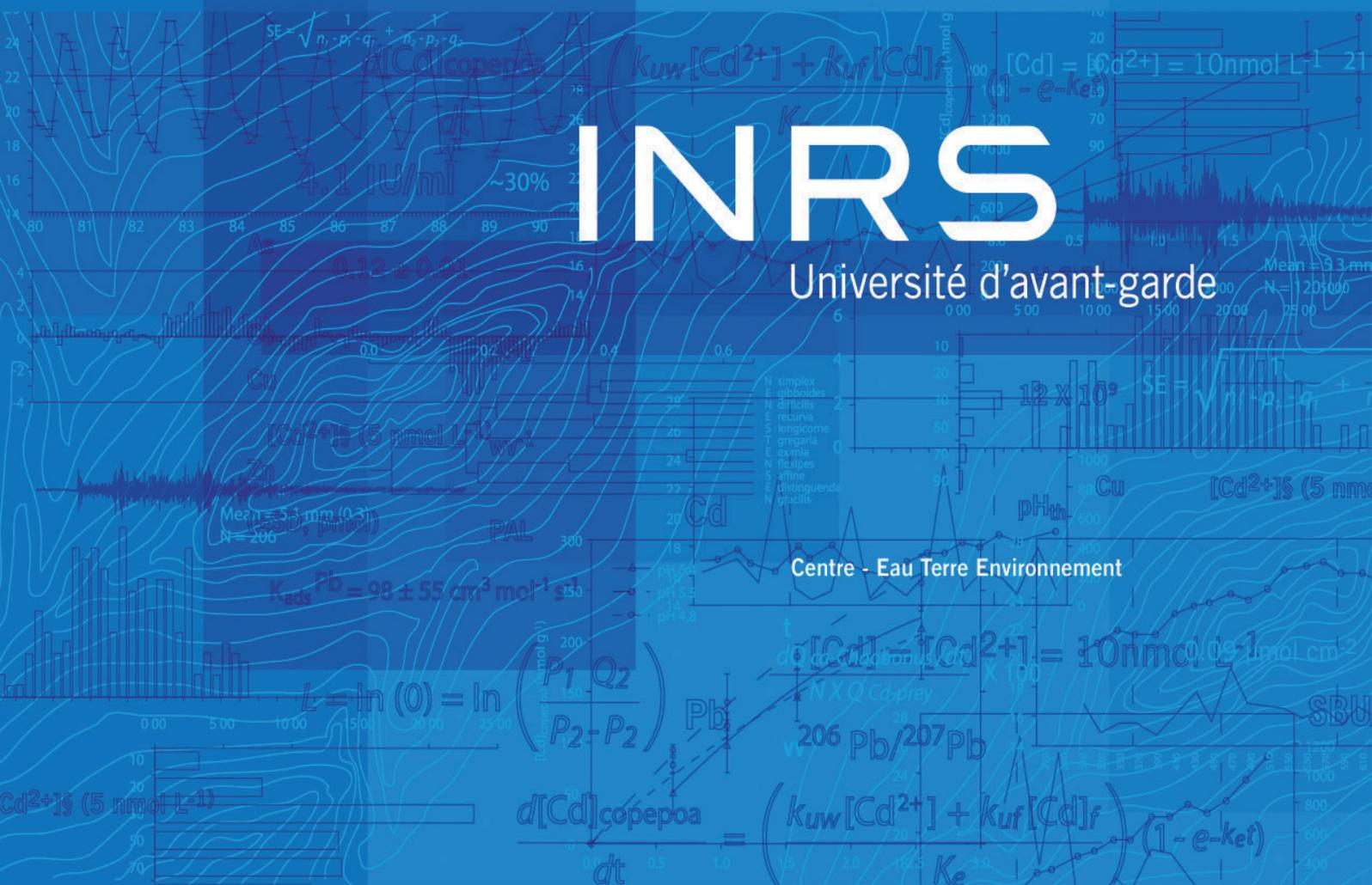


INRS

Université d'avant-garde

Centre - Eau Terre Environnement



Mémoire sur la situation des lacs au Québec en regard des cyanobactéries

présenté à la
Commission des Transports et de l'Environnement

par
Isabelle Laurion¹, Alain Rousseau¹, Karem Chokmani¹, Patrick Drogui¹,
Sébastien Bourget², Annabelle Warren¹ et Paul Drevnick¹

¹Centre Eau Terre Environnement de l'Institut National de la Recherche Scientifique, 490 rue de la Couronne, Québec, G1K 9A9

²Département de Biologie, Université Laval, Québec, G1V 0A6

Laurion I., Rousseau A.N., Chokmani K., Drogui P., Bourget S., Warren A. et Drevnick P. (2009) Mémoire sur la situation des lacs au Québec en regard des cyanobactéries. Québec, INRS - Centre Eau Terre Environnement (rapport de recherche 1114), 24 pages.

Courriel: isabelle.laurion@ete.inrs.ca

TABLE DES MATIÈRES

Avant-propos	2
Résumé.....	3
1. Introduction	4
2. Enjeux sur la prolifération des cyanobactéries	6
2.1. La gouvernance.....	6
2.1.1. Évaluation économique des biens et services environnementaux	6
2.1.2. Organismes de bassin versant et plans directeurs de l'eau	7
2.2. Le développement des connaissances.....	8
2.2.1. Outils de détection et échantillonnage	8
2.2.2. Modélisation	10
2.2.3. Traitement des cyanobactéries et de leurs toxines	11
2.2.4. Autres secteurs de recherche à prioriser	12
2.3. Les installations septiques et les stations d'épuration	13
2.4. Les rejets agricoles	14
2.5. La gestion des rives, du littoral et des plaines inondables	15
3. Étude de cas: le lac Saint-Charles	17
4. Recommandations	20
5. Conclusions.....	21
Bibliographie.....	22

AVANT-PROPOS

Dans un premier temps, M. le Président, Mme la Ministre, Mmes et MM. les députés, nous vous remercions de recevoir ce mémoire. Les enjeux retenus par la Commission sur la situation des lacs au Québec en regard des cyanobactéries sont: 1- la gouvernance; 2- l'efficacité des interventions; 3- la connaissance et la diffusion de l'information; 4- les installations septiques; 5- l'importance des rejets agricoles et des fertilisants; et 6- la gestion des rives, du littoral et des plaines inondables. Dans ce mémoire, nous proposons des suggestions aux éléments de réflexion soulevés par la Commission qui font appel à l'expertise développée au Centre Eau, Terre et Environnement de l'INRS, soient les enjeux 1, 3, 4, 5 et 6.

Les auteurs remercient Christian Bastien (CEAEQ), Yves Bégin (INRS-ETE), Mélanie Deslongchamps (APEL), François Morneau (APEL), Delphine Rolland (U. Laval) et Warwick F. Vincent (U. Laval) pour leurs commentaires judicieux sur le document.

RÉSUMÉ

L'apparition des fleurs d'eau de cyanobactéries reflète l'état avancé d'eutrophisation de plusieurs systèmes aquatiques, causé par les développements urbain, agricole et industriel. Ces développements génèrent un transfert important de nutriments vers les milieux aquatiques et un déséquilibre dans la biodiversité. Le phosphore est très souvent l'élément limitant dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce et il est donc généralement le principal responsable du développement des fleurs d'eau de cyanobactéries. Une part importante des apports en phosphore pourrait être réduite en contrôlant mieux l'érosion (causée par les activités agricoles et urbaines et l'exploitation forestière) et le degré d'imperméabilisation des sols en zones urbaines, ainsi qu'en appliquant des techniques avancées de captation du phosphore par les stations d'épurations et les installations septiques domestiques. De manière générale, il est important de promouvoir des pratiques de gestion bénéfiques à l'égard des plans d'eau touchés par les fleurs d'eau de cyanobactéries et appliquer de manière déterminée des mesures incitatives à l'adoption de ces pratiques par des instruments économiques persuasifs, tels que l'écoconditionnalité. La réglementation demeure trop sectorielle et doit être arrimée avec le concept de gestion par bassin versant. Les organismes de bassin et leur plan directeur de l'eau représentent des outils de gouvernance intéressants. Cependant, il est nécessaire que ces tables de concertation se voient octroyer des ressources financières adéquates et une reconnaissance juridique pour assurer le leadership et la coordination de tous les intervenants touchés par cette problématique. Par ailleurs, les résultats d'études déterministes ont démontré que les bandes riveraines ne peuvent pas réduire à des niveaux acceptables les apports diffus en phosphore dans un contexte d'agriculture intensive. De même, des études empiriques suggèrent que la capacité de support des rivières est liée aux superficies agricoles et que celles-ci devraient être de l'ordre de 10% du bassin versant. Le cas du lac Saint-Charles, une des réserves d'eau potable de la Ville de Québec, montre de quelle façon les facteurs météorologiques peuvent aussi affecter le développement de fleurs d'eau dans une situation d'eutrophisation intermédiaire. Il est donc nécessaire d'en tenir compte dans le développement d'outils de prédiction du risque associé aux fleurs d'eau de cyanobactéries. La détection des cyanobactéries est désormais un aspect fondamental de tout programme de gestion des plans d'eau, mais la variabilité spatiotemporelle associée aux cyanobactéries rend difficile cette gestion. L'utilisation de sondes de fluorescence pourrait constituer un outil complémentaire aux méthodes conventionnelles et faciliter le suivi. Il faudrait également promouvoir au Québec l'utilisation de la télédétection pour qu'elle devienne une partie intégrante du système de surveillance des plans d'eau douce et ce, par le développement d'algorithmes de détection des fleurs d'eau adaptés aux conditions spécifiques de ces écosystèmes. Un des problèmes majeurs lié à la prolifération des cyanobactéries est l'exposition des humains aux cyanotoxines produites via la consommation d'eau contaminée. C'est pourquoi les recherches doivent focaliser sur une meilleure compréhension et éventuellement une gestion des facteurs qui stimulent le développement des espèces productrices de toxines. Les stations municipales de production d'eau potable approvisionnées en eau de surface devront également être adaptées pour faire face à l'augmentation anticipée de l'occurrence des fleurs d'eau de cyanobactéries toxiques dans le contexte de changements climatiques.

