

2010

**Mémoire à la Commission des
transports et de l'environnement:
La situation des lacs au Québec en
regard des cyanobactéries**



BlueLeaf inc.

Avant-propos

Ce mémoire est préparé par BlueLeaf inc., Drummondville, Québec, Canada.

BlueLeaf inc. n'assume aucune responsabilité relativement au présent rapport ou à tout usage qui peut en être fait. Ce rapport et les informations qu'il contient ne peuvent être utilisés ou reproduits sans l'autorisation préalablement obtenue de BlueLeaf inc.

Tous droits réservés, BlueLeaf inc.

Photo page couverture © BlueLeaf inc.

Février 2010.

Table des matières

Avant-propos	2
Table des matières	3
Table des figures	6
Préambule	7
Présentation de BlueLeaf inc.	7
Structure de la présentation.....	7
Les cyanobactéries et le rôle du phosphore	8
Le phosphore : le problème principal.....	8
Les sources diffuses et non-diffuses.....	9
<i>Les sources diffuses agricoles</i>	10
<i>Les sources diffuses urbaines</i>	10
Le milieu agricole : une source importante de phosphore.....	10
<i>L'omniprésence du phosphore</i>	12
<i>Le phosphore dans les sols</i>	12
<i>Le phosphore dans l'aquifère</i>	14
<i>Le phosphore dans les sédiments de lacs (charges internes)</i>	15
La sensibilité des lacs aux changements de phosphore.....	16
L'importance stratégique du phosphore	16
<i>Pic de phosphore (« Peak Phosphorus »)</i>	16
<i>Récupération du phosphore</i>	18
Enjeu 1 : La Gouvernance	19
Améliorer les méthodes de résolution de problèmes	19
Concentrer les efforts d'amélioration sur les causes principales de la problématique.....	20
Clarifier les responsabilités et l'autorité d'agir sur les causes principales de la problématique	21
Améliorer la focalisation et la coordination	21
Améliorer la cohérence dans les programmes gouvernementaux	22
Intervenir sur les bassins versants au complet, de façon intégrale	22
<i>Instaurer des programmes de surveillance sur l'ensemble des bassins versants</i>	23
<i>Effort et durée de l'échantillonnage requis</i>	24
<i>Programme « Réseau de surveillance volontaire des lacs »</i>	24
Implanter des normes et programmes de gestion	25
<i>Établir des normes numériques pour les nutriments et la qualité de l'eau</i>	25
<i>Utiliser les Bilans massiques (Bilans de masse)</i>	25
<i>Instaurer un Programme de Charge Journalière Maximum Totale - CJMT (« Total Maximum Daily Load - TMDL »)</i>	26
<i>Établir une liste des cours d'eau compromis ou détériorés (« Impaired Waters List »)</i>	27
Implanter les méthodes du Développement à Faible Impact (« Low Impact Development »)	27

Se donner les moyens financiers.....	30
Instaurer des mesures incitatives financières pour contrer la pollution.....	30
<i>Établir un programme de marchandisation des nutriments (« Nutrient Credit Trading Program »)</i>	30
<i>Instaurer un système d'enchères inversées afin de contribuer à un fonds pour la conservation</i>	31
<i>Établir un programme de crédits d'impôt pour les investissements en contrôle de la pollution</i>	31
<i>Instaurer un programme de prêts pour les investissements en contrôle de la pollution diffuse</i>	31
<i>Établir des consortia pour la gestion de la pollution de sources diffuses</i>	32
<i>Examiner la possibilité d'instaurer des taxes « Pigouviennes »</i>	32
Méthodes diverses.....	33
<i>Régir et utiliser des abrasifs de route à faible teneur en phosphore.....</i>	33
<i>Interdire l'utilisation résidentielle d'engrais contenant du phosphore</i>	33
Enjeu 2 : L'efficacité des interventions	35
Réticence ou difficulté des ministères à entreprendre des mesures	35
Utiliser le biovolume au lieu du décompte cellulaire	35
Enjeu 3 : Les connaissances et la diffusion de l'information	36
Validation et utilisation des nouveaux outils de détection et quantification des cyanobactéries et cyanotoxines	36
<i>Méthodes de détection et quantification des cyanobactéries et cyanotoxines par ELISA et fluorimétrie</i>	36
<i>Examiner la possibilité d'utiliser le pigment cyanobactérien myxoxanthophyll comme vecteur de détection et de quantification des cyanobactéries</i>	36
<i>Méthode de détection et quantification des cyanobactéries par les bandes de papier biodétecteur.....</i>	36
<i>Méthodes de détection et quantification des cyanobactéries par satellite</i>	37
<i>Les effets des changements climatiques sur les populations de cyanobactéries au Québec</i>	39
<i>Les effets sur la santé humaine suite à l'exposition chronique subaiguë aux cyanotoxines dans l'eau</i>	39
Les effets sur la santé de la faune et les écosystèmes suite à l'exposition chronique aux cyanotoxines dans l'eau	40
Présence des cyanotoxines cylindrospermopsine et oxycylindrospermopsine.....	42
Présence de la cyanotoxine BMAA.....	43
Présence de la cyanotoxine DAB.....	43
Présence des picocyanobactéries	44
Présence des cyanobactéries benthiques.....	44
Les effets sur la santé par les effets combinés de plus d'une cyanotoxine	45
Les effets sur la biodiversité de l'ajout des nutriments dans les écosystèmes.....	45
Le développement des connaissances agroenvironnementales appliquées par la création d'un réseau de « Fermes Découvertes »	46
Utilisation de la biomanipulation	47
Enjeu 4 : Les installations septiques.....	49
Exiger le suivi du phosphore total.....	49

