reprise de l'eutrophisation observée dans les années 2000.

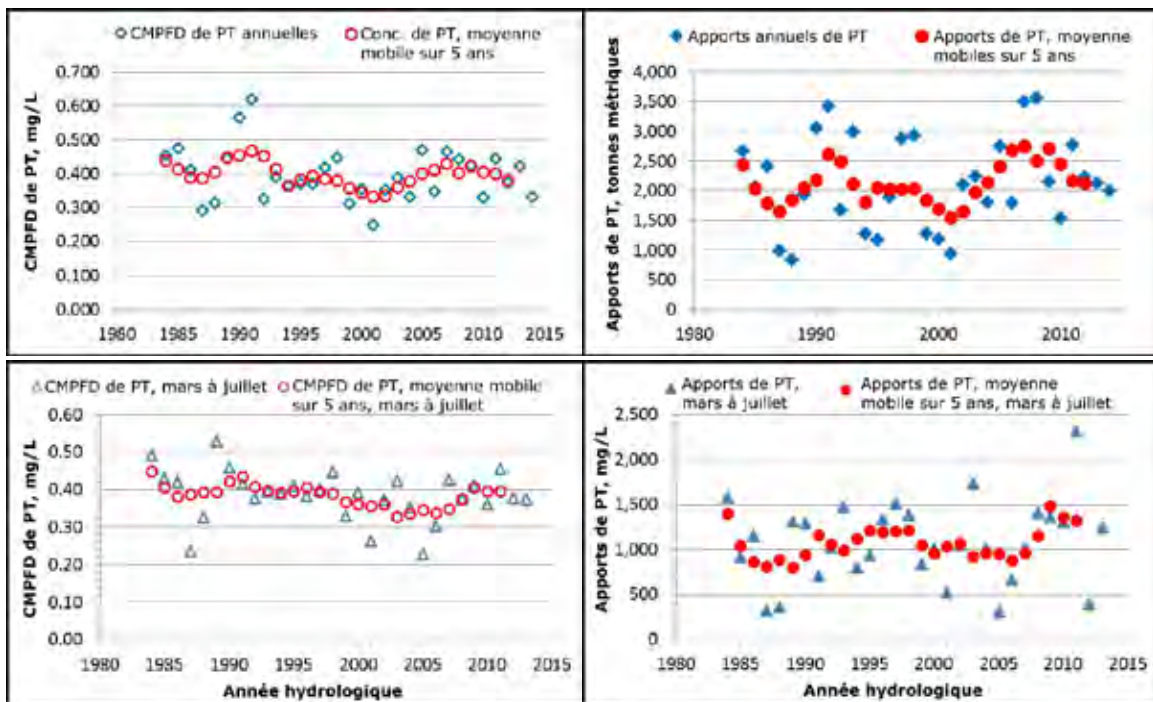


Figure 10. Concentrations (volets de gauche) et apports (volets de droite) moyens de phosphore total pondérés en fonction du débit de la rivière Maumee. Les volets du haut présentent les valeurs annuelles (année hydrologique), et les volets du bas, les valeurs de la « période critique » de mars à juillet. Symboles bleus = valeurs brutes; symboles rouges = moyennes mobiles sur cinq ans.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

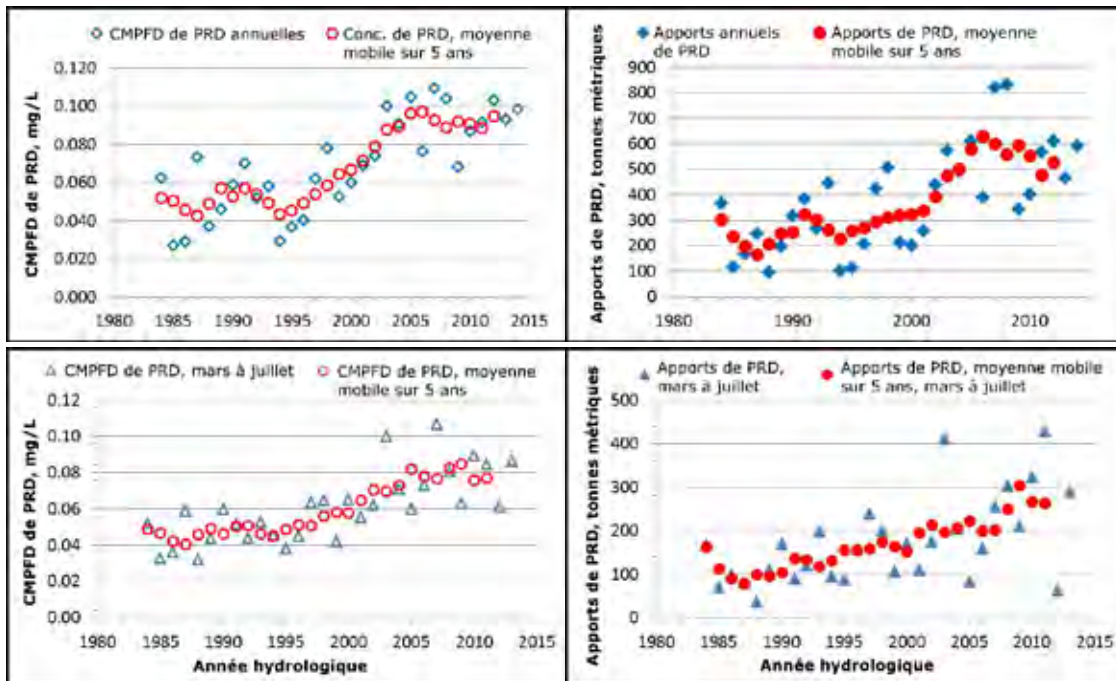


Figure 11. Concentrations (volets de gauche) et apports (volets de droite) moyens de phosphore réactif dissous pondérés en fonction du débit de la rivière Maumee. Les volets du haut présentent les valeurs annuelles (année hydrologique), et les volets du bas, les valeurs de la « période critique » de mars à juillet. Symboles bleus = valeurs brutes; symboles rouges = moyennes mobiles sur cinq ans.

Les changements relatifs aux autres éléments constitutifs de la rivière Maumee au cours de cette période sont également dignes de mention. Des diminutions des concentrations annuelles de nitrates ont été observées récemment (figure 12), bien que les apports annuels soient demeurés relativement stables, en raison des augmentations simultanées des rejets. Ces tendances annuelles sont également observées au cours de la période critique. Les concentrations de matières en suspension ont également diminué, bien que la diminution annuelle observée ne soit pas aussi marquée que celle de la période critique (figure 13). Les changements relatifs aux apports de matières en suspension sont moins apparents, encore une fois en raison des augmentations concomitantes des rejets.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

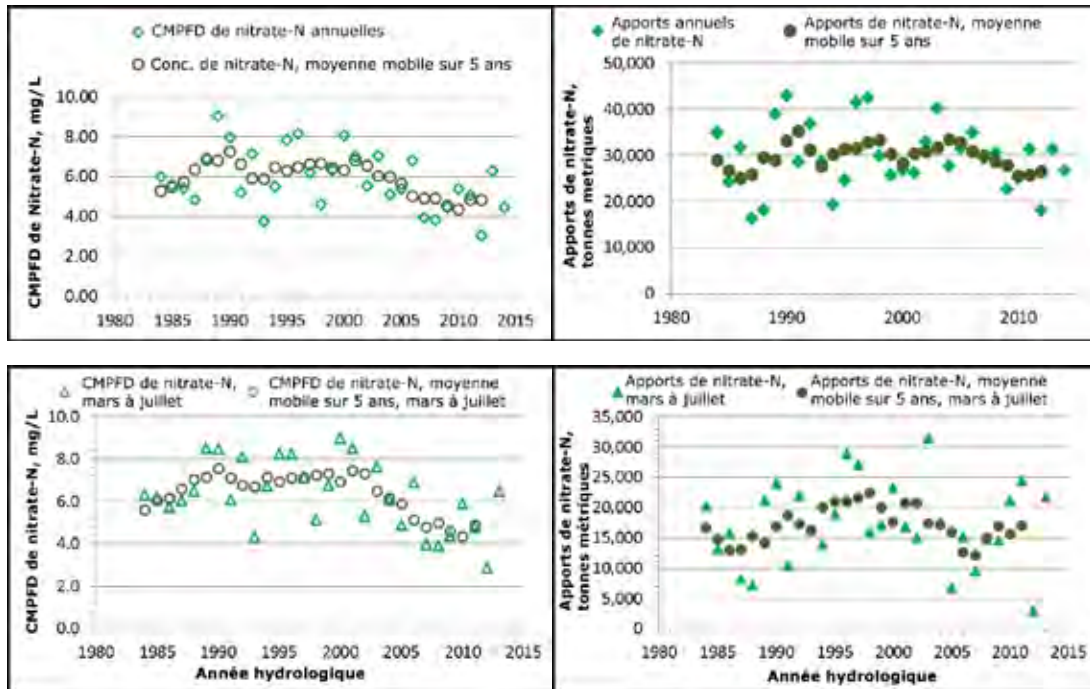


Figure 12. Concentrations (volets de gauche) et apports (volets de droite) moyens de nitrate total pondérés en fonction du débit de la rivière Maumee. Les volets du haut présentent les valeurs annuelles (année hydrologique), et les volets du bas, les valeurs de la « période critique » de mars à juillet. Symboles vert pâle = valeurs brutes; symboles vert foncé = moyennes mobiles sur cinq ans.

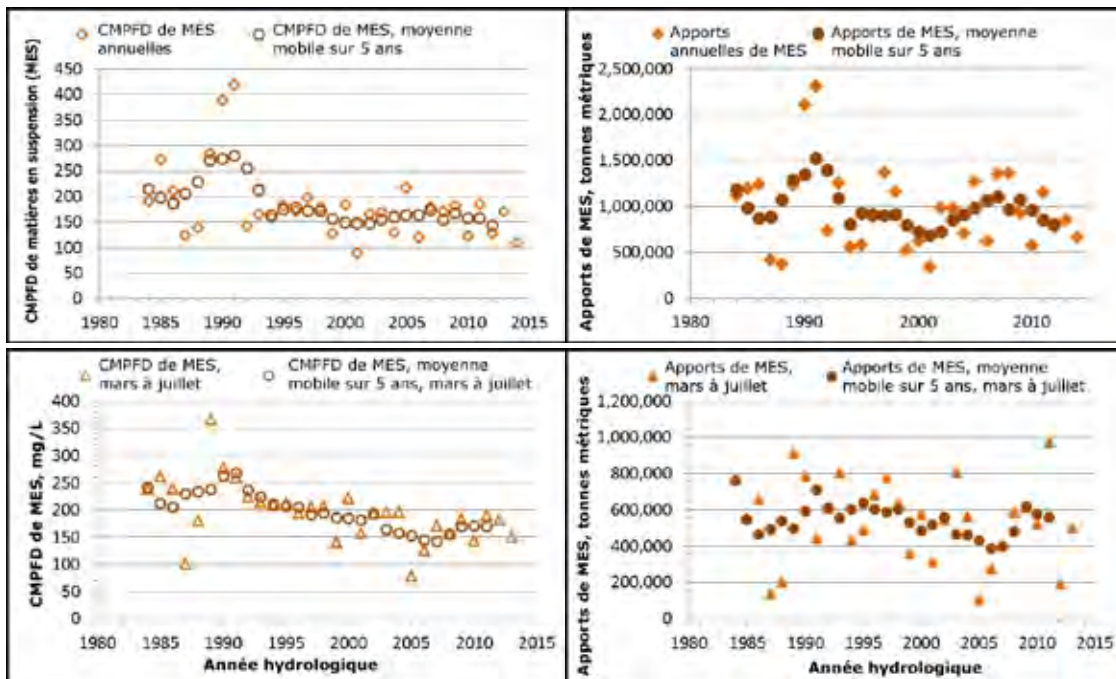


Figure 13. Concentrations (volets de gauche) et apports (volets de droite) moyens de matières en suspension totales pondérés en fonction du débit de la rivière Maumee. Les volets du haut présentent les valeurs annuelles (année hydrologique), et les volets du bas, les valeurs de la « période critique » de mars à juillet. Symboles orange pâle = valeurs brutes; symboles orange foncé = moyennes mobiles sur cinq ans.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

En résumé, les rejets de la rivière Maumee ont augmenté de 1984 à 2013, et cette tendance concorde avec les augmentations des précipitations à long terme (Stow et coll., 2015). Parallèlement, bien que les apports de phosphore total aient présenté des changements nets minimes au cours de cette période, les concentrations et les apports de phosphore réactif dissous ont connu une augmentation soutenue. Comme le phosphore réactif dissous est facilement biodisponible, cette augmentation pourrait avoir contribué aux problèmes récents de prolifération d'algues nuisibles (Baker et coll., 2014). Les diminutions récentes des concentrations et des apports de nitrates ainsi que des matières en suspension semblent indiquer que la modification des pratiques liées à l'utilisation des terres est probablement un facteur qui influence les concentrations et les apports, et qu'il faut en tenir compte lors de l'évaluation des causes des symptômes d'eutrophisation actuels et des mesures à prendre pour les atténuer.

4. Sommaire de la modélisation d'ensemble

La présente section porte sur les travaux de modélisation entrepris par l'équipe de travail pour orienter ses recommandations de la section 5. L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 a décidé par consensus que la meilleure façon d'orienter l'établissement des cibles pour le lac Érié était d'utiliser une approche de modélisation d'ensemble semblable à celle qui avait été utilisée dans les années 1970, mais basée sur une série de modèles différents reconnaissant les changements de l'écosystème du lac Érié, les directives de l'annexe 4 et la nécessité de réviser les cibles. L'équipe ayant entrepris ces activités de modélisation d'ensemble a travaillé entre avril et décembre 2014 afin d'accommoder une échelle de temps très comprimée. L'équipe a tenu deux ateliers, dont le compte rendu est inclus dans le rapport de modélisation d'ensemble (Ensemble Modeling Report) de l'annexe 4 (Scavia et DePinto, 2015). Le premier atelier, tenu en avril 2014, a servi à évaluer les capacités des modèles existants par rapport à un ensemble de critères afin de mesurer leur capacité à établir des courbes de réponse aux apports de phosphore pour les indicateurs de réponse à l'eutrophisation (IRE) du lac. Le second atelier, tenu en septembre 2014, a permis aux modélisateurs de présenter les résultats de leur analyse apport réponse effectuée durant l'été afin d'en évaluer les constatations, ainsi que de discuter du meilleur moyen de résumer les résultats en vue de produire du matériel d'orientation d'ensemble.

Indicateurs de réponse à l'eutrophisation

The Objectives and Targets Task Team, with input from the modeling team, selected four ERIs and defined one or more metrics for each in terms of how it is measured and what spatial and temporal scale will be used for that metric measurement. They are presented below:

(1) État trophique global

- Concentrations moyennes de chlorophylle *a* ($\mu\text{g/L}$) à l'été, par bassin
- Concentrations de PT au printemps, par bassin

Il s'agit d'indicateurs classiques de l'état trophique (oligotrophe, mésotrophe, eutrophe) des lacs. L'analyse implique de déterminer si les restrictions en matière d'apport de phosphore qui visent à respecter les critères liés aux autres IRE auront pour effet d'abaisser le niveau trophique à un degré qui ne permet pas de soutenir les importantes activités de pêche du lac Érié.

(2) Prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest

- Maximum de la biomasse des cyanobactéries sur 30 jours dans le bassin ouest (tonnes métriques [TM])

Ce paramètre fournit une indication des pires conditions en ce qui a trait à la prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest. Il représente la période de 30 jours de l'été où la biomasse des cyanobactéries atteint son sommet dans le bassin. On présume que c'est au cours de cette période que les principales répercussions, comme la production de microcystines, seront les plus graves pour l'été.

(3) Hypoxie dans l'hypolimnion du bassin central

- Nombre de jours d'hypoxie
- Superficie moyenne durant l'été
- Concentrations moyennes en oxygène dissous (OD) dans l'hypolimnion en août et septembre

Ces trois paramètres sont tous corrélés sur le plan quantitatif d'après les activités de surveillance et d'analyse du bassin central, mais ils représentent différentes manifestations du problème. Chacun d'eux influe sur l'évaluation des répercussions sur l'écosystème (particulièrement les communautés de poissons) ainsi que sur l'impact relatif des conditions physiques et des conditions des éléments nutritifs et des algues sur l'indicateur.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

(4) Cladophora dans les zones littorales du bassin est

- Biomasse des algues (poids sec)
- Concentrations tissulaires de phosphore

Bien que les salissures des plages par la *Cladophora* constituent vraisemblablement le paramètre le plus important, on ne dispose ni d'un programme de surveillance acceptable pour mesurer et déclarer les progrès ni d'un modèle scientifiquement crédible pour relier cette mesure aux conditions et aux apports d'éléments nutritifs. Il existe des modèles capables d'établir un lien entre la croissance de la *Cladophora* et la concentration ambiante de phosphore réactif dissous (PRD), mais on ne disposait pas d'assez de temps et de ressources pour élaborer un modèle propre au site qui aurait été en mesure de relier les concentrations de phosphore réactif soluble (PRS) le long de la rive nord du bassin est aux conditions à la limite des eaux libres du lac et aux apports des terres. Par conséquent, un calcul générique a été effectué pour estimer la direction potentielle et l'ampleur grossière de la réponse de la *Cladophora* aux réductions des apports liées aux IRE pour les cyanobactéries et l'hypoxie.

Choix des modèles

Durant le premier atelier, on a déterminé quels étaient les modèles qui convenaient à chacun des IRE. Les critères suivants ont été utilisés pour évaluer la capacité de chaque modèle à atteindre les buts de l'analyse :

Capacité d'élaborer des courbes apport-réponse et/ou de fournir d'autres résultats importants pour la compréhension, sur le plan quantitatif, des questions/exigences de l'annexe 4 : L'une des principales fonctions des modèles utilisées consistait à établir des relations entre les apports de phosphore et le paramètre défini par le sous groupe de l'annexe 4 pour chaque objectif. Par conséquent, les modèles ont été évalués en priorité en fonction de leur capacité à établir des courbes apport-réponse. D'autres modèles ont aussi été évalués selon leur utilité à fournir des renseignements supplémentaires pour mieux comprendre la dynamique, justifier les relations ou autrement orienter les courbes de réponse ou les cibles.

Applicabilité aux objectifs/paramètres du sous groupe de l'annexe 4 : Les modèles ont été évalués en fonction de leur capacité à prendre en charge les caractéristiques spatiales, temporelles et cinétiques propres aux objectifs et aux paramètres établis par le sous groupe de l'annexe 4. Bien que les modèles qui prennent en charge d'autres objectifs et paramètres puissent fournir des renseignements supplémentaires, les modèles les plus directs sont prioritaires.

Portée/qualité de l'étalonnage et de la confirmation : *Étalonnage* – Compte tenu du large éventail de types et de degrés de complexité des modèles, on a utilisé une vaste gamme d'évaluations. En effet, les modèles ont été évalués en fonction de leur capacité à reproduire des variables d'état concordant avec les paramètres propres aux objectifs, ainsi que la dynamique interne des processus. *Essais post étalonnage* – Les modèles ont aussi été évalués par rapport à leur capacité de recréer des conditions non représentées dans l'ensemble de données d'étalonnage.

Étendue de la documentation sur le modèle (examen par les pairs ou autre) : Les modèles ont été évalués en fonction de l'étendue de la documentation les concernant. On s'attendait à disposer de descriptions complètes de la cinétique, des données d'entrée, de l'étalonnage, de la confirmation et des applications des modèles. Cette information pouvait être fournie dans des articles de périodiques évalués par des pairs, des rapports gouvernementaux ou d'autres documents, mais elle devait être présentée à l'écrit.

Degré d'analyse de l'incertitude disponible : Les modèles ont été évalués en fonction du degré auquel ils étaient capables de quantifier les aspects de l'incertitude de la modélisation, y compris les incertitudes associées aux erreurs d'observation, à la structure du modèle, au paramétrage et au regroupement des données, ainsi que les incertitudes liées à la caractérisation de la variabilité naturelle.

Les modèles choisis en fonction de ces critères sont présentés au tableau 2 ci après, et brièvement décrits par la suite.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Tableau 2. Liste des modèles et prise en charge des indicateurs de réponse à l'eutrophisation dans le lac Érié.

Modèle	Indicateurs de réponse			
	État trophique global	Prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest	Hypoxie dans le bassin central	<i>Cladophora</i> dans le bassin est (zones littorales)
NOAA – modèle de la prolifération des cyanobactéries dans l'ouest du lac Érié (Stumpf)		X		
U-M/GLERL – modèle de la prolifération de cyanobactéries dans l'ouest du lac Érié (Obenour)		X		
Modèle de bilan massique du PT (Chapra, Dolan et Dove)	X			
Modèle d'hypoxie 1D dans le bassin central (Rucinski)	X		X	
Modèle écologique du lac Érié (EcoLE) (Zhang)	X		X	
Modèle 9-Box (McCrimmon, Leon et Yerubandi)			X	
Modèle d'écosystème de l'ouest du lac Érié (LimnoTech)	X	X		
Modèle ELCOM-CAEDYM (Bocaniov, Leon et Yerubandi)	X		X	
Modèle de la <i>Cladophora</i> dans les Grands Lacs (Auer)				X

Description des modèles

Les modèles utilisés dans la modélisation d'ensemble sont brièvement décrits ci après. Reportez vous à l'annexe B du rapport de modélisation complet (Scavia et DePinto, 2015) pour obtenir des renseignements détaillés sur chacune des applications.

NOAA – modèle de la prolifération des cyanobactéries dans l'ouest du lac Érié (Stumpf) – Dans Stumpf et coll. (2012), les auteurs présentent une régression empirique entre l'apport de PT et le débit de la rivière Maumee au printemps et l'indice des cyanobactéries (IC) maximum sur 30 jours pour l'ouest du lac Érié, tel que calculé par le satellite européen MERIS. Cette méthode consiste à appliquer un algorithme visant à convertir la réflectance brute à environ 681 nm en indice corrélé à la densité des cyanobactéries. On a élaboré des images composites de 10 jours en retenant la valeur d'IC maximale à chaque pixel sur une période donnée de 10 jours pour éliminer les nuages et établir la superficie de la biomasse. Les auteurs ont conclu que le débit ou l'apport de PT au printemps pouvait servir à prévoir l'ampleur de la prolifération des cyanobactéries. En effet, l'apport de PT de la rivière Maumee de mars à juillet a été utilisé comme facteur de prévision de l'IC au moyen de données recueillies entre 2002 et 2013.

U-M/GLERL – modèle de la prolifération des cyanobactéries dans l'ouest du lac Érié (Obenour) – Un modèle empirique probabiliste a été élaboré pour mettre en relation l'ampleur de la prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest et l'apport de phosphore biodisponible au printemps (Obenour et coll., 2014). Le modèle est étalonné en fonction de multiples observations de la prolifération, qui proviennent d'études antérieures de télédétection et d'échantillonnage in situ. Un cadre hiérarchique bayésien est utilisé pour accommoder les multiples ensembles de données d'observation, et pour permettre une quantification rigoureuse de l'incertitude. De plus, un exercice de validation croisée montre que le modèle est solide, et pourrait permettre d'établir des prévisions probabilistes de la prolifération des cyanobactéries. Le modèle indique qu'il y aurait une valeur d'apport seuil, sous laquelle la prolifération demeure à un niveau de base (de fond). Cependant, il pourrait s'agir d'un artefact découlant du manque d'observations suffisantes des cyanobactéries dans des conditions d'apport faible. Au dessus du seuil, l'ampleur de la prolifération augmente proportionnellement à l'apport de phosphore de la rivière Maumee. Le modèle comprend une composante de tendance temporelle indiquant que la réponse pour un apport donné augmenterait au cours de la période d'étude (2002-2013), de telle sorte que le lac serait aujourd'hui plus vulnérable à la prolifération des cyanobactéries qu'il y a dix ans.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Modèle de bilan massique du phosphore total (Chapra, Dolan et Dove) – Chapra et Dolan (2012) ont apporté une mise à jour au modèle original de bilan massique du PT qui avait été utilisé (de concert avec d'autres modèles) pour établir des apports visés de phosphore dans le cadre de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978. Des estimations annuelles du PT ont été produites pour les années 1800 à 2010. Le modèle est conçu pour prévoir les concentrations annuelles moyennes dans les eaux extracôtières des Grands Lacs en fonction des apports de l'extérieur, et ne tente pas de simuler la variabilité temporelle ou spatiale de petite échelle. Pour le lac Érié, ce modèle calcule les concentrations annuelles moyennes de PT à l'échelle du bassin en fonction de tous les apports extérieurs de PT. Les données d'étalonnage pour ce modèle proviennent d'Environnement Canada et du Great Lakes National Program Office de l'EPA des États Unis. Le modèle peut être étendu pour inclure la chlorophylle *a* et, possiblement, l'hypoxie dans le bassin central, d'après les relations empiriques disponibles avec le PT.

Modèle d'hypoxie 1D dans le bassin central (Rucinski) – Ce modèle unidimensionnel comptant 50 couches de 0,5 m, étalonné d'après les observations recueillies dans le bassin central du lac Érié, a été utilisé pour élaborer des courbes apport réponse reliant les concentrations de chlorophylle *a* et l'hypoxie aux apports de phosphore dans le bassin ouest et le bassin central. Le modèle est alimenté par un modèle hydrodynamique unidimensionnel qui fournit des profils de température et de mélange vertical (Rucinski et coll., 2010). La partie biologique du modèle couplé hydrodynamique biologique incorpore les apports de phosphore et de carbone, le cycle interne du phosphore, le cycle du carbone (sous forme de biomasse d'algues et de détritiques), la croissance et la décomposition des algues, le broutage, la consommation d'oxygène et les processus de production du zooplancton, ainsi que les interactions des sédiments. Le modèle a été appliqué à 19 années (1983-2003) de conditions physiques pour comprendre la contribution relative des conditions de stratification par rapport aux apports de phosphore dans la gravité de l'hypoxie du bassin central.

Modèle écologique du lac Érié (EcoLE) (Zhang) – Zhang et coll. (2008) ont élaboré et appliqué un modèle bidimensionnel de simulation hydrodynamique et de qualité de l'eau au lac Érié. Ce modèle, appelé EcoLE (Modèle écologique du lac Érié), est basé sur le cadre de travail du modèle CE-QUAL-W2. L'objectif de l'application du modèle consistait à estimer l'impact des Dreissenidés sur les populations de phytoplancton. Le modèle a été étalonné en fonction de données recueillies en 1997, et vérifié d'après des données recueillies en 1998 et 1999. Les résultats du modèle indiquent que les moules de la famille des Dreissenidés n'ont qu'un faible impact direct sur la biomasse et la succession des algues par le broutage, tandis que leurs effets indirects découlant de l'excrétion d'éléments nutritifs ont des répercussions bien plus grandes et profondes sur le système (Zhang et coll., 2011). Le modèle est capable de produire des courbes apport-réponse pour les concentrations de chlorophylle *a* et d'oxygène dissous.

Modèle 9-Box (McCrimmon, Leon et Yerubandi) – Il s'agit d'un modèle à grille grossière (9 boîtes) de bilan massique du phosphore utilisé pour la compréhension, sur le plan quantitatif, de l'eutrophisation du lac Érié et de l'hypoxie connexe (Lam et coll., 1987; Lam et coll., 2002). Le modèle a été largement étalonné et validé en fonction des observations par le passé. De nouvelles activités d'étalonnage ont été effectuées pour la période suivant la prolifération des moules zébrées, et il a été constaté que le modèle 9 Box était capable d'exprimer raisonnablement bien les concentrations dans les eaux extracôtières du lac Érié. Le modèle peut être étendu de manière à inclure les relations de la chlorophylle *a* établies de façon empirique pour des concentrations données de PT.