1. INTRODUCTION

Plusieurs pays sont aux prises avec la prolifération de cyanobactéries dans les écosystèmes d'eau douce. Ce phénomène a gagné en importance au cours des dernières décennies (Chen et al. 2003), en particulier au Québec, alors qu'en 2007, 156 plans d'eau étaient touchés par les fleurs d'eau de cyanobactéries (MDDEP 2009a). Malgré une légère baisse en 2008 et en 2009, le nombre de plans d'eau touchés est demeuré relativement élevé. Bien que les lacs touchés font l'objet d'une surveillance que depuis peu de temps et que les proliférations recensées se sont accrues par suite d'une conscientisation du public, ce n'est pas un phénomène nouveau. Son ampleur reflète l'état avancé d'eutrophisation de plusieurs systèmes aquatiques, causé par les développements urbain, agricole et industriel. Ce développement génère un transfert plus important de nutriments vers les milieux aquatiques et un déséquilibre dans leur biodiversité. Par ailleurs, de nombreux experts soulignent que les changements climatiques ont le potentiel d'agir comme un catalyseur sur la prolifération des cyanobactéries et ne feront qu'amplifier le problème (Paerl et Huisman 2008, Dupuis et Hann 2009). Parmi les éléments soulignés par ces études qui favorisent la prédominance des cyanobactéries dans les systèmes aquatiques, notons: (i) l'augmentation de la température de l'eau; de la stabilité de la colonne d'eau et de la durée de la saison de croissance du phytoplancton (impliquée entre autres dans le développement de l'anoxie); (ii) l'augmentation du transfert des nutriments vers les plans d'eau engendré par l'accroissement du ruissellement et de l'érosion causé par l'intensification des précipitations; et (iii) l'augmentation de la salinité (causée par ex. par l'utilisation d'agents déglaçants).

Les stratégies qui ont permis aux cyanobactéries de coloniser et de dominer plusieurs types d'environnement sont: (i) une pigmentation diversifiée permettant de soutenir la photosynthèse à une faible intensité lumineuse; (ii) la capacité de plusieurs espèces à migrer verticalement dans la colonne d'eau lors de conditions relativement calmes permettant d'obtenir la lumière durant le jour en surface et de migrer en profondeur durant la nuit afin de profiter d'une plus grande richesse en nutriments; (iii) la capacité de certaines espèces à fixer l'azote atmosphérique et d'en faire des réserves; (iv) la capacité à faire des réserves en phosphore; et (v) la capacité d'entrer en dormance lorsque les conditions du milieu ne sont plus favorables à leur prolifération, en attendant un environnement meilleur. Ces avantages compétitifs ne permettent toutefois pas d'expliquer à eux seuls la dominance et la persistance des cyanobactéries dans certains plans d'eau. En effet, une multitude de facteurs environnementaux s'ajoutent à ces stratégies adaptatives et influencent la prolifération des cyanobactéries.

Bien qu'aucun facteur pris individuellement ne soit en mesure de prédire ou d'expliquer la dominance des cyanobactéries, certaines généralisations peuvent être faites. Tout d'abord, **le phosphore est très souvent l'élément limitant dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce et il est donc généralement le principal responsable du développement des fleurs d'eau de cyanobactéries.** Cependant, certains facteurs météorologiques influencent aussi les cyanobactéries en affectant la structure thermique des lacs. En effet, les périodes calmes et les températures élevées favorisent la stabilité de la colonne d'eau et ainsi avantagent la dominance des cyanobactéries. Par ailleurs, certaines études montrent un lien entre l'apparition des fleurs d'eau et les fortes précipitations. En fait, il semble que ce

soit l'alternance des périodes de pluie (érosion et apport en phosphore par ruissellement) et d'ensoleillement (stabilisation de la colonne d'eau) qui trappe les nutriments dans les lacs et stimule la prolifération des cyanobactéries. Les facteurs météorologiques peuvent alors créer un patron spatiotemporel variable dans la distribution des cyanobactéries d'un plan d'eau, rendant plus difficile leur suivi. La figure 1 montre la relation existant entre la concentration en phosphore total et la densité des cyanobactéries dans une série de lacs du Québec échantillonnés par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), et illustre la variabilité observée dans cette relation. Ce lien est aussi illustré dans l'étude de Giani et al. (2005) sur une série de 22 lacs du Québec. Cette variabilité est en partie causée par ce patron spatiotemporel variable des cyanobactéries et la suite des événements météorologiques précédant le moment de l'échantillonnage.

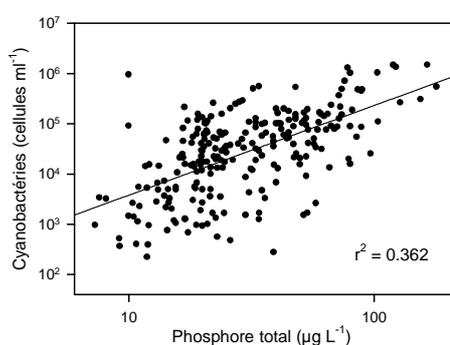


Figure 1. Relation entre la densité en cyanobactéries et la concentration en phosphore total pour une série d'échantillons prélevés par le MDDEP sur sept lacs du Québec entre 2000 à 2006. Il est intéressant d'observer que la densité varie sur quatre ordres de grandeur pour une variation de deux ordres de grandeur en phosphore, indiquant la grande sensibilité des cyanobactéries à un faible apport en phosphore. Figure adaptée de Boissonneault et al. (2007).

Un des problèmes majeurs lié à la prolifération des cyanobactéries est l'exposition des humains aux cyanotoxines produites via la consommation d'eau contaminée (par ex. perturbation du système nerveux, dommages au foie, irritation de la peau, cancers; Carmichael 2001). Alors que le phosphore et la stabilité de la colonne d'eau semblent être les facteurs clés directement impliqués dans la prolifération des cyanobactéries, la production de cyanotoxines n'est pas nécessairement régulée par les mêmes facteurs. Par exemple, plusieurs études suggèrent que l'azote est un élément déterminant dans la production de cyanotoxines (Downing et al. 2005). Toutefois, plusieurs autres facteurs (par ex. le phosphore, la lumière, la température) montrent une corrélation avec la concentration en toxines (les microcystines; Giani et al. 2005, Lavoie et al. 2007), mais probablement parce que ces facteurs contrôlent l'abondance des espèces qui produisent ces toxines. En fait, on comprend encore mal les raisons pour lesquelles les cyanobactéries produisent des toxines. **C'est pourquoi les recherches doivent focaliser sur une meilleure compréhension et éventuellement une gestion des facteurs qui stimulent le développement des espèces productrices de toxines.**

Certaines cyanotoxines peuvent s'accumuler dans les poissons, les crustacés et les mollusques consommés par les humains et ainsi causer des problèmes de santé. Par ailleurs, une toxine nommée beta-méthylamino-L-alanine (BMAA) est connue pour être bioamplifiée dans le réseau trophique (c.-à-d. une augmentation de concentration d'un maillon trophique à l'autre; Cox et al. 2003). Les BMAA pourraient être liées à certains décès causés par des maladies neurodégénératives (par ex. la maladie d'Alzheimer). Cet exemple souligne le besoin de mieux comprendre l'accumulation des cyanotoxines dans les produits de consommation humaine.

2. ENJEUX SUR LA PROLIFÉRATION DES CYANOBACTÉRIES

2.1. La gouvernance

Les enjeux de gouvernance découlant de la situation des lacs en regard des cyanobactéries touchent particulièrement une des cinq orientations de la Politique nationale de l'Eau (PNE) du Québec (Gouvernement du Québec 2002), soit la mise en place de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant (GIEBV) afin de réformer la gouvernance de l'eau. Cette orientation s'articule autour de cinq axes d'intervention: (i) la révision du cadre juridique concernant l'eau; (ii) la mise en place de la gestion par bassin versant; (iii) le développement des connaissances sur l'eau; (iv) l'instauration des instruments économiques pour la gouvernance; et (v) le renforcement des partenariats et des relations du Québec. L'adoption de la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection* (ci-après, loi sur l'eau) est venue, le 11 juin 2009, concrétiser les axes (i) et (ii) de cette orientation sur la gouvernance (Assemblée nationale 2009). Ainsi, en ce qui a trait au premier axe, la loi confirme que l'eau, de surface ou souterraine, est une ressource collective du patrimoine commun et, selon un recours de nature civile, elle institue que le Procureur général peut exiger la réparation de tout préjudice écologique encouru par la ressource (par ex. une remise en état ou le versement d'une indemnité financière). Pour ce qui est du deuxième axe, la loi introduit des règles de gouvernance fondées sur une gestion intégrée et concertée, à l'échelle des bassins désignés par le MDDEP, et la prise en compte des principes du développement durable. De plus, la loi définit les conditions d'élaboration et de mise à jour des plans directeurs de l'eau (PDE). Afin de relever le défi de gouvernance de la situation des lacs en regard des cyanobactéries, nous présentons dans les sous-sections suivantes une synthèse des conclusions d'un mémoire de maîtrise sur la GIEBV de l'INRS-ETE (Laberge 2009) ainsi que des remarques incluses dans le mémoire de Rousseau (2008) portant sur le projet de loi 92 (première appellation du projet de loi 27), et ce en y juxtaposant des suggestions.