Améliorer le rendement de déphosphatation des usines d'assainissement des eaux municipales ..	49
Améliorer le rendement des stations d'assainissement des eaux en ce concerne les déversements	50
Reconduire le Programme d'aide à la prévention des algues bleu-vert (PAPA)	50
Programme d'aide pour installations sanitaires résidentielles	51
Systèmes combinés pluvial et sanitaire.....	51
Décharges illicites dans les systèmes pluviaux	51
Enjeu 5 : L'importance des rejets agricoles et l'utilisation des fertilisants	52
Utilisation des Pratiques de Gestion Optimales (PGO) en agriculture.....	52
Utilisation de phosphate en roche pour application directe aux sols.....	53
Utilisation du Biochar.....	53
Utilisation des produits pour augmenter l'absorption du phosphore dans les sols par les plantes ..	54
Optimiser le phosphore dans l'alimentation animale	55
<i>Réduire le contenu en phosphore dans l'alimentation</i>	<i>55</i>
<i>Inclure les enzymes phytases dans les rations d'animaux monogastriques</i>	<i>57</i>
<i>Utiliser le maïs grain à basse teneur en phosphate.....</i>	<i>58</i>
Ajouter de l'alun aux fumiers	58
Examiner la possibilité de prolonger la période d'épandage de fumier	59
Utilisation des méthodes de drainages contrôlés	59
Enjeu 6 : La gestion des rives, du littoral et des plaines inondables	60
Les bandes riveraines	60
Autres recommandations pour diminuer les nutriments dans l'eau	62
Valider et utiliser des nouveaux outils de surveillance et de quantification du phosphore dans les sols.....	62
Valider et utiliser des nouveaux outils de surveillance et de quantification du phosphore dans l'eau	65
Utiliser des méthodes d'interception du phosphore entre les sources diffuses et les lacs	66
<i>Interception du phosphore avec des matières perméables réactives</i>	<i>66</i>
<i>Interception du phosphore par l'utilisation des marais filtrants.....</i>	<i>66</i>
Utiliser les traitements des sédiments de lac afin d'immobiliser et réduire le relâchement de phosphore	67
<i>Traitements des lacs au complet.....</i>	<i>67</i>
<i>Traitement par injection d'alun Microfloc.....</i>	<i>68</i>
Diminuer la contribution du phosphore par les oiseaux migrateurs	68
Conclusions.....	69
Coordonnées	71
Bibliographie	72