Modèle d'écosystème de l'ouest du lac Érié (WLEEM; LimnoTech) – Le modèle d'écosystème de l'ouest du lac Érié a été élaboré comme un modèle tridimensionnel de petite échelle fondé sur les processus qui associe des composantes d'hydrodynamique, de transport des sédiments et d'eutrophisation avancée. Ce modèle vise à établir une relation quantitative entre les apports d'eau, de sédiments et d'éléments nutritifs de toutes les sources dans le bassin ouest du lac Érié et la réponse de celui-ci sur le plan de la turbidité/sédimentation et de la biomasse des algues (trois différents groupes fonctionnels de phytoplancton, y compris les cyanobactéries, sont modélisés séparément). Le modèle fonctionne selon une échelle journalière, et peut produire des séries chronologiques et des répartitions spatiales de la chlorophylle totale et/ou de la biomasse des cyanobactéries en fonction des apports. Par conséquent, il est capable de produire des courbes apport-réponse pour plusieurs paramètres d'intérêt potentiels dans le bassin ouest. Le domaine de modélisation du bassin ouest est délimité par une ligne reliant la Pointe Pelée à Marblehead. Le modèle peut aussi produire des bilans massiques pour le bassin ouest, pour chacune de ses quelque 30 variables d'état; il a donc été utilisé pour calculer l'apport journalier du bassin ouest en éléments nutritifs et en matières exerçant une demande en oxygène dans le bassin central en fonction des apports dans le bassin ouest. Ces résultats ont fourni de précieux renseignements sur la manière dont les réductions des apports dans le bassin ouest agissent sur le développement de l'hypoxie dans le bassin central.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Modèle ELCOM-CAEDYM (Bocaniov, Leon et Yerubandi) – Il s'agit d'un modèle hydrodynamique et biogéochimique tridimensionnel qui consiste en deux modèles couplés : un modèle hydrodynamique tridimensionnel – le modèle d'estuaire, de lac et de zones côtières de l'océan (ELCOM; Hodges et coll., 2000), et un modèle biogéochimique – le modèle de calcul de la dynamique de l'écosystème aquatique (CAEDYM; Hipsey et Hamilton, 2008). Le modèle ELCOM-CAEDYM offre un grand potentiel pour la modélisation des processus biochimiques, et il a été utilisé avec succès dans le cadre d'enquêtes approfondies sur les processus hydrodynamiques et biochimiques variables dans de nombreux lacs à l'échelle de la planète, y compris les Grands Lacs laurentiens. Dans le cas du lac Érié, le modèle a été utilisé pour examiner la dynamique des éléments nutritifs et du phytoplancton (Leon et coll., 2011; Bocaniov et coll., 2014), les effets du broutage des moules sur la biomasse du phytoplancton (Bocaniov et coll., 2014), la sensibilité de la structure thermique aux variations des paramètres météorologiques (Liu et coll., 2014) et même le régime hivernal et les effets de la glace sur l'hydrodynamique et certains paramètres de qualité de l'eau (Oveisy et coll., 2014). L'application du modèle ELCOM-CAEDYM en vue d'examiner la dynamique de l'oxygène et de comprendre l'hypoxie dans le bassin central fait l'objet de travaux en cours. Dans le cadre du processus de modélisation d'ensemble, le modèle ELCOM-CAEDYM est utilisé pour élaborer des courbes apport-réponse pour la chlorophylle *a* totale dans les trois bassins et pour l'hypoxie dans le bassin central.

Modèle de la *Cladophora* dans les Grands Lacs (Auer) – Ce modèle est une révision du modèle original élaboré par Auer et Canale au début des années 1980 en vue de combler le besoin de comprendre les causes de l'importante prolifération de la *Cladophora* dans les Grands Lacs, particulièrement dans le lac Huron (Tomlinson et coll., 2010). Le nouveau modèle tient compte de la compréhension actuelle de l'écologie de la *Cladophora* et comprend un nouvel ensemble d'outils et de fonctions qui permettent de lancer rapidement le modèle et d'en visualiser les résultats. Le modèle mis à jour a été étalonné et vérifié d'après les données sur le lac Huron (1979) et de nouvelles données recueillies par les auteurs en 2006 dans le lac Michigan. Il permet aux utilisateurs de simuler la récolte sur pied de *Cladophora*, telle qu'influencée par des paramètres environnementaux comme la profondeur, la lumière et les concentrations de phosphore. Dans le cadre du processus de modélisation d'ensemble, ce modèle est appliqué de manière générique aux conditions dans le bassin est du lac Érié.

Résultats de la modélisation

Les modèles ont été utilisés pour produire des courbes apport-réponse pour les paramètres des IRE qu'ils ont été conçus pour modéliser. La présente section résume les résultats des simulations, ainsi que les décisions prises en ce qui concerne la synthèse de ces résultats en vue d'appuyer les recommandations en matière d'apports visés de l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles. Scavia et DePinto (2015) présentent de manière plus exhaustive les résultats du processus de modélisation d'ensemble.

Dans un processus de modélisation d'ensemble idéal, chaque modèle doit avoir été étalonné en fonction des mêmes ensembles de données *et* alimenté par les mêmes données d'entrée (apports d'éléments nutritifs, facteurs météorologiques, etc.) afin d'offrir la possibilité de « moyenner » les résultats pour former l'ensemble. Cependant, compte tenu des limites de temps et de ressources, l'équipe s'est surtout fiée à des modèles existants qui ont été élaborés et mis à l'essai dans un éventail de conditions. De manière générale, chaque modèle a été utilisé pour produire des courbes apport-réponse en se basant sur 2008 comme année de référence, et en appliquant des ajustements aux apports de PT et de PRD en fonction des conditions cette année-là. Les ajustements ont été de 0 %, 25 %, 50 %, 75 %, 100 % et 125 % par rapport aux apports de 2008. C'est l'année 2008 qui a été utilisée comme année de référence, parce qu'il s'agit de la dernière année pour laquelle une compilation exhaustive des apports de chaque affluent, à l'échelle du lac, a été produite (Dolan et Chapra, 2012). C'est aussi l'année 2008, parmi les dernières années, qui comptait la représentation la plus complète des données d'entrée nécessaires à la modélisation. Enfin, l'apport de PT annuel pour l'ensemble du lac en 2008 a été de 10 675 TMA, ce qui se rapproche beaucoup de la cible de 11 000 TMA pour le lac Érié établie par la modification de 1978 à l'AQEGL.

Prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest

Trois modèles ont été utilisés pour simuler les effets des apports de phosphore sur la prolifération des cyanobactéries dans le bassin ouest du lac Érié : un modèle de régression étalonné d'après des observations satellitaires (Stumpf); un modèle de régression étalonné d'après des observations satellitaires et in situ (Obenour); un modèle de petite échelle fondé sur les processus et étalonné d'après un large éventail d'observations in situ (WLEEM, DePinto). Les trois modèles ont la capacité de produire des prévisions de la biomasse des cyanobactéries en fonction des apports de la rivière Maumee. Le modèle WLEEM a aussi la capacité d'analyser le rôle d'autres sources pour le bassin ouest, dont la rivière Détroit.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Les courbes apport-réponse issues des trois modèles, tracées pour associer la moyenne maximale sur 30 jours de la biomasse à l'apport de PT de mars à juillet, sont présentées aux figures 14, 15 et 16 (modèles de Stumpf, d'Obenour et de DePinto, respectivement). Scavia et DePinto (2015) fournissent les détails concernant l'élaboration de ces courbes. L'analyse du modèle WLEEM a aussi montré que la moyenne maximale sur 30 jours de la biomasse des cyanobactéries dans le bassin ouest – le paramètre utilisé pour cet IRE – était bien prévue par les apports en PT de la rivière Maumee de mars à juillet, et n'était pas sensible aux réductions dans les autres affluents du bassin ouest, particulièrement la rivière Détroit. Pour les trois courbes, un seuil sous lequel la prolifération a été jugée non grave (maximum sur 30 jours de la biomasse inférieur à ce qui a été observé en 2012) par l'équipe est indiqué par une ligne verte pointillée. Le point où la courbe apport réponse croise cette ligne pourrait être considéré comme la cible à atteindre pour réduire au minimum la prolifération des cyanobactéries.

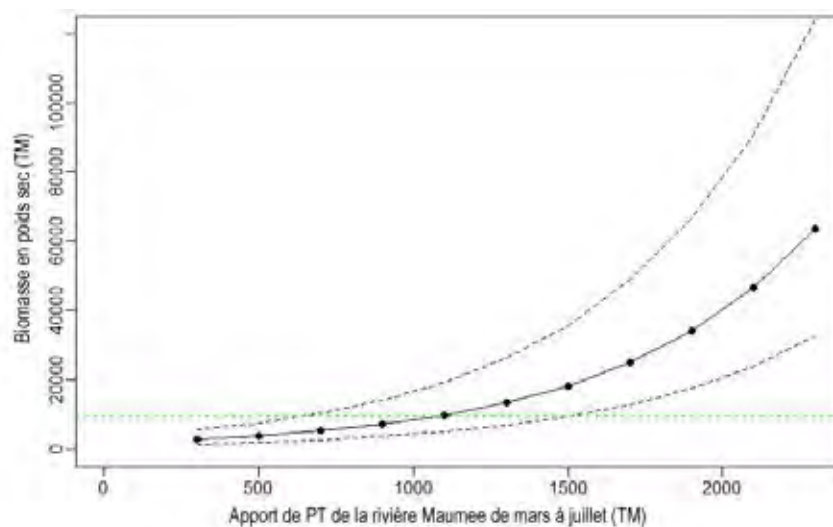


Figure 14. Ampleur de la prolifération des cyanobactéries (moyenne maximale sur 30 jours de la biomasse) prévue par le modèle de Stumpf et coll. (2012) dans le bassin ouest en fonction de l'apport de PT de la rivière Maumee au printemps.

La ligne pleine représente les prévisions moyennes, tandis que les lignes tiretées représentent les intervalles de confiance à 95 % des prévisions. La ligne verte pointillée horizontale indique le seuil de prolifération « grave ».

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

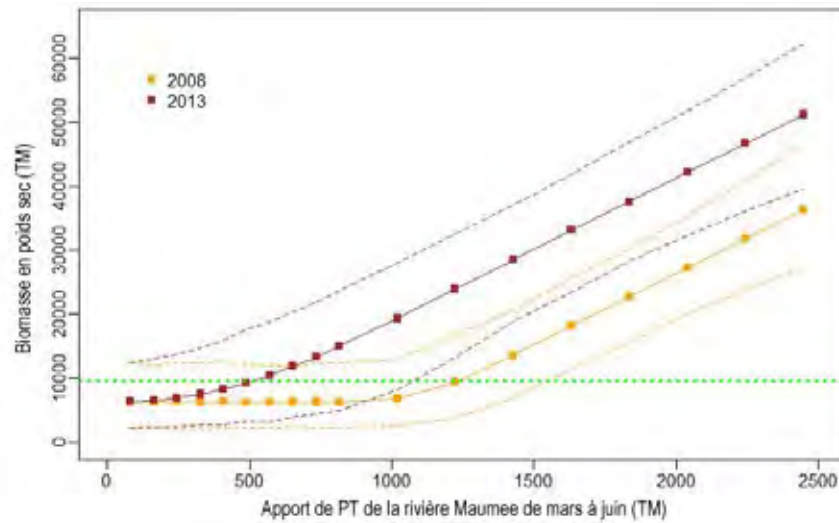


Figure 15. Ampleur de la prolifération des cyanobactéries (moyenne maximale sur 30 jours de la biomasse) prévue par le modèle d'Obenour et coll. dans le bassin ouest en fonction de l'apport de PT de la rivière Maumee au printemps. Les lignes pleines représentent les prévisions moyennes dans les conditions lacustres de 2008 et 2013 (voir l'annexe B-2 de Scavia et DePinto [2015]), tandis que les lignes tiretées représentent les intervalles de confiance à 95 % des prévisions. La ligne verte pointillée horizontale indique le seuil de prolifération « grave ».

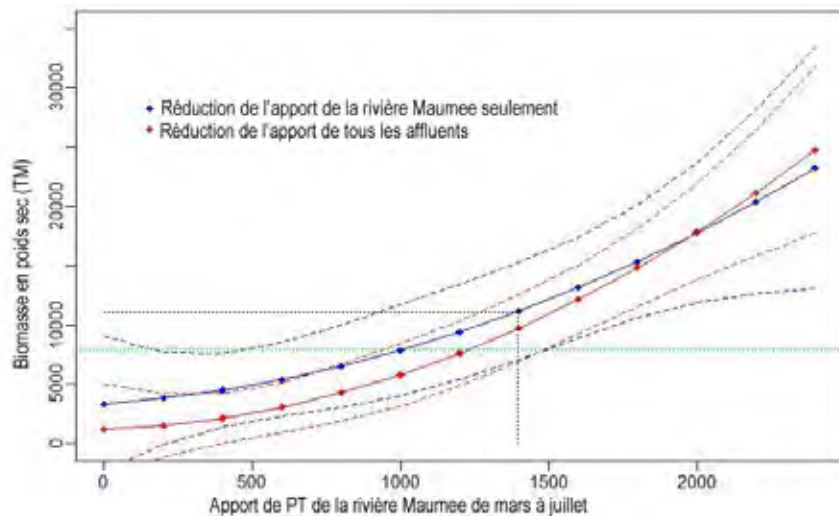


Figure 16. Ampleur de la prolifération des cyanobactéries (maximum de la moyenne mobile sur 30 jours de la biomasse) en fonction de l'apport de PT de la rivière Maumee de mars à juillet, prévue par le WLEEM dans le bassin ouest, par rapport aux changements des apports de PT de toutes les sources externes (lignes rouges) et de la rivière Maumee seulement (lignes bleues). Les lignes pleines représentent les prévisions moyennes, tandis que les lignes tiretées représentent les intervalles de confiance à 95 % des prévisions autour de la courbe de régression passant par les résultats des simulations fondées sur 2008 et 2011 à 2013 (annexe B-7 de Scavia et DePinto [2015]). La ligne pointillée noire représente l'apport de PT de 2008 et les prévisions correspondantes de la prolifération. La ligne pointillée verte horizontale indique l'ampleur de la biomasse correspondant à une baisse des prévisions de la prolifération pour 2008 équivalente au pourcentage de réduction de la valeur prévue de Stumpf pour 2008, soit à la valeur de 9 600 TM fondée sur les données satellitaires. Pour tenir compte de cette différence dans le calcul de cette valeur sur 30 jours de la biomasse, et pour établir un seuil de prolifération cohérent avec les estimations de la biomasse du WLEEM et équivalent à 9 600 TM, on a calculé le rapport entre la biomasse de 2008 modélisée par Stumpf (l'année de référence, également une année de prolifération grave) et la valeur de 9 600 TM, puis on a appliqué ce rapport à la biomasse de 2008 prévue par le WLEEM afin d'obtenir un seuil « équivalent » de 7 990 TM pour le WLEEM (ligne verte).

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Il est à noter que le modèle d'Obenour a permis d'obtenir un ajustement empirique amélioré par rapport aux observations lorsqu'un terme dépendant du temps était ajouté à la régression. Ce modèle laisse donc croire à l'augmentation de la sensibilité aux apports des cyanobactéries du bassin ouest au fil du temps; c'est pourquoi la courbe apport-réponse de 2013 à la figure 16 est plus élevée que la courbe de 2008. L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a jugé que les données étaient insuffisantes pour évaluer adéquatement la cause ou la persistance future de cette tendance, et a donc utilisé la prévision fondée sur 2008. Toutefois, la tendance empirique pourrait être importante, et laisse croire que les apports visés devraient être évalués de manière adaptative, à mesure que de nouvelles données sont ajoutées à l'analyse.

Hypoxie dans le bassin central

Quatre modèles ont été utilisés pour élaborer des courbes apport-réponse pour les trois paramètres – le nombre de jours d'hypoxie, la superficie moyenne durant l'été et la concentration moyenne d'oxygène dissous (OD) dans l'hypolimnion durant la stratification – déterminés pour représenter l'IRE de l'hypoxie dans le bassin central. Les modèles sont les suivants : modèle ELCOM-CAEDYM; modèle d'hypoxie 1D de Rucinski; modèle EcoLE; modèle 9 Box.

Tous ces modèles et les études précédentes ont montré que les taux de désoxygénation hypolimnétique dans le bassin central du lac Érié étaient entraînés par la demande en oxygène des sédiments (DOS) et la demande en oxygène de l'eau (DOE), ainsi que par la stratification estivale. Comme l'effet complet des changements des apports en éléments nutritifs ne peut pas être constaté dans les courtes simulations des modèles, les taux de DOS sont ajustés de manière tenir compte des réductions des apports en éléments nutritifs (voir les annexes B4 à B8 dans Scavia et DePinto, 2015).

Pour appliquer les courbes apport-réponse de l'hypoxie, l'équipe de modélisation a choisi un seuil de 2 000 km², soit la superficie moyenne de la zone d'hypoxie du bassin central, ce qui représente une valeur typique du début au milieu des années 1990, qui coïncide avec le retour à des conditions d'hypoxie à la baisse. D'après la courbe apport-réponse pour l'hypoxie montrée à la figure 17 (le modèle 9 Box n'a pas été incorporé la zone hypoxique d'ensemble en raison de sa segmentation spatiale grossière), ce seuil correspond à une plage d'apports située entre 3 415 et 5 955 TMA. Si l'on utilise l'apport annuel de PT de 2008 de 9 577 TMA, cette cible représente une réduction de 38 à 65 % de l'apport, selon le modèle utilisé.

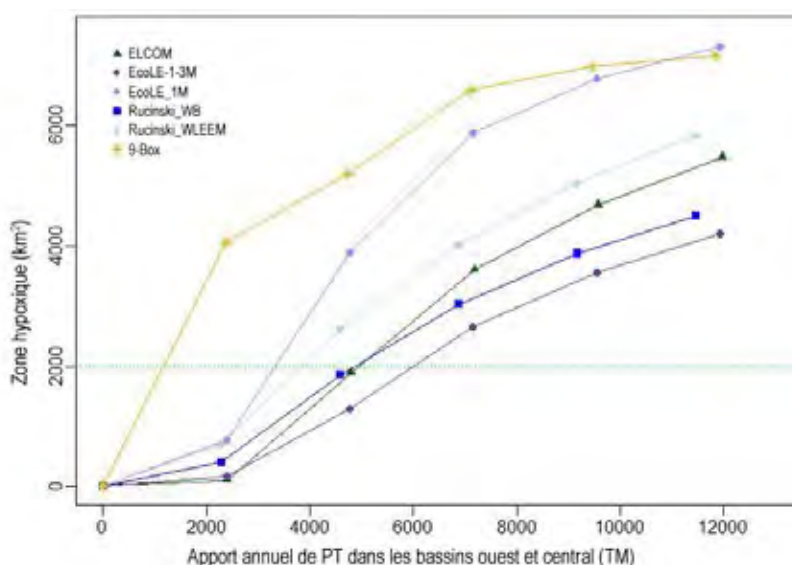


Figure 17. Étendue moyenne de la zone hypoxique d'août à septembre calculée par différents modèles dans le bassin central en fonction des apports de PT dans les bassins ouest et central. La ligne pointillée verte horizontale indique un seuil proposé de 2 000 km².

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

La figure 18 montre les courbes de réponse des concentrations d'oxygène dissous hypolimnétique issues des divers modèles. Chaque modèle montre une tendance à la baisse avec l'augmentation des apports, mais les résultats des modèles affichent une plus grande séparation lorsque les apports sont faibles. Les modèles ont aussi estimé le nombre de jours d'hypoxie mais, comme l'indique la prochaine section, l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles était d'avis que la concentration d'OD hypolimnétique constituait un paramètre plus approprié pour mesurer l'éventail des répercussions préoccupantes de l'hypoxie (Scavia et DePinto, 2015). Le modèle 9-Box est le seul à avoir été utilisé pour 3 années consécutives afin d'établir une approximation de réponse à l'état stable aux réductions des apports, ce qui pourrait expliquer, en partie du moins, certaines des différences constatées dans les résultats des modèles. Parmi les autres différences, on compte le fait que les modèles de Rucinski et le modèle 9 Box fournissent les valeurs moyennes d'OD hypolimnétique pour la période d'août à septembre, tandis que les deux autres modèles fournissent les concentrations dans la couche inférieure des bassins (0,5 à 1,0 m pour ELCOM-CAEDYM; 1,0 et 1 à 3 m pour EcoLE) pour cette période. Les modèles Rucinski_WB et Rucinski_WLEEM utilisent deux représentations du flux entre le bassin ouest et le bassin central. En outre, toutes les courbes de réponse ont été tracées en fonction des apports de PT du bassin ouest additionnés à ceux du bassin central. Au besoin, les apports pour le lac entier qui avaient été fournis au départ par chaque modélisateur ont été convertis en apports « bassins ouest + bassin central », d'après le ratio entre les apports « bassins ouest + bassin central » et les apports du lac entier, enregistré pour l'année de référence 2008 utilisée par chaque modélisateur. À titre d'exemple, on s'attendrait à ce qu'un apport de 6 000 TM/an produise des concentrations d'OD se situant entre 2,2 et 3,5 mg/L.

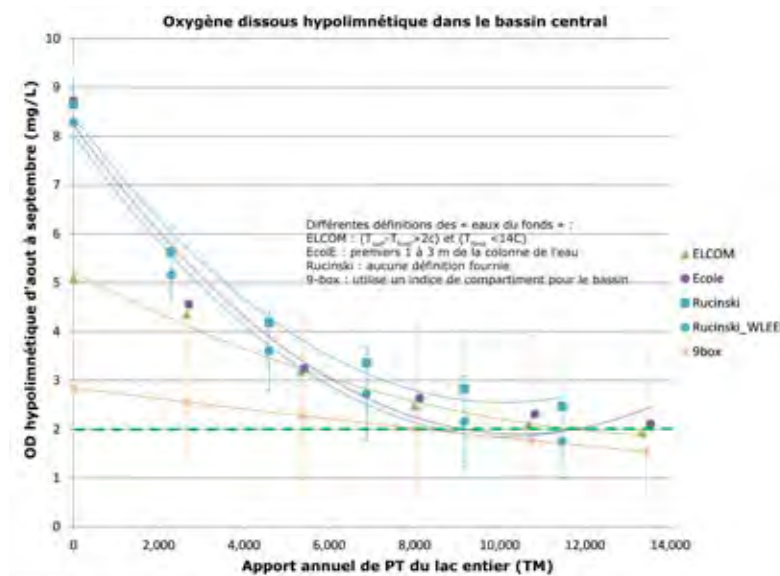


Figure 18. Concentration moyenne d'oxygène dissous hypolimnétique d'août à septembre calculée par différents modèles dans le bassin central en fonction des apports annuels de PT. La ligne pointillée verte montre l'apport annuel pour le lac entier nécessaire pour atteindre un seuil de 2 mg/L pour les divers modèles.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Cladophora dans le bassin est

Malgré les difficultés reconnues d'établir une relation entre la biomasse de la *Cladophora* et les apports de phosphore dans le lac Érié, ainsi que l'impact relatif des concentrations de phosphore à la limite des eaux libres et les apports de phosphore des terres le long de la rive nord du bassin est, une analyse de modélisation générique a été effectuée afin d'obtenir une estimation relativement incertaine de la relation entre les apports de PT et le paramètre de la biomasse de la *Cladophora* (tel que décrit à l'annexe B-9 de Scavia et DePinto, 2015). L'analyse a compris l'application du modèle de la *Cladophora* dans les Grands Lacs (GLCM), qui établit une relation entre la récolte sur pied de *Cladophora* et les concentrations printanières de PRD dans le bassin est. Il établit aussi deux relations empiriques : l'une qui relie les concentrations de PRD aux concentrations de PT, et une autre qui associe les concentrations de PT dans le bassin est aux apports de PT. Compte tenu de ces relations, une courbe apport réponse reliant la biomasse de la *Cladophora* à l'apport annuel de PT du lac entier a été élaborée (figure 19). Auer, le modélisateur de la *Cladophora* au sein de l'équipe de modélisation d'ensemble, a proposé à titre d'exemple une valeur-seuil pour la mesure de la biomasse de la *Cladophora* de 30 g/m² (poids sec), soit la valeur sous laquelle la croissance nuisible des algues dans le bassin est se trouve éliminée. L'application du modèle indique qu'une concentration de PRD de 0,9 µg/L P serait nécessaire dans le bassin est au printemps pour atteindre ce seuil. L'analyse de corrélation empirique indique qu'une concentration de PRD de 0,9 µg/L P correspond à une concentration de PT de 6,3 µg/L P, et le modèle de PT de Chapra laisse croire qu'une concentration de PT de 6,3 µg/L P dans le bassin est exige un apport total de PT pour le lac Érié de 7 000 TMA, soit une réduction de 22 % par rapport à la moyenne de 2002 à 2011. Cette cible pour le lac entier représente une réduction de 35 % par rapport à l'apport de 10 675 TMA de l'année de référence 2008. Même si ce calcul indique que des apports visés fondés sur les cyanobactéries et l'hypoxie seraient suffisants pour obtenir la réduction souhaitée de la prolifération de la *Cladophora* dans le bassin ouest, l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles n'a pas confiance en certaines relations, dont le rapport entre le PRD et le PT; l'équipe n'est donc pas prête à établir des apports visés pour la *Cladophora* dans le bassin est. Avant tout, on recommande fortement à ce qu'un modèle propre au site, qui comprendrait les échanges avec les eaux libres, les valeurs d'apport et de transport de certains affluents, dont la rivière Grand (Ontario), ainsi que le rôle des Dreissenidés dans le cycle et la disponibilité du phosphore dans les zones littorales, soit élaboré pour la rive nord du bassin est afin d'accroître le degré de confiance des prévisions.

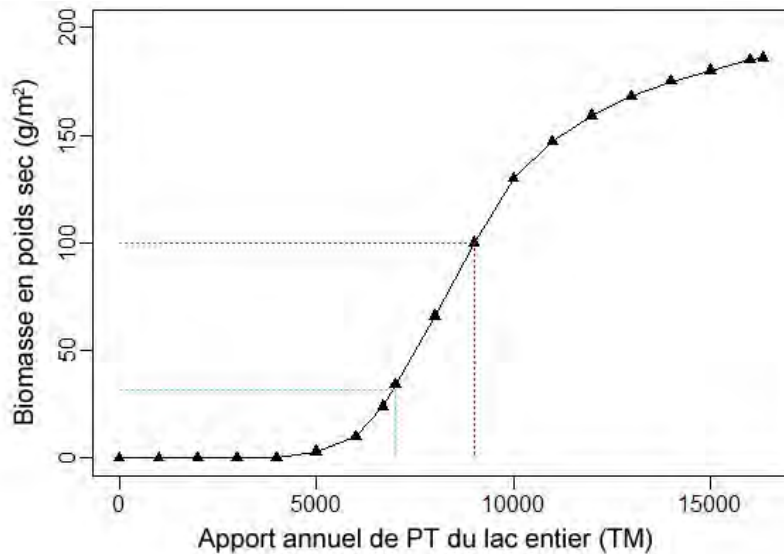


Figure 19. Biomasse prévue par le modèle de la *Cladophora* dans les Grands Lacs (GLCM) dans le bassin est en fonction de l'apport annuel de PT du lac entier. La ligne pointillée verte représente l'apport visé de PT proposé par l'auteur (7 000 TM) en vue d'atteindre un seuil de biomasse de 30 mg/L (poids sec), tandis que la ligne pointillée rouge représente l'apport annuel moyen de PT dans le lac Érié pour la période de 2002 à 2011 (9 022 TM).

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

État trophique de chaque bassin

Trois modèles – ELCOM-CAEDYM, EcoLE et Chapra – ont fourni des courbes apport-réponse pour le PT et la chlorophylle *a* pour chacun des trois bassins du lac Érié. Le modèle WLEEM a aussi effectué un calcul semblable pour son domaine de modélisation, le bassin ouest. En outre, le modèle 9 Box d'Environnement Canada a fourni des courbes apport réponse propres aux bassins pour la concentration de PT en fonction de l'apport de PT. De manière générale, ces modèles ont révélé une relation linéaire entre l'apport de PT et la concentration de PT à l'échelle du bassin, ainsi qu'une relation hyperbolique inverse (une fonction de saturation) entre l'apport de PT et la concentration estivale de chlorophylle *a* à l'échelle du bassin. De plus, il a été constaté que seul le bassin ouest nécessitait des réductions des apports pour demeurer dans la plage mésotrophe. Toutefois, les courbes apport réponse pour le PT du modèle 9 Box et du modèle de Chapra sont utilisées ci après pour déterminer si les recommandations en matière de réduction des apports pour les cyanobactéries et l'hypoxie produiraient des concentrations de PT à l'échelle des bassins qui seraient inférieures à la plage acceptable en vue de maintenir l'état trophique recommandé par la Great Lakes Fishery Commission pour soutenir les activités de pêche.