2.1.1. Évaluation économique des biens et services environnementaux

Au fil des ans, nous avons articulé au Québec les principes de la GIEBV comme suit (Rousseau et al. 2000a et b, Villeneuve et al. 2008): « *La quantité et la qualité de l'eau en un point donné de l'espace intègrent les impacts des usages de l'eau, des utilisations du territoire, et les contextes socio-politique et législatif en amont. La gestion des activités humaines liées à l'eau à l'échelle du bassin versant et en fonction des objectifs de tous les intervenants constitue donc la seule approche durable de la protection de la ressource eau* ». L'expression « durable » dans cette définition sous-entend le développement qui découle de la dynamique sociale nécessaire entre le développement économique et les impératifs écologiques permettant de répondre aux besoins présents sans compromettre celui des générations futures (Gendron 2007). La logique économique doit également passer par l'évaluation monétaire de la dégradation des biens et services environnementaux encourus par le développement (Tietenberg 2000) ou encore l'évaluation des bénéfices économiques découlant des biens et services environnementaux récupérés dans un contexte de mise en place de mesures de mitigation (Salvano et al. 2006, Yang et al. 2007). Selon le

Gouvernement du Québec (MENV 2004a), la GIEBV correspond à: « *un ensemble coordonné de décisions et d'actions collectives et privées qui, dans le choix des projets de mise en valeur, de restauration et de protection de l'eau (surface et souterraine) et des écosystèmes aquatiques, prend en compte les différents usages et facteurs (environnementaux, sociaux, économiques, politiques et culturels) impliqués sur la base de bassins versants* ». Le concept d'internalisation des coûts environnementaux n'est pas du tout explicite dans cette définition. À l'instar de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE; Official Journal of the European Community 2000), **nous proposons que l'évaluation économique des biens et services environnementaux encourus (perdus ou obtenus) par le développement soit considérée comme un argument supplémentaire à la mise en place d'actions sur le terrain et de projets de recherche pour contrer la problématique des cyanobactéries en milieu lacustre.**

2.1.2. Organismes de bassin versant et plans directeurs de l'eau

Il est bon de rappeler que les plans directeurs de l'eau (PDE) « *rassemblent les éléments d'information nécessaires à la compréhension des possibilités et des problèmes d'ordre hydrique et environnemental du bassin versant ainsi que les interventions envisagées comme solutions, notamment en matière de protection, de restauration et de mise en valeur de l'eau* » (MENV 2004b). Étant donné le statut juridique des PDE et des tables de concertation que sont les organismes de bassin versant (OBV) qui en sont les maîtres d'œuvre, il est dommage que la loi sur l'eau ne précise pas leur statut ni ne leur octroie les droits et les pouvoirs, incluant le financement, nécessaires à leur plein déploiement. Par contre, il est clair que le PDE est un outil de gouvernance incontournable pour mettre en place des actions visant à diminuer l'accélération du vieillissement des plans d'eau québécois. Malgré les ressources et les efforts consentis pour réaliser le PDE, les coordonnateurs des OBV ayant participé à l'étude de Laberge (2009) admettaient que la collaboration des acteurs de l'eau à la réalisation du PDE était plutôt faible. D'autant plus que les ressources financières pour réaliser le PDE étaient jugées insuffisantes par les répondants, ce qui est plutôt fâcheux, car selon cette étude, les OBV ont une bonne capacité à développer des partenariats avec les acteurs de l'eau, particulièrement en ce qui a trait aux relations de confiance et au consensus. En dépit des ressources et des efforts consentis pour réaliser le PDE, les répondants admettaient qu'il n'y avait pas encore de transfert tangible des responsabilités de gestion vers les OBV et que l'implication des acteurs à la réalisation du PDE était plutôt mitigée. Si les OBV n'ont pas l'autorité et les responsabilités correspondantes, ils ne pourront pas jouer efficacement leur rôle sur l'échiquier de la gestion de l'eau et s'assurer que la mise en œuvre du PDE se fasse par les acteurs selon leurs responsabilités. **Cela étant, il demeure clair que les OBV et leur PDE représentent des outils de gouvernance intéressants pour s'attaquer au problème de prolifération des cyanobactéries, cependant, il est aussi évident que des ressources financières supplémentaires seront requises pour rencontrer ce défi. Plus particulièrement, les OBV auront besoin de ces ressources pour assurer le leadership et la coordination de tous les intervenants.** Cela devra passer sans aucun doute par une compréhension exhaustive du partage des responsabilités entre tous les acteurs de l'eau, ce qui ne sera pas

une tâche facile. Toutefois, étant donné que plusieurs OBV sont reconnus dans leur milieu et ont établi au fil des ans des liens avec les principaux décideurs, ils ont prouvé, malgré peu de moyens, leur savoir-faire et acquis une certaine visibilité et crédibilité.

2.2. Le développement des connaissances

2.2.1. Outils de détection et échantillonnage

Afin de prévenir les risques liés à la prolifération des cyanobactéries, il est nécessaire de mettre à la disposition des gestionnaires de l'eau des outils permettant de prédire le risque de développement des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries (FEC) et de suivre efficacement leur évolution dans le temps et dans l'espace. Actuellement, le moyen le plus sûr pour détecter la présence des FEC est l'échantillonnage *in situ*. Par conséquent, il est indispensable de maintenir les programmes de surveillance existants gérés par le MDDEP, voir de les consolider. Toutefois, ce processus de surveillance est laborieux et pour des impératifs budgétaires évidents, il demeure limité dans le temps et dans l'espace. Par conséquent, il y a un besoin urgent pour le développement de l'exploitation des sondes et capteurs portatifs permettant une estimation automatisée et rapide de la prolifération des cyanobactéries et du phytoplancton dans les plans d'eau. De tels systèmes contribueront à réduire le temps et les coûts d'acquisition des données sur la qualité des eaux lacustres au Québec. Ces systèmes se doivent également de mesurer en même temps certaines caractéristiques physico-chimiques de la colonne d'eau (par ex. température, structure thermique, oxygène dissous, turbidité) nécessaires pour la compréhension de la dynamique de prolifération des cyanobactéries.

La rationalisation des efforts de surveillance est souhaitable et possible grâce à l'adjonction d'autres moyens de surveillance complémentaires et relativement peu coûteux tels que les « détecteurs citoyens » et la télédétection. Ces systèmes permettent de mieux cibler et d'orienter les efforts d'échantillonnage vers les plans d'eau à risque. D'ailleurs, un réseau de « détecteurs citoyens » connu sous le nom de Réseau de surveillance volontaire des lacs (<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsv-lacs/index.asp>) est déjà en place. Toutefois, des efforts de recherche et développement sont nécessaires pour exploiter pleinement l'information produite par un tel réseau ainsi que sur la manière optimale d'intégrer cette information dans le processus opérationnel de surveillance des lacs par les services du MDDEP. Par ailleurs, la télédétection constitue une autre source d'information de choix pour le suivi des FEC. Le potentiel de l'imagerie satellitaire ou aéroportée à détecter les fleurs d'eau et en saisir l'étendue spatiale n'est plus à démontrer. En effet, les données de télédétection dans le visible et l'infrarouge permettent d'estimer la biomasse chlorophyllienne, la matière en suspension et la matière organique dissoute et ce, sur une large étendue et avec une fréquence temporelle quotidienne. Ainsi, les données de télédétection sont depuis des années utilisées en océanographie pour le suivi du phytoplancton en haute mer et en régions côtières (Kahru et al. 1994; Folkestad et al. 2005). Avec l'avènement de la nouvelle génération de capteurs satellitaires (meilleure résolution spatiale et spectrale) dans les années 2000, on assiste à un transfert accru des connaissances et des approches développées en milieu marin vers le suivi des FEC dans les

grands plans d'eau douce (par ex. les Grands Lacs, Becker et al. 2009). Par conséquent, il faudrait promouvoir l'utilisation au Québec de la télédétection spatiale et/ou aéroportée pour qu'elle devienne une partie intégrante du système de surveillance des plans d'eau douce du Québec et ce, par le développement d'algorithmes de détection des FEC adaptés aux conditions spécifiques à ces écosystèmes.

Les méthodes conventionnelles utilisées dans les études de suivi des FEC (microscopie pour la taxonomie, spectrophotométrie pour la biomasse phytoplanctonique et HPLC pour les toxines) sont essentielles car elles quantifient les «vraies» valeurs de densité et de biomasse, permettent de quantifier les espèces de cyanobactéries ayant un potentiel toxique et le dosage des cyanotoxines. Par contre, ces méthodes conventionnelles reposent sur un échantillonnage ponctuel ne permettant pas de suivre le déplacement et l'évolution temporelle des cyanobactéries avec une résolution suffisante à moins d'un effort colossal. La détection des cyanobactéries par des sondes de fluorescence *in vivo* (FIV) est une approche prometteuse, relativement accessible et déjà utilisée par certains intervenants dans la gestion de l'eau pour estimer *in situ* la biomasse du phytoplancton et des cyanobactéries (fluorescence naturelle émise par la chlorophylle-a et la phycocyanine, respectivement). Ces outils de détection se doivent d'être simple d'utilisation, robustes et suffisamment sensibles pour permettre la détection des cyanobactéries avant qu'elles ne forment des fleurs d'eau visibles en surface.

Puisque certaines espèces de cyanobactéries toxiques ne forment pas d'accumulation visible en surface (par ex. elles se maintiennent dans le métalimnion), un observateur riverain ou même l'application d'outils de télédétection ne permet pas de les détecter. Les sondes de FIV peuvent localiser ces accumulations car elles sont conçues pour faire des profils verticaux dans la colonne d'eau. Cette approche peut être associée par exemple à l'échantillonnage ponctuel de l'eau pour analyse taxonomique et dosage des toxines. Il est aussi possible de placer la sonde à un endroit fixe et de mesurer la fluorescence en continu (par ex. à l'entrée d'une usine d'eau potable ou près d'une prise d'eau; Izydorczyk et al. 2005). Les sondes de FIV ne peuvent en aucun cas distinguer les espèces toxiques des espèces inoffensives (Schofield et al. 1999). Par ailleurs, le niveau de précision des sondes doit être pris en compte attentivement et dépend du type d'étalonnage effectué (APEL 2009). **Cet instrument demeure donc un outil complémentaire à l'analyse taxonomique et à l'analyse directe des toxines.** D'ailleurs, il est primordial que l'expertise en taxonomie développée en milieux universitaires et gouvernementaux (par ex. CEAEQ) soit préservée, valorisée et consolidée. Cette expertise qui demande beaucoup de temps et d'effort à acquérir est très rare au Québec, la rendant encore plus précieuse. Le développement d'ouvrages de référence sur la flore des lacs du Québec serait également souhaitable.

L'utilisation d'une sonde de FIV (YSI-6600) au lac Saint-Charles montre les différents patrons de distribution verticale de la biomasse algale (chlorophylle-a) durant la saison estivale en 2007 et 2008 (Fig. 2; pour plus de détails voir APEL 2009). On observe qu'en 2007, les accumulations se trouvent surtout entre 2 et 4 mètres de profondeur, alors qu'en 2008, les accumulations sont surtout localisées à la surface du lac. L'échantillonnage seul du premier mètre de la colonne d'eau (comme c'est souvent le cas), ne permettrait pas *a priori* de localiser cette biomasse plus profonde. Toutefois, si cette population migre vers la

surface à une certaine période de la journée (en tout ou en partie), puis est poussée par le vent vers les berges, un riverain peut alors observer l'accumulation à l'œil nu et déclencher une demande d'analyse.