Table des figures

<i>Figure 1 - Sources de phosphore relâché dans l'environnement canadien (Chambers, 2001).....</i>	<i>12</i>
<i>Figure 2 - Courbe « Hubbert » du pic de phosphore.....</i>	<i>17</i>
<i>Figure 3 - Mine de phosphore en Togo.....</i>	<i>18</i>
<i>Figure 4 - Cycle Shewhart selon Deming - Planifier, Développer, Contrôler, Ajuster</i>	<i>20</i>
<i>Figure 5 - Pavé perméable.....</i>	<i>28</i>
<i>Figure 6 - Fossé végétalisé.....</i>	<i>28</i>
<i>Figure 7 - Jardin pluvial.....</i>	<i>29</i>
<i>Figure 8 - Toit vert.....</i>	<i>29</i>
<i>Figure 9 - Cyanobactéries benthiques.....</i>	<i>45</i>
<i>Figure 10 - Dominance des planctivores.....</i>	<i>48</i>
<i>Figure 11 - Population équilibrée</i>	<i>48</i>
<i>Figure 12 - Graphique démontrant que la réduction en P n'a pas d'effet sur la lactation.....</i>	<i>56</i>
<i>Figure 13 - St-François-Xavier-de-Brompton, 2008-05-11, numérisation de phosphore*</i>	<i>62</i>
<i>Figure 14 - P dans les sols, bassin versant du lac Memphrémagog, plus région à l'est, 2008-05-11*</i>	<i>63</i>
<i>Figure 15 - P dans les sols, région du bassin versant du lac Memphrémagog en gros plan, 2008-05-11*.....</i>	<i>64</i>
<i>Figure 16 - Concentrations de phosphore dans un lac en milieu urbain.....</i>	<i>65</i>
<i>Figure 17 - Marais filtrant agricole; Source : http://www.see.ed.ac.uk/news/Archive/news059.html</i>	<i>67</i>

Préambule

Ce mémoire est préparé par la compagnie BlueLeaf inc. à des fins de présentation à « la Commission des transports et de l'environnement : La situation des lacs au Québec en regard des cyanobactéries ».

Présentation de BlueLeaf inc.

BlueLeaf inc. est une compagnie privée, à caractère social, qui œuvre en environnement dans des projets de gestion globale, selon une approche intégrée.

BlueLeaf propose aux gouvernements, municipalités, collectivités locales et groupes environnementaux des programmes éprouvés pour l'évaluation, le contrôle et la réhabilitation des écosystèmes et de l'environnement à partir d'une démarche adaptée à chaque situation ou à chaque bassin versant.

L'expertise de BlueLeaf s'appuie sur la mise en commun et le partage des connaissances en recherche et développement et sur des partenariats de longues durées avec des organismes, universités et institutions scientifiques publiques ou privées.

Structure de la présentation

Ce Mémoire est structuré de façon à présenter d'abord, selon notre perspective, le contexte global des aspects fondamentaux de la présence des cyanobactéries dans notre environnement. Ensuite, nous présentons les informations, ainsi que nos recommandations, pour chacun des Enjeux majeurs mentionnés dans le Document de consultation de la Commission. Il y a plus de 75 recommandations soumises dans ce Mémoire. Finalement, nous présentons nos conclusions.

Compte tenu de la nature technique du problème des cyanobactéries, nous avons choisi de présenter notre Mémoire en incluant des références scientifiques, lorsque possibles. Ceci est fait dans le but de mieux appuyer nos propos, mais également de fournir des sources d'informations supplémentaires aux spécialistes intéressés à donner suite à nos recommandations.

Les cyanobactéries et le rôle du phosphore

La détérioration de notre environnement et nos cours d'eau est le sujet de débats politiques majeurs et une préoccupation croissante du public. La question des cyanobactéries et des cyanotoxines dans nos eaux ne fait pas exception. Le gouvernement du Québec a développé et mis en marche un programme de lutte contre les cyanobactéries dans son *Plan d'intervention sur les algues bleu-vert 2007-2017*. Après deux ans de mise en application de ce plan, le temps est opportun de se poser des questions sur les démarches entreprises à ce jour.

L'objectif principal de ce Mémoire est d'essayer de démontrer clairement ce que nous voyons comme les causes principales de l'eutrophisation des lacs du Québec et d'apporter des suggestions concrètes afin de mieux cibler les actions spécifiques d'amélioration et les mesures correctives potentielles.

Afin de corriger plus efficacement la situation concernant les cyanobactéries et les lacs au Québec, il faut maintenant s'attaquer aux sources du problème. Nous croyons que les problèmes sont généralement bien identifiés. Ce qui reste à faire est de trouver et de mettre en application des solutions.