5. Recommandations de l'équipe de travail sur les seuils des indicateurs de réponse à l'eutrophisation, les apports visés correspondants et d'autres considérations

L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a fondé ses recommandations en matière de gestion des apports de phosphore sur l'examen et l'interprétation des analyses de modélisation apport-réponse. En procédant ainsi, l'équipe a décidé que les apports visés de phosphore devaient être basés principalement sur les paramètres des indicateurs de réponse à l'eutrophisation (IRE) pour les cyanobactéries du bassin ouest et l'hypoxie du bassin central. La *Cladophora* du bassin est et les indicateurs trophiques propres au bassin ont été utilisés afin de vérifier la réponse de ces paramètres d'IRE aux apports recommandés. L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a choisi de ne pas recommander d'apports visés pour la *Cladophora* du bassin est, en raison de renseignements insuffisants. L'évaluation des paramètres liés à la *Cladophora* du bassin est et au niveau trophique propre au bassin, plutôt que l'établissement de cibles basées sur ces paramètres, est due au faible niveau de confiance associé aux résultats de la modélisation et aux préoccupations concernant les répercussions possibles sur la capacité de charge du lac pour soutenir une communauté de poissons en santé.

L'équipe de travail a discuté d'un certain nombre d'indicateurs de réponses à l'eutrophisation pour les proliférations de cyanobactéries dans le bassin ouest et l'hypoxie dans le bassin central. Pour les proliférations de cyanobactéries, l'équipe de travail a choisi un apport visé de phosphore conçu pour produire une légère prolifération (< 9 600 TM), l'ampleur observée en 2004 ou 2012, ou plus faible, 90 % du temps.

L'équipe de travail a conclu que l'écoulement de source diffuse provenant de la rivière Maumee au cours de la période printanière du 1er mars au 31 juillet de chaque année était le meilleur indicateur de la gravité des proliférations de cyanobactéries, d'après les travaux du sous-groupe de modélisation et les données sur les apports fournies par le National Center for Water Quality Research (NCWQR). L'équipe de travail a utilisé l'année hydrologique 2008 comme année de référence pour le calcul des pourcentages de réduction. La communauté scientifique considère que les mesures des apports de phosphore pour 2008 sont précises, et l'apport annuel pour le lac en entier était de 10 675 TMA, ce qui est très près de l'apport visé de PT pour le lac Érié de 11 000 TMA établi par le Protocole de 1978 amendement l'AQEGL.

Afin d'obtenir des proliférations inférieures à celles observées en 2004 ou 2012, 90 % du temps, l'équipe de travail recommande un apport printanier de phosphore total de 860 tonnes métriques et un apport de phosphore dissous de 186 tonnes métriques à partir de la rivière Maumee. L'objectif de 860 tonnes métriques est une réduction d'environ 40 % par rapport à l'apport printanier de 2008 de 1 400 tonnes de PT et de 310 tonnes de PRD, et l'apport visé pour 2008 correspond à des concentrations moyennes pondérées en fonction du débit (CMPFD) de 0,23 mg/L de PT et de 0,05 mg/L de PRD. Puisque la décharge varie considérablement d'une année à l'autre, et que la décharge de la rivière Maumee était d'une telle ampleur en 2008 qu'elle a seulement été surpassée environ 10 % du temps dans les 20 dernières années, l'équipe de travail s'attend à ce que l'atteinte de CMPFD de 0,23 mg/L de PT et de 0,05 mg/L de PRD produise des apports de phosphore inférieurs aux cibles (860 et 186 tonnes métriques) 90 % du temps (9 ans sur 10), si le régime des précipitations ne change pas.

L'équipe de travail a aussi constaté que de petites proliférations de cyanobactéries avaient été observées par imagerie satellitaire aux embouchures des rivières Thames, Raisin et Portage, du ruisseau Toussaint et près de Leamington. Par conséquent, l'équipe de travail a conclu que, même si on ne dispose pas de données précises en matière d'apports pour l'ensemble des affluents du bassin ouest, il convient de recommander une diminution de 40 % des apports pour tous ces affluents également.

La rivière Détroit n'a pas été traitée comme source unique. Plutôt, l'équipe de travail a choisi de traiter chacun des affluents se jetant dans le corridor Huron-Érié (CHE) afin d'éviter les problèmes de proliférations locales de cyanobactéries aux embouchures de ces affluents et, en plus d'adopter des réductions aux autres sources dans le CHE, y compris la station d'épuration des eaux usées de Détroit, de traiter l'hypoxie dans le bassin central (abordée plus loin dans le présent rapport). La station d'épuration des eaux usées de Détroit ne semble pas contribuer de manière importante aux proliférations de cyanobactéries dans le bassin ouest, mais l'équipe de travail favorise une surveillance supplémentaire des apports et des concentrations de la rivière Détroit à partir de chacun des canaux de la rivière, d'est en ouest. L'équipe de travail recommande que tous les coordonnateurs des bassins hydrographiques dans le CHE travaillent à réduire les apports des affluents; toutefois, en raison de leurs contributions importantes à l'apport total dans la rivière Détroit, la priorité doit être accordée à la rivière Thames et à la station d'épuration des eaux usées de Détroit.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Bien que le volume de décharge de la rivière Maumee soit beaucoup plus faible que celui de la rivière Détroit, les concentrations de phosphore provenant de la Maumee sont souvent 25 fois plus grandes que celles de la rivière Détroit.

Le tableau 3 résume les recommandations de l'équipe de travail en ce qui concerne les cibles de réduction des apports de phosphore dans le lac Érié. Les méthodes et les justifications liées à chacune de ces recommandations sont abordées dans le reste de la section.

Tableau 3. Sommaire des apports visés de phosphore recommandés afin d'atteindre les seuils désirés pour les indicateurs de réponse à l'eutrophisation dans le lac Érié.

	Printemps (mars à juillet)	Apport annuel
Proliférations de cyanobactéries dans le bassin ouest - biomasse inférieure ou égale au niveau de 2004 ou 2012, neuf années sur 10, et/ou réduire le risque de prolifération localisée dans les eaux littorales		
Rivière Maumee		
Apport en phosphore total	860 TM [#]	
Apport de phosphore réactif dissous	186 TM [#]	
Autres affluents du bassin ouest et rivière Thames		
Apport de phosphore total	réduction de 40%*	
Apport de phosphore réactif dissous	réduction de 40%*	
Hypoxie du bassin central - teneur moyenne en oxygène de 2 mg/L ou plus dans l'hypolimnion en août et septembre		
Apport de phosphore total dans les bassins ouest et central, y compris la rivière Détroit et l'apport atmosphérique		6000 TM **
Cladophora du bassin est - données insuffisantes pour établir une cible		

[#]à être atteint 90 % du temps d'après la variabilité interannuelle du débit pour la période de mars à juillet..

*Nota : Les pourcentages de réduction reposent sur les apports en 2008.

**Ceci représente une réduction de 40 % des apports annuels dans les bassins ouest et central, y compris la rivière Détroit et l'apport atmosphérique.

Proliférations de cyanobactéries dans le bassin ouest

Le paramètre de l'IRE des proliférations de cyanobactéries est la biomasse moyenne maximale sur 30 jours des cyanobactéries dans le bassin ouest. Ce paramètre a été choisi parce qu'il représente les pires conditions relatives aux proliférations des cyanobactéries à la lumière des répercussions sur l'esthétique, les activités récréatives, la communauté de poissons et la production de cyanotoxine. De plus, l'ampleur des proliférations au cours des douze dernières années a varié considérablement et a été étroitement liée aux apports de phosphore externes dans le bassin ouest, en provenance de la rivière Maumee, pour la période de mars à juillet. Au cours de cette période, la plus petite prolifération (quantifiée par le paramètre des cyanobactéries) s'est produite en 2012 lorsque l'apport de PT de mars à juillet de la rivière Maumee était à son plus faible. Aucune répercussion importante liée aux cyanobactéries n'a été signalée, à l'exception de certaines conditions de prolifération dans la baie intérieure de Maumee. Par conséquent, l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a déterminé que le seuil raisonnable pour limiter les proliférations de cyanobactéries se situerait à un niveau inférieur à la valeur de la biomasse de 2012, qui serait d'environ 9 000 tonnes métriques (TM) de cyanobactéries dans le bassin ouest pour la même période de l'année.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Selon les courbes apport-réponse issues des modèles présentés ci-dessus, **le seuil de biomasse de cyanobactéries serait atteint si l'apport de PT de la rivière Maumee de mars à juillet était inférieur à 860 TM et si l'apport de PDR pour la même période était inférieur à 186 TM, selon la fraction moyenne de PDR/PT au cours des 10 dernières années.** Il importe de mentionner que cet objectif est pratiquement le même lorsqu'il est déterminé à partir des modèles de Stumpf et d'Obenour (modèles empiriques relativement simples) et WLEEM (modèle par processus complexe). Le fait que deux cadres de modélisation très différents indiquent la même relation entre l'apport et la réponse nous permet d'établir cette recommandation avec confiance.

Pour atteindre l'apport visé de PT, il est important de se concentrer sur les réductions des deux fractions majeures de PT, à savoir le phosphore particulaire (PP) et le phosphore réactif dissous (PRD). Le PRD est pratiquement biodisponible à 100 % et représente environ 20 % de l'apport total. Le PP est biodisponible entre 25 et 50 % et représente environ 80 % de l'apport de PT. Par conséquent, les réductions de PRD seront plus efficaces pour réduire le phosphore biodisponible, ce qui suggère que les pratiques de gestion exemplaire (PGE) axées sur le PRD doivent être prioritaires par rapport aux pratiques axées sur le PP. Toutefois, les modèles permettent de conclure que le fait d'éliminer totalement le PRD sans changer l'apport de PP ne résoudra pas en soi le problème. Il existe donc un besoin de réduire les apports de PRD et de PT, et il serait prudent de viser un pourcentage de réduction égal pour les deux. Bien sûr, il importe de reconnaître que différentes PGE de réduction des sources diffuses mettront l'accent sur différentes composantes de PT; c'est pourquoi l'établissement de mesures de réduction des sources diffuses doit représenter cette réalité.

Comme le débit printanier (fréquence et ampleur des événements d'écoulement à haut débit) dans la rivière Maumee est très variable d'une année à l'autre, il n'est pas raisonnable de s'attendre à atteindre l'apport visé de PT chaque année. D'après le débit printanier et les apports de PT connexes au cours de la période 1990 à 2013, le débit de mars à juillet a été 90 % du temps inférieur à $4 \times 10^9 \text{ m}^3$; il n'y a qu'en 2011 (apports printaniers inhabituellement élevés et prolifération sans précédent) et en 2003 que le débit printanier a été plus élevé. Par conséquent, nous recommandons que l'apport visé de PT de la Maumee au printemps soit atteint pour tous les débits printaniers cumulatifs de $4 \times 10^9 \text{ m}^3$ ou moins. **Le fait d'atteindre un apport visé de PT de 869 TM à un débit total de $4 \times 10^9 \text{ m}^3$ de mars à juillet équivaut à atteindre une réduction de 40 % de l'apport de PT de mars à juillet par rapport à 2008.** Cela signifie, bien sûr, que l'on s'attend à ce qu'un débit printanier faible soit accompagné d'apports de PT faibles.

Même si le modèle WLEEM confirme que la rivière Maumee est la source extrêmement dominante du phosphore responsable des proliférations de cyanobactéries dans le bassin ouest, l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a conclu que certains avantages relatifs aux objectifs du lac Érié en matière de santé de la communauté algale du littoral proviendraient des réductions des apports de phosphore des autres affluents du bassin ouest, y compris ceux qui se déversent dans le corridor Huron-Érié. Ces affluents sont compris dans la cible de réduction d'apport pour les proliférations de cyanobactéries dans le bassin ouest pour les raisons suivantes : 1) ils contribuent, quoiqu'en petites quantités, à la biomasse des cyanobactéries dans le bassin ouest; 2) ils ont le potentiel de produire des proliférations localisées de cyanobactéries à l'embouchure de la rivière qui, sans faire partie de la prolifération principale du bassin ouest, sont problématiques pour le littoral; 3) ils contribuent à l'apport total des bassins ouest et central qui entraîne l'hypoxie du bassin central.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Tel que discuté plus tôt, l'apport de la rivière Détroit représente un mélange de l'apport du lac Huron, des apports des affluents et de l'écoulement direct, ainsi que de sources ponctuelles (y compris la station d'épuration des eaux usées de Détroit). L'équipe de travail a conclu que la vaste majorité de l'apport en phosphore dans le corridor Huron-Érié (CHE) provenait de la rivière Thames, de la station d'épuration des eaux usées de Détroit et de la décharge du lac Huron. (L'équipe de travail n'aborde pas la réduction de l'apport de phosphore provenant du lac Huron. Celui-ci était d'environ 320 TM en 2008 sur un total de 1 987 TM provenant de la rivière Détroit). En raison du volume élevé d'eau dans la rivière Détroit, les concentrations de PT et de PRD passant de la rivière Détroit au bassin ouest est faible – de l'ordre de 20 µg/L PT – et insuffisant pour entraîner des proliférations de cyanobactéries (Downing et coll., 2001). Par conséquent, l'apport de la rivière Détroit n'est pas traité comme source unique et distincte en vue de fixer un apport visé de phosphore dans le bassin ouest en ce qui a trait aux cyanobactéries. Cela facilite la gestion de la rivière, puisque chaque apport du corridor, y compris la rivière Thames dont le bassin hydrographique est prioritaire, peut être traité de manière distincte. Vu les proliférations de cyanobactéries se produisant à l'embouchure de la rivière Thames dans le lac Sainte-Claire, l'équipe de travail recommande une réduction de 40 % de l'apport printanier de phosphore de la Thames par rapport à l'apport printanier de 2008. L'équipe de travail recommande également des réductions de 40 % par rapport à 2008 des apports annuels de phosphore de la station d'épuration des eaux usées de Détroit.

Compte tenu de ce qui précède, l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles recommande les apports visés suivants pour les affluents du CHE et du bassin ouest :

Appliquer une réduction de 40 % par rapport aux apports de 2008 (pourcentage équivalent à ce qui a été déterminé pour la rivière Maumee) de PT et de PRD de mars à juillet, à moins que des plans de surveillance, de modélisation et de gestion à l'échelle locale soient en place pour atténuer ou réduire au minimum le risque de proliférations locales au cours de la période de croissance de mars à octobre.

L'objectif de réduction de 40 % s'appliquera à moins qu'un programme sur les affluents comprenant des plans de surveillance, de modélisation et de gestion soit en place. Un programme sur les affluents doit démontrer que les conditions de l'affluent et de l'embouchure de la rivière en matière d'éléments nutritifs ne constituent pas une menace pour l'eau adjacente du littoral sur le plan des cyanobactéries.

La reconnaissance d'un programme déjà en place comme mesure de rechange à l'atteinte d'une réduction de 40 % vise à permettre une certaine flexibilité dans les conditions locales. L'équipe de travail juge que cette approche tient compte de l'une ou de plusieurs des situations suivantes :

- Les données dont on dispose sur de nombreux petits affluents sont insuffisantes pour déterminer l'ampleur à laquelle un affluent contribue (ou non) à l'apport de phosphore. Cette approche peut donner lieu à des activités de collecte de données en vue de fournir aux gestionnaires de programme les renseignements et les données nécessaires pour déterminer si des réductions sont requises.
- Des mesures de gestion des éléments nutritifs peuvent être déjà en place pour gérer efficacement le ruissellement contenant des éléments nutritifs.

L'équipe de travail recommande que les plans d'action nationaux qui doivent être élaborés par les Parties définissent les seuils permettant d'adopter une mesure de rechange à la réduction de 40 %. Les paramètres visant à définir une source potentielle pourraient être les suivants : 1) une concentration de microcystin-LR dépassant 1,0 µg/L; 2) un nombre de cellules de cyanobactéries dépassant 20 000 cellules/mL dans tout échantillon d'eau recueillie à la surface au cours de la période de mai à octobre, dans le cadre d'activités d'échantillonnage d'importance considérable entre juillet et septembre. La zone de l'embouchure de la rivière sera définie comme la confluence de i) l'embouchure de l'affluent ou de ii) l'échancrure reliée à l'affluent et aux eaux libres du lac Érié (Chorus et Bartram, 1999). Des seuils supplémentaires pourraient être définis pour la collecte de données sur les éléments nutritifs, les analyses de modélisation et les plans de gestion.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Enfin, l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles recommande l'utilisation des concentrations moyennes pondérées en fonction du débit (CMPFD) comme référence pour mesurer les progrès de la réduction des apports (voir la discussion précédente à la section sur la caractérisation des apports). La CMPFD peut être calculée pour les affluents en divisant l'apport de phosphore au cours d'une période précise (p. ex. annuellement ou de mars à juillet) par le débit cumulé au cours de cette période. La CMPFD offre l'avantage de normaliser la distribution de phosphore d'un affluent selon le débit, pour que le rendement d'une année à l'autre ne soit pas confondu par la variabilité interannuelle de l'hydrologie. Pour l'année hydrologique 2008 de la rivière Maumee, la CMPFD est de 358 $\mu\text{g/L P}$ pour le PT, et de 78 $\mu\text{g/L P}$ pour le PRD. Si l'apport visé avait été atteint par des réductions proportionnelles du PT et du PRD, la cible des CMPFD serait de 215 $\mu\text{g/L P}$ pour le PT et de 47 $\mu\text{g/L P}$ pour le PRD. Ce calcul peut être effectué pour tous les affluents du bassin ouest, en supposant que les apports de phosphore et les débits ont été surveillés.

Hypoxie du bassin central

Plusieurs des modèles décrits précédemment utilisent différentes approches pour calculer la relation entre l'apport externe de phosphore dans le lac Érié et l'ampleur de l'hypoxie du bassin central. L'effet des apports de phosphore sur l'hypoxie est exprimé par une demande en oxygène de la colonne d'eau provenant de la décomposition du phytoplancton se déposant dans l'hypolimnion et par la demande en oxygène des sédiments provenant de la matière organique exerçant une demande en oxygène (p. ex. phytoplancton mort) se déposant sur les sédiments de la surface du lit de la rivière. Tous les modèles et toutes les données indiquent que la meilleure relation entre l'apport et la réponse provient de l'apport annuel dans les bassins ouest et central, en raison de leur effet cumulatif sur la production de phytoplancton dans le bassin central, peu importe le moment où l'apport est introduit. Les modèles mettent également l'accent sur les facteurs physiques (température, vents, courants) qui ont des répercussions importantes sur la synchronisation et l'ampleur de la stratification et le volume de l'hypolimnion connexe. Cela crée une variabilité potentiellement importante de l'hypoxie en fonction d'un profil donné d'apport de phosphore. L'effet des facteurs physiques variables est démontré par l'application du modèle d'hypoxie 1D de Rucinsky aux conditions physiques réelles qui ont été observées pour les années de 1987 à 2005 (figure 20). La courbe montre la variation de la zone hypoxique d'août et septembre pour un apport annuel de PT donné pour les bassins ouest et central. Cela montre un facteur de variabilité approximatif de 2 pour la zone hypoxique (ainsi que pour la concentration moyenne d'OD dans l'hypolimnion – non montré), pour un apport de PT donné, causé par la variation des conditions physiques.

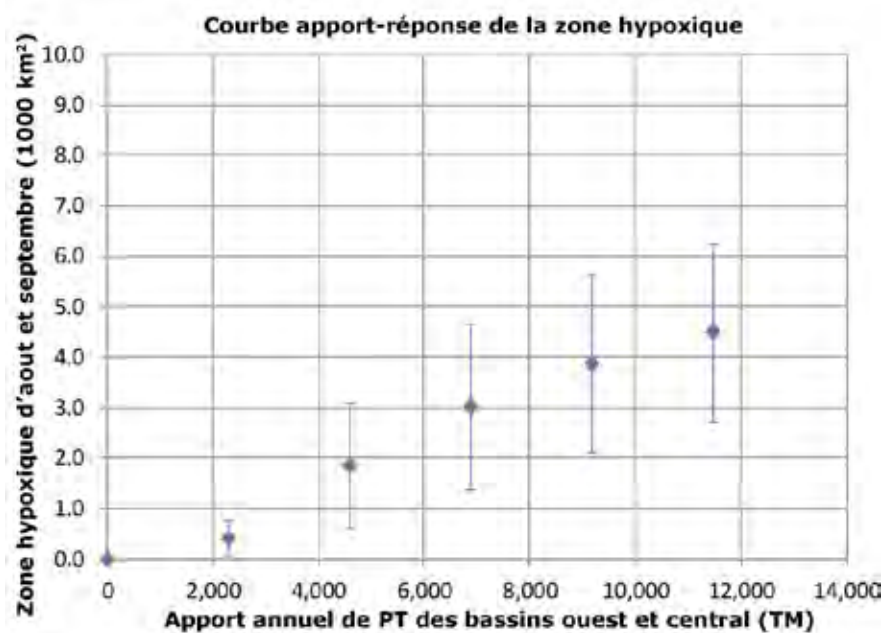


Figure 20. Courbe apport-réponse de la zone hypoxique moyenne d'août et septembre calculée par le modèle d'hypoxie 1D de Rucinsky. La moyenne des valeurs estimées du modèle de 1987 à 2005 est indiquée par des losanges bleus. L'écart-type des valeurs de 1987 à 2005 est indiqué par des barres d'erreur verticales.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

En raison des effets des facteurs physiques et des caractéristiques morphométriques difficiles du bassin central (c. à d. un bassin peu profond, mais assez profond pour entraîner la formation d'un hypolimnion bien défini, mais très mince au cours de la période de stratification), il est probablement impossible d'éliminer l'hypoxie. En outre, un apport de phosphore donné entraînera une hypoxie de gravité variable selon la température et le niveau de l'eau. Notre objectif est donc de « réduire » l'hypoxie tout en maintenant ou en améliorant la productivité des poissons.

Sans perdre de vue cet objectif, on a décidé d'établir un seuil pour l'un des paramètres d'IRE pour l'hypoxie, puis d'estimer l'apport visé de phosphore que les modèles d'ensemble recommandent pour atteindre ce seuil. Bien que la définition habituelle de l'hypoxie exige une concentration d'oxygène dissous dans l'hypolimnion inférieure à 2 mg/L, Zhou et coll. (2013) ont montré que les zones hypoxiques statistiquement importantes commençant avec des concentrations moyennes d'OD de l'eau de fond sous environ 4,0 mg/L. Toutefois, l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a conclu qu'un seuil de concentration moyenne d'OD de 4 mg/L dans l'hypolimnion ne pourrait pas être atteint de manière fiable, en raison de la morphométrie et de la variabilité des conditions physiques du bassin central. De plus, l'équipe de travail a estimé que la réduction d'apport nécessaire pour atteindre un seuil d'OD de 4,0 mg/L était trop stricte, et pourrait avoir des répercussions sur la capacité du bassin central à soutenir des populations de poissons. Par conséquent, le consensus de l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a été d'établir un seuil pour l'OD moyen de l'hypolimnion d'août et septembre de 2,0 mg/L ou supérieur à 2,0. Les données et les modèles indiquent que ce seuil comportera plusieurs avantages pour le bassin central, y compris :

- la réduction de l'apport interne de phosphore causé par la réduction de l'anoxie dans les sédiments;
- des améliorations pour la communauté benthique du bassin central;
- des avantages pour les prises d'eau potable, par la réduction des déversements de métaux lourds ayant une incidence sur le goût, comme le manganèse;
- la réduction des proliférations de cyanobactéries dans le bassin central.

Comme le montre la figure 19 (courbes apport-réponse de l'OD) précédente, ce seuil est réalisable et exige une réduction d'apport moins importante que celle qui est requise pour atteindre une zone hypoxique de 2 000 km². La figure indique que, avec un apport annuel de PT de 6 000 TMA dans les bassins ouest et central, tous les modèles donnent une concentration moyenne d'OD dans l'hypolimnion de plus de 2,0 mg/L. **Puisque l'apport annuel de PT de l'année de référence 2008 pour les bassins ouest et central est de 9 577 TMA, l'application d'une réduction de 40 % de l'apport annuel par rapport à 2008 pour tous les affluents du bassin ouest (y compris ceux qui se déversent dans le corridor Huron-Érié) et du bassin central respectera l'apport désiré de 6 000 TMA.**

Cladophora dans le bassin est

Il est évident que des baisses des apports de phosphore seront nécessaires pour réduire les niveaux de nuisance de la *Cladophora* dans les eaux du littoral du bassin est du lac Érié. Les apports de phosphore de la zone extracôticière, les apports des affluents et le phosphore recyclé par les moules de la famille des Dreissenidés interagissent pour produire les concentrations littorales qui maintiennent la prolifération actuelle de *Cladophora* nuisibles. À l'heure actuelle, les modèles capables de prédire l'apport intégré de phosphore nécessaire à la réduction de la biomasse de *Cladophora* à un niveau acceptable ne sont pas encore suffisamment avancés. Néanmoins, la prolifération de *Cladophora* est fondamentalement limitée selon la disponibilité du phosphore et, donc, les concentrations de PRD dans les eaux littorales et côtières doivent être faibles. Par conséquent, on prévoit le besoin de réduire les apports de phosphore dans le bassin est en provenance des affluents (et de la rive directe) et des zones extracôticières. Même si des réductions des apports de phosphore des affluents du bassin est devraient entraîner des réductions des proliférations localisées de *Cladophora*, l'équipe de travail n'est pas en mesure d'établir des recommandations précises quant à l'ampleur des réductions sans études supplémentaires. Les activités visant à réduire les apports de phosphore dans les bassins ouest et central favoriseront la réduction des concentrations extracôticières du bassin est, mais des réductions supplémentaires des apports des affluents du bassin est seront nécessaires afin de réduire les concentrations de phosphore du littoral. On recommande fortement à ce que les coordonnateurs des bassins hydrographiques déploient des efforts immédiats visant à réduire les apports de phosphore des affluents du bassin est (comme les réductions entreprises dans le bassin hydrographique de la rivière Grand), et il sera essentiel de réaliser des réductions de phosphore dans les zones littorales touchées par un enrichissement local. Par conséquent, la mise en œuvre de plans existants de gestion des bassins doit être accélérée.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

D'autres études sont recommandées pour déterminer l'importance des sources de phosphore des bassins hydrologiques par rapport aux sources aux limites des eaux libres en ce qui a trait à la prolifération de *Cladophora*. Trois questions essentielles ont été définies à cette fin :

- Quelles sont les caractéristiques agissant sur l'environnement littoral qui déterminent le plus fortement (et qui doivent être quantifiées afin de prévoir) le transport massif du PRD soutenant la prolifération de *Cladophora*?
- Quelles sont l'ampleur et la pertinence de l'apport en PRD obtenu par l'entremise des Dreissenidés pour la prolifération de *Cladophora*? Quelle incidence auront les réductions des apports de phosphore sur les Dreissenidés? Ces rétroactions devront-elles être prises en compte dans la réponse modélisée pour la *Cladophora*?
- Quelle forme devraient prendre les modèles de réponse de la *Cladophora* aux apports de phosphore, compte tenu de la gamme de facteurs qui peuvent être d'importants moteurs de l'apport en phosphore (p. ex. les moules de la famille des Dreissenidées, les effets de la couche limite, les conditions variables du littoral)?

Pour combler ces lacunes scientifiques, un programme de surveillance, de recherche et de modélisation doit être mis sur pied afin d'élaborer un modèle apport-réponse propre à la rive nord du bassin est. Ce programme n'abordera pas seulement les questions susmentionnées, mais visera aussi à recueillir des renseignements de surveillance en vue d'effectuer le suivi de la gravité et des caractéristiques du problème de la *Cladophora* dans le bassin est. Ces renseignements seront essentiels pour évaluer l'efficacité des réductions des apports de phosphore proposées pour les bassins ouest et central, ainsi que toute réduction adoptée par la suite pour les affluents du bassin est. De manière générale, ce programme aurait pour effet d'améliorer notre capacité prédictive en ce qui a trait aux réponses de la *Cladophora* aux apports de phosphore, dans le lac Érié et dans d'autres lacs (Ontario, Huron, Michigan) présentant des problèmes semblables.