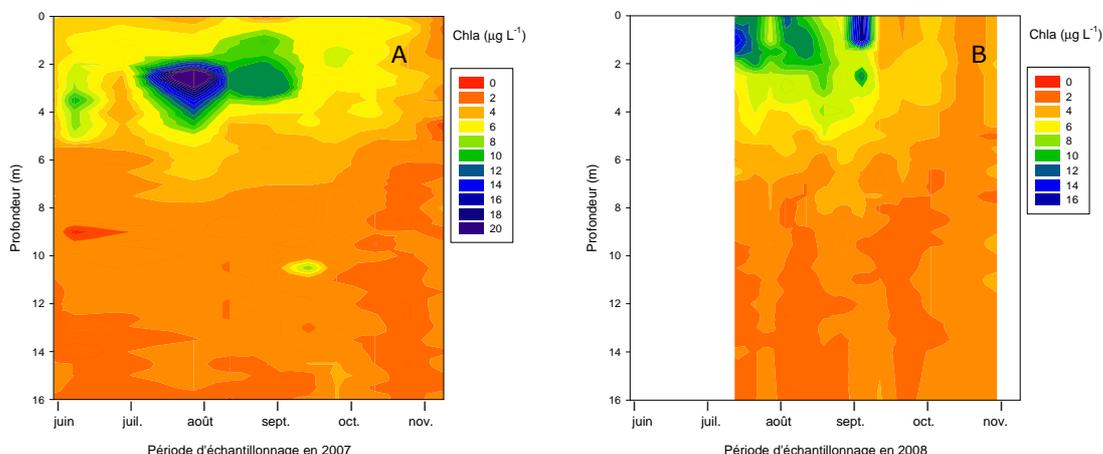


Figure 2. Évolution de la biomasse (chlorophylle-a) estimée par la sonde de FIV YSI-6600 au centre du bassin nord du lac Saint-Charles sur toute la profondeur de la colonne d'eau pendant la saison d'échantillonnage en 2007 (A) et 2008 (B).

Ces résultats nous mènent à poser la question suivante: pour statuer sur l'état trophique d'un lac, doit-on considérer la moyenne estivale sur toute la colonne d'eau ou seulement la moyenne des valeurs obtenues en surface? Dans le cas du lac Saint-Charles, la moyenne estivale utilisant toutes les données de l'épilimnion (0-4 m, échantillonnage hebdomadaire au centre du bassin nord) donne 7.4 et 6.9 $\mu\text{g Chla L}^{-1}$ respectivement en 2007 et 2008, des valeurs différentes (surtout en 2007) de celles obtenues en ne prenant en compte que les données de surface (respectivement 5.7 et 7.3 $\mu\text{g Chla L}^{-1}$). Cet exemple souligne le besoin de considérer attentivement les protocoles d'échantillonnage, dépendamment des objectifs visés, car des différences notables pourraient survenir selon l'approche employée, en particulier lorsque le nombre d'échantillons récoltés dans le temps et l'espace est faible.

2.2.2. Modélisation

Le développement d'outils de prédiction du risque des FEC constitue un autre axe de recherche à prioriser. Le développement de tels outils passe d'abord par l'amélioration de notre compréhension des facteurs contrôlant les épisodes de FEC. En effet, en plus des avantages compétitifs des cyanobactéries leur permettant de coloniser et de dominer divers types d'environnement, plusieurs facteurs environnementaux interviennent dans leur prolifération. En général, ceux-ci sont en lien avec la disponibilité en nutriments (phosphore, azote), en lumière (ensoleillement, turbidité) et la stratification de la colonne d'eau (température, vent). Ces facteurs pris individuellement ne permettent pas toujours de prédire ou d'expliquer l'occurrence des FEC, et l'effet conjugué de l'ensemble des facteurs demeure méconnu. La modélisation constitue un outil à privilégier pour comprendre les mécanismes d'initiation, de développement, de maintien et de déclin des FEC et étudier les liens entre l'occurrence et/ou l'intensité des FEC et les facteurs environnementaux. Or l'accès à des bases de données historiques et des séries temporelles fiables et abondantes

sur les épisodes de FEC constitue la pierre angulaire du processus de modélisation. D'où également la nécessité de maintenir et consolider les programmes de surveillance tel que souligné plus haut.

En modélisation, l'accent a été mis en priorité sur les modèles écologiques qui traitent des mécanismes de prolifération des cyanobactéries ainsi que sur les modèles hydrologiques qui traitent des mécanismes de production, de transport et d'accumulation des nutriments, en particulier le phosphore, dans les écosystèmes aquatiques (GRIL 2009). Cependant, vu le grand nombre de paramètres impliqués dans la modélisation et la complexité des phénomènes à modéliser, l'utilisation opérationnelle de ces modèles demeure limitée. De plus, malgré qu'ils soient nécessaires pour la compréhension des mécanismes sous-tendant les FEC, ces modèles ne permettent pas d'estimer directement le risque de développement d'une FEC. D'où la nécessité de développer des modèles stochastiques qui ont la capacité de décrire les relations entre la prolifération des cyanobactéries et les variables environnementales prévalant sur le bassin versant d'un plan d'eau donné, c'est-à-dire se baser sur les facteurs environnementaux pour estimer la probabilité d'un lac donné à développer une FEC d'une intensité donnée et à une période donnée de l'année. Dans ce sens, les épisodes de FEC devraient être considérés comme des événements caractérisés par un début, une fin, une durée et une intensité. La fréquence de leur occurrence n'est en fin de compte que la résultante des conditions climatologiques prédominantes (précipitations, température, vent, rayonnement, etc.) et portent la signature de la morphologie du plan d'eau (profondeur, largeur, compacités, etc.), des conditions physiographiques du bassin (superficie, pentes, couverture du sol, érodabilité des sols, etc.), et des caractéristiques d'occupation et d'utilisation du territoire (activités économiques, pratiques culturelles, démographie, etc.). Par ailleurs, de tels modèles, une fois validés, constitueront le banc d'essai idéal pour l'étude et la comparaison entre plusieurs scénarios concurrents d'aménagement et d'intervention en vue de réduire la prolifération des cyanobactéries et ce, à moindre coût. Finalement, ces modèles constitueront un outil puissant aux mains des décideurs pour investiguer et préparer les mesures d'adaptation aux impacts des changements climatiques sur l'occurrence et l'intensité des FEC.

2.2.3. Traitement des cyanobactéries et de leurs toxines

Les cyanotoxines sont classées dans la catégorie des micropolluants organiques présents dans l'eau à l'état de trace, c'est à dire à des niveaux de concentration allant du nanogramme par litre à quelques dizaines de microgramme par litre, dépendamment du niveau de prolifération des cyanobactéries. Ces composés ne participent globalement qu'à une très faible proportion de la matière organique dissoute (~1 % du carbone organique dissous), mais leur présence dans les eaux est à prendre en considération en raison de leur toxicité pour l'homme (Carmichael 2001; Falconer et Humpage 2005). Des études réalisées au Québec ont rapporté plusieurs cas de contamination des eaux de surface par des cyanobactéries et les cyanotoxines (MDDEP 2009a). Dans certains cas, les concentrations des cyanotoxines mesurées dans ces eaux étaient supérieures à la concentration maximale acceptable ($1.5 \mu\text{g L}^{-1}$) et prescrite par Santé Canada pour l'eau potable (Santé Canada 2002).

Au Québec la plupart des usines de production d'eau potable utilisent une filière de type classique comprenant une étape de prétraitement physico-chimique (coagulation-floculation-décantation), suivie d'une filtration sur sable et d'un traitement de désinfection. Une telle filière n'est pas appropriée pour éliminer efficacement ce type de micropolluant organique réfractaire. Pour faire face à cette problématique en expansion, les filières de traitement d'eau devront s'adapter en vue de fournir une eau traitée respectant les critères de qualité de l'eau et les normes d'approvisionnement en eau potable qui deviennent de plus en plus strictes. Les recherches actuelles sont désormais orientées vers des technologies simples, compactes, peu coûteuses, pouvant s'automatiser et capables d'améliorer les systèmes actuels de potabilisation des eaux. Des procédés conventionnels tels que la chloration peuvent s'avérer inadéquats, notamment par leur manque de fiabilité pour l'oxydation des cyanotoxines et par le risque encouru suite à la formation de sous-produits toxiques (par ex. les organochlorés). Des méthodes alternatives telles que la combinaison d'un traitement à l'ozone et au peroxyde d'hydrogène permettent une oxydation plus fiable des cyanotoxines en assurant un effet rémanent à la sortie du contacteur (Munter et al. 2001; Zhou et Smith 2001). Ce type de traitement peut être facilement mis en œuvre dans les usines de potabilisation des eaux possédant déjà une unité d'ozonation. L'utilisation du charbon actif en poudre peut également constituer une avenue permettant l'élimination des cyanotoxines notamment lors de contaminations ponctuelles des eaux par les FEC toxiques. Aussi, l'intégration d'un traitement sur charbon actif en grain, notamment en filtration bicouches (sable/charbon actif en grain), peut constituer une alternative dans le cas de la modernisation d'une usine de production d'eau potable. La sélection des matériaux (nature, densité, taille effective et friabilité) devrait être réalisée en tenant compte des contraintes hydrauliques. Une telle installation permettra non seulement d'accroître l'efficacité de la filière de potabilisation des eaux mais contribuerait également à accroître la capacité de production sans procéder nécessairement à la construction de nouvelles infrastructures.

En somme, des actions concrètes et des mesures d'urgences peuvent être entreprises par les usines de traitement des eaux lors d'une contamination des eaux brutes par les cyanobactéries et leurs toxines. En 2008, un portrait des stations municipales de production d'eau potable approvisionnées en eau de surface au Québec a permis d'identifier que 46% des 284 stations sont non efficaces pour éliminer les cyanobactéries et leurs toxines et que 28% des stations possèdent une efficacité partielle (MDDEP 2008). Ainsi, des mesures devront être prises afin d'adapter et moderniser les filières existantes pour lesquelles une insuffisance de traitement a été décelée.