On ne peut se contenter de mesurer notre progrès concernant les cyanobactéries par le nombre de plans d'interventions adoptés, le nombre d'acteurs impliqués, le budget dépensé. Des liens doivent être faits entre ces mesures et les résultats concernant les cyanobactéries sur le terrain. Trop peu d'efforts sont consacrés à identifier les causes réelles, à mettre en place des mesures et faire le suivi de ces causes sur le terrain.

Notre évaluation sommaire de cette situation, que nous tenterons de démontrer de façon plus détaillée dans ce Mémoire, est :

1. La présence des cyanobactéries en quantité croissante dans nos lacs est le résultat de l'eutrophisation anthropique accélérée des eaux;
2. La cause actuelle de cette eutrophisation anthropique est maintenant surtout la pollution diffuse;
3. Le contaminant principal causant l'eutrophisation est le phosphore;
4. Cette pollution diffuse provient de multiples sources, dont les milieux agricoles et municipaux.

Nous souhaitons par ce Mémoire clarifier la situation, telle qu'on la perçoit, et apporter des suggestions et pistes de solutions claires et efficaces qui peuvent être implantées ou étudiées immédiatement. Nous souhaitons également stimuler une discussion et un débat concernant les méthodes à employer. Nous souhaitons que notre Mémoire contribue à l'entreprise d'actions concrètes et pratiques.

Le phosphore : le problème principal

Le phosphore (P) est un nutriment naturel et essentiel pour les plantes et les animaux. Dans le cas des plantes, le phosphore est requis pour la photosynthèse, la respiration, la production des graines, la croissance des racines et autres facteurs critiques. Pour les animaux, le phosphore est critique pour la

croissance des os et muscles, le métabolisme, la reproduction, ainsi que le rendement général (**Sturgul & Bundy, 2004**).

Bien que les nutriments soient essentiels à la vie, leur présence en haute concentration peut être nocive. Ceci est particulièrement vrai pour le phosphore. Les nutriments sont présents naturellement, mais les activités anthropiques ont dramatiquement augmenté la quantité de phosphore relâchée dans l'environnement.

La productivité biologique, et par le fait même la présence des cyanobactéries, augmente en relation avec les ajouts de phosphore dans l'eau. Le phosphore a été identifié comme le nutriment le plus limitant dans les environnements d'eau douce (**Correll, 1998**).

Le déplacement du phosphore à partir des terres fertiles vers les lacs et cours d'eau est une préoccupation environnementale affectant la qualité des eaux de surface, ainsi que les eaux souterraines. Comme son impact sur les sols, les ajouts de phosphore dans les eaux peuvent augmenter la productivité biologique - parfois jusqu'à dégrader la qualité de l'eau.

L'eutrophisation est le vieillissement naturel des lacs et cours d'eau. Le procédé d'eutrophisation est accéléré par l'ajout de nutriments dans l'eau. Les niveaux élevés de nutriments dans l'eau peuvent causer la production anormalement élevée d'algues et de végétation aquatique. Les implications économiques pour des lacs hautement eutrophes peuvent être significatives (**Newton & Jarrell, 1999**).

Dans les eaux douces, les concentrations excessives de phosphore sont la cause principale de l'eutrophisation (**Correll, 1998**). De plus, dans les eaux douces, les tentatives de contrôler l'eutrophisation, sans restreindre les apports en phosphore, ne seront pas efficaces (**Schindler & Vallentyne, 2008**). Pour cette raison, et dans le but d'éliminer ou de diminuer les effets d'eutrophisation anthropique, il est important de bien connaître les sources, externes et internes, et les quantités d'apports en phosphore à nos plans d'eau douce.

Actuellement au Québec, les informations concernant les apports et la présence en phosphore dans notre eau douce ne sont pas disponibles dans une forme structurée permettant une bonne gestion, la priorisation des travaux correctifs et le suivi de ces travaux.

Bien que le phosphore soit la cause principale d'eutrophisation des eaux, aucune action n'est identifiée dans le « *Plan d'action détaillé sur les algues bleu-vert 2007-2017* » du MDDEP afin de surveiller et quantifier ce nutriment dans nos eaux.

Il est recommandé qu'un programme structuré de surveillance du phosphore dans nos eaux soit développé et mis en application.

Les sources diffuses et non-diffuses

La cause principale des problèmes de la qualité de l'eau dans la majorité des pays du monde occidental peut maintenant être attribuée aux polluants de sources *