L'annexe A présente une discussion approfondie sur le problème de la *Cladophora* qui touche la rive nord du bassin est.

État trophique propre au bassin

Parmi les principales préoccupations concernant la mise en œuvre des apports visés susmentionnés en vue de réduire les proliférations de cyanobactéries dans le bassin ouest et l'hypoxie dans le bassin central, on compte les effets de ces mesures sur l'état trophique global propre à chaque bassin du lac et sur la capacité de celui-ci à soutenir une communauté de poissons diversifiée et en santé. L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a consulté le Comité du lac Érié (CLE) de la Commission des pêcheries des Grands Lacs, qui présente le point de vue préliminaire suivant :

- Tout d'abord, le CLE croit qu'il existe une possibilité pour que l'hypoxie dans le bassin central ait des répercussions négatives directes sur les poissons d'eau froide comme le grand corégone. Les grandes zones anoxiques, associées à des températures accrues, mettent les poissons dans une situation de « compression » oxygène dissous-température. Par conséquent, la gestion de l'hypoxie dans le bassin central pourrait être bénéfique pour la communauté de poissons.
- La réduction de 40 % des apports dans les affluents est sensée, pourvu qu'elle ne fasse pas en sorte de réduire les concentrations de phosphore dans le lac largement en deçà de l'état mésotrophe préféré par le CLE pour les bassins ouest et central (10-15 µg/L P).
- Le CLE appuie fortement une approche de gestion adaptée visant à comprendre les effets des apports visés une fois ceux-ci adoptés et à réviser les cibles, au besoin.

Nous avons utilisé le modèle de Chapra pour évaluer les répercussions de la stratégie recommandée en matière d'apports visés de phosphore sur la concentration de PT propre aux bassins comme paramètre de l'état trophique des bassins du lac. Le modèle a servi à calculer la concentration de PT à l'état stable pour les trois bassins une fois que les objectifs mis en œuvre. Un résumé de cette simulation est présenté au tableau 4.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Tableau 4. Apports estimés et concentrations de PT pour quatre scénarios différents : apport de 2008; réduction de 40 % de l'apport annuel de PT (en tonne métrique par an) pour chaque bassin par rapport à 2008; réduction de 40 % de l'apport annuel de PT pour les bassins ouest et central seulement; réduction de 40 % de l'apport annuel de PT provenant des affluents du bassin ouest, y compris ceux du corridor Huron-Érié.

Apports estimés par bassin (TMA)

Scénario	Huron	Ouest direct	Ouest	Central	Est	Total du Lac Érié
Apport de 2008	321	6368	6689	2888	1098	10675
Réduction de 40 % à tous les affluents	321	3821	4142	1733	659	6533
Réduction de 40 % aux affluents des bassins ouest et central	321	3821	4142	1733	1098	6973
Réduction de 40 % aux affluents du bassin ouest	321	5071	5392	2888	1098	9378

Concentrations de PT estimées (µg/L P) par bassin

Scénario	Ouest	Central	Est	Ontario
2008	19	9	8	6
Réduction de 40 % à tous les affluents	12	6	5	6
Réduction de 40 % aux affluents des bassins ouest et central	12	6	6	6
Réduction de 40 % aux affluents du bassin ouest	15	8	8	6

Ces résultats de modélisation se comparent assez bien avec ceux du modèle 9-Box d'Environnement Canada lorsque des réductions semblables des apports sont appliquées. Les deux modèles indiquent qu'il n'y aurait pas de changement important dans l'état trophique des bassins du lac Érié, à l'exception peut-être du bassin central, si une réduction totale de 40 % est aussi atteinte dans les bassins ouest et central. Le modèle de Chapra calcule que, dans ce régime d'apport, la concentration annuelle moyenne de PT dans le bassin central serait réduite, passant de 9,4 à 5,9 g/L P (une réduction de 38 %). Le modèle 9-Box calcule quant à lui une concentration de PT du bassin central de 5,7 g/L P pour avril, d'après la même réduction appliquée par le modèle de Chapra.

Les travaux de Chapra comprennent aussi l'analyse de la répercussion des réductions des apports de phosphore sur les concentrations de PT du lac Érié et du lac Ontario. Comme l'indique le tableau précédent, la concentration de PT dans le lac Ontario diminuera par rapport à la valeur de référence de 2008, passant de 6,3 g/L P à l'état stable à 5,5 g/L P, dans le cadre de la réduction annuelle de 40 % de l'apport de PT pour l'ensemble du lac Érié. Cela est dû au fait que, dans les conditions de 2008 pour les deux lacs, l'apport du lac Érié provenant de la rivière Niagara contribue à environ 30 % de la concentration annuelle moyenne de PT du lac Ontario.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Bassins hydrographiques prioritaires

Le tableau suivant présente les bassins hydrographiques prioritaires déterminés par l'équipe de travail, classés par bassin et par indicateur d'eutrophisation.

Tableau 5. Bassins hydrographiques prioritaires présentés par bassin et par indicateur d'eutrophisation.

Affluent	Bassin			Indicateur d'eutrophisation			
	Bassin ouest	Bassin central	Bassin est	Cyanobactéries : réduction de 40 % de l'apport printanier de phosphore		Hypoxie du bassin central : réduction de 40 % de l'apport annuel de phosphore	Cladophora du bassin est : * données scientifiques actuellement insuffisantes pour établir des cibles de réduction de phosphore
				Eaux libres du Bassin ouest	Littoral		
Rivière Détroit	X					X	
Rivière Thames	X				X	X	
Affluents de la Leamington	X			X	X	X	
Rivière Raisin	X			X	X	X	
Rivière Maumee	X			X	X	X	
Rivière Portage	X			X	X	X	
Ruisseau Toussaint	X			X	X	X	
Rivière Sandusky		X			X	X	
Rivière Huron (Ohio)		X			X	X	
Rivière Vermillion		X				X	
Rivière Cuyahoga		X				X	
Rivière Grand (Ohio)		X				X	
Rivière Grand (Ontario)*			X				X
Ruisseau Cattaragus*			X				X

La rivière Détroit apporte souvent jusqu'à 90 % des eaux dans le lac Érié ainsi qu'un grand apport de phosphore. Toutefois, les eaux de la rivière Détroit sont constituées de la décharge du lac Huron et d'un nombre d'autres affluents, ainsi que des effluents de stations d'épuration des eaux usées le long du corridor Huron-Érié (CHE). De manière générale, les plus grandes sources de phosphore dans le CHE proviennent de la rivière Thames et de la station d'épuration des eaux usées de Détroit. L'apport de phosphore du lac Huron est très faible par rapport à l'ampleur du débit, ce qui donne lieu à une très faible concentration de phosphore. C'est pourquoi l'équipe de travail a choisi de ne pas prioriser l'apport de phosphore du lac Huron. Le groupe croit que la priorité doit être accordée à la réduction des apports de la rivière Thames, en raison de l'ampleur des apports et des proliférations de cyanobactéries à l'embouchure de la rivière, qui peuvent être retracés le long de la rive nord du lac Érié. La station d'épuration des eaux usées de Détroit contribue à l'hypoxie du bassin central, mais ne semble pas être un contributeur important aux proliférations de cyanobactéries du bassin ouest. La réduction des apports d'autres affluents du CHE est fortement recommandée, mais ces affluents ne sont pas aussi prioritaires.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

La rivière Sandusky s'écoule dans la baie Sandusky qui, à son tour, se déverse dans le bassin central. Elle transporte une grande quantité de phosphore et représente une priorité évidente pour réduire l'hypoxie du bassin central. Toutefois, les proliférations de cyanobactéries qui se produisent annuellement dans la baie Sandusky commencent plus tôt, durent plus longtemps et atteignent une plus grande densité algale que toutes les autres proliférations du lac Érié. L'équipe de travail croit donc que les réductions printanières des apports de phosphore devraient être une priorité pour ce bassin hydrographique, même s'il ne contribue pas aux proliférations de cyanobactéries dans le bassin ouest, en plus des réductions annuelles.

La rivière Huron (Ohio) s'écoule dans le bassin central et ne contribue pas aux proliférations de cyanobactéries du bassin ouest. Toutefois, les images satellitaires montrent qu'une petite prolifération de cyanobactéries se forme à l'embouchure de la rivière. Par conséquent, des réductions printanières des apports doivent être envisagées pour cet affluent en plus des réductions annuelles.

Bien que l'équipe de travail n'ait pas établi de cibles pour la *Cladophora* dans le bassin est, elle a désigné la rivière Grand (Ontario) et le ruisseau Cattaraugus comme des bassins hydrographiques potentiellement prioritaires. Tel que mentionné précédemment, l'équipe de travail s'attend à ce que des baisses de l'apport de phosphore soient nécessaires dans le bassin est pour réduire la prolifération de la *Cladophora*, et ces deux bassins hydrographiques contribuent à une part importante de l'apport total de phosphore dans le bassin. Ils sont donc potentiellement visés par des réductions. L'équipe de travail encourage les gestionnaires de bassins hydrographiques à réduire les apports de phosphore provenant de ces bassins hydrographiques avant l'établissement des cibles. L'équipe de travail recommande également que, pour la rivière Grand (Ontario), de nouvelles activités de recherche et de surveillance constituent une priorité afin de mieux comprendre la relation entre les apports de la rivière Grand et la prolifération de *Cladophora* le long de la rive nord du bassin est.

Même si la désignation des stations d'épuration des eaux usées prioritaires n'était pas un objectif de l'équipe de travail, celle-ci appuie la stratégie de l'équipe de travail sur les milieux urbains, qui a relevé 5 stations d'épuration des eaux usées aux États Unis représentant plus de 95 % de l'apport d'eaux usées dans le bassin ouest, et qui a classé celles-ci en ordre de priorité. L'équipe appuie également une approche semblable pour les bassins central et est.

Autres considérations

Objectifs en matière de concentrations de phosphore en milieu lacustre

Des lignes directrices sont nécessaires en ce qui concerne les éléments nutritifs, car ceux-ci sont les moteurs fondamentaux de l'écosystème, et on reconnaît que les concentrations d'éléments nutritifs ne sont pas un indicateur, mais plutôt un facteur de contribution aux effets sur l'écosystème (p. ex. proliférations de cyanobactéries, hypoxie, santé des communautés de poissons). L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a eu des discussions approfondies en ce qui concerne le défi d'établir des cibles de concentrations pour les zones littorales et extracôtées. Les discussions ont porté sur les problèmes suivants concernant les concentrations de phosphore en milieu lacustre :

- Les concentrations affichent des variations spatiales et temporelles importantes dans l'ensemble du lac, particulièrement dans les zones littorales de l'embouchure de la rivière durant les épisodes de débit élevé.
- Lorsqu'il y a prolifération, l'orthophosphate (PO_4) dissous est rapidement absorbé par les algues de telle manière que, dans le cas de proliférations graves, les concentrations de PRD sont souvent indétectables.
- La vérification de l'atteinte des objectifs en matière de concentrations pose un défi important qui nécessiterait des programmes de surveillance intensive capables de rendre compte des variations spatiales et temporelles.
- Par contre, les objectifs en matière d'apports (de phosphore total et dissous) sont mesurables et révélateurs, et peuvent être élaborés à partir des modèles actuels qui calculent la relation entre les apports et la réponse.
- Si les objectifs en matière de concentrations peuvent être fondés sur les calculs des apports, il importe d'établir un raisonnement clair pour évaluer leur conformité. Comme les mesures dans les eaux libres seront spatialement et temporellement variables, une stratégie efficace d'évaluation de la conformité doit comprendre les considérations suivantes : les domaines spatial et temporel dans lesquels la conformité sera applicable à l'objectif en matière de concentrations, la variable statistique qui sera utilisée afin d'évaluer la conformité (comme la moyenne des échantillons), le nombre d'échantillons qui seront nécessaires pour atteindre un niveau acceptable d'incertitude dans cette variable statistique (Stow et coll., 2014).

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Les objectifs provisoires en matière de concentrations présentés dans l'annexe 4 et précisés dans le PAP du lac Érié ont des précédents dans les programmes du lac Érié. L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a évalué la faisabilité d'élaborer des recommandations qui ne comprennent pas de valeurs de concentrations de phosphore. L'équipe de travail croit que les objectifs visant le littoral ne doivent pas être élaborés ou interprétés seulement dans le contexte des paramètres de la reprise de l'eutrophisation qui sont pris en charge dans les modèles actuels, car les relations entre les éléments nutritifs et les autres réponses biologiques (p. ex. communauté de macrophytes, communauté de macroinvertébrés benthiques, communauté de poissons) deviennent plus difficiles et coûteuses à mesurer dans les zones situées à proximité du rivage. Par exemple, le modèle WLEEM a la capacité de modéliser la série chronologique des concentrations de PT dans la baie Maumee en fonction de l'apport de la rivière Maumee (figure 21). La courbe ainsi tracée est une série chronologique des concentrations moyennes de PT modélisées à la grandeur de la baie Maumee pour les apports de 2011 à 2013 de la rivière Maumee. Elle montre l'importante variation interannuelle d'une zone littorale typique du lac Érié, ce qui rend les mesures très coûteuses et difficiles à interpréter sur le plan de la conformité à un objectif. Le modèle du PT à petite échelle élaboré pour le lac entier par Schwab et coll. (2009) montre que ces gradients importants existent dans les zones de l'embouchure de la rivière de tous les principaux affluents du lac Érié.



Figure 21. Concentrations moyennes quotidiennes de PT dans la baie Maumee simulée par le modèle WLEEM pour 2011, 2012 et 2013.

Néanmoins, les concentrations d'éléments nutritifs jouent un rôle important partout dans le lac et définissent largement l'état trophique dans la plupart des milieux. Les concentrations prévues d'éléments nutritifs dans les eaux libres des trois bassins du lac Érié peuvent être déduites d'après les apports modélisés, et nous avons vérifié la cohérence de ces concentrations avec les objectifs pour le lac Érié.

Nous pouvons fixer des objectifs en matière de concentrations de phosphore du littoral qui sont cohérents avec les relations actuelles entre les apports et les réponses liées à l'eutrophisation. Toutefois, dans l'esprit de fixer une cible pour le lac Érié, ce sont les apports qui doivent être contrôlés pour gérer le système. Néanmoins, d'autres indicateurs préoccupants sur le plan écologique concernant les bandes côtières et le littoral doivent également être pris en considération. Le besoin de tels indicateurs a été défini par la CEEGL et la CMI afin de caractériser les conditions écologiques générales des bandes côtières et des zones littorales. Il peut s'agir, par exemple, de caractéristiques de la végétation des milieux humides ou de la communauté de poissons du littoral, qui témoignent des conditions locales des éléments nutritifs et de la qualité de l'eau.

Des études sont nécessaires pour établir et modéliser les relations entre l'état des indicateurs écologiques et les apports ou concentrations d'éléments nutritifs dans les milieux pertinents. Toutefois, les niveaux d'eau, la température et l'effet des vagues et d'autres caractéristiques sont également importants dans ces zones, et doivent être inclus dans les modèles propres aux milieux.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Nous ne recommandons donc pas l'établissement d'objectifs en matière de concentrations de phosphore pour les bandes côtières ou le littoral pour le moment, mais recommandons plutôt la mise en œuvre d'un programme de surveillance, de recherche et de modélisation capable de fixer des objectifs en matière d'éléments nutritifs du littoral dans le contexte du cadre écologique élargi mentionné précédemment.

Considérations liées au phosphore biodisponible

Même si les apports visés recommandés pour le lac Érié concernent les apports de PT, un effort considérable a été déployé par l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles afin de comprendre ce que nous savons et ce que nous ignorons à propos de la teneur en phosphore biodisponible des diverses sources du lac Érié. Ces connaissances ont donc été prises en considération pour formuler les recommandations. La section suivante présente un résumé de ce que nous savons et de ce que nous ignorons à propos du phosphore biodisponible dans le lac Érié, et indique de quelle façon nos connaissances ont été utilisées afin de formuler des recommandations en matière d'apports visés.

Ce que nous savons

1. Le seul composé du phosphore que les algues peuvent utiliser pour soutenir leur croissance est l'orthophosphate dissous (PO_4).
2. Les algues peuvent obtenir de l'orthophosphate dissous à partir d'un certain nombre de formes de phosphore dans l'eau. On considère que ces formes contiennent du phosphore biodisponible (PBD); c'est-à-dire que ce phosphore peut être converti en orthophosphate par divers processus physiques, chimiques ou biologiques.
3. Le phosphore total (PT), tel que mesuré dans un échantillon d'eau, comprend deux grandes catégories : le phosphore particulaire (PP) et le phosphore total dissous (PTD). Le PTD est mesuré en faisant digérer entièrement et en analysant le phosphore dans un échantillon d'eau passé à travers un filtre de 0,45 μm . Le PP est mesuré en soustrayant le PTD de la mesure de PT, qui est mesurée en appliquant la même procédure de digestion et d'analyse à l'échantillon d'eau non filtré.
4. Le PP et le PTD contiennent du PBD, mais en fractions différentes (Young et DePinto, 1982).
5. On présume normalement que le PTD, qui contient du phosphore réactif soluble ou PRS (également appelé PRD) et du phosphore non réactif soluble (PNRS), est pratiquement biodisponible à 100 %. Le PRS est essentiellement composé d'orthophosphate et de phosphore organique dissous très labile (c.-à-d., réactif au molybdène sans nécessiter l'étape de digestion). Le PRD et le PTD contiennent du phosphore colloïdal (c.-à-d. qui passe à travers le filtre de 0,45 μm) et du phosphore organique dissous non réactif. En conditions de rareté extrême d'orthophosphate, les algues peuvent produire de la phosphatase alcaline qui favorise la libération d'orthophosphate dissous à partir du phosphore organique dissous. Toutes ces formes peuvent être converties assez facilement en orthophosphate disponible pour les algues.
6. Le PP est généralement constitué de composés contenant du phosphore organique et inorganique absorbés par des solides en suspension (SS) ou liés à eux dans un échantillon d'eau. La fraction de PP dans un échantillon qui est finalement du PBD dépend de la source (en provenance du sol selon l'utilisation des terres et la géologie de surface, ou solides produits par biotique [c.-à-d. algues]) et des caractéristiques connexes des SS, ainsi que du degré selon lequel le phosphore est facilement échangeable avec l'orthophosphate dissous dans l'eau.
7. Le PBD du PP dans les affluents du lac Érié peut varier entre 15 et 50 %; les affluents drainant les bassins hydrologiques agricoles dans le nord-ouest de l'Ohio contenant entre 25 et 50 % de PBD. Le PNBD dans le PP est normalement bloqué (lié dans les interstices des particules) ou existe sous formes précipitées qui ne se dissolvent pas facilement (apatites).
8. Des essais biologiques visant à libérer le PBD de solides en suspension provenant des affluents de l'Ohio ont montré que la conversion du phosphore liée à une particule en orthophosphate disponible pour l'assimilation et l'utilisation par les algues se produit à un taux d'environ 0,1 par jour (ou 10 % du phosphore disponible sur les solides par jour) (DePinto, 1982). Par conséquent, la libération immédiate de PBD dépend de ce taux par rapport au taux de dépôt des solides dans les sédiments du fond, une fois qu'ils entrent dans le lac (DePinto et coll., 1981). Bien sûr, même après son dépôt sur les sédiments du fond du lac, le phosphore biodisponible restant peut être libéré dans la colonne d'eau par une remise en suspension et une désorption ultérieure ou par une désorption dans les sédiments et une libération par diffusion poreuse dans la colonne d'eau.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

9. Au cours des 12 dernières années, de 2002 à 2013, l'apport moyen de PT au printemps (mars à juillet) de la rivière Maumee a été de 1 168 tonnes métriques (TM), dont 21 % (246 TM) étaient du PRD et 79 % (922 TM) étaient du PP. En présumant que le PRD est biodisponible à 100 % et que le PP l'est à 30 %, cet apport printanier moyen est de 523 TM de PBD, dont 47 % (246 TM) provenant du PRD et 53 % (277 TM) provenant du PP. Donc, environ la moitié de l'apport total de PBD provient de chaque forme mesurée du PT.
10. Nous savons que les apports des affluents vers le lac Érié sont très variables d'une année à l'autre, et que la variabilité découle principalement de l'hydrologie régie par des précipitations et un ruissellement variables. Par exemple, l'apport printanier de PT de 2002 à 2013 de la rivière Maumee, qui présentait une moyenne de 1 168 TM, affiche un écart-type de 567 TM (ou un coefficient de variation de 48,5 %).
11. Nous savons que les mesures de contrôle des apports de sources diffuses traitent le PRD différemment de du PP. Nous savons également qu'une combinaison de mesures de contrôle, comme le travail de conservation du sol combiné à l'injection d'engrais, peut cibler le PRD et le PP.
12. Nous pouvons calculer, à l'aide de nos modèles les plus complexes, le cycle de PBD du lac provenant des affluents et lié à la prolifération des algues, comme d'autres moteurs tels que la lumière et la température (DePinto et coll., 1986; LimnoTech, 2010; LimnoTech, 2014).

Ce que nous ignorons

1. Nous possédons quelques données sur les fractions PP et de PRD du PT dans d'autres affluents du lac Érié, mais pour ceux qui ne sont pas surveillés par le programme de la Heidelberg University, les données sont maigres. Nous possédons également très peu de données sur la fraction finale du PBD du PP dans ces affluents.
2. Nous possédons certains renseignements sur la réduction du PBD (c.-à-d., réduction du PP contre réduction du PRD) par diverses PGE, mais cet ensemble de données est nettement inadéquat.

Les modèles utilisés pour élaborer les courbes apport-réponse qui soutiennent l'établissement d'apports visés de phosphore de manière empirique ou par formulation de processus prennent en compte la fraction des apports de PT qui est biodisponible ainsi que la conversion du PT en formes biodisponibles à l'intérieur du lac. Par conséquent, l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a pris la décision de recommander des apports visés de PT et de PRD. Il importe toutefois de reconnaître que différentes combinaisons de réductions des apports de PRD et de PP peuvent permettre d'atteindre le même objectif en matière d'apport de PT et de PBD connexe. Même si un objectif est établi pour un apport de PT, nous devons tenter d'utiliser les mesures de réduction les plus efficaces pour la réduction du PBD, que ce soit pour le PRD ou le PP.

Un plan concret doit être élaboré afin de mesurer la conformité aux apports visés, et d'utiliser le programme de modélisation et de surveillance afin de soutenir un processus de gestion adaptative continu.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Rôle des apports d'azote

L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a avancé l'hypothèse de base voulant que l'apport de phosphore (soit total ou réactif dissous, ou un certain mélange qui représente le phosphore biodisponible) est la variable indépendante dans toutes les relations apport-réponse qui ont été élaborées. Nous reconnaissons qu'il peut y avoir certaines raisons d'envisager le contrôle des apports d'azote en plus du phosphore. Il y a des moments où le lac Érié peut devenir limité en azote, mais cela se produit généralement lorsque le système n'est pas limité par la disponibilité du phosphore. Chaffin et coll. (2014) ont constaté que la carence d'azote se produisait lorsque la concentration de nitrate passait sous 0,10 mgN/L (ou lorsque l'azote total se situait en deçà de 0,80 mgN/L). Le fait d'accorder trop d'importance au contrôle de l'azote sans réduction importante du phosphore ne ferait que donner lieu à de grandes proliférations de cyanobactéries fixatrices d'azote (*Aphanizomenon* ou *Anabaena*). En outre, la plupart des PGE ciblant les sources diffuses réduiront les pertes en phosphore et en azote, quoiqu'en quantités relatives différentes. Par conséquent, il est illogique de cibler la réduction d'azote, parce que la plupart des analyses apport-réponse montrent de bonnes relations quantitatives avec l'apport de phosphore, et qu'il n'existe aucune garantie que l'unique réduction des apports d'azote permette de réduire les proliférations de cyanobactéries ou l'hypoxie du bassin central. Selon une certaine école de pensée, le contrôle de l'azote combiné à des réductions du phosphore améliorera la qualité de l'eau davantage que les réductions de phosphore seulement. Par conséquent, il importe qu'un programme de gestion adaptative examine les changements du phosphore et de l'azote une fois le programme de réduction du phosphore mis en œuvre, en plus de surveiller la manière dont les proliférations de cyanobactéries répondent à ces changements.

Rôle des Dreissenidés et d'autres espèces envahissantes

Il ne fait aucun doute que l'envahissement des moules de la famille des Dreissenidés dans les Grands Lacs a modifié la réponse des lacs aux apports d'éléments nutritifs, en modifiant la manière dont ces apports sont transformés et l'intensification potentielle des proliférations de cyanobactéries et de la *Cladophora*, y compris par l'altération des relations apport-réponse élaborées dans la présente analyse. Bien que la biomasse et la composition des espèces de Dreissenidés aient changé au cours des quelque 25 années qui ont suivi l'envahissement initial (Karatayev et coll., 2014), les répercussions sur les relations apport-réponse calculées dans le cadre du projet ont été intégrées de manière à tenir compte implicitement ou explicitement (selon le modèle) des effets récents des Dreissenidés. Il est probable que les Dreissenidés aient procuré aux cyanobactéries un avantage sur le plan de la compétition dans le bassin ouest du lac. En outre, il est clair que les Dreissenidés dans le bassin est ont un effet considérable sur la prolifération et le développement de la *Cladophora* dans cette partie du système. Encore une fois, il importe d'inclure la surveillance des Dreissenidés et de leurs répercussions sur l'écosystème, en particulier en ce qui concerne l'établissement des apports visés d'éléments nutritifs ou des objectifs en matière de concentrations pour freiner la surabondance de la *Cladophora*, dans le cadre du programme de gestion adaptative pour la gestion des éléments nutritifs du lac Érié.

Rôle de l'hydrométéorologie interannuelle

Au cours des 20 dernières années, les apports externes de PT du lac Érié ont affiché une forte variation interannuelle, mais aucune tendance évidente à long terme (figure 1). La variabilité interannuelle est en grande partie régie par les conditions hydrométéorologiques, qui modulent la synchronisation et l'ampleur de l'écoulement de surface et, au final, la quantité d'éléments nutritifs apportés dans le lac par ses affluents. Par exemple, les grandes charges enregistrées de 1996 à 1998 ont été associées à des apports exceptionnellement élevés des affluents en raison de précipitations accrues (Dolan et Richards, 2008). Au cours de la plus récente période de 10 ans pour laquelle on dispose de données détaillées sur les charges de PT du lac Érié (2002 à 2011), le phosphore provenant de sources diffuses, transporté dans le lac par le ruissellement et les cours d'eau, a contribué en moyenne à 78 % de la charge annuelle totale du lac (Dolan et Chapra, 2012; Dolan, communication personnelle, 2012). Les tendances interannuelles en matière d'apports présentées précédemment pour la rivière Maumee sont grandement influencées par la variabilité annuelle dans les débits. L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a tenté de prendre en considération ce comportement confondant en définissant un débit maximal sous lequel l'apport visé doit être atteint, et en recommandant l'utilisation de la CMPD pour évaluer les progrès liés aux apports visés pour un affluent donné.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

En plus de la variabilité annuelle de l'hydrologie, on compte parmi les facteurs qui agissent sur la réponse du lac la variabilité dans la circulation due aux vents et dans le mélange et la remise en suspension, ainsi que la température. En outre, des signes de plus en plus nombreux semblent indiquer que les changements climatiques dans les Grands Lacs provoqueront une exacerbation des IRE en raison des changements de tous ces facteurs. Par conséquent, la surveillance des répercussions des changements climatiques sur les relations apport-réponse constitue un élément très important d'un bon programme de gestion adaptative.