2.2.4. Autres secteurs de recherche à prioriser

Les chercheurs ont identifié les secteurs de recherche suivants comme nécessitant un effort particulier dans les années à venir:

- ♦ Mieux quantifier les échanges de phosphore entre les sédiments et l'eau des lacs (échanges horizontaux aux berges et verticaux en zone anoxique) permettant d'établir les conditions menant au relargage du phosphore par les charges internes.

- ◆ Élargir notre compréhension des facteurs qui stimulent le développement des espèces à potentiel toxique (et l'expression de leur toxicité) et qui affectent la compétition entre les espèces toxiques et non toxiques (Kardinaal et al. 2007), afin de mieux gérer le risque sanitaire associé à la présence des toxines. Une des approches à favoriser est le développement d'outils moléculaires permettant d'identifier les espèces de cyanobactéries et les gènes responsables pour la production de toxines ainsi que les facteurs qui influencent leur expression (Rantala et al. 2006).
- ◆ Élargir notre compréhension du cycle de vie des cyanobactéries (incluant les phases dormantes) en mettant l'accent sur l'influence des variables climatiques (Wiedner et al. 2007).

2.3. Les installations septiques et les stations d'épuration

Les effluents issus des petites stations d'épuration des eaux usées peuvent encore contenir des quantités non négligeables de polluants organiques, inorganiques et bactériens, en partie causé par une insuffisance de traitement et un sous dimensionnement de ces installations. Par ailleurs, les installations septiques domestiques ne sont pas conçues pour retenir le phosphore, c'est pourquoi elles peuvent être à l'origine d'un apport non négligeable en phosphore vers les lacs si les caractéristiques du sol ne permettent pas une bonne rétention. Dans certains cas, ces rejets peuvent constituer le principal apport de phosphore et de matière organique dans l'environnement. Dans l'optique de protéger le milieu récepteur contre la prolifération excessive des cyanobactéries, des niveaux plus contraignants de rejets en phosphore et en matière organique devront être imposés à certains résidants et collectivités, particulièrement dans les bassins versants d'un réservoir d'eau potable. La protection de l'environnement et des écosystèmes devraient prévaloir sur les droits acquis des résidants. Par ailleurs, la mise en place d'installations septiques doit être réalisée sous la supervision d'ingénieurs détenant l'expertise nécessaire permettant d'atteindre les objectifs visés. Une surveillance environnementale accrue permettra de faire respecter ces normes de manière concrète.

L'ordre de grandeur des concentrations de phosphore total rencontrées dans les eaux résiduaires urbaines dépasse parfois 10 mg L^{-1} , alors que la nouvelle réglementation sur les rejets d'eaux usées impose des concentrations inférieures à 1 mg L^{-1} et variant selon quatre catégories de lacs (www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/reduc-phosphore/index.htm). Ces nouvelles exigences devraient s'appliquer à toutes les stations municipales d'épuration situées dans les bassins versants des lacs touchés par les FEC (jugés prioritaires, préoccupants ou sous surveillance), et non pas seulement aux nouvelles installations ou celles devant subir des modifications. Pour s'assurer que les réseaux municipaux sont tous conformes aux normes de rejet, chaque station d'épuration devrait fournir mensuellement au MDDEP un rapport détaillé des analyses sur les eaux de rejets. Pour rencontrer ces normes de rejet, ces effluents résiduaires municipaux devront être soumis à des traitements avancés de déphosphatation suivant les meilleures technologies disponibles, telles que le traitement tertiaire physicochimique ou électrochimique ou encore l'utilisation de système de traitement membranaire. Ce traitement complémentaire devrait permettre non seulement

d'éliminer le phosphore résiduel, mais également contribuer à la désinfection des effluents qui souvent abritent et transportent encore de nombreux microorganismes (virus, bactéries, levures, protozoaires, helminthes) dont certains peuvent être pathogènes pour l'homme.

2.4. Les rejets agricoles

L'administration publique de l'eau aux États-Unis (Gariépy et al. 2006) et dans la communauté européenne (Official Journal of the European Community 2000) ainsi que la tendance actuelle au Québec (par ex. la PNE du Gouvernement du Québec et l'adoption de la loi sur l'eau par l'Assemblée nationale) reconnaissent le besoin de se doter de programmes et de règlements pour supporter la GIEBV afin de contrôler la pollution à la source et de définir des objectifs de qualité de l'eau basés sur les usages visés. Les objectifs à atteindre sont définis à l'aide de différents paramètres ou indicateurs biologiques et physico-chimiques (par ex. ceux utilisés pour la définition des critères de qualité de l'eau, MDDEP 2008), et plus particulièrement pour les eaux de surface, d'autres indicateurs hydro-morphologiques et biologiques capables de bien circonscrire l'état écologique ou l'intégrité biologique (par ex. Grenier et al. 2009). Aux États-Unis (USEPA) et en Europe, les concepts respectifs d'allocation de charges maximales journalières (TMDL, *total maximum daily load*) et d'approche combinée représentent certes des éléments structurants à cet égard. À titre d'exemple, le programme TMDL a pour but d'orienter les ressources et les actions d'assainissement vers les cours d'eau prioritaires quant à leur dégradation et leur potentiel d'usage. Par définition, une TMDL représente la quantité totale de polluants de source ponctuelle, diffuse (agricole, urbaine, forestière) ou naturelle qui peut être admise dans un cours d'eau sans causer de perte d'usage. Dans la pratique, la mise en place d'une TMDL ressemble beaucoup à une des actions d'un plan de gestion par bassin versant, c'est-à-dire, la détermination des apports et l'attribution à chaque source d'objectif de réduction. L'USEPA s'est également dotée de programmes basés sur des outils économiques d'échanges de droits ou de crédits d'émission de polluants dans les bassins versant (Gariépy et al. 2006). Ces programmes prennent tout leur sens lorsqu'un pollueur aux prises avec des coûts élevés de contrôle de pollution décide de contribuer volontairement au contrôle, à moindre coût, de la charge polluante d'un autre pollueur, et ce, pour un gain de qualité de l'eau équivalent ou supérieur. Ces échanges s'effectuent principalement entre des émissaires de traitement des eaux usées municipales ou industrielles et des sources diffuses agricoles ou urbaines. La plupart des contaminants sont des composés de phosphore et d'azote, bien qu'il existe un intérêt pour les sédiments, la demande biologique en oxygène et la température.

Il existe au Québec des règlements relatifs aux quantités de phosphore et d'azote que l'on peut épandre sur les terres agricoles (par ex. le règlement sur les exploitations agricoles (REA), www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/index.htm) ainsi que des règles à suivre pour calculer leurs rejets ponctuels dans l'environnement (MDDEP 2007). Ils sont par définition bien intentionnés, mais ils demeurent des règlements très sectoriels. Par exemple, les plans agroenvironnementaux de fertilisation (PAEF) ne tiennent pas compte de l'hydrologie dans son sens le plus large (quantité et qualité de l'eau) et ils sont avant tout développés à partir de considérations agronomiques. Ainsi, il serait souhaitable que les PAEF

d'un bassin versant soient également établis pour répondre à des objectifs de récupération ou de protection des usages de l'eau suivant le cadre d'un PDE issu de la GIEBV.

Mis à part une modification nécessaire au REA pour le PAEF (adaptation au contexte de GIEBV), nous devons répondre à la problématique de l'intensité de l'exploitation agricole. En effet, les travaux de Patoine et Simoneau (2002), bien qu'ils traitent des données d'avant la mise en place du REA, démontrent que la concentration médiane de phosphore mesurée en rivière dépasse le critère de qualité de l'eau pour l'eutrophisation lorsque le contenu moyen des sols (agricoles et forestiers) des bassins versants excède par deux fois la richesse moyenne des sols (30 kg P Mehlich-3 ha⁻¹). Ceci implique que pour un bassin versant dont le niveau de richesse des sols agricoles est bon, soit 150 kg P Mehlich-3 ha⁻¹, on doit avoir un pourcentage d'occupation du bassin versant par les forêts de 90%. Plus récemment, Gangbazo et al. (2005) ont défini la capacité de support par les rivières pour le phosphore comme étant la somme des cultures à grand interligne et à interligne étroit qui permet de respecter le critère de l'eau pour la prévention de l'eutrophisation. Les résultats de leurs travaux montrent que cette somme est de l'ordre de 5% (par rapport à la superficie du bassin versant). Enfin, nos travaux de modélisation sur la rivière Beaurivage (superficie agricole de l'ordre de 36%) ont démontré que même si on appliquait une combinaison de pratiques de gestion bénéfiques (PGB; par ex. PAEF, rotations des cultures, bandes riveraines), il demeurerait très difficile de rencontrer le critère de qualité de l'eau pour prévenir l'eutrophisation des cours d'eau (Rousseau et al. 2008, Savary et Rousseau 2009a et b).

Tel que suggéré par Gangbazo et al. (2005), nous sommes rendus au point où dans les bassins versants problématiques, il faut avoir recours à une approche GIEBV avec en toile de fond la modélisation déterministe, afin d'élaborer des scénarios de PGB qui permettront de respecter la capacité de support des lacs et des cours d'eau. La première étape de ce travail serait sans aucun doute de comparer la performance de la modélisation avec les études empiriques de Patoine et Simoneau (2002) et Gangbazo et al. (2005).

2.5. La gestion des rives, du littoral et des plaines inondables

Tel que mentionné à la section précédente, nos travaux de modélisation sur le bassin versant de la rivière Beaurivage ont permis de simuler divers scénarios de PGB (Rousseau et al. 2008, Savary et Rousseau 2009a et b). Les PGB intégrées au modèle GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé) en lien avec ce mémoire étaient: la présence de bandes riveraines de 1m, 3m et 5m, l'usage de rampe à pendillards, la transformation des superficies de céréales et maïs en pâturages et foin et le recours au semis-direct. L'impact de chacune des PGB a été comparé à un scénario de référence en fonction des charges exportées et des probabilités de dépassement de critères de qualité de l'eau à l'exutoire des rivières Bras d'Henri (sous-bassin) et Beaurivage (0.03 mg phosphore total L⁻¹). Nous ne présentons ici que les résultats pour les bandes riveraines. Nous devons souligner que ces résultats proviennent d'un exercice de modélisation et que dans le cas des bandes riveraines nous avons utilisé une équation de régression pour en évaluer leur performance. Ces résultats n'ont pas été validés (aucune donnée disponible) avec des

données observées sur les bassins versants de ces rivières. Ainsi, à l'exutoire de la rivière Beaurivage, l'implantation de bandes riveraines de 1m, 3m et 5m occasionnerait respectivement des baisses de charges exportées en rivière de 28%, 41%, 48% pour le phosphore total. Il est important de noter que certaines PGB peuvent avoir un effet majeur sur les charges au sol qui ne se traduit pas nécessairement dans les mêmes proportions pour ce qui est des charges exportées en rivière. Ces différences doivent être estimées pour avoir un portrait adéquat sur les performances des PGB. Pour l'implantation de bandes riveraines de 1m, 3m et 5m sur le Bras d'Henri, on observe respectivement des baisses de la probabilité de dépassement de 4%, 6% et 7%. Les baisses de probabilité de dépassement à l'exutoire de la rivière Beaurivage sont très similaires.