Priorisation des bassins hydrographiques

L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles estime que les bassins hydrographiques prioritaires pour les mesures de gestion continue et de surveillance intensive sont les suivants : rivières Maumee, Sandusky, Thames et Grand (Ontario). Ces bassins ont été retenus parce qu'ils font l'objet d'importantes répercussions localisées et documentées. En fait, pour certains bassins comme celui de la Sandusky, les répercussions dans le milieu confiné de la baie Sandusky pourraient nécessiter une réduction des apports supérieure aux 40 % établis précédemment.

6. Conclusions

Les recommandations formulées par l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles ont abordé les six objectifs liés à l'écosystème des lacs énoncés à l'annexe 4. D'après les données et les connaissances actuelles, l'équipe de travail conclut que les recommandations permettront d'atteindre ces objectifs. Toutefois, en raison des incertitudes concernant l'analyse et la modélisation, des lacunes en matière de données, des modifications prévues à l'écosystème du lac Érié causées par les changements climatiques et l'aménagement des bassins hydrographiques, le temps nécessaire pour atteindre les apports visés et constater leurs effets dans le lac dépendra de notre rapidité à prendre des mesures en vue de modifier le comportement humain actuel. Par conséquent, nous considérons qu'il est essentiel qu'un plan de gestion adaptative soit conçu pour permettre l'évaluation continue du respect des apports visés, et nous prévoyons la mise en œuvre d'un programme de surveillance, de recherche et de modélisation visant à orienter le processus de gestion adaptative.

Voici un diagramme conceptuel présentant la façon dont un programme opérationnel de modélisation, de surveillance et de recherche relatif à l'écosystème peut être employé dans le cadre du processus de gestion adaptative. Nous recommandons, comme le montre la figure, un processus regroupant la surveillance annuelle des apports appropriés, des CMPFD et des indicateurs de réponse du milieu lacustre à l'eutrophisation et aux éléments nutritifs, combiné à un programme intensif de surveillance, de recherche et de modélisation opérationnelle à mettre en œuvre tous les cinq ans, dans le cadre de l'année de l'Initiative des sciences coopératives et de surveillance pour un lac donné.



Figure 22. Processus de gestion adaptative utilisant un modèle d'écosystème opérationnel (MEO) (d'après DePinto, 2013).

Même si la conception d'un programme exhaustif de gestion adaptative comme celui qui est proposé ci-dessus dépasse la portée du présent rapport, nous présentons ci-dessous une liste d'activités de recherche, de surveillance et de modélisation – sans ordre de priorité – qui pourraient être incluses dans un programme semblable visant le lac Érié. Les objectifs liés à l'écosystème des lacs (OEL) qui se rapportent à chaque activité sont indiqués entre parenthèses.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

1. Recueillir les données sur les apports annuels et printaniers de phosphore total, de phosphore réactif soluble, de formes d'azote et de solides en suspension pour les 12 principaux affluents (surveillance permanente); ces données comprennent le calcul de l'équivalent en CMPFD. Un programme de collecte de données à fréquence élevée, comme celui de la rivière Maumee, doit être adopté pour les 5 principaux affluents, y compris la rivière Thames. De plus, la poursuite du programme de surveillance de la rivière Détroit pour préciser les renseignements sur ses apports. (1,2,4,6)
2. Mesurer les conditions à l'embouchure des affluents du bassin ouest en ce qui a trait à la prolifération des cyanobactéries afin d'établir l'ordre des priorités et de mettre fin à la surveillance des affluents moins importants. (1,2,4,6)
3. Mettre en œuvre un programme de surveillance, de recherche et de modélisation sur la *Cladophora* propre à la rive nord du bassin est. (2,3)
4. Mettre en œuvre un programme d'interprétation de la surveillance et de la modélisation visant à déterminer les objectifs en matière de concentrations d'éléments nutritifs dans les zones littorales. Ce programme doit avoir pour objectif de quantifier les relations apport-réponse importantes sur le plan écologique, comme pour les populations de poissons et de macro-invertébrés (élaborer le programme d'après le cadre des eaux littorales de l'annexe 2 qui est en cours d'élaboration). (2,3)
5. Effectuer des activités de recherche et de surveillance pour fournir plus de données sur le phosphore biodisponible dans les affluents et sur la façon dont il se comporte dans le lac. Ces données peuvent être combinées aux connaissances sur les pratiques de gestion exemplaire qui sont appliquées aux bassins, afin de mieux comprendre l'efficacité de ces diverses pratiques en vue de réduire le phosphore réactif dissous et le phosphore sous forme de particules. (1,2,3,4,6)
6. Mesurer les changements environnementaux découlant de la réduction de l'hypoxie : flux de phosphore, communautés benthiques, paramètres de réponse aux indicateurs, effets des changements de température. (1)
7. Surveiller la biomasse et les toxines des cyanobactéries qui soulèvent des préoccupations pour la santé humaine, par exemple concernant l'eau potable; possibilité de gérer la production de toxines. (3,4)
8. Communiquer les résultats de la recherche les réponses du lac relatives à la gestion des terres. (1,2,3,4,6)
9. Évaluer les programmes de surveillance pour optimiser l'échantillonnage. (1,2,3,4,5,6)
10. Comprendre la réaction de l'écosystème aux changements des éléments nutritifs dans le bassin ouest. (1,2,3,4)
11. Comprendre les effets des populations changeantes d'espèces aquatiques envahissantes (p. ex. les moules) afin d'améliorer la prévisibilité des modèles qui influencent les décisions futures. (1,2,3,4,6)
12. Améliorer la compréhension de l'apport d'azote et du rôle de celui-ci dans les réponses à l'eutrophisation du lac. (1,2,3,4,6)
13. Améliorer la compréhension des liens entre les éléments nutritifs de la rivière Thames, du lac Sainte-Claire et du lac Érié. Étendre les modèles apport-réponse pour les cyanobactéries du bassin ouest au corridor Huron-Érié. (1,2,3,4,6)
14. Prévoir et évaluer les effets des changements climatiques sur les proliférations de cyanobactéries, l'hypoxie et les algues du littoral. (1,2,3,4,6)
15. Mesurer l'apport en éléments nutritifs de la rivière Niagara dans sa décharge jusqu'au lac Ontario. (1,2,3,4,6)
16. Mesurer les apports atmosphériques d'éléments nutritifs. (1,2,3,4,6)
17. Mesurer le cycle des éléments nutritifs et les flux de sédiments, ainsi que l'emmagasinement net d'éléments nutritifs dans chaque bassin. (1,2,3,4,6)

7. Références

- Baker, D.B., R. Confesor, D.E. Ewing, L.T. Johnson, J.W. Kramer, B.J. Merryfield. 2014. Phosphorus loading to Lake Erie from the Maumee, Sandusky and Cuyahoga rivers: The importance of bioavailability. *J. Great Lakes Res.* 40: 502-517.
- Bertram, P. 1993. Total phosphorus and dissolved oxygen trends in the central basin of Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 19: 224-236.
- Bierman, V.J., 1980. A Comparison of Models Developed for Phosphorus Management in the Great Lakes. *Conference on Phosphorus Management Strategies for the Great Lakes.* pp. 1-38.
- Bocaniov, S.A., R.E.H. Smith, C.M. Spillman, M.R. Hipsey, L.F. Leon 2014. The nearshore shunt and the decline of the phytoplankton spring bloom in the Laurentian Great Lakes: insights from a three-dimensional lake model. *Hydrobiol.* 731: 151-172.
- Bridgeman, T.B., J.D. Chafin, J.E. Filbrun 2013. A novel method for tracking western Lake Erie *Microcystis* blooms, 2002–2011. *J. Great Lakes Res.* 39: 83–89.
- Charlton, M.N. and J.E. Milne 2004. *Review of thirty years of changes in Lake Erie Water Quality.* NWRI Contribution # 04-167, Environment Canada.
- Chapra, S.C. and D.M. Dolan 2012. Great Lakes total phosphorus revisited: 2. Mass balance modeling. *J. Great Lakes Res.* 38: 741-754.
- Chaffin, J. D., T.B. Bridgeman, D.L. Bade, C.N. Mobilian 2014. Summer phytoplankton nutrient limitation in Maumee Bay of Lake Erie during high-flow and low-flow years. *J. Great Lakes Res.* 40:524-531.
- Chorus, I. and J. Bartram (eds.). 1999. Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. (<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/similar;jsessionid=DCB2D07A9834FFB2988DC5D143B136BF?doi=10.1.1.169.729&type=cc>).
- DePinto, J.V., T.C. Young, S.C. Martin. 1981. "Algal-availability of phosphorus in suspended sediments from Lower Great Lakes tributaries" *J. Great Lakes Res.* 7:311 325.
- DePinto, J.V. 1982. "An experimental apparatus for evaluating kinetics of available phosphorus release from aquatic particulates" *Water Research.* 6:1065 1070.
- DePinto, J.V., T.C. Young, L.M. McIlroy, 1986. Great Lakes water quality improvement. *Environ. Sci. Technol.* 20: 752-759.
- DePinto, J.V., T.C. Young, D.K. Salisbury. 1986. "Impact of phosphorus availability on modeling phytoplankton dynamics," *Dutch Hydrobiological Bulletin.* 20:225 243.
- DePinto, J.V., D. Lam, M.T. Auer, N. Burns, S.C. Chapra, M.N. Charlton, D.M. Dolan, R. Kreis, T. Howell, D. Scavia 2006. *Examination of the status of the goals of Annex 3 of the Great Lakes Water Quality Agreement.* Rockwell, D., VanBochove, E., Looby, T. (eds). pp. 1-31.
- DePinto, J.V. 2013. *Toward operational ecosystem modeling to support adaptive management in the Great Lakes.* 56th IAGLR Conference, Purdue University, IN (June 02-13, 2013).
- DiToro, D.M. and Connolly, J.P. 1980. *Mathematical Models of Water Quality in Large Lakes, Part 2: Lake Erie.* Report No. EPA-600/3-80-065, report to Large Lakes Research Station, ERL-Duluth, Grosse Ile, MI 48138.
- DiToro, D.M., Thomas, N.A., Herdendorf, C.E., Winfield, R.P., Connolly, J.P. 1987. A post audit of a Lake Erie eutrophication model. *J. Great Lakes Res.* 13: 801-825.
- Dolan, D.M., 1993, Point source loadings of phosphorus to Lake Erie, 1986-1990. *J. Great Lakes Res.* 19: 212-223.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

- Dolan, D.M., Richards, R.P., 2008. *Analysis of late 90s phosphorus loading pulse to Lake Erie*. In: Munawar, M., Heath, R. (Eds.), *Checking the Pulse of Lake Erie: Ecovision World Monograph Series, Aquatic Ecosystem Health and Management Society*, Burlington, Ontario, pp. 79–96.
- Dolan, D.M., Chapra, S.C., 2012. Great Lakes total phosphorus revisited: 1. Loading analysis and update (1994-2008). *J. Great Lakes Res.* 38 (4): 730-740.
- Downing, J.A., S.B. Watson, and E. McCauley. 2001. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1905–1908.
- Fuller, K., Shear, H, and Wittig, J. 1995. *The Great Lakes: an Environmental Atlas and Resource Book*. Government of Canada and U. S. E. P. A., Chicago.
- Hipsey, M.R., Hamilton, D.P., 2008. *Computational aquatic ecosystems dynamics model: CAEDYM v3 Science Manual*. Centre for Water Research Report, University of Western Australia.
- Hodges, B.R., Imberger, J., Saggio, A., Winters, K., 2000. Modeling basin scale waves in a stratified lake. *Limnol. Oceanogr.* 45: 1603–1620.
- International Joint Commission (2014). *A Balanced Diet for Lake Erie: Reducing Phosphorus Loadings and Harmful Algal Blooms*. Report of the Lake Erie Ecosystem Priority.
- Karatayev, A.Y., Lyubov E. Burlakova, Christopher Pennuto, Jan Ciborowski, Vadim A. Karatayev, Paul Juette, Mark Clapsadl. 2014. Twenty five years of changes in *Dreissena* spp. populations in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 40(3):550-559.
- Lam, D.C.L., Schertzer, W.M. and Fraser, A.S. 1987. A post-audit analysis of the NWRI nine-box water quality model for Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 13: 782-800.
- Lam, D.C.L., W.M. Schertzer and R.C. McCrimmon, 2002, *Modelling changes in phosphorus and dissolved oxygen pre- and post-zebra mussel arrival in Lake Erie*. NWRI Contribution No. 02-198, Environment Canada, Burlington, ON, Canada.
- Leon, L.F., Smith, R.E.H., Hipsey, M.R., Bocaniov, S.A., Higgins, S.N., Hecky, R.E., Antenucci, J.P., Imberger, J.A., Guildford, S.J., 2011. Application of a 3D hydrodynamic–biological model for seasonal and spatial dynamics of water quality and phytoplankton in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 37: 41-53.
- LimnoTech. 2010. *Development, Calibration, and Application of the Lower Maumee River – Maumee Bay Model*. Technical report prepared for the U.S. Army Corps of Engineers, Buffalo District. 113 pp. (December 30, 2010).
- LimnoTech. 2013. *An Approach for Determination of Phosphorus Objectives and Target Loads for Lake Erie*. Discussion paper prepared for Environment Canada. 50 pp.
- LimnoTech and Ecology and Environment. 2014. *Influence of Open-Lake Placement of Dredged Material on Western Lake Erie Basin Harmful Algal Blooms*. Final Technical Report for Contract No. W912P4-10-D-0002. Prepared for U.S. Army Corps of Engineers – Buffalo District. 166 pp + Appendices.
- Liu, W., Bocaniov, S.A., Lamb, K.G., Smith, R.E.H., 2014. Three dimensional modeling of the effects of changes in meteorological forcing on the thermal structure of Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2014.08.002>.
- Makarewicz, J.C. 1993. Phytoplankton biomass and its species composition in Lake Erie, 1970 to 1987. *J. Great Lakes Res.* 19: 258-274.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

- Michalak, A.M., Erik J. Anderson, Dmitry Beletsky, Steven Boland, Nate S. Bosch, Tom B. Bridgeman, Justin D. Chaffin, Kyunghwa H. Cho, Rem Confesor, Irem Daloglu, Joseph DePinto, Mary-Anne Evans, Gary L. Fahnenstiel, Lingli He, Jeff C. Ho, Liza Jenkins, Tom Johengen, Kevin C. Kuo, Elizabeth LaPorte, Xiaojian Liu, Michael McWilliams, Michael R. Moore, Derek J. Posselt, R. Peter Richards, Donald Scavia, Allison L. Steiner, Ed Verhamme, David M. Wright, and Melissa A. Zagorski. 2013. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences*. April 16, 2013. Vol. 110, No. 16, 6448-6452.
- Munawar, M. and I.F. Munawar. 1976. A lake wide study of phytoplankton and its species composition in Lake Erie, April-December, 1970. *J. Fisheries Res. Board Can.* 33(3): 581-600.
- Obenour, D.R., Gronewold, A.D., Stow, C.A., Scavia, D., 2014. Using a Bayesian hierarchical model to improve Lake Erie cyanobacteria bloom forecasts. *Water Resour. Res.* 50.
- Ohio Lake Erie Office. 1993. *State of the Lake – 1992 Governor’s Report on Lake Erie*. Ohio Lake Erie Commission, Columbus, OH.
- Oveysi, A., Rao, Y.R., Leon, L.F., Bocaniov, S.A., 2014. Three-dimensional winter modelling and the effects of ice cover on hydrodynamics, thermal structure and water quality in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2014.09.008>.
- Rucinski, D.R., Beletsky, D., DePinto, J.V., Schwab, D.J., Scavia, D., 2010. A simple 1-dimensional, climate based dissolved oxygen model for the central basin of Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 36: 465-476.
- Scavia, D., J. D. Allan, K. K. Arend, S. Bartell, D. Beletsky, N. S. Bosch, S. B. Brandt, R. D. Briland, I. Daloglu, J. V. DePinto, D. M. Dolan, M. A. Evans, T. M. Farmer, D. Goto, H. Han, T. O. Höök, R. Knight, S. A. Ludsin, D. Mason, A. M. Michalak, R. P. Richards, J. J. Roberts, D. K. Rucinski, E. Rutherford, D. J. Schwab, T. Sesterhenn, H. Zhang, Y. Zhou., 2014. Assessing and addressing the re-eutrophication of Lake Erie: Central Basin Hypoxia. *J. Great Lakes Res.* 40: 226–246.
- Scavia, D. and J.V. DePinto. 2015. *Annex 4 Ensemble Modeling Report*. Report prepared for EPA on the synthesis and application of multiple models to Lake Erie. University of Michigan Water Center and LimnoTech, Ann Arbor, MI.
- Schwab, D.J., D. Beletsky, J.V. DePinto, and D.M. Dolan. 2009. A hydrodynamic approach to modeling phosphorus distribution in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 35(1):50-60.
- Stow, C.A., Y. Cha, S.S. Qian. 2014. A Bayesian hierarchical model to guide development and evaluation of substance objectives under the 2012 GLWQA. *J. Great Lakes Res.* 40 Supplement 3: 49-55.
- Stow, C.A., Y. Cha, L.T. Johnson, R. Confesor, R.P. Richards. 2015. Long-term and seasonal trend decomposition of Maumee River nutrient inputs to western Lake Erie. *Env. Sc. & Technol.* 40: 3392-3400.
- Stumpf, R.P., T.T. Wynne, D.B. Baker, G.L. Fahnenstiel 2012. Interannual variability of cyanobacterial blooms in Lake Erie. *PLoS ONE* 7: 1-11.
- Tomlinson, L.M., M.T. Auer, H.A. Bootsma 2010. The Great Lakes *Cladophora* Model: Development and application to Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 36: 287-297.
- United States and Canada 2012. *2012 Great Lakes Water Quality Agreement*. USEPA and Environment Canada (ed). p. Annex 4. <http://www.epa.gov/glnpo/glwqa/>.
- Vallentyne, J.R., N.A. Thomas, 1978. *Fifth Year Review of Canada-United State Great Lakes Water Quality Agreement Report of Task Group III A Technical Group to Review Phosphorus Loadings*. pp. 1-100.
- Zhang, H., D.A. Culver, L. Boegman 2008. A two-dimensional ecological model of Lake Erie: Application to estimate Dreissenid impacts on large lake plankton populations. *Ecol. Model.* 214: 219-241.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Zhang, H., D.A. Culver, L. Boegman 2011. Dreissenids in Lake Erie: an algal filter or a fertilizer? *Aq. Inv.* 6 (2): 175-194.

Task Group III (J.R. Vallentyne and N.A. Thomas, co-chairs). 1978. *Fifth Year Review of Canada-U.S. Great Lakes Water Quality Agreement*. IJC-Regional Office, Windsor, Ontario.

Young, T.C. and J.V. DePinto. 1982. "Algal-availability of particulate phosphorus from diffuse and point sources in the lower Great Lakes Basin," in *Sediment/Freshwater Interaction, Proceedings of 2nd International Symposium on the Interactions Between Sediments and Freshwater*, Kingston, Ontario, June, 1981, Developments in *Hydrobiology*, V. 9, P.G. Sly (ed.), 111-119.

Zhou, Y., D.R. Obenour, D. Scavia, T.H. Johengen, A.M. Michalak 2013 Spatial and temporal trends in Lake Erie hypoxia, 1987-2007. *Env. Sci. Technol.* 47 (2), pp 899-905 Supporting Information.

8. Annexe : Sommaire d'information sur la *Cladophora*, une algue benthique qui s'étend sur le rivage des Grands Lacs, principalement dans le lac Érié

Objectifs du rapport :

Le présent rapport a été préparé à l'intention de l'équipe de travail binationale sur les éléments nutritifs et les apports des Grands Lacs visés par l'annexe 4 dans le but de fournir des renseignements généraux sur la problématique de la surabondance de l'algue *Cladophora* dans les Grands Lacs. Le rapport présente un résumé des renseignements relatifs à la récente distribution des algues, les caractères écologiques influençant sa surabondance et une brève analyse des modèles pouvant être utilisés pour prédire sa réponse aux facteurs environnementaux. L'objectif premier du document est de mettre en lumière les caractéristiques actuellement comprises de la *Cladophora*, et l'environnement dans lequel elle prolifère, en examinant principalement le lac Érié. Ces caractéristiques devront être prises en considération dans la réalisation des activités visant à :

- (1) déterminer la portée du problème d'algues nuisibles ;
- (2) prédire les réponses de la prolifération par rapport aux conditions environnementales à une échelle géographique plus étendue avec les modèles de prolifération établis pour les Grands Lacs;
- (3) cibler les fonctions d'apport qui mettent en évidence les liens entre la prolifération de la *Cladophora* et les apports de phosphore dans les terres;
- (4) déterminer la réponse adéquate pour les mesures de réduction futures.

De plus, le rapport présente les indicateurs et paramètres qui peuvent être utilisés pour mesurer l'état de la problématique relative à la *Cladophora* et suivre la réussite des mesures correctives visant à réduire l'abondance de cette algue près de la rive. À l'heure actuelle, le rapport n'a pas pour objectif de formuler des recommandations par rapport à la meilleure approche pour prédire la réponse de la prolifération de la *Cladophora* en fonction des apports environnementaux en éléments nutritifs même si, au bout du compte, il faudra le faire pour soutenir l'établissement des objectifs de concentration et des apports visés d'éléments nutritifs. L'incertitude actuelle concernant notre capacité à établir le lien entre la réponse de la prolifération de la *Cladophora* et les apports externes en éléments nutritifs exige de procéder à des discussions approfondies avec l'équipe de travail de l'annexe 4, ainsi qu'avec la communauté étendue de spécialistes dans ce domaine afin de parvenir à un consensus sur les indicateurs, les paramètres et les modèles adéquats. Les résultats de ces discussions ainsi que ceux découlant des scénarios de modélisation sont nécessaires pour formuler des recommandations précises en ce qui concerne les objectifs de concentration et les apports visés en éléments nutritifs visant à réduire la prolifération de la *Cladophora* près de la rive.

Le rapport a été préparé par Todd Howell¹, Veronique Hiriart-Baer² et David Depew².

1 - Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario; 2 - Environnement Canada

Introduction

L'annexe 4 (B. 2) de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs renouvelé en 2012 indique que la biomasse algale doit être maintenue sous un seuil de nuisance dans les Grands Lacs. Pour ce qui est des algues benthiques, la question est de savoir ce qui constitue un niveau nuisible. Les problèmes relatifs aux algues benthiques sont généralement soulevés par des plaintes formulées par le public lorsque les algues s'étendent sur la rive, ce qui se produit quand elles se détachent du lit du lac aux points de prolifération et sont transportées sur la rive. La réaction du public aux salissures marines des rives varie, mais peut être forte. Au cours des dernières années, on a observé plusieurs exemples de mesures prises par les collectivités à l'échelle régionale pour étudier et promouvoir la réduction des salissures des rives par les algues benthiques (p. ex. Auer, 2011, Bootsma et coll., 2006; LOSAAC, 2008; Great Lakes Mayors, 2009).

L'espèce responsable de la majeure partie des salissures des rives des Grands Lacs est la *Cladophora glomerata*, une algue verte filamenteuse de grande taille qui se distingue par ses cellules qui s'ancrent solidement et lui permettent de persister sur les bandes côtières riches en énergie. Les récentes observations de *Cladophora* dans les Grands Lacs sont résumées dans Auer et coll. (2010) et dans CEEGL (2014), et l'écologie de cette algue est bien documentée et examinée par Higgins et coll. (2008a), ainsi que par d'autres auteurs.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

La distribution de la *Cladophora* dans les Grands Lacs est étendue et atteint largement le rivage, où les algues prolifèrent de manière modérée ou élevée, ce qui les rend apparentes sur les lits des lacs peu profonds. Les tapis benthiques de *Cladophora* prolifèrent fortement dans le lac Ontario, à l'est du lac Érié, dans certaines zones du lac Michigan et dans des zones limitées du lac Huron et du lac Supérieur. La disponibilité du substrat solide pour la fixation des filaments limite la distribution dans certaines zones.

Le phosphore est le principal élément nutritif limitant la prolifération de la *Cladophora* dans les Grands Lacs (Auer et Canale, 1982; Higgins et coll., 2008a). La prolifération de la *Cladophora* observée près des sources ponctuelles de phosphore constitue aussi une indication convaincante pour les divers domaines d'étude (p. ex., stœchiométrie des éléments nutritifs de tissus, essais de croissance et expériences sur le terrain) qui en sont venus à la conclusion que la prolifération est limitée par le phosphore. La réduction des apports de phosphore dans les Grands Lacs dans les années 1970 et 1980 est d'ailleurs associée à une diminution de l'abondance de *Cladophora* dans le lac Ontario dans les années 1980 (Painter et Kamaitis, 1985). On soupçonne également cette réduction d'être à la base d'une diminution semblable des problèmes dans l'est du lac Érié jusqu'à la fin des années 1990.

Le niveau de rayonnement photosynthétiquement actif (RPA) qui atteint le lit du lac façonne grandement l'abondance de *Cladophora* puisque l'algue a besoin de niveaux modérés à élevés de lumière pour proliférer (Graham et coll., 1982; Lorenz et coll., 1991). Généralement, plus on s'éloigne du rivage dans les eaux profondes, moins les algues sont nombreuses; les niveaux de biomasse les plus élevés sont généralement observés à des profondeurs inférieures à 10 m. L'importance de la lumière pour la prolifération a été fermement démontrée par les conclusions indiquant que l'amélioration de la clarté des eaux à la surface de la majeure partie des Grands Lacs (à l'exception du lac Supérieur) à la suite de l'invasion par les Dreissenidés représente probablement une des causes principales de l'augmentation de la *Cladophora* depuis 1990.

Il est difficile d'établir un seuil quantitatif pour définir les « conditions problématiques » de la prolifération de cette algue sur le lit du lac, tandis qu'il est assez simple de le faire sur le plan qualitatif, pour conclure que des conditions problématiques existent lorsque les niveaux d'abondance sont élevés. Une densité de la biomasse inférieure à 50 g/m² (poids sec) a été proposée comme seuil de manifestation des conditions problématiques (Auer et coll. 2010).

D'autres éléments de la flore des algues benthiques qui sont connus pour salir les rivages ne semblent pas aussi répandus géographiquement que la *Cladophora*. En outre, la distribution des problèmes relatifs aux éléments nuisibles n'est pas aussi bien connue ni étudiée. La cyanobactérie *Lyngbya wollei* tapisse les rivages au sud du bassin ouest du lac Érié (Bridgeman et Penamon, 2010) et, plus récemment, du lac Sainte-Claire (Vijayavel et coll., 2013). L'algue verte *Chara* et les lisiers périphériques dominés par les diatomées salissent les rivages dans des régions à l'est du lac Huron (Barton et coll., 2013). Comme l'annexe 4 identifie précisément la *Cladophora* comme une macroalgue nuisible du lac Érié pour laquelle il faut établir des cibles, le texte qui suit portera sur cette espèce.