La différence entre les taux de réduction des charges exportées au sol et les gains de qualité de l'eau sont un résultat important. Ainsi, les PGB ont un impact plus grand au champ que dans les cours d'eau et ce pour tous les contaminants adsorbés aux sédiments à l'étude. Ce résultat peut suggérer qu'il faudrait peut-être envisager implanter des PGB dans les cours d'eau tels que les fausses, à tout le moins pour réduire l'exportation des sédiments – il faudra penser à d'autres PGB pour les contaminants chimiques. Bien entendu, ces résultats reflètent l'intensité de l'agriculture en place dans les bassins à l'étude (36% et 52% des superficies des bassins de la Beaurivage et du Bras d'Henri sont en cultures représentatives des productions porcines et laitières, respectivement).

D'autre part, il ne faut pas négliger les apports en phosphore en provenance des usines de traitements des eaux usées sur le bassin versant. En effet, cette étude a démontré qu'en moyenne 25% des concentrations en phosphore total à l'exutoire du bassin de la Beaurivage provenaient de sources ponctuelles. Ces sources ponctuelles occasionnent à elles seules une probabilité de dépassement de 12% du critère de qualité de l'eau pour le phosphore total. Ces impacts nuancés en comparaison avec les charges de polluants exportées au sol doivent être également considérés dans un contexte agro-économique afin de bonifier ou freiner les pratiques à la ferme.

Par ailleurs, une étude à la Forêt Montmorency nous a permis de vérifier sur une période de deux ans suivant des coupes sur 50% de petits bassins forestiers, et ce selon les bonnes pratiques de gestion et sans prélèvement dans les lisières le long des cours d'eau, que les concentrations en phosphates demeuraient à l'intérieur des fluctuations observées avant la coupe (Tremblay et al. 2008). Une autre étude conduite par notre groupe sur des données à plus long terme a confirmé ces résultats (Jutras et al. 2009). En effet, dans le contexte des forêts boréales à l'étude, les phosphates qui devenaient disponibles suite aux prélèvements étaient selon toute vraisemblance immobilisés par les sols forestiers riches en calcium (Ca^{+2}).

Enfin, dans les cas où la gestion des rives, du littoral et des plaines inondables est incluse dans les schémas d'aménagement, d'ailleurs appliqués à des échelles administratives non-hydrologiques (MRC, municipalités), il faudrait que ces schémas soient arrimés aux PDE élaborés par les OBV. Pour relever ce défi, il est nécessaire que les OBV se voient octroyer des ressources financières supplémentaires et une reconnaissance juridique de leur rôle dans un contexte de GIEBV.

3. ÉTUDE DE CAS: LE LAC SAINT-CHARLES

Le signalement de FEC depuis 2006 au lac Saint-Charles, principal réservoir d'eau potable pour la Ville de Québec, a soulevé l'inquiétude des citoyens et des autorités régionales. Ce lac possède un bassin versant principalement couvert de forêts (80% du territoire), il n'est donc pas affecté de manière importante par les activités agricoles (1%). Par contre, des changements majeurs s'opèrent dans le plan d'eau depuis 1950, associés aux activités humaines de plus en plus intenses dans le bassin versant (APEL 2009). Des chercheurs de l'INRS-ETE et de l'Université Laval en partenariat avec l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) ont entrepris une étude du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, financée en partie par la Ville de Québec. Cette étude comporte les travaux de recherche de deux étudiants à la maîtrise et fournit un excellent exemple permettant d'illustrer des facteurs pouvant intervenir et moduler le développement des FEC. Elle a par ailleurs offert l'occasion de développer un outil pour faire le suivi des fleurs d'eau (détection de la fluorescence *in vivo*).

La première FEC au lac Saint-Charles a été signalée à l'automne 2006. En 2007, les cyanobactéries sont apparues de façon importante à partir du 17 août (illustré ici par l'augmentation en chlorophylle-a; Fig. 3). Les analyses sous microscope mettent en évidence la dominance de deux cyanobactéries potentiellement toxiques (les genres *Microcystis* et *Anabaena*) jusqu'au début du mois d'octobre en 2007. Les analyses de cyanotoxines montrent d'ailleurs à une occasion un dépassement du critère de qualité pour l'eau potable établi par Santé Canada (données du CEAEQ). Ce dépassement n'est cependant pas observé à l'entrée de l'usine de traitement d'eau potable de Loretteville (en aval sur la rivière Saint-Charles).

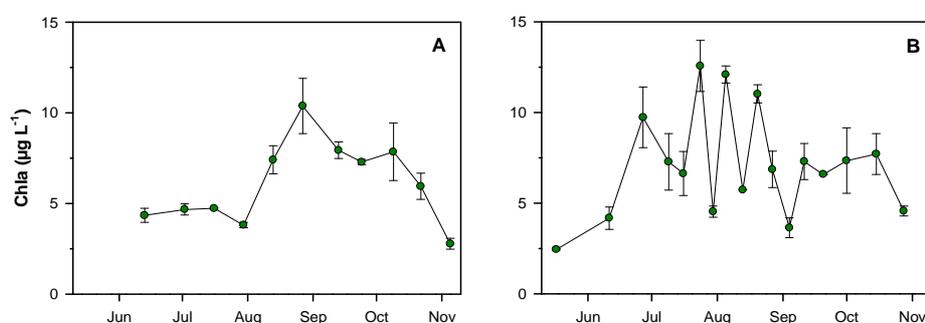


Figure 3. Variations temporelles des concentrations moyennes (\pm erreur type) de la chlorophylle-a en surface au lac Saint-Charles (3 stations) en 2007 (A) et 2008 (B).

En 2008, la situation s'est avérée fort différente du point de vue floristique. L'analyse indique une dominance du groupe des Chrysophyceae (les genres *Dinobryon* et *Synura*) et la biomasse des cyanobactéries est demeurée plus faible qu'en 2007. Des accumulations de *Microcystis aeruginosa* ont toutefois été détectées de façon sporadique (par ex. 100 000 cellules ml⁻¹ observées le 19 septembre 2008 à une profondeur de 2 mètres dans la Baie de l'Écho). L'analyse du risque associé aux cyanotoxines doit tenir compte de la diversité des cyanobactéries car plusieurs espèces ne forment pas de fleurs d'eau toxiques. Par exemple, la cyanobactérie *Aphanocapsa*, qui est la plus abondante au lac Saint-Charles en 2008, ne forme pas de fleurs d'eau et n'est généralement pas connue pour sa toxicité. Par contre,

cette cyanobactérie a déjà été associée à la production de microcystines (Domingos et al. 1999) et devrait donc tout de même faire l'objet d'un suivi.

Puisque la taille des cellules d'*Aphanocapsa* est relativement petite comparée à la taille des autres taxons, l'analyse de la biomasse (ou du biovolume) permet de mieux distinguer l'importance relative des différents groupes floristiques. Ainsi, on observe le cas d'une dominance en nombre de cellules de cyanobactéries (en bleu, population de Cyanophyceae dominée par *Aphanocapsa*, Fig. 4A) sans pour autant avoir de fleur d'eau, mais d'une dominance en biomasse par d'autres groupes de la communauté phytoplanctonique (en jaune et rouge, biovolume relatif des populations de Bacillariophyceae et de Chrysophyceae, Fig. 4B). **C'est d'ailleurs la biomasse et non la densité qui est la plus à même d'être corrélée à la quantité de toxines retrouvée dans l'eau** (Izydorczyk et al. 2005, Giani et al. 2005). Cet indice doit donc être sérieusement considéré dans l'analyse du risque associé à la présence de cyanobactéries et dans l'établissement des critères de qualité de l'eau potable.

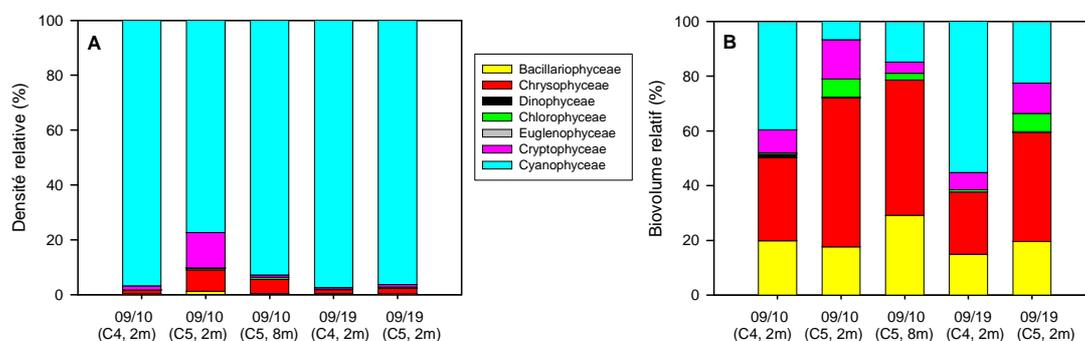


Figure 4. Densité relative (A) et biovolume relatif (B) des différents groupes floristiques en surface (2m) et en profondeur (8m) aux sites C4 et C5 du lac Saint-Charles (échantillons prélevés les 10 et 19 septembre 2008).