Conditions antérieures et actuelles de la *Cladophora* dans le lac Érié

La prolifération abondante de *Cladophora* menant aux salissures des rivages constitue un problème depuis des décennies pour l'est du lac Érié (Milner et Sweeney, 1982). Récemment, l'état de la *Cladophora* et d'autres algues benthiques contribuant aux niveaux nuisibles dans le lac Érié a été résumé et évalué dans le cadre de l'initiative TACLE de la Commission mixte internationale (IJC, 2013). Des renseignements sur la distribution de la *Cladophora* dans le lac Érié sont également fournis dans le rapport de la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CEEGL) de 2014 (voir indicateur *Cladophora*, 2011) et dans un rapport de situation sur les éléments nutritifs préparé pour le PAP du lac Érié (Hiriart-Baer et coll., 2008a). Peu d'études ont été réalisées sur la *Cladophora* dans les bassins central et ouest par rapport à la rive nord du bassin est, où un substrat optimal permettant la prolifération est largement réparti et où la portée des problèmes de nuisance antérieurs et actuels surpasse grandement ceux d'autres régions du lac. Les bassins ouest et central sont dominés par un substrat meuble et instable offrant un cadre limité pour la fixation des filaments, ce qui est essentiel à la prolifération de la *Cladophora*. Malgré cela, les rivages rocheux des îles du bassin ouest (p. ex. Lorenz et coll., 1991) et les structures des rivages dans l'ensemble du lac procurent un habitat dans un environnement physique qui serait autrement défavorable.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Il est possible de remonter à 1960 pour obtenir des renseignements sur les salissures de la rive nord du bassin ouest selon les descriptions présentées dans les rapports publiés par le ministère de l'Environnement de l'Ontario au début des années 1970 (OMOE, 1973). Des études importantes sur le terrain ont été réalisées au cours de la période allant du milieu des années 1970 au milieu des années 1980 par des organismes gouvernementaux et des chercheurs universitaires ainsi que par Ontario Hydro, qui était l'organisme provincial responsable de la construction d'une grande centrale thermique alimentée au charbon adjacente aux hauts fonds qui favorisent la prolifération de la *Cladophora* (Kirby et Dunford, 1981). Bien qu'il semble que le travail ait pris fin au milieu des années 1980, vraisemblablement en raison de l'observation d'une réduction du problème de salissure à la suite de la gestion des apports de phosphore dans le lac, une diminution des salissures ou de l'abondance de la *Cladophora* n'a jamais été notée. Récemment, Brooks et coll. (sous presse) ont analysé l'imagerie satellitaire Landsat antérieure pour déterminer les tendances temporelles de la distribution de la *Cladophora* dans l'ensemble des Grands Lacs. Ils ont déterminé que sa distribution avait légèrement diminué jusqu'à la fin des années 1980 pour ensuite augmenter sur le rivage du bassin est de Port Maitland (près de la rivière Grand) dans les années 1990. Une deuxième période d'étude de la *Cladophora* se prolongeant jusqu'à aujourd'hui a commencé en 1995 avec la surveillance des salissures importantes des rivages et de la prolifération abondante de la *Cladophora* dans les petits fonds, selon Howel (1998) et Higgins et coll. (2005a). La recherche et la surveillance au fil des années ont permis de confirmer les salissures par la *Cladophora* à de nombreux endroits et une prolifération de cette algue sur un substrat dur (figure 1; Depew et coll., 2011 ; Higgins et coll., 2005a ; Howell et Hobson, 2003; OMOE, 2009).

Les renseignements sur la présence de *Cladophora* sur la rive sud du bassin est sont rares. On retrouve peu de substrat dur près du rivage sud par rapport au nord (Haltuch et coll., 2000), où de vastes hauts fonds dans le lit du lac sont répartis entre l'ouverture de la rivière Niagara et l'est de la pointe Long, sur une distance d'environ 110 km de rivage. Shear et Konasewich (1975) et Mantai et coll. (1982) font peu référence à l'importance des occurrences de la *Cladophora* sur la rive sud, tandis que les études récentes (de 2009 à 2012) réalisées par le Chris Pennuto Buffalo State College (communications personnelles) ont observé la présence de cette algue sur des sites du rivage, ainsi que les conditions de qualité de l'eau et biologiques qui favorisent la prolifération de l'espèce. Dans ces études récentes, la *Cladophora* a été détectée dans plusieurs sites des bassins est et central qui atteignent des profondeurs maximales de 10 m.

Tendances de prolifération de la *Cladophora*

Une tendance typique de prolifération de la *Cladophora* dans l'est du lac Érié consiste en une accumulation rapide de biomasse au cours d'une période de quelques semaines au début de l'été, à la suite d'une élévation des températures de l'eau. Les niveaux élevés de biomasse peuvent se poursuivre pendant un certain temps mais, souvent, l'accumulation initiale est suivie d'une diminution rapide (envasement) (voir Higgins et coll., 2006). En comparaison, les niveaux faibles de biomasse persistent généralement durant le reste de l'été, et ce, jusqu'à l'automne. La tendance est semblable dans le lac Ontario, sauf qu'il peut ne pas y avoir d'envasement distinct, mais une perte plus progressive de biomasse après l'augmentation. Les tendances saisonnières de la biomasse mentionnées par Tomlinson et coll. (2010) dans des sites du lac Huron et du lac Michigan indiquent des ressemblances dans les niveaux de biomasse pendant des périodes de l'été. La biomasse de *Cladophora* mesurée dans le lit du lac comme indicateur de croissance peut être biaisée en raison de la perte possible de biomasse causée par le détachement continu de filaments du lit du lac ou au cours de phénomènes catastrophiques. Il existe peu de mesures directes du processus d'envasement, ce qui rend difficile d'établir le niveau auquel la biomasse observée biaise l'interprétation de la prolifération cumulative dans une région.

Les études qui rendent compte des changements dans la biomasse de surface au cours des cycles annuels de prolifération (p. ex. Neil et Jackson, 1982; Higgins et coll., 2005a; Malkin et coll., 2008) démontrent la sensibilité possible des mesures de la biomasse. Les moments choisis pour effectuer la collecte de données sur les maximums de prolifération annuels auront un effet sur les comparaisons d'une année à l'autre à moins que les maximums annuels de la biomasse soient comparés. Pour ce faire, il faut réaliser des mesures répétées de la biomasse ciblant la période de prolifération maximale prévue.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Modélisation de la prolifération de la *Cladophora* : élaboration, révision et mise en application du modèle

Canale et Auer (1982) ont mis au point un modèle mathématique fondé sur les premiers principes établis dans les années 1970 pour caractériser la réponse de la prolifération de la *Cladophora* aux mesures de contrôle environnemental, c.-à-d. la présence de lumière, les concentrations de phosphore et la température. À son niveau le plus élémentaire, le modèle prédit que le taux de prolifération spécifique quotidien (μ ; dS) est établi selon la formule :

$$\mu = (GPP - R - S) * X \quad (1)$$

où GPP représente la production primaire spécifique quotidienne (d-1), R représente les pertes respiratoires spécifiques quotidiennes (d-1), S représente le détachement ou les pertes physiques quotidiennes (d-1), et X représentent la biomasse fixée (g/m^2). Chacune de ces quantités provient d'une série d'équations, et le modèle n'exige qu'un faible nombre de variables d'entrée : température de l'eau, disponibilité du RPA et du phosphore réactif soluble (PRS; ou phosphore tissulaire; QP). Une description complète du modèle et de ses diverses formules peut être trouvée dans Canale et Auer (1982) et dans les documents connexes.

La mise en application initiale du modèle de Canale et Auer a permis de prédire une réduction de la biomasse et de la prolifération de *Cladophora* en réaction aux réductions du phosphore à la source ponctuelle de Harbor Beach, au lac Huron (Canale et Auer, 1982). Au cours des dernières années, le modèle a subi plusieurs modifications et révisions, et a été rebaptisé « modèle de prolifération de la *Cladophora* » (CGM; Higgins et coll., 2005), puis « modèle de la *Cladophora* des Grands Lacs » (GLCM; Tomlinson et coll., 2010). Les révisions apportées au modèle sont présentées en détail par Higgins et coll. (2005b) et Tomlinson et coll. (2010). Ces modèles révisés ont été utilisés principalement pour évaluer les changements de la dynamique de prolifération de la *Cladophora* dans les Grands Lacs au cours de la période suivant l'invasion par les Dreissenidés (Higgins et coll., 2006; 2012, Malkin et coll., 2008; Tomlinson et coll., 2010). Un bref aperçu de ces efforts est présenté ci-dessous.

Lac Érié (bassin est)

Higgins et coll. (2005b) ont étalonné le modèle CGM en fonction d'un ensemble de sites du lac Érié et (2006) ont évalué la sensibilité du modèle aux changements dans la concentration de PRS, à la réduction de la lumière et à la température au moyen des données recueillies en 2002. Dans l'ensemble des sites, la variation naturelle du RPA dans la colonne d'eau (0,36-0,71 m^{-1}) a induit des changements considérables dans la biomasse intégrée en profondeur. Il a été déterminé que les variations de PRS parmi les sites, particulièrement au cours de la période de prolifération rapide, avaient les effets les plus considérables sur la biomasse intégrée en profondeur résultant en une différence pouvant atteindre un facteur de 3,5 entre les sites. Les différences dans la température de l'eau ont peu contribué aux différences dans la biomasse intégrée en profondeur même si la température a réellement eu un effet sur le cycle saisonnier des tendances de prolifération.

Lac Ontario (bassin ouest)

Malkin et coll. (2008) ont étalonné le modèle CGM en fonction d'un site longeant une partie fortement urbanisée de la rive ouest du lac Ontario. Le modèle a produit des valeurs de prévision supérieures aux observations de la biomasse cumulative et fixée lorsque les mesures bimensuelles du PRS étaient utilisées comme données d'entrée. En utilisant le phosphore tissulaire (QP), toutefois, le modèle a permis de mieux surveiller la dynamique de prolifération observée. Malkin et coll. (2008) ont avancé que les processus de pertes (principalement les pertes respiratoires) pourraient être sous-estimés en fonction de la dynamique de prolifération en l'absence de pertes catastrophiques par détachement causées par les vents et les vagues. Les simulations rétrospectives utilisant des mesures antérieures de QP et la réduction de la lumière prévue ont permis d'établir que la biomasse cumulative et fixée en 1972 et en 1983 (avant les années d'invasion par les Dreissenidés) était de 2,0 à 2,7 fois plus élevée et de 1,4 à 1,6 fois plus élevée que les mesures prises en 2004 et 2005. Comme pour Higgins et coll. (2006), les légères différences dans la température de l'eau ont engendré des changements moindres dans la biomasse cumulative et fixée.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Lac Ontario (plusieurs sites)

Higgins et coll. (2012) ont utilisé le modèle CGM pour modéliser la prolifération de la *Cladophora* dans plusieurs sites du lac Ontario en 2008. Une pénétration accrue de lumière dans les sites caractérisés par des concentrations de PRS inférieures à 0,5 µg/L a permis d'augmenter de deux fois la biomasse, et a principalement eu pour effet d'accroître la prolifération dans les eaux profondes (à plus de 4 mètres). La production du modèle dans les petites profondeurs n'a relativement pas changé, ce qui indique la prépondérance du phosphore plutôt que de la limitation de la lumière. La variation de la température de l'eau entre les sites (de -2,5 °C à + 2,5 °C) n'a pas eu d'effet considérable sur la biomasse intégrée en profondeur, mais de légères hausses du PRS (+ 0,5 µg/L) ont suffi à augmenter la biomasse intégrée en profondeur ainsi que la distribution en profondeur de la biomasse. Comme pour Malkin et coll. (2008), le modèle CGM a permis de produire des valeurs de prévision jusqu'à 8 fois supérieures aux observations lorsqu'une concentration médiane périodique de PRS était utilisée comme variable de forçage. Les résultats de la modélisation fondée sur le QP ont donné des prévisions très améliorées qui ont permis de mieux surveiller la biomasse observée.

Lac Michigan (près de Milwaukee)

Tomlinson et coll. (2010) ont peaufiné le modèle de Canale et Auer (1982) pour concevoir le modèle de la *Cladophora* dans les Grands Lacs (GLCM), puis ils ont procédé à un réétalonnage au moyen des données d'origine de Harbour Beach (lac Huron). Ils ont aussi étalonné le modèle en fonction de données plus récentes obtenues au lac Michigan. Tomlinson et coll. (2010) ont signalé une amélioration par rapport au modèle original de Canale et Auer (1982) (mesurée par une réduction de l'écart moyen quadratique [EMQ]) pour l'ensemble des données de Harbour Beach pour 1979, ainsi qu'une bonne performance à un site plus profond du lac Michigan (Atwater Beach, 9 m de profondeur) où le PRS n'a relativement pas varié dans le domaine de modélisation. Tomlinson et coll. (2010) ont signalé que les concentrations périodiques moyennes de PRS de 1979 ne tenaient pas compte de l'hétérogénéité spatiale dans les sites peu profonds qui avaient été touchés par les décharges provenant des usines de traitement des eaux usées.

Résumé des efforts de modélisation

Les conclusions générales de ces récentes activités de modélisation indiquent que, même si les concentrations de PRS dans les colonnes d'eau ont généralement diminué depuis les années 1970 et 1980, la pénétration accrue de lumière (et une zone de substrat solide) dans la période suivant l'envahissement par les Dreissenidés a haussé la quantité des milieux propices à la *Cladophora* par rapport à la période précédant cet envahissement. Selon les résultats du modèle, il s'agirait de l'explication la plus parcimonieuse de l'augmentation manifeste dans la biomasse fixée de *Cladophora* et des salissures des rivages observées depuis le milieu des années 1990 (Auer et coll., 2010). Bien que les changements dans la pénétration de la lumière soient généralement attribués aux effets de la rétention des particules par les Dreissenidés, les contributions relatives des moules et d'autres facteurs qui agissent sur la clarté de l'eau, comme une concentration réduite en phosphore, la présence de merlan et le brotage du zooplancton, ne peuvent être définies pour l'instant. Néanmoins, les modèles s'accordent généralement pour indiquer que la prolifération actuelle de la *Cladophora* le long des rivages touchés se caractérise par une réduction très modérée de la biomasse totale cumulative et intégrée en profondeur par rapport à celle observée (et prévue) pour les années 1970 et 1980, mais s'étend plus en profondeur (et probablement sur plus grande superficie) dans les lacs.

Le CGM et le GLCM sont des modèles exigeant beaucoup de données

Bien que le CGM et le GLCM ne nécessitent que quelques variables de forçage (RPA, température de l'eau et mesures du PRS et/ou du QP), la nature très hétérogène des propriétés physiques, optiques et chimiques (et peut-être biologiques) des zones littorales des Grands Lacs pose des difficultés pour la modélisation aux échelles locale et régionale. Selon la documentation, la performance du CGM et du GLCM est considérablement réduite lorsque les variables de forçage les plus sensibles (PRS et lumière) ne sont pas caractérisées adéquatement (Tomlinson et coll., 2010; Higgins et coll., 2012), et l'application des modèles aux milieux qui connaissent une variabilité considérable de la lumière, des éléments nutritifs et des perturbations (c.-à-d. près des affluents principaux, de diffuseurs) sans données adéquates ne permet pas de produire des résultats de valeur.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Une approche est en cours en vue de combler cette lacune, par l'intégration du CGM (ou du GLCM) à des modèles hydrodynamiques 3D plus complexes visant l'ensemble du lac comme l'Estuary and Lake Computer Model (ELCOM) associé au Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model (CAYDEM) et d'autres formules. Ces modèles 3D ont démontré une capacité à simuler la variabilité spatiale et temporelle des principales variables de forçage nécessaires pour décrire la lumière, les éléments nutritifs, la température et les perturbations à grande échelle (2 km) et à petite échelle (centaines de mètres) dans le lac Érié et ailleurs (Leon et coll., 2005, 2011, 2012; Schwab et coll., 2009). Le potentiel de ces modèles à surmonter ces limites relatives aux données brutes est impressionnant, et doit être analysé en détail. Des mises à jour récentes à la formule de l'ELCOM/CAYDEM pour le lac Érié comprennent des modules pour le CGM et une composante relative aux moules de la famille des Dreissenidés (Luis Leon, Environnement Canada, communication personnelle). Toutefois, la réussite de ces approches de modélisation relèvera finalement de leur capacité à simuler adéquatement tous les processus pertinents (biologiques et physiques) qui sont importants pour structurer le milieu de prolifération de la *Cladophora*. Les résultats initiaux, quoiqu'encourageants, indiquent qu'il faut travailler davantage pour paramétrer les processus importants en ce qui a trait aux propriétés optiques et à la dynamique des éléments nutritifs avant de pouvoir utiliser ces approches de modélisation dans l'objectif d'évaluer efficacement les réponses aux scénarios de gestion du phosphore (Luis Leon, Environnement Canada, communication personnelle). Le travail continu d'évaluation du régime du phosphore près du lit du lac à proximité de la *Cladophora*, ainsi que les efforts visant à mettre au point un paramètre de flux du phosphore dans le lit du lac et à intégrer celui-ci aux modèles relatifs à la qualité de l'eau (p. ex. Bocaniov et coll., 2013) ou au modèle de prolifération de la *Cladophora* (voir LimnoTech, 2013) peuvent favoriser une meilleure compréhension et la performance des modèles.

Le PRS comme intrant dans la modélisation des systèmes oligotrophes dominés par les Dreissenidés

Les régions des Grands Lacs qui connaissent les pires salissures de leurs rivages et une forte prolifération de *Cladophora* sont généralement des régions où les eaux sont oligotrophes et méso-oligotrophes et colonisées par des Dreissenidés. Les concentrations généralement faibles de PRS dans ces milieux biologiquement actifs à faible teneur en phosphore soulèvent des questions pratiques et conceptuelles quant à l'utilisation du PRS pour représenter le phosphore biodisponible pour la prolifération de la *Cladophora*.

Il est instructif de reconnaître que les modèles relatifs à la *Cladophora* indiquent que les concentrations environnementales pertinentes de PRS pour la *Cladophora* ne sont que de quelques $\mu\text{g/L}$, et les concentrations de PRS qui sont censées permettre de parvenir à une réduction des proliférations nuisibles de cette algue sont inférieures à $1 \mu\text{g/L}$ (Tomlinson et coll., 2010). Même avec d'excellentes limites de détection des méthodes ($\sim 0,5 \mu\text{g/L}$), compte tenu de la sensibilité démontrée du CGM et du GLCM aux légers changements comparables de PRS (Higgins et coll., 2005b, 2012; Tomlinson et coll., 2010), de petites erreurs ou biais analytiques peuvent néanmoins mener à des résultats très importants et potentiellement trompeurs. L'utilisation de méthodes de dialyse et le respect des pratiques exemplaires en matière de traitement des échantillons de PRS et de protocoles de laboratoires doivent fournir des mesures qui peuvent résoudre les incertitudes et les valeurs de ce type de phosphore potentiellement problématiques au moyen de l'interprétation analytique des données.

Le PRS, comme il est actuellement mesuré et utilisé dans les modèles, est généralement censé correspondre au phosphore disponible qui, à son tour, est considéré comme entièrement composé d'orthophosphate ($\text{PO}_4\text{-3}$). Il est bien connu que la méthode colorimétrique classique relative au PRS (Murphy et Riley, 1962) surestime les concentrations de $\text{PO}_4\text{-3}$ dans les lacs contenant peu de phosphore (p. ex. Hudson et coll., 2000), y compris les Grands Lacs (Martin, 2010). Bien que les modèles de prolifération de la *Cladophora* se fondent largement sur le PRS, on ne sait actuellement pas si ce paramètre, tel qu'il est normalement mesuré dans les milieux littoraux des Grands Lacs, est la mesure appropriée pour le $\text{PO}_4\text{-3}$. Les méthodes analytiques de rechange comme les techniques de marquage (Hudson et coll., 2000), la chromatographie sur colonne (Taylor, 2010) ou les méthodes de préconcentration (p. ex. MAGIC; Anagnostou et Sherrell, 2008), ne sont pas assez simples pour le type d'application de routine nécessaire à la surveillance périodique des concentrations environnementales.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Une autre incertitude relative à la dynamique du PRS dans un système dominé par les Dreissenidés se rapporte au fait que la mesure du PRS dans la colonne d'eau (telle qu'effectuée dans le cadre des programmes d'échantillonnage les plus classiques) pourrait ne pas représenter une mesure adéquate de la disponibilité du phosphore pour la *Cladophora*. Des études récentes dans les lacs Michigan et Ontario ont documenté la formation d'une couche limite de concentration de PRS à une profondeur de 15 à 35 cm du fond du lac. Les concentrations de PRS dans cette couche peuvent être de 2 à 8 fois plus élevées que les concentrations mesurées à des profondeurs de 1 à 2 m du fond (Dayton et coll., 2014; Martin, 2010). Dayton et coll. (2014) avancent que les moules, même à des densités modérées, peuvent entraîner un enrichissement en phosphore considérable dans la couche située près du fond, à des intervalles d'une durée suffisante pour fournir assez de phosphore pour répondre aux besoins de la *Cladophora* et favoriser sa prolifération. Dayton et coll. (2014) avancent également que ces couches limites sont érodées lorsque la hauteur des vagues dépasse un seuil critique (environ 0,15 m). On ne sait pas encore avec certitude si ces conditions se forment ou non à des intervalles suffisants pour fournir assez de phosphore à la *Cladophora* ou si elles peuvent se former dans les eaux peu profondes (c.-à-d. à moins de 8 m de profondeur). Toutefois, ces observations laissent croire que les programmes d'échantillonnage classiques ne caractérisent probablement pas suffisamment le phosphore auquel la *Cladophora* est maintenant exposée. Heureusement, les modèles permettent l'utilisation du phosphore tissulaire (QP), qui peut fournir une meilleure approximation du phosphore disponible pour la *Cladophora* dans le benthos qu'une mesure ponctuelle du PRS pouvant ou non représenter les concentrations réelles à proximité du benthos. On ne sait pas si la performance comparativement plus faible du CGM dans le lac Ontario (Malkin et coll., 2008; Higgins et coll., 2012) lorsque les concentrations de PRS sont utilisées comme données d'entrée représente en partie un tel phénomène. Une comparaison des concentrations de phosphore près du fond et du QP avec une courbe de l'abondance des Dreissenidés pourrait s'avérer utile pour résoudre cette question.

Il importe de continuer à améliorer la compréhension des concentrations de PRS à proximité de la *Cladophora*, puisque les concentrations à des profondeurs d'échantillonnage normales (c.-à-d. à plus de 1 m du lit) peuvent différer de celle qui sont prises à la surface des filaments algaux. Cela signifie qu'il faut recourir à des méthodes d'enquête spécialisées, ce qui devrait toutefois être possible au moyen de la technologie existante.

Le rôle du phosphore organique dissous, une question peu examinée, constitue une autre incertitude concernant les apports en phosphore. De nombreuses algues d'eau douce (phytoplancton *et* algues benthiques) produisent des enzymes (phosphatase alcaline [PA]) qui séparent le phosphate des substrats de phosphore organique. Young et coll. (2010) ont déterminé que l'activité de la PA n'était pas complètement inhibée par la *Cladophora* fraîche dans le lac Michigan, même lorsqu'elle était exposée à des pointes élevées de PO_4 ($> 30 \mu\text{g/L}$) pendant plus de 10 jours. Young et coll. (2010) avancent que l'adaptation évolutionnaire aux conditions faibles en phosphore a donné lieu à la composante de l'activité de la PA, et que l'utilisation de phosphore organique dissous pourrait être importante durant certaines périodes de l'année et devrait faire l'objet d'une évaluation.

Les processus de perte (détachement) sont utiles pour prédire la prolifération, mais sont difficiles à quantifier

Les taux de détachement algal ont été désignés comme l'un des paramètres les plus difficiles à quantifier avec précision dans les modèles (Canale et Auer, 1982). L'effet le plus évident du détachement se manifeste sous la forme de salissures des plages et des rivages, mais il importe d'établir une caractérisation adéquate pour évaluer l'utilité des modèles de prolifération, particulièrement lorsque l'étalonnage et la validation entrent en jeu. Malkin et coll. (2008) ont constaté une différence accrue entre les données de modélisation et d'observation en l'absence de détachement catastrophique, ce qui signifie soit que la production a été surestimée, soit que les pertes respiratoires ont été sous-estimées. De plus, on a observé que la compétence photosynthétique de la *Cladophora* se rétablissait rapidement après le détachement (Higgins et coll., 2008b); la possibilité de prolifération d'autres cohortes (et par conséquent d'autres salissures) pourrait donc être sous-estimée. De plus, on ne dispose pratiquement d'aucun renseignement sur le devenir des *Cladophora* détachées qui n'atteignent pas les plages ou les rivages; c'est pourquoi l'importance écologique des processus de perte et de la reprise de la prolifération ne peut être entièrement évaluée pour l'instant.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Jusqu'ici, on a modélisé le détachement algal en fonction d'un mécanisme de déclenchement, qui peut se fonder sur l'équilibre métabolique à la base des filaments (Higgins et coll., 2008b), la température de l'eau (Canale et Auer, 1982) ou les perturbations physiques (Malkin et coll., 2008; Tomlinson et coll., 2010). Divers niveaux de concordance entre les résultats modélisés et les données observées ont été constatés lorsque ces mécanismes étaient utilisés, mais aucun d'entre eux n'a été universellement accepté ou adopté, quoique, de manière générale, on convienne que les pertes les plus catastrophiques sont causées par les vents violents et les vagues (Malkin et coll., 2008; Higgins et coll., 2005b). Ce processus se produit généralement au milieu de l'été, lorsque la biomasse accrue jette une ombre sur les cellules à la base du tapis algal, et que les pertes respiratoires surpassent la production photosynthétique. Des chutes importantes de la photosynthèse oxygénique combinées à des températures élevées peuvent altérer le transport d'électrons dépendant de l'oxygène, nécessaire à l'intégrité métabolique (Parr et coll., 2002).

L'écoulement des eaux oxygénées dans le tapis algal peut être entravé par la biomasse algale accumulée (des coefficients d'atténuation entre 0,29 et 0,96 par mm ont été mesurés pour *Ulothrix*; Dodds et Biggs, 2002), et la consommation d'oxygène par les *Dreissenidés* (Davies et Hecky, 2005; Turner, 2010) peut aggraver la carence en oxygène. Cela expliquerait le rétablissement rapide de la compétence photosynthétique des algues après le détachement, même si la température de l'eau demeure élevée (Higgins et coll., 2008b).

État des facteurs environnementaux liés à la *Cladophora* dans l'est du lac Érié

Le régime du phosphore dans les eaux extracôticières du bassin est bien documenté et régulièrement examiné par des programmes de surveillance mis en œuvre par des organismes fédéraux du Canada et des États-Unis, mais la surveillance est moindre dans les zones littorales. Un résumé des récentes tendances relatives aux concentrations de phosphore total selon la surveillance assurée par le gouvernement fédéral est présenté dans CEEGL (2014) et Hiriart-Baer et coll. (2008). Les concentrations printanières ont fluctué autour de l'objectif de 10 µg/L pour le bassin, tandis que les concentrations estivales sont inférieures, et aucune tendance n'a été établie au cours des 10 dernières années. Les concentrations printanières médianes de PRS relevées au cours des 10 dernières années aux sites extracôtiers (jusqu'en 2012) ont varié entre des valeurs dépassement légèrement le point de détection et de près de 10 µg/L. Cependant, depuis 2008, elles ont été inférieures à 3 µg/L (données présentées par Dove et Chapra).

Le régime d'éclairage de la rive nord peut considérablement varier selon la région et au cours d'une même année ou d'une année à l'autre, ce qui rend difficile l'interprétation des modèles de prolifération de la *Cladophora*. Les prévisions de la prolifération issues des modèles de Higgins et coll. (2005a, 2006) et d'Auer et coll. (2010) pour le bassin est en fonction des changements dans le régime d'éclairage à la suite de la colonisation par les *Dreissenidés* en 1991 laissent croire que la distribution en profondeur de la *Cladophora* et la production saisonnière de la biomasse ont augmenté, en raison de l'éclairage accru du lit du lac. Nichols et coll. (1993), Depew et coll. (2006), North et coll. (2012), Howell et coll. (1996) présentent des données appuyant l'hypothèse du dégagement de la colonne d'eau après la colonisation par les *Dreissenidés*, sous forme de niveaux réduits de phytoplancton près des rivages du bassin. Néanmoins, les périodes de forte turbidité et de pénétration réduite de la lumière dans le lit du lac sont fréquentes près des rivages du bassin est (Higgins et coll., 2005a; Howell et Hobson, 2003).

Les perturbations physiques du lit du lac et du rivage, ainsi que les rejets d'eaux turbides provenant des affluents, ont pour effet de réduire la pénétration du RPA dans le lit du lac. La mesure dans laquelle les facteurs locaux agissant sur le régime d'éclairage modifient la distribution de la biomasse et la productivité d'une région à l'autre et d'une année à l'autre est incertaine. Compte tenu des besoins en lumière de la *Cladophora* et de la modélisation antérieure de la prolifération dans le bassin est (Higgins et coll., 2006; Auer et coll., 2010), il est probable que la variation du régime d'éclairage constitue un facteur de modification de la manière dont le régime des éléments nutritifs régit la biomasse de *Cladophora* qui se développe dans une zone ou une année donnée.