Ainsi, le lac Saint-Charles montre deux années où l'indice de biomasse algale est relativement similaire (concentration moyenne estivale en surface au centre du bassin nord de 5.7 et 7.3 $\mu\text{g Chl a L}^{-1}$, respectivement en 2007 et 2008; ces concentrations confèrent au lac Saint-Charles le statut méso-eutrophe), mais où la composition taxonomique diffère grandement, avec ses conséquences sur le niveau de risque associé à la présence de cyanobactéries à potentiel toxique. En 2008, la présence d'un genre de cyanobactérie non toxique ne formant pas d'accumulation visible ne signifie pas que les conditions se sont améliorées au lac Saint-Charles. D'ailleurs, les genres *Microcystis* et *Anabaena* sont retrouvées en 2009, mais la formation de fleurs d'eau n'est observée qu'à deux occasions durant l'été suite à d'assez fortes chaleurs (données du CEAEQ). Ces cyanobactéries laissent des cellules en dormance dans les sédiments et sont reconnues pour réapparaître lorsque les conditions leurs sont favorables. Leur potentiel de prolifération demeure donc bien effectif.

L'analyse des conditions limnologiques et météorologiques ne révèle pas de différence significative dans la concentration en phosphore (concentration moyenne estivale en surface au centre du bassin nord de 9.6 et 9.4 $\mu\text{g P L}^{-1}$, respectivement en 2007 et 2008; ces concentrations confèrent au lac Saint-Charles le statut oligo-mésotrophe) ni pour les autres variables mesurées (APEL 2009), mais une différence notable est observée dans la quantité

de chaleur cumulée dans le lac (Fig. 5). La chaleur cumulée à une date donnée est calculée en faisant la somme des degrés jour jusqu'à cette date (les degrés jours mesurent la différence entre la température moyenne d'un jour donné par rapport à une température de référence, en l'occurrence 20°C; cet indice est utilisé en agriculture pour l'identification d'unités thermiques de croissance et en hydrologie pour le suivi de la fonte). En 2007, la température de la colonne d'eau était significativement plus élevée (et la stratification thermique plus marquée) qu'en 2008 pour la période de juillet à octobre, et l'augmentation des degrés jours cumulatifs était beaucoup plus importante en 2007 qu'en 2008.

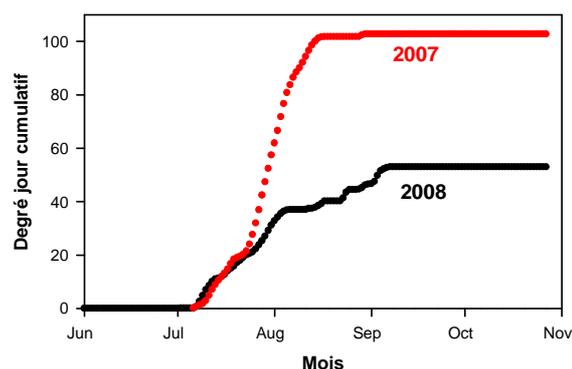


Figure 5. Degrés jours cumulatifs (au-dessus de 20°C) mesurés dans l'épilimnion au centre du bassin nord du lac Saint-Charles.

En effet, les cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau sont reconnues pour être favorisées par des températures élevées (Vincent 2009, Paerl et Huisman 2008). Combinées à une concentration suffisante en phosphore, les conditions météorologiques (et probablement aussi la séquence temporelle des événements météorologiques) auraient donc permis un développement considérable des FEC au lac Saint-Charles en 2007. Il est à noter que chaque période de prolifération importante dépose davantage de formes dormantes dans les sédiments et augmente le potentiel d'une prolifération accrue lorsque les conditions optimales se présentent de nouveau (Latour et al. 2007). Le lac Saint-Charles semble donc être dans une phase critique de sensibilité, où tout apport supplémentaire en phosphore ne peut qu'amplifier le problème.

La non-concordance entre le statut trophique basé sur la chlorophylle-a (mésotrophe) et le phosphore total (oligo-mésotrophe) souligne peut-être le besoin de reconsidérer les critères permettant de statuer sur l'état trophique d'un lac, sur lesquels reposent certaines décisions relatives à la réduction du processus d'eutrophisation. Le lac Saint-Charles soulève des questions, puisqu'il représente un cas où le phosphore total n'est pas représentatif des lacs envahis par les FEC toxiques ni même des fortes proliférations algales. C'est l'avènement des FEC dans ce réservoir d'eau potable et non pas la quantité de phosphore qui a généré ce sentiment d'urgence d'agir. Nous aurions avantage à réduire les apports en nutriments vers les lacs avant qu'ils ne montrent des signes avancés de dégradation. En effet, il est parfois difficile de renverser la situation lorsqu'une quantité importante de phosphore s'est accumulée dans le fond du lac et peut alors soutenir une forte production (recyclage des sources internes) même si les sources externes sont faibles. La restauration de lacs ayant cumulé de fortes charges en phosphore peut parfois être laborieuse,

particulièrement une fois que les FEC sont bien établies (voir par ex. le cas du lac Saint-Augustin et les mesures entreprises par l'équipe de Galvez-Cloutier; Sondergaard et al. 2007).

Les aléas météorologiques sont une chose, la tendance globale climatique au réchauffement (température et stabilité de l'eau) et à l'intensification des événements de pluie (et érosion potentielle) sont tout autre. Dans le contexte actuel des changements climatiques - sur lesquels notre empreinte ne pourra se faire sentir qu'à beaucoup plus long terme - il est tout particulièrement indiqué d'entreprendre rapidement des actions visant à réduire les apports en phosphore vers le lac, avant que les charges internes ne deviennent trop élevées et assurent à elles seules le maintien des FEC. Il est fort probable que cette situation soit similaire dans plusieurs lacs au Québec.

L'établissement d'un bilan sommaire de phosphore dans le bassin versant du lac Saint-Charles suggère qu'une part importante des apports pourrait être réduite en contrôlant mieux l'érosion et le degré d'imperméabilisation des sols et en appliquant des techniques avancées de réduction du phosphore des eaux usées par les stations d'épurations de Lac-Delage et de Stoneham et les installations septiques domestiques des riverains non raccordés au réseau municipal (APEL 2009). Chaque lac est un cas unique en ce qui a trait à l'importance relative des sources ponctuelles et diffuses en nutriments et à la dynamique interne de recyclage de ces sources, mais tous les lacs touchés de façon récurrente par des FEC ont en commun de subir une eutrophisation accélérée par l'activité humaine.

4. RECOMMANDATIONS

- ◆ Réduire au maximum le transfert de nutriments vers les cours d'eau et les lacs en agissant sur l'ensemble du bassin versant sans attendre que les fleurs d'eau de cyanobactéries soient apparues.
- ◆ Promouvoir des pratiques de gestion bénéfiques à l'égard des plans d'eau touchés par les fleurs d'eau de cyanobactéries selon le guide récemment publié par le MDDEP (MDDEP 2009b) et appliquer de manière déterminée des mesures incitatives à l'adoption de ces pratiques par des instruments économiques persuasifs, tels que l'écoconditionnalité.
- ◆ Arrimer la réglementation actuelle avec le concept de gestion par bassin versant, c'est-à-dire basée sur des objectifs de récupération ou de protection des usages de l'eau.
- ◆ Octroyer aux organismes de bassin et leur plan directeur de l'eau les ressources financières nécessaires et la reconnaissance juridique pour assurer le leadership et la coordination de tous les intervenants touchés par la problématique des cyanobactéries.
- ◆ Conférer un statut particulier aux bassins versants des réservoirs d'eau potable, particulièrement pour les grandes villes, impliquant des règles spécifiques de gestion du territoire, des normes de rejets plus sévères et un suivi rigoureux des conditions environnementales à l'échelle du bassin pour détecter toutes sources de contaminants.
- ◆ Réviser l'utilisation des seuils décisionnels de gestion pour qu'ils soient basés sur la biomasse des cyanobactéries plutôt que sur leur densité.
- ◆ Bonifier les bases de données, selon un protocole de suivi standardisé tenant compte de la variabilité spatiotemporelle associée aux cyanobactéries et au phosphore, par l'ajout de

variables, l'augmentation de la fréquence d'échantillonnage, et l'ajout d'autres lacs représentatifs du Québec, afin d'en arriver à mieux comprendre les facteurs qui contrôlent les fleurs d'eau de cyanobactéries et leur toxicité. Ces bases de données permettront à moyen terme d'établir des modèles permettant de mieux prédire les fleurs d'eau en attendant de voir agir les efforts de réduction des charges en nutriments.

- ◆ Assurer une mise en œuvre plus efficace de la GIEBV en supportant (Villeneuve et al. 2008): (i) un consensus social quant aux options de développement; (ii) des scénarios de développement explicites; (iii) la connaissance du territoire (un inventaire des usages et de l'utilisation du territoire, une connaissance suffisante des caractéristiques physiques et hydrologiques du bassin versant, une base de données contenant des informations sur la qualité et la quantité des ressources en eau); (iv) des outils de représentation efficaces tels que la modélisation (des outils informatiques modélisant l'ensemble des processus en cause, des ressources humaines ayant une connaissance suffisante pour leur mise en place et leur utilisation); et (v) une volonté politique de suivre les recommandations et de mettre en place les scénarios retenus dans le processus.

5. CONCLUSIONS

Des avancées majeures dans notre compréhension et notre capacité de gérer l'eutrophisation des milieux aquatiques ont été réalisées depuis les années 60 (Schindler 2006). La réduction des apports par les sources ponctuelles de phosphore a permis de diminuer la prolifération d'algues dans plusieurs lacs. Les sources diffuses en nutriments provenant des activités agricoles, de la déforestation et de l'urbanisation peuvent aussi être contrôlées en grande partie, mais cela nécessitera plusieurs années d'effort et ce dans un contexte socio-économique favorable, ce qui n'est pas par définition facile à contrôler dans une économie mondiale. Notre compréhension de l'eutrophisation et de sa gestion a évolué du simple contrôle des sources de nutriments vers une reconnaissance que ce phénomène est un problème cumulatif qui nécessite des interventions à plusieurs niveaux. Cependant, les apports excessifs en nutriments ne sont pas les seules pressions anthropiques auxquelles les milieux aquatiques doivent faire face. Les changements climatiques vont sans doute accroître la vulnérabilité des lacs du Québec aux fleurs d'eau de cyanobactéries en augmentant la température et la stabilité de l'eau. Les changements de précipitation vont aussi jouer un rôle étant donné l'importance du taux de renouvellement de l'eau sur l'eutrophisation. Il est ainsi fort probable que les fleurs d'eau de cyanobactéries constituent un problème croissant dans l'avenir, c'est pourquoi les gestionnaires de l'eau devront prendre en compte les effets des scénarios climatiques attendus sur la prolifération des cyanobactéries. Il est donc nécessaire d'élargir notre compréhension de l'influence des facteurs météorologiques sur le développement des différentes espèces de cyanobactéries afin de développer des modèles permettant de prédire leur risque d'apparition et de prolifération. Il est impératif d'agir promptement afin de protéger les ressources en eau pour les générations futures, mais aussi d'être en mesure de faire face à la présence des cyanobactéries et de leurs toxines en adaptant les usines de traitement de l'eau potable prenant source dans les plans d'eau touchés par les cyanobactéries.