L'abondance de substrat dur dans le bassin est a contribué à l'abondance des *Dreissenidés* (pratiquement toutes les moules quagga) qui coexistent avec la *Cladophora*. Patterson et coll. (2005) présentent des rapports de la distribution des *Dreissenidés* dans le bassin est depuis 2002. L'envahissement ultérieur par les gobies arrondis, qui se nourrissent des petits *Dreissenidés*, serait à l'origine de la baisse de l'abondance des moules (Barton et coll., 2005). Cependant, les *Dreissenidés* demeurent très abondants et largement répartis sur le substrat dur du littoral. En 2010, les densités de *Dreissenidés* se situaient entre 1 000 et 3 500 individus par m² à 11 des 20 sites examinés entre l'embouchure de la rivière Grand et Port Colborne (OMOE, données inédites).

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

La qualité de l'eau varie dans les profondeurs favorisant une prolifération optimale de la *Cladophora* sur la rive nord, en raison des rejets des affluents et du ruissellement. La rivière Grand est l'affluent le plus important du bassin est, avec un bassin versant d'une superficie de quelque 7 000 km², et rejette des eaux enrichies d'éléments nutritifs qui se mélangent à l'eau du lac dans une grande zone d'habitat de la *Cladophora*. Les caractéristiques de qualité de l'eau, d'hydrologie et d'utilisation des terres de la rivière sont documentées dans un rapport récemment publié par la Grand River Conservation Authority (GRCA) (ébauche, 2013). Les concentrations médianes de phosphore total dans les rivières surveillées de 2002 à 2011 à Dunnville, juste au-dessus de la zone d'effet de lac, étaient légèrement supérieures à 100 µg/L pour les périodes du printemps et de l'été. MacDougall et Ryan (2012) fournissent des renseignements sur la qualité de l'eau, l'état trophique et les caractéristiques biologiques du cours inférieur de la rivière Grand, y compris près du point de confluence avec le lac, obtenus au cours de relevés réalisés en 2003 et 2004. L'eau rejetée dans le lac peut être caractérisée comme eutrophe, selon les résultats de la station la plus proche du lac (moyenne de PT de 90 à 100 µg/L; chlorophylle a de 20 à 30 µg/L; total des solides en suspension de 25 à 30 mg/L). Toutefois, les concentrations de PRS dans le cours inférieur de la rivière Grand ne sont pas bien décrites pour chaque saison ou d'une année à l'autre. On s'attend à ce que les études entreprises par Environnement Canada présentent une meilleure caractérisation du PRS dans le cours inférieur de la rivière.

Malgré les activités actuelles et passées de surveillance et de recherche sur la qualité de l'eau près des rivages, l'ampleur de l'influence de la rivière sur les zones littorales demeure vague. Les concentrations de phosphore total à une prise d'eau potable située près de l'embouchure de la rivière ont été relevées par Nichols et coll. (2001) jusqu'en 1999. He et coll. (2006) ont documenté une grande zone de mélange à l'embouchure de la rivière, dirigée par les courants littoraux. Parfois, les effets des rejets fluviaux sur la qualité de l'eau peuvent être décelés à plus de 10 km à l'est de l'embouchure de la rivière (Howell et Hobson, 2003). Nicholls et coll. (1983) ont examiné l'influence de la rivière Grand sur le phytoplancton des zones littorales en 1979, et ont constaté que, au cours de l'été, les effets s'étaient limités à une distance de 5 à 10 km de l'embouchure de la rivière, ce qui se rapproche des conclusions de Painter et McCabe (1987).

D'autres affluents de la rive nord sont relativement petits, et il est difficile d'établir l'ampleur de leurs effets sur le régime des éléments nutritifs près du rivage. Après la rivière Grand, les affluents les plus importants se déversant dans des zones où le lit du lac est rocheux sont le ruisseau Lynn (288 km²), le ruisseau Nanticoke (180 km²) et le ruisseau Sandusk (158 km²). On a observé des déversements provenant des ruisseaux Nanticoke et Sandusk qui agissaient sur la qualité de l'eau du lac, dans des zones d'habitat de la *Cladophora* et à des endroits où les salissures du rivage sont récurrentes (OMOE, données inédites).

Gestion du phosphore comme outil de lutte contre la *Cladophora*

L'importance relative des voies par lesquelles le phosphore atteint la *Cladophora* à partir de diverses sources terrestres, particulièrement les rivages aménagés, demeure une question difficile dont dépend l'approche de gestion du phosphore. La question peut être représentée comme un gradient mettant en relation les diverses sources. D'un côté de ce gradient, le phosphore dans la colonne d'eau du sous-bassin du lac fournit la majorité du phosphore utilisé pour la prolifération, et le phosphore dont se sert la *Cladophora* est constamment renouvelé par la circulation du lac. De l'autre côté du gradient, le phosphore fourni par les apports locaux aux rivages enrichit les concentrations de phosphore dans les zones de mélange, et ces sources sont à la base de la majeure partie de la prolifération de la *Cladophora*.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Il s'est avéré étonnamment difficile d'établir une distinction entre les influences relatives sur les apports en phosphore permettant la prolifération de la *Cladophora* à un point donné de la rive, et des études récentes ont donné lieu à des interprétations différentes. Dans une série d'études réalisées sur la zone littorale d'Oakville du lac Ontario, Hecky et coll. (2007) avancent que l'apport local en phosphore provenant des terres ne suffisait pas à expliquer les niveaux observés de *Cladophora* dans la zone étudiée, et ont déduit que la prolifération de cette algue était, dans une large mesure, soutenue par les concentrations de phosphore circulant dans la zone côtière. Ces résultats correspondent aux observations de Bootsma et coll. (2006) qui ont réalisé des études sur le littoral du lac Michigan, du côté de Milwaukee. De même, Depew et coll. (2011) ont avancé que l'enrichissement local de l'apport en phosphore semblait moins susceptible de soutenir l'abondance de la *Cladophora* que l'abondance des Dreissenidés, statistiquement beaucoup plus liée à l'abondance de la *Cladophora* dans les sites des lacs Ontario, Érié et Huron. D'autre part, Higgins et coll. (2012) expliquent que les différences régionales dans la biomasse de la *Cladophora* du lac Ontario étaient attribuables aux concentrations plus élevées de phosphore dans la région urbaine du lac à l'étude, tandis qu'Auer (2011) avance que les apports de phosphore provenant de l'exutoire d'une usine de traitement des eaux usées constituent probablement un facteur important de l'abondance de la *Cladophora* sur les rivages du lac Ontario du côté d'Ajax. Il est évident que le niveau auquel il faudra prendre des mesures propres aux sites pour gérer le phosphore dépendra de la pertinence du régime du phosphore des sites par rapport à celui du bassin du lac où il y a prolifération. De même, la mesure dans laquelle la modélisation de la *Cladophora* est prise en charge de la meilleure façon pour soutenir la gestion du phosphore dépendra de la résolution de cette question.

Trois modes interactifs et généralisés de l'apport en phosphore pour la *Cladophora* seront importants pour l'interprétation des conditions de la prolifération :

- (1) les concentrations du phosphore biodisponible dans la colonne d'eau en fonction de l'état trophique du sous-bassin du lac et des modes de circulation côtière;
- (2) les concentrations de phosphore biodisponible dans la colonne d'eau en fonction des apports locaux et régionaux près de la rive et des modes de circulation côtière et extracôtière;
- (3) l'enrichissement de la concentration de phosphore biodisponible près du lit du lac à partir de l'écoulement en provenance du lit, en fonction de la couverture biologique et de la circulation près du lit (et en fonction des effets directs ou indirects des points 1 et 2).

Si le mode 1 est dominant

Le mode 1 serait le plus simple à évaluer, car il correspond à l'approche antérieure de gestion du phosphore dans les Grands Lacs et peut être prédit à partir des apports de phosphore à l'échelle du bassin. Comme il a été indiqué précédemment, les efforts de modélisation visant à prédire la prolifération de la *Cladophora* s'appuient sur les concentrations de PRS. La prévision de la dynamique des concentrations de PRS dans le sous-bassin, en fonction des concentrations futures qui seront inférieures aux niveaux actuels dans les eaux oligotrophes où la *Cladophora* prolifère, exigera une attention particulière sur le plan de l'évaluation des modèles.

Une approche de la gestion de la *Cladophora* fondée sur la modélisation des concentrations de PRS à l'échelle des sous bassins à partir des apports à l'échelle des bassins ou du lac pourrait fonctionner si les trois principes suivants sont respectés : 1) la partie la plus importante de la prolifération totale est alimentée par le phosphore provenant de la colonne des eaux libres du lac et, finalement, des eaux extracôtières du bassin; 2) les concentrations en PRS de la colonne d'eau dans la zone de prolifération de la *Cladophora* reflètent celles de la zone d'épilimnion la plus importante du lac; 3) les changements dans les concentrations de PRS dans la plage pertinente pour le bassin est et la prolifération de la *Cladophora* peuvent être mesurés et modélisés de manière fiable d'après les apports de phosphore intégrés au lac ou au bassin est. Si ces principes sont respectés, les modèles existants relatifs à la *Cladophora* peuvent probablement être utilisés pour prédire la prolifération, l'accumulation de la biomasse et le potentiel de salissures des rivages en fonction des estimations du PRS à l'échelle du bassin pendant la période de prolifération (soutenues par les estimations des concentrations de PRS provenant des modèles d'apport à l'échelle du bassin ou du lac), prédites d'après les apports de phosphore dans le bassin ou le lac.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Si le mode 2 est dominant ou important

Une certaine partie de la prolifération de la *Cladophora* sera alimentée par les apports de phosphore à proximité des sites où l'algue prolifère et est exposée à des concentrations localement élevées, dans des zones de mélange des rejets d'affluents. Le principe selon lequel les gradients de concentrations dans ces zones peuvent accroître les taux de prolifération est bien établi (voir Tomlinson et coll., 2010). Des études axées sur des zones particulières ont examiné l'incidence des conditions locales sur la *Cladophora* (p. ex., Neil et Jackson, 1982), et ont démontré le potentiel des conditions locales d'aggraver la prolifération de la *Cladophora* ainsi que les salissures des rivages.

L'importance globale de la réponse de la prolifération aux conditions locales par rapport à la prolifération du mode 1 influencera vraisemblablement l'approche de gestion. Si une partie considérable de la prolifération de la *Cladophora* dans le bassin est du lac Érié dépend du phosphore provenant de zones de mélange locales, cet aspect de l'apport en phosphore devra alors être déterminé et inclus dans la modélisation de la prolifération. La mesure dans laquelle la prolifération du mode 2 est importante n'est pas bien comprise, et le régime du phosphore près des rivages en fonction des apports de la côte n'est pas bien décrit. La vaste répartition de la *Cladophora* le long de la rive nord évoque une importance majeure de l'apport en phosphore du bassin; toutefois, il se trouve certaines zones où des rejets agissent sur les concentrations littorales, qui peuvent avoir un effet sur la prolifération de la *Cladophora* à l'échelle locale. Compte tenu des études réalisées dans les Grands Lacs, il ne semble pas y avoir de fondement pour déduire l'importance relative de l'apport en phosphore du bassin par rapport à l'apport local, intégré aux zones littorales à l'échelle régionale ou du bassin, pour la prolifération de la *Cladophora*.

Néanmoins, la gestion de la *Cladophora* dans ce scénario exigerait la mise en œuvre d'approches d'assainissement des bassins versants, comme des pratiques de gestion exemplaire ou la valorisation de l'épuration des eaux usées, qui seraient évidemment propres aux bassins versants. Une mesure pourrait être de reconnaître que les aspects du problème relatif à la *Cladophora* sont probablement mieux gérés à l'échelle locale ou régionale au moyen d'approches qui peuvent définir l'hétérogénéité du régime du phosphore biodisponible en fonction de l'influence des sources locales. Comme on l'a mentionné précédemment, l'utilisation accrue des modèles de qualité de l'eau et hydrodynamiques à petite échelle pour évaluer la qualité de l'eau offre un fondement pour étudier les approches capables de prédire les variables requises pour orienter les modèles de prolifération à l'échelle locale près des rivages.

Si le mode 3 est important

Les zones fortement colonisées par les Dreissenidés dirigent le phosphore vers le lit du lac. Cette réalité est mise en évidence par l'augmentation qualitative de la biomasse benthique, en grande partie soutenue par la collecte de matière organique et d'éléments nutritifs dans la colonne d'eau par les Dreissenidés filtreurs. Les lits de lac couverts de Dreissenidés sont généralement durs, avec beaucoup d'espace interstitiel, ce qui augmente l'accumulation des débris particulaires et fournit un habitat aux périphytons et aux invertébrés benthiques. Les cavités interstitielles sont de possibles attracteurs de déchets du biote du lit du lac et de matériaux particulaires qui se sédimentent dans la colonne d'eau, particulièrement pendant les périodes de ruissellement.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Une hypothèse, élaborée par raisonnement conceptuel et d'après les résultats obtenus à la suite d'études de terrain et de modélisation, laisse croire que les fuites de phosphore biodisponible des lits de Dreissenidés dans la base de la colonne d'eau augmentent l'apport en éléments nutritifs des algues benthiques au-delà de ce qui pourrait être déduit à partir des concentrations de la colonne d'eau; il pourrait d'agir d'un facteur contributif dans la résurgence de la *Cladophora*. L'excrétion des moules et la dégradation de matériaux organiques s'accumulant sur le lit du lac produisent un apport en éléments nutritifs dans la colonne d'eau, auquel la *Cladophora* peut accéder. On s'est concentré sur la fuite de phosphore inorganique, mais la possibilité de rejet de phosphore labile lié aux composés organiques comme source d'éléments nutritifs pourrait aussi mériter que l'on s'y attarde. Il est prouvé que les lits de moules laissent s'échapper du phosphore (Ozersky et coll., 2009) et, comme il est mentionné précédemment, il peut y avoir des gradients de concentrations de PRS à la base de la colonne d'eau dans les lits de moules (Martin, 2010; Dayton et coll., 2014). Les lits de Dreissenidés (dans les profondeurs où la *Cladophora* est abondante) ont accès à un apport considérable en phosphore, sous forme de phytoplancton et de particules organiques dispersés dans l'épilimnion du lac. De plus, lorsque les rejets en provenance des terres passent par les lits des moules, il est probable qu'une certaine partie du phosphore lié aux particules contenues dans le panache se sédimente sur le lit du lac ou soit captée par les moules filtreuses. Dans tous les cas, les ressources du bassin versant sont captées par le lit du lac et peuvent contribuer plus tard aux concentrations de phosphore dans la colonne d'eau.

Il convient de reconnaître que, en dépit du raisonnement intuitif et des études de terrain qui laissent croire à un apport de phosphore supplémentaire pour la *Cladophora* en provenance du lit du lac colonisé par des Dreissenidés, il semble n'y avoir aucune preuve directe, pour l'instant, indiquant que la prolifération de la *Cladophora* utilise ou tire parti du phosphore fuyant du lit du lac. La réussite des études de modélisation de la prolifération de la *Cladophora* réalisées jusqu'à maintenant (comme il en a été question précédemment) découle des applications de modèle qui n'accordaient aucune considération particulière aux interactions des Dreissenidés avec l'apport en phosphore. Quoique, dans certains cas, les apports en phosphore (c.-à-d. des données sur le QP ou sur la concentration de PRS au dessus du lit du lac) puissent intégrer cet effet. La pertinence du mode 3 demeure une question à l'étude, mais dont le résultat peut avoir une importance pratique considérable pour l'orientation de la gestion du problème relatif à la *Cladophora*.

Si le mode 3 est dominant, la gestion de la *Cladophora* devient une tâche plus complexe. Dans les modes 1 et 2, la *Cladophora* répond aux concentrations de phosphore dans la colonne d'eau qui, à son tour, répond aux apports de phosphore à l'échelle locale ou du lac. Ces deux sources de phosphore peuvent être gérées à proprement parler, et les mesures nécessaires sont relativement simples, même si elles peuvent être difficiles à mettre en œuvre. Dans le mode 3, la source de phosphore est moins directement gérable, et la réponse aux apports est influencée par les interactions avec les Dreissenidés. Pour gérer le phosphore et par extension la *Cladophora*, l'interaction avec les Dreissenidés pourrait devoir être incluse et, dans un cas extrême, orientée de manière à gérer l'abondance des Dreissenidés. La gestion du phosphore dans le bassin versant est encore le seul moyen disponible, mais les interactions avec les Dreissenidés peuvent agir sur les réponses et, par conséquent, les cibles en matière d'apports et de concentrations peuvent ne pas correspondre à celles des études et des exercices de modélisation qui n'incluent pas les principales interactions biologiques et physiques avec le lit du lac.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

La prolifération des Dreissenidés peut être limitée par de nombreux facteurs, notamment les ions majeurs (p. ex. Ca²⁺), la température ainsi que la qualité et la quantité d'aliments (Baldwin et coll., 2002; Stoeckmann et Garton, 2001; Scheider et coll., 1998). Les températures, les concentrations d'ions majeurs et la qualité des aliments nécessaires pour limiter la prolifération des moules ne constituent pas des mesures de gestion réalisables dans l'environnement naturel; la gestion de la quantité d'aliments pourrait être la seule mesure possible. Une recherche documentaire préliminaire semble laisser croire que les taux de prolifération des moules (d⁻¹; Baldwin et coll., 2002) et d'allongement de la coquille (µm/d; Jantz et Neumann, 1998) seraient inférieurs ou réduits dans des concentrations de chlorophylle a de moins de 5 µg/L. Toutefois, les données récentes, au moins dans les eaux mélangées de surface près des rivages, laissent croire que les concentrations en chlorophylle a pourraient être inférieures au seuil proposé. Il a également été démontré que les Dreissenidés pouvaient se nourrir de bactéries et de zooplancton, et même combler leurs besoins énergétiques par un apport en matières organiques dissoutes (Baldwin et coll., 2002; Baines et coll., 2007). Indépendamment de ce qui prévaut dans les sources alimentaires des moules dans les zones littorales du lac Érié, une fois encore nous disposons de mesures de gestion limitées. La gestion de la biomasse de phytoplancton, qui s'avère représenter environ 50 % de l'alimentation des moules dans le lac Érié (Garton et coll., 2005), pourrait représenter la meilleure option possible pour réduire la quantité de phosphore disponible pour les moules. Une meilleure compréhension des facteurs contribuant à la biomasse de phytoplancton près des rivages et à la dynamique de croissance et d'alimentation des moules pourrait s'avérer nécessaire pour définir les conditions du phosphore près des rivages, en vue de limiter la prolifération de la *Cladophora*.

En réalité, les trois modes sont susceptibles de jouer un certain rôle dans la prolifération de la *Cladophora* près des rivages. De plus, leur importance relative diffère probablement aussi aux échelles locale et régionale. Les questions évidentes lorsque l'on étudie l'environnement de la rive nord du bassin est du lac Érié et la gestion de la *Cladophora* sont semblables à celles que l'on se pose pour d'autres régions des Grands Lacs où la surabondance de cette algue est un problème. Dans certaines régions, le rôle possible des sources d'éléments nutritifs locales alimentant la prolifération doit être pris en considération. Les tapis de *Cladophora* recouvrant la plupart des zones peu profondes près de la côte coexistent avec les lits de Dreissenidés, ce qui peut directement (fuite de phosphore dans la colonne d'eau) ou indirectement (effets sur la dynamique du phosphore du bassin) modérer l'apport en phosphore alimentant la prolifération de *Cladophora*. La plupart du temps, la surabondance de *Cladophora* se produit dans un environnement contenant relativement peu de phosphore, où les concentrations de la colonne d'eau, dans un sens large, respectent ou surpassent les objectifs actuels relatifs au phosphore total de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. La profondeur de la compréhension des voies du phosphore favorisant la prolifération de la *Cladophora* nécessaire pour gérer sa surabondance est incertaine.

Indicateurs et paramètres de la *Cladophora*

Indicateurs

On dispose de deux grands points de référence pour tenter de caractériser un problème d'algues benthiques nuisible : 1) la biomasse s'accumulant sur la rive (salissures des rivages); 2) la prolifération sur le lit du lac (prolifération dans le lac).

L'évaluation des salissures des rivages est difficile; les tendances des salissures du rivage résultent de divers facteurs, notamment les courants littoraux, l'orientation et les structures des rivages, les conditions météorologiques, la proximité de l'emplacement de la prolifération des algues, selon l'influence du substrat et des conditions de prolifération locales et régionales (les éléments nutritifs constituent une considération clé, mais non la seule). Par conséquent, les tendances des salissures varient grandement dans le temps et dans l'espace, et la majeure partie de l'information disponible est qualitative. De plus, bien que les zones susceptibles d'être touchées par les salissures de la *Cladophora* sont largement les mêmes d'une année à l'autre, la variabilité interannuelle des périodes et des quantités de rejets algaux complique l'interprétation des tendances temporelles de cet indicateur. Une autre difficulté de l'évaluation des salissures est qu'il existe des types variables de matière algale s'accumulant sur les rivages qui ne sont pas facilement quantifiés, et qui varient entre des andains de matière fraîche sur la ligne de flottaison et des tapis de matières putrides subissant une décomposition anaérobie sur la rive ou dans la zone de ressac.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Les salissures du rivage sont le résultat de la prolifération (interprétée comme la production nette entraînant la formation de la biomasse) par la *Cladophora* et d'autres algues benthiques du lit du lac. La répartition en profondeur de la *Cladophora*, une espèce épaisse (pour une microalgue) qui a de grands besoins en lumière, est fortement orientée vers les petits fonds. Dans les conditions habituelles que l'on observe aujourd'hui près des rivages, les pics de biomasse se produisent dans les eaux d'une profondeur inférieure à 6 m dans les lacs Érié et Ontario, mais certaines proliférations s'étendent à des profondeurs de 10 m dans le lac Érié et de 20 m dans le lac Ontario (Depew et coll., 2011; Higgins et coll., 2011; Higgins et coll., 2005a; Malkin et coll., 2008). D'autre part, la répartition des proliférations optimales semble s'étendre davantage en profondeur dans le lac Michigan (Bootsma, 2006). La répartition de la *Cladophora* dépend fortement de la disponibilité d'un substrat stable favorisant la fixation des filaments. À cet égard, la disponibilité d'un tel substrat a beaucoup augmenté au cours des dernières années en raison de la stabilisation du lit du lac causée par la colonisation des Dreissenidés.

Paramètres possibles pour les indicateurs

Salissures des rivages

L'évaluation des salissures des rivages sera difficile du point de vue logistique, sauf si elle est effectuée dans des zones ciblées, au moyen de mesures ou d'observations sur le terrain. La petite échelle spatiale des salissures des rivages, qui n'atteignent que quelques mètres de largeur et, peut être, une dizaine à plusieurs centaines de mètres de longueur, n'apparaît pas sur la plupart des systèmes de télédétection par imagerie satellitaire. En outre, les salissures n'apparaissent pas de façon régulière dans le temps, et leur persistance est variable. Plusieurs approches ont été utilisées : de simples évaluations qualitatives ciblant certaines étendues de rivage et fondées sur le jugement professionnel; des collectes répétées de données visuelles ciblant certaines parties du rivage; des relevés quantitatifs intensifs des matières présentes sur les rivages (p. ex. Barton et coll., 2013). Il ne semble pas y avoir de méthode bien établie ayant un historique de mise en application ou de réussite. Les études réalisées dans les milieux marins visant l'accumulation de débris de varech sur les rivages (p. ex. Gomez et coll., 2013) peuvent fournir un aperçu des méthodes potentielles.

La documentation évaluée par les pairs et la littérature grise fournissent des renseignements sur un éventail d'emplacements où des salissures des rivages par la *Cladophora* et d'autres algues benthiques ont été observées et, dans de nombreux cas, de manière répétée. Des sites sentinelles ciblant des sections des rivages pour lesquels des problèmes de salissures sont connus pourraient être choisis et utilisés pour surveiller l'incidence et la gravité des salissures au fil du temps. Il existe plusieurs facteurs possibles à surveiller de manière individuelle ou collective dans le calcul d'un paramètre de synthèse. Ceux-ci comprennent le pourcentage de couverture de débris d'algues dans une zone de recherche définie ou l'épaisseur médiane des débris d'algues selon un nombre défini de mesures dans une zone de recherche. Des photographies prises de manière répétée d'une zone de recherche pourraient être utilisées pour évaluer la couverture, mais l'épaisseur médiane nécessiterait la prise de mesures sur le terrain à plusieurs points au cours d'un cycle saisonnier de prolifération. Une évaluation quantitative de la biomasse algale sur les rivages représenterait une mesure difficile en raison des exigences logistiques qu'exigeraient la collecte et la séparation des algues des débris des plages, et des diverses caractéristiques de la *Cladophora* en sénescence dans les salissures.

Prolifération dans les lacs

L'échantillonnage physique et les observations à distance ont été utilisés comme techniques pour évaluer la distribution et la biomasse de *Cladophora*. L'échantillonnage physique est généralement fondé sur un échantillonnage aléatoire stratifié (profondeur, substrat, etc.) et sur le poids sec des algues retirées des quadrats. Des activités d'échantillonnage réparties en profondeur effectuées par des plongeurs dans la zone côtière (de 10 à 20 m de profondeur environ) et des études en marge de la côte (de 0 à 3 m de profondeur environ) par plongée en apnée ont été réalisées. Des évaluations visuelles du pourcentage de couverture à la surface et de la hauteur des tapis de *Cladophora* ont aussi été utilisées pour évaluer la distribution de la biomasse, tandis que d'autres ont utilisé des râtaux dans les petits fonds pour déterminer la présence de *Cladophora*.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

La détection à distance fondée sur l'interprétation de l'imagerie satellitaire a été recommandée récemment comme technique d'évaluation, et des méthodes ont été élaborées et mises à l'essai (Shuchman et coll., 2013). L'approche offre la possibilité d'évaluer la distribution géographique de la *Cladophora* au-dessus de la profondeur optique de la zone à l'étude. La méthode démontrée par Shuchman et coll. (2013) a permis une prévision semi-quantitative de la biomasse en fonction de trois régimes d'abondance empiriquement liés à la biomasse déterminée sur le terrain, mais cette approche n'a pas permis de résoudre la variabilité de la prolifération au cours d'une même année au-delà des détachements algaux catastrophiques. Un document connexe (Brooks et coll., sous presse) illustre la façon dont la détection par imagerie satellitaire pourrait être utilisée pour évaluer une série chronologique de la superficie de la prolifération à divers endroits dans les Grands Lacs. Cette analyse a permis de définir des augmentations considérables de la superficie identifiable de *Cladophora* et d'autre végétation aquatique immergée au milieu des années 1990 dans les lacs Michigan, Érié et Ontario. Shuchman et coll. (2013) ainsi que Brooks et coll. (sous presse) ont également examiné des stratégies au moyen desquelles l'analyse de l'imagerie satellitaire pourrait être utilisée pour tirer des estimations de la biomasse selon la superficie de celle-ci. Des évaluations par sonar ont également été utilisées avec succès pour évaluer la distribution et pour estimer l'étendue, la hauteur du lit et la biomasse de la *Cladophora* (Depew, 2009), mais cette approche n'est pas encore mise en application à grande échelle.

La couverture de surface de la *Cladophora* peut se trouver très haut au-dessus d'une étendue de biomasse très variable; c'est pourquoi un paramètre de biomasse fondé sur la biomasse mesurée ou déduite à partir de l'épaisseur des filaments (hauteur du tapis) sur le lit du lac sera plus sensible au changement que le pourcentage de couverture.

Sauf quelques exceptions, les études réalisées dans les Grands Lacs ont indiqué que la biomasse dépendait fortement de la profondeur, les niveaux les plus élevés ayant été constatés à moins de 6 m de profondeur. On peut supposer que les changements les plus importants de la biomasse en réponse à des facteurs environnementaux surviendront dans les petits fonds. Il faudra prendre plusieurs mesures au cours d'une même période de prolifération pour déterminer les niveaux de biomasse près des pics qui, en retour, seront nécessaires pour évaluer la variabilité d'une année à l'autre. La variabilité dans l'espace rend également difficile l'évaluation sur le terrain de la biomasse de *Cladophora*, qui exige de porter attention au choix des sites (substrats) et de répéter les échantillonnages. La variabilité à petite échelle dans les régimes de phosphore et d'éclairage le long des rives, particulièrement dans les petits fonds où la *Cladophora* est la plus abondante, peut être grande. Le choix des sites devra essentiellement reposer sur la connaissance des conditions découlant des influences locales sur la qualité de l'eau.