BIBLIOGRAPHIE

- Assemblée Nationale. 2009. Projet de loi n° 27 affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection.
- APEL. 2009. Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec.
- Becker et al. 2009. Mapping cyanobacterial blooms in the Great Lakes using MODIS. *J. Great Lakes Res.* 35: 447-453.
- Boissonneault et al. 2007. Les fleurs d'eau de cyanobactéries; Analyse des données du MDDEP sur sept lacs québécois. Québec, INRS - Centre Eau Terre Environnement (rapport de recherche 1005), 65 pages.
- Bouchard Valentine. 2004. Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin: dynamique à court terme et stratification, Université Laval, Département de biologie, Mémoire de maîtrise.
- Carmichael. 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: The cyanohabs. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 7: 1393-1407.
- Chen et al. 2003. Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: *Microcystis*-domination in Lake Taihu, a large shallow lake in China. *J. Plankton Res.* 25: 445-453.
- Cox et al. 2003. Biomagnification of cyanobacterial neurotoxins and neurodegenerative disease among the Chamorro people of Guam. *P. Natl. Acad. Sci. USA* 100: 13380-13383.
- Domingos et al. 1999. First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. *Environ. Toxicol.* 14: 31-35.
- Downing et al. 2005. Medium N:P ratios and specific growth rate comodule microcystin and protein content in *Microcystis aeruginosa* PCC7806 and *M-Aeruginosa* UV027. *Microb. Ecol.* 49: 468-473.
- Dupuis et Hann. 2009. Warm spring and summer water temperatures in small eutrophic lakes of the Canadian Prairies: potential implications for phytoplankton and zooplankton. *J. Plankton Res.* 31: 489-502.
- Falconer et Humpage. 2005. Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2: 43-50.
- Folkestad et al. 2005. Inter-comparison of ocean colour data products during algal blooms in the North Sea. Proc. 2004 Envisat & ERS Symposium, Salzburg, Austria. P. 1889-1898.
- Gangbazo et al. 2005. Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore. MDDEP, Envirodoq : ENV/2005/0096.
- Gariépy et al. 2006. La gestion de l'eau par bassin versant aux États-Unis: entre incitatifs législatifs et intérêts des usagers. (Dans Les politiques de l'eau, grands principes et réalités locales. Brun et Lasserre, Éd. PUQ, coll. Géographie contemporaine, p.69-90).
- Gendron. 2007. Vous avez dit développement durable. Presses Internationales Polytechnique. Montréal, Canada.
- Giani et al. 2005. Empirical study of cyanobacterial toxicity along a trophic gradient of lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 2100-2109.
- Gouvernement du Québec. 2002. L'Eau. La Vie. L'Avenir. Politique nationale de l'eau du Québec. Envirodoq ENV/2002/0310] (www.menv.gouv.qc.ca).
- Gregor et al. 2007. Detection and estimation of potentially toxic cyanobacteria in raw water at the drinking water treatment plant by in vivo fluorescence method. *Water Res.* 41: 228-234.
- Grenier et al. 2009. Defining ecological thresholds to determine class boundaries in bioassessment tools: the case of the Eastern Canadian Diatom Index (IDEC). *Ecological Indicators* (Article soumis le 15/05/2009, révisions mineures demandées le 23/09/09).

- GRIL. 2009. Calcul de la capacité de support en phosphore des lacs: où en sommes-nous? Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique, avril 2009, 11 pages.
- Izydorczyk et al. 2005. Measurement of phycocyanin fluorescence as an online early warning system for cyanobacteria in reservoir intake water. *Environ. Toxicol.* 20: 425–430.
- Jutras et al. 2009. Long-term stream water quality monitoring following intense harvesting in an Eastern Canadian boreal forest (Article proposé le 16/11//2009 au *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*).
- Kahru et al. 1994. Satellite detection of increased cyanobacteria blooms in the Baltic Sea: Natural fluctuation or ecosystem change? *Ambio* 23: 469-472.
- Kardinaal et al. 2007. Microcystis genotype succession in relation to microcystin concentrations in freshwater lakes. *Aquat. Microb. Ecol.* 48: 1-12.
- Laberge. 2009. Portait des organismes de bassin versant du Québec et évaluation du plan directeur de l'Eau. Mémoire de maîtrise en sciences de l'eau, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement. 196 p.
- Latour et al. 2007. Sedimentary imprint of *Microcystis aeruginosa* (cyanobacteria) blooms in Grangent Reservoir (Loire, France). *J. Phycol.* 43: 417-425.
- Lavoie et al. 2007. Les fleurs d'eau de cyanobactéries, revue de littérature. Québec, INRS - Centre Eau Terre Environnement (rapport de recherche 916), 124 pages.
- MDDEP, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2007. Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique, 2e édition, Québec, MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-978-2-550-49172-9 (PDF), 57 p. et 4 annexes.
- MDDEP, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2008. Critères de qualité de l'eau de surface. Direction du suivi de l'état de l'environnement, MDDEP, Québec, 424 pp.
- MDDEP, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2009a. Bilan des lacs et cours d'eau touchés par les fleurs d'eau d'algues bleu-vert au Québec. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/algues.htm>.
- MDDEP, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2009b. Guide synthèse des bonnes pratiques à l'égard des plans d'eau touchés par les algues bleu-vert. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/guide-synth-bonne-pratiq.pdf>.
- MENV, Ministère de l'Environnement du Québec. 2004a. Gestion intégrée de l'eau par bassin versant au Québec: cadre de référence pour les organismes de bassins versants prioritaires. <http://www.MENV.gouv.qc.ca/publications/2004/ENV20040009.htm>.
- MENV, Ministère de l'Environnement du Québec. 2004b. Élaboration du plan directeur de l'eau : guide à l'intention des organismes de bassins. Document disponible à : <http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/plan-dir.htm>.
- Munteret al. 2001. Advanced oxidation processes (AOPs): Water treatment technology for the twenty-first century. *Kemia-Kemi* 28: 354-362.
- Official Journal of the European Communities. 2000. Directive 200/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October establishing a framework for Community action in the field of water policy. OJCL327, 22.12.2000.
- Paerl et Huisman. 2008. Blooms like it hot. *Science* 320: 57-58.
- Paerl et Huisman. 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1: 27-37.
- Patoine et Simoneau. 2002. Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières au Québec. *Vecteur Environnement* 35: 61-66.

- Rantala et al. 2006. Detection of microcystin-producing cyanobacteria in Finnish lakes with genus-specific microcystin synthetase gene E (mcyE) PCR and associations with environmental factors. *Appl. Environ. Microbiol.* 72: 6101–6110.
- Rousseau et al. 2000a. GIBSI: an integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia* 422/423: 465-475.
- Rousseau et al. 2000b. La gestion de l'eau par bassin versant : problématique, éléments de solution et exemples d'application du système informatisé GIBSI. *Vecteur Environnement* 33: 27-30, 51-54.
- Rousseau. 2008. Mémoire sur le Projet de loi no 92. Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection. Québec, INRS - Centre Eau Terre Environnement (rapport de recherche 1012), 30 pages.
- Rousseau et al. 2008. Développement du système de modélisation intégrée GIBSI (économie-hydrologie) et évaluation de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) à l'échelle des bassins hydrographiques Bras d'Henri et Beaurivage, Québec. Québec, INRS - Centre Eau Terre Environnement (rapport de recherche 918), 256 pages.
- Salvano et al. 2006. An environmental benefit-cost analysis case study of nutrient management in an agricultural watershed. *Can. Water Resour. J.* 31: 105-122.
- Savary et Rousseau. 2009a. Reference scenario for the evaluation of beneficial management practices on the Beaurivage watershed using the GIBSI integrated modeling system (Article en préparation pour *Transactions of ASABE*).
- Savary et Rousseau. 2009b. Evaluation of beneficial management practices on the Beaurivage watershed sediments, nutrients yield and water quality using the GIBSI integrated modelling system (Article en préparation pour *Transactions of ASABE*).
- Santé Canada 2002. Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines-LR. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/pdf/microcysf.pdf>.
- Schindler. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* 51: 356–363.
- Schofield et al. 1999. Optical monitoring and forecasting systems for harmful algal blooms: Possibility or pipe dream? *J. Phycol.* 35: 1477-1496.
- Sondergaard et al. 2007. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *J. Appl. Ecol.* 44: 1095-1105.
- Tietenberg. 2000. *Environmental and Natural Resource Economics*. Fifth Edition. Addison-Wesley. New York, NY.
- Tremblay et al. 2009. Changes in stream water quality due to logging of the boreal forest in the Montmorency Forest, Québec. *Hydrological Processes* 23: 764-776. DOI: 10.1002.
- Villeneuve et al. 2008. De l'hydrologie du bassin à la gestion intégrée par bassin versant. Tchiguirinskaia, Demuth et Hubert (Eds.), *River Basins - From Hydrological Science to Water Management - Bassin versants - de l'hydrologie à la gestion de l'eau*. IAHS Publication 323: 1-40.
- Vincent. 2009. Cyanobacteria. Dans: Likens, G.E. (ed.) *Encyclopedia of Inland Waters* vol. 3, Elsevier, Oxford U.K., pp 226-232.
- Wiedner et al. 2007. Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia* 152: 473-484.
- Yang et al. 2007. An integrated, economic-hydrologic, modeling framework for the watershed evaluation of beneficial management practices. *Journal of Soil and Water Conservation* 62: 423-432.
- Zhou et Smith. 2001. Advanced technologies in water and wastewater treatment. *Can. J. Civ. Eng.* 28: 49-66.