Les pics saisonniers de la biomasse intégrés en profondeur pour une unité de longueur donnée du rivage représenteraient un paramètre idéal, mais seraient difficile à obtenir sur une grande étendue géographique en raison du besoin d'accomplir des activités sur le terrain pour produire des estimations au moyen de méthodes classiques (c.-à-d. des relevés par des plongeurs). Il peut toutefois y avoir des solutions de rechange pratiques. En connaissant les plages de profondeurs de la prolifération optimale et les périodes de biomasse maximales pour une région donnée, il peut être possible d'élaborer une stratégie de relevé visant à estimer la biomasse maximale d'après les conditions optimales de substrat et de profondeur. Il faudrait pour cela accomplir certaines activités sur le terrain, comme des relevés multiples au cours d'une saison et une collecte de données en profondeur assurée par des plongeurs. La collecte de données ciblerait de préférence les mêmes sites sentinelles utilisés pour la mesure des salissures des rives, et ceux-ci seraient sélectionnés de manière à couvrir un éventail de facteurs environnementaux influant sur la prolifération de la *Cladophora*.

Les évaluations par télédétection de la distribution de la *Cladophora*, comme le mentionnent Shuchman et coll. (2013) et Brooks et coll. (sous presse), combinées aux données recueillies aux sites visés par des relevés sur le terrain de l'étendue de la biomasse, doivent être considérées comme un moyen d'offrir une couverture géographique plus vaste que ce que permettrait la surveillance sur le terrain seulement.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

La teneur en phosphore (QP) de la *Cladophora* représente un indicateur reconnu de la suffisance en phosphore, et a été utilisée pour comparer cette suffisance entre différentes zones et au fil du temps (p. ex., Painter et Kamaitis, 1985). Les mesures de QP doivent être considérées comme un paramètre additionnel à la superficie de la biomasse pour l'indicateur de prolifération en milieu lacustre. Les mesures de QP, en plus des autres mesures susmentionnées de l'étendue de la biomasse, procureraient un autre aperçu des conditions globales de prolifération et, si elles sont recueillies à des périodes de forte prolifération dans des conditions de fort éclairage, fourniraient une mesure de la suffisance relative en phosphore d'une année à l'autre. L'interprétation des mesures de QP recueillies sur le terrain ne se fait pas sans difficulté, puisqu'il s'agit d'une fonction de l'apport externe et de l'utilisation interne du phosphore. En outre, il est parfois difficile de déterminer si l'élévation du QP s'explique par l'exposition à des concentrations élevées de phosphore dans l'environnement ou à un éclairage insuffisant pour favoriser la prolifération optimale et le prélèvement du phosphore cellulaire. Hiriart-Baer (2008a) ont utilisé les caractéristiques de fluorescence de la chlorophylle a pour évaluer l'équilibre nutritif de la *Cladophora*. Des occasions s'offrent sans doute en matière de recherche pour déterminer les indicateurs de l'équilibre nutritionnel, notamment, sans toutefois s'y limiter, la situation du phosphore tissulaire, qui pourrait être utilisé pour orienter les approches de gestion du phosphore.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

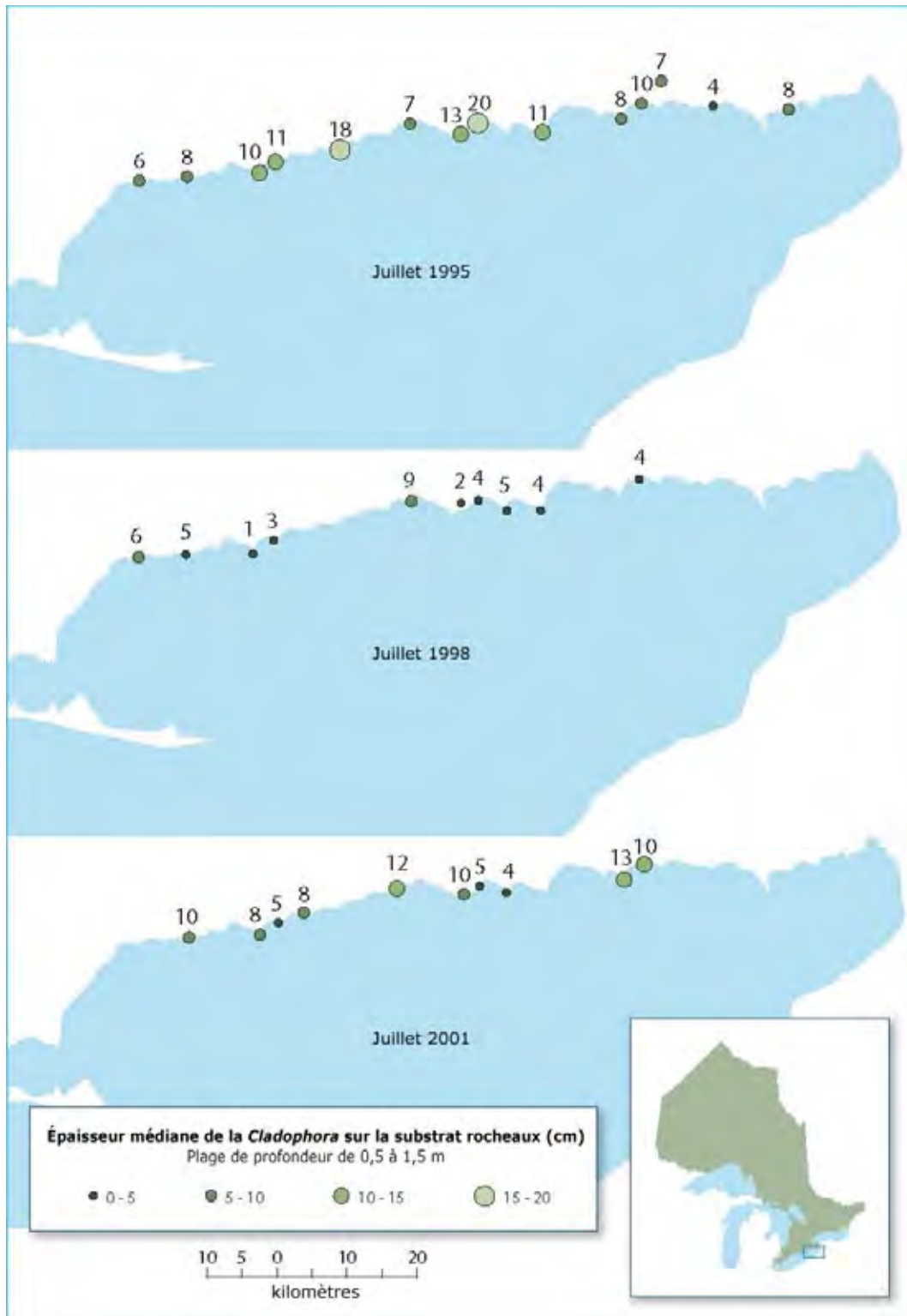


Figure 23. Épaisseur médiane de la *Cladophora* sur le substrat rocheux de la rive nord du bassin ouest du lac Érié. Chiffres tirés du rapport du ministère de l'Environnement de l'Ontario sur la qualité de l'eau pour 2008.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

Indicateurs et paramètres recommandés

Indicateur

- 1) Salissures des rivages

Paramètres

- a) pourcentage de couverture des débris d'algues sur une zone définie de la rive
- b) épaisseur médiane des débris d'algues sur une zone définie de la rive

Les sites visés par les relevés des salissures des rivages doivent être choisis comme un ensemble de sites sentinelles sur lesquels on a observé des salissures récurrentes de *Cladophora*. Les lieux des relevés sur les sites doivent être définis comme des zones situées à une distance établie de la ligne de flottaison, dans le lac et sur les rivages, et s'étendant sur une distance établie le long de la rive.

Indicateur

- 2) Prolifération dans les lacs

Paramètres

- a) Poids sec surfacique de la *Cladophora* selon le niveau maximal saisonnier dans la plage de profondeur de la prolifération de *Cladophora*
- b) Comme solution de rechange au point a), poids sec surfacique de la *Cladophora* selon le niveau maximal saisonnier de biomasse, mesuré dans des strates de profondeur normalisées qui ont préalablement été désignées comme zone de prolifération maximale sur un segment de rivage sentinelle spécifique
- c) Concentrations de phosphore dans les tissus (QP) de *Cladophora* recueillies au moment de la prolifération saisonnière maximale et à la profondeur maximale de prolifération de la *Cladophora*

Les segments de rivage utilisés pour les relevés doivent être choisis comme un ensemble de sites sentinelles liés à des salissures par la *Cladophora* observées, et doivent donc correspondre à l'ensemble de sites sentinelles choisis pour la surveillance de l'indicateur des salissures des rivages.

Il importe de réaliser de nombreux relevés au cours d'une année d'évaluation pour déterminer la période de prolifération saisonnière maximale.

Une analyse de télédétection de la couverture de surface de la végétation benthique reposant sur l'interprétation de l'imagerie satellitaire devrait être tentée dans les régions où les sites sentinelles sont distribués.

Remerciements

Les commentaires sur une ébauche antérieure du rapport, présentés par Scott Higgins (Institut international du développement durable), Alice Dove (Environnement Canada) et Tom Alwin (Department of Environmental Quality du Michigan), ont contribué à sa production. Les renseignements fournis par Collin Brooks (Michigan Technical University) et Chris Pennuto (Buffalo State College), tout comme les discussions très utiles avec Harvey Bootsma (University of Wisconsin-Milwaukee), ont été appréciés.

Références

Anagnostou, E, Sherrell, R.M. 2008. MAGIC method for subnanomolar orthophosphate determination in freshwater. *Limnol. Oceanogr. Methods* 6: 64–74

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

- Auer, M.T. 2011. *Monitoring, modelling and management of nearshore water quality in the Ajax-Pickering region of Lake Ontario*. Peer review of water quality monitoring of the Ajax-Pickering waterfront conducted by the Toronto, Region Conservation Authority for the Regions of Durham and York. Toronto Region Conservation Authority
- Auer, M. T. and Canale, R. P. 1982. Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in Lake Huron: 3. The dependence of growth rates on internal phosphorus pool size. *J. Great Lakes Res* 8:93-99.
- Auer, M.T., Tomlinson, L.M., Higgins, S.N., Malkin, S.Y., Howell, E.T., Bootsma, H.A., 2010. Great Lakes *Cladophora* in the 21st century: same algae-different ecosystem. *J. Great Lakes Res.* 36, 248-255.
- Baines, S.B., Fisher, N.S., Cole, J.J. 2007. Dissolved organic matter and persistence of the invasive zebra mussel ("*Dreissena polymorpha*") under low food conditions. *Limnol. Oceanog.* 52(1): 70-78.
- Baldwin, B.S., Mayer, M.S., Dayton, J., Pau, N., Mendilla, J., Sullivan, M., Moore, A., Ma, A., Mills, E.L. 2002. Comparative growth and feeding in zebra and quagga mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*): implications for North American lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 680-694.
- Barton, D.R., Howell, E.T., Fietsch, C., 2013. Ecosystem changes and nuisance algae on the southeast shores of Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 39: 602-611.
- Barton, D.R., Johnson, R.A., Campbell, L., Petruniak, J., Patterson, M. 2005. Effects of round gobies (*Neogobius melanostomus*) on dreissenid mussels and other invertebrates in eastern Lake Erie, 2002-2004. *J. Great Lakes Res.* 31(suppl. 2): 252-261.
- Bocaniov, S.A., Smith, R.E.H., Spillman, C.M. Hipsey, M.R., Leon, L.F. 2013. The nearshore shunt and the decline of the phytoplankton spring bloom in the Laurentian Great Lakes: insights from a three-dimensional lake model. *Hydrobiologia*
- Bootsma, H.A., Jensen, E.T., Young, E.B., Berges, J.A. 2005. *Cladophora* research and management in the Great Lakes. Proceeding of a workshop held at the Great Lakes Water Institute, University of Wisconsin-Milwaukee, December 8, 2004. Great Lakes Water Institute Special Report 2005-01.
- Bootsma, H.A., Young, E., Berges J.A. 2006. *Cladophora Abundance and Physical /Chemical Conditions in the Milwaukee Region of Lake Michigan*. Great Lakes WATER Institute Technical Report No. 2005-02
- Bridgeman, T.B., Penamon W.A. 2010. *Lyngbya wollei* in western Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 36 (2010) 167–171
- Brooks, C., Grimm, A., Shuchman, R., Sayers, M., Jessee, N. (in press) A satellite-based multi-temporal assessment of the extent of nuisance *Cladophora* and related submerged aquatic vegetation for the Laurentian Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* DOI: 10.1016/j.rse.2014.04.032
- Canale, R.P. and Auer, M.T. 1982. Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in lake Huron: 7. Model verification and system response. *J. Great Lakes Res.* 8: 134-143
- Dayton, A.I., Auer, M.T., Atkinson, J.F. 2014. *Cladophora*, mass transport, and the nearshore phosphorus shunt. *J. Great Lakes Res.* 40: 790-799
- Davies, J.-M., Hecky, R.E. 2005. Initial measurements of benthic photosynthesis and respiration in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 31: 195 – 207.
- Depew, D.C., Guilford, S.J., Smith, R.E.H. 2006. Near shore-offshore comparison of chlorophyll *a* and phytoplankton production in the dreissenid colonized east basin of Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 1115-1129

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

- Depew, D.C., Houben, A.J., Guildford, S.J., Hecky, R.E. 2011. Distribution of nuisance *Cladophora* in the lower Great Lakes: Patterns with landuse, near shore water quality and dreissenid abundance. *J. Great Lakes Res.* 37: 656-671.
- Depew, D.C., Stevens, A.W., Smith, R.E.H., Hecky, R.E. 2009. Detection and characterization of benthic filamentous algae stands (*Cladophora* sp.) on rocky substrata using a high-frequency echosounder. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 7: 693-705.
- Dodds, W.K., Biggs, B.J.F. 2002. Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture. *Journal of the North American Benthological Society.* 21: 2-15.
- Dove, A., Chapra, S.C. *Long-term Trends of Nutrients and Trophic Response Variables for the Great Lakes*, submitted May 2014.
- Garton, D.W., Payne, C.D., Montoya, J.P. 2005. Flexible diet and trophic position of dreissenid mussels as inferred from stable isotopes of carbon and nitrogen. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 1119-1129.
- Gomez, M., Barreiro, F., Lopez, J., Lastra, M., de la Huz, R. 2013. Deposition patterns of algal wrack species on estuarine beaches. *Aquatic Botany* 105: 25– 33
- Graham, J.M., Auer, M.T., Canale, R.P., Hoffman, F.P. 1982. Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in Lake Huron: Photosynthesis and respiration as functions of light and temperature. *J. Great Lakes Res.* 8:100-111.
- GRCA 2014 draft. *Grand River Water Management Plan. Sources of Nutrients and Sediments in the Grand River Watershed.* Prepared by the Water Quality Working Group. Grand River Conservation Authority (GRCA), Cambridge, ON.
- Great Lakes Mayors 2009. *At the Shoreline: A Mayors' Collaborative Action Plan to Protect the Great Lakes.* Mayors and Chairs' Advice to the Government of Ontario on Local Great Lakes Priorities
- Great Lakes Water Quality Agreement (GLWQA), 2012. *The Great Lakes Water Quality Protocol 2012. Annex 4. Nutrients.* ISBN: 978-1-100-21204-3. pp. 42-50.
- Haltuc, M.A., Berkman, P.A., Garton, D.W. 2000. Geographic information system (GIS) analysis of ecosystem invasion: Exotic mussels in Lake Erie. *Limnol. Oceanogr.* 45:1778–1787
- He, C., Rao, R., Skafel, M. and Howell, T. 2006. Numerical modeling of the Grand River plume in Lake Erie during unstratified period. *Water Qual. Res. J. Canada* 41:16-23.
- Hecky, R. E., Smith, R. E. H., Barton, D. R., Guildford, S. J., Taylor, W. D., Charlton, M. N., and Howell, T. 2004. The nearshore phosphorus shunt: a consequence of ecosystem engineering by dreissenids in the Laurentian Great Lakes. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 61, 1285-1293.
- Higgins, S.N., Hecky, R.E., Guildford, S.J. 2005 b. Modeling the growth, biomass, and tissue phosphorus concentration of *Cladophora glomerata* in eastern Lake Erie: model description and field testing. *J. Great Lakes Res.* 31: 439 – 455.
- Higgins, S.N., Hecky, R.E., Guildford, S.J., Smith, R.E.H. 2006. Environmental controls of *Cladophora* growth dynamics in eastern Lake Erie: Application of the *Cladophora* Growth Model. *J. Great Lakes Res.* 31: 439 – 455.
- Higgins, S.N., Hecky, R.E., Guildford, S.J. 2008 b. The collapse of benthic macroalgal blooms in response to self-shading. *Freshwater Biol.* 53: 2557-2572.
- Higgins, S.N., Howell, E.T., Hecky, R.E., Guildford, S.J., Smith R.E. 2005a. The wall of green: the status of *Cladophora glomerata* on the northern shores of Lake Erie's eastern basin, 1995-2002. *J. Great Lakes Res.* 31:547-63.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

- Higgins, S.N., Malkin, S.Y., Howell, E.T., Guildford, S.J., Campbell, L., Hiriart-Baer, V., Hecky, R.E., 2008a. An ecological review of the *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) in the Laurentian Great Lakes. *J. Phycol.* 44: 839- 854.
- Higgins, S.N., Pennuto, C.M., Howell, E.T., Lewis, T. and Makarewicz, J.C. 2012. Urban influences on *Cladophora* blooms in Lake Ontario. *J. Great Lakes Res. Sup 4*: 116-123.
- Hiriart-Baer, V.P., Arciszewski, T.J., Malkin, S.Y., Guildford, S.J., Hecky, R.E., 2008a. Use of pulse-amplitude-modulated fluorescence to assess the physiological status of *Cladophora* sp. along a water quality gradient. *J. Phycol.* 44, 1604–1613.
- Hiriart-Baer, V., Watson, S., Howell, T., Vincent, J., Charlton, M.N. 2008 b. *Status of Nutrients in the Lake Erie basin*. Report of the Lake Erie Management Plan.
- Howell, E.T. 1998. *Occurrence of the alga Cladophora along the north shore of eastern Lake Erie in 1995*. Ontario Ministry of the Environment. PIBS 3716E
- Howell, T., Hobson, G. 2003. *Water Quality on the Lake Erie Shores of Wainfleet Township in 2002*. Technical memorandum report, October 2003. Environmental Monitoring and Reporting Branch, Ontario Ministry of the Environment.
- Howell, E.T., Marvin, C.H., Bilyea, R.W., Kauss, P.B., and Somers, K. 1996. Changes in environmental conditions during *Dreissena* colonization of a monitoring station in eastern Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 23: 744-756.
- IJC 2013. *Taking Action on Lake Erie*. Chapter 5. HNABS: Attached algae. pg 44-56. IJC Science Advisory Board TACLE Work Group Summary Report.
- Hudson, J.J., Taylor, W.D., Schindler, D.W. 2000. Phosphate concentrations in lakes. *Nature*: 406: 54-56.
- Jantz, B., Neumann, D. 1998. Growth and reproductive cycle of the zebra mussel in the River Rhine as studied in a river bypass. *Oecologia* 114: 213-225.
- Kirby, M.K., Dunford, W.E. 1981. Attached algae of the Lake Erie shoreline near Nanticoke generating station. *J. Great Lakes Res.* 7:249-257.
- LimnoTech. 2013 draft. *An approach for determination of phosphorus objectives and target loads for Lake Erie*. May 28, 2013. Prepared for Environment Canada
- LOSAAC 2008. *Lake Ontario Algae Action Advisory Committee*. Final report to Halton Regional Council. January 2008.
- Lorenz, R.C., Monaco, M.E., Herdendorf, C.E. 1991. Minimum light requirements for substrate colonization by *Cladophora glomerata*. *J. Great Lakes Res.* 17: 536-542.
- León, L.F., Imberger, J., Smith, R.E.H., Hecky, R.E., Lam, D.C.L., Schertzer, W.M. 2005. Modeling as a tool for nutrient management in Lake Erie: a hydrodynamics study. *J. Great Lakes Res.* 31: 439 – 455.
- León, L.F., Smith, R.E.H., Hipsey, M.R., Bocainov, S.A., Higgins, S.N., Hecky, R.E., Antenucci, J., Guildford, S.J. 2011. Application of the 3D hydrodynamic-biological model for seasonal and spatial dynamics of water quality and phytoplankton in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 31: 439 – 455.
- Leon, L.F., Smith, R., Malkin, S., Depew, D. and Hecky, R.E. 2009. Modelling and analysis of *Cladophora* dynamics and their relationship to local nutrient sources in a nearshore segment of Lake Ontario. A completion report on University Sponsored Research Agreement #4253501: "Field Assessment and model validation of a coupled hydrodynamic-water quality-*Cladophora* growth model to evaluate the importance of local point sources of nutrients to algal runs at Pickering"

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

- Leon, L.F., Smith, R.E.H., Malkin, S.Y., Depew, D., Hipsey, M.R., Antenucci, J.P., Higgins, S.N., Hecky, R.E., Rao, E.Y. 2012. Nested 3D modeling of the spatial dynamics of nutrients and phytoplankton in Lake Ontario nearshore zone. *J. Great Lakes Res.* 38: 171-183.
- Malkin, S.Y., Guilford, S.J., Hecky, R.E., 2008. Modelling the growth response of *Cladophora* in a Laurentian Great Lake to the exotic invader *Dreissena* and to lake warming. *Limnol. Oceanogr.* 53, 1111-1124.
- Martin, G.M. 2010. Nutrient sources for excessive growth of benthic algae in Lake Ontario as inferred by the distribution of SRP. M.Sc. thesis. University of Waterloo.
- Milner, G.C., Sweeney, R. 1982. Lake Erie *Cladophora* in perspective. *J. Great Lakes Res.* 8: 27-29.
- Moore, L.F. 1975. Factors influencing the growth of periphyton – Nanticoke Generating Station -1967 to 1974. Report 75-508-k Ontario Hydro.
- MacDougall, T.M., Ryan, P.A. 2012. An Assessment of Aquatic Habitat in the Southern Grand River, Ontario: Water Quality, Lower Trophic Levels, and fish Communities. Lake Erie Management Unit, Provincial Services Division, Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources. Port Dover, Ontario. 141p. + appendices
- Makarewicz, J.C., Lewis, T.W., Pennuto, C., Atkinson, J., Edwards, W.J., Boyer, G.L., Howell, E.T., Thomas, G. 2012. Physical and chemical characteristics of the nearshore zone of Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.* 38 (sup. 4): 21-31.
- Mantai, K.E., Garwood, P.E., Peglowski, L.E. 1982. Environmental factors controlling physiological changes in *Cladophora* in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 8: 61-65.
- Milner, G.C., Sweeney, R. 1982. Lake Erie *Cladophora* in perspective. *J. Great Lakes Res.* 8: 27-29.
- Murphy, J., Reilly, J.P. 1962. A modified single solution method for determination of phosphorus in natural waters. *Analytica Chimica Acta.* 26: 31 – 36.
- Neil, J.H., Jackson, M.B. 1982 Monitoring *Cladophora* growth conditions and the effect of phosphorus additions at a shoreline site in northeastern Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 8:30-34
- Nicholls, K. H., Hopkins, G.J, 1993. Recent changes in Lake Erie (North Shore) phytoplankton : cumulative impacts of phosphorus loading reductions and zebra mussel introduction. *J. Great Lakes Res.* 19: 637-647.
- Nicholls, K. H., Hopkins, G.J., Standke, S.J., Nakamoto, L., 2001. Trends in total phosphorus in Canadian near-shore waters of the Laurentian Great Lakes: 1976-1999. *J. Great Lakes Res.* 27: 402-422.
- Nicholls, K.H. Taylor, R. and Handy, Y. 1983. The influence of the Grand River on phytoplankton near the northeastern shore of Lake Erie during 1979. *Arch Hydrobiol.* 98:146-172.
- North, R.L., Smith, R.E.H., Hecky, R.E., Depew, D.C., Leon, L.F., Charlton, M.N., Guilford, S.J. 2012. Distribution of seston and nutrient concentrations in the eastern basin of Lake Erie pre- post-dreissenid mussel invasion. *J. Great Lakes Res.* 38: 463-476.
- OMOE 1973. Reports on *Cladophora* investigations in Ontario 1958 to 1967.
- OMOE 2009. Water Quality in Ontario Report - 2008. Ontario Ministry of the Environment PIBS 6926e Queen's Printer for Ontario
- Ozersky, T., Malkin, S.Y., Barton, D.R., Hecky, R.E., 2009. Dreissenid phosphorus excretion can sustain *C. glomerata* growth along a portion of Lake Ontario shoreline. *J. Great Lakes Res.* 35, 321-328.

APPORTS VISÉS DE PHOSPHORE RECOMMANDÉS POUR LE LAC ÉRIÉ

- Painter, D.S. and Kamaitis, G. Reduction in *Cladophora* biomass and tissue phosphorus in Lake Ontario, 1972-83. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44:2212-2215.
- Painter, D.S., McCabe, .K.J. 1987. The influence of the Grand River on eastern Lake Erie *Cladophora*. NWRI Publication No. 87 – 74.
- Parr L.B., Perkins, R.G., Mason, C.F. 2002. Reduction in photosynthetic efficiency of *Cladophora glomerata* induced by overlying canopies of *Lemna* spp. *Water Research.* 36; 1735 – 1742.
- Paterson, M.W.R., Ciborowski, J.J.H., Barton, D.R. 2005. The distribution and abundance of *Dreissena* species (Dreissenidae) in Lake Erie, 2002. *J. Great Lakes Res.* 31(suppl. 2): 223-237.
- Schneider, D.W., Madon, S.P., Stoeckel, J.A., Sparks, R.E. 1998. Seston quality controls zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) energetics in turbid rivers. *Oecologia* 117: 331-341.
- Schwab, D.J., Beletsky, D., DePinto, J., Dolan, D.M. 2009. A hydrodynamic approach to modeling phosphorus distribution in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* 35: 50 – 60.
- Shear, H., Konasewich, D.E. 1975. *Cladophora* in the Great Lakes. International Joint Commission.
- Shuchman, R.A., Sayers, M.J., Brooks, C.N. 2013. Mapping and monitoring the extent of submerged aquatic vegetation in the Laurentian Great Lakes with multi-scale satellite remote sensing. *J. Great Lakes Res.* 39:78-89.
- SOLEC 2014 (Environment Canada and the U.S. Environmental Protection Agency). 2014. *State of the Great Lakes 2011*. Cat No. En161-3/1-2011E-PDF. EPA 950-R -13-002. Available at <http://binational.net>. See. Section 4.2 *Cladophora* indicator pg 111-121
- Stoeckmann, A.M., Garton, D.W. 2001. Flexible energy allocation in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in response to different environmental conditions. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20(3): 486-500
- Taylor, W.D. 2010. Nature of dissolved P regenerated by plankton: Implications for the PO₄ radiobioassay and for the nature of dissolved P. *Aquatic Sciences.* 72: 13-20.
- Tomlinson, L.A., Auer, M.T, Bootsma, H.A. Owens, E.M. 2010. The Great Lakes *Cladophora* model: development, testing, and application to Lake Michigan. *J. Great Lakes Research* 36: 287-297.
- Turner, C.B. 2010. Influence of zebra (*Dreissena polymorpha*) and quagga (*Dreissena bugensis*) mussel invasions on benthic nutrient and oxygen dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* 67:1899-1908.
- Vijayavel, K, Sadowsky, M.J., Ferguson, J.A., Kashian, D.R. 2013. The establishment of the nuisance cyanobacteria *Lyngbya wollei* in Lake St. Clair and its potential to harbor fecal indicator bacteria. *J. Great Lakes Res.* 39: 560–568
- Young, E.B., Tucker, R.C., Pansch, L.A. 2010. Alkaline phosphatase in freshwater *Cladophora* –epiphyte assemblages: regulation in response to phosphorus supply and localization. *J. Phycology.* 46: 93 – 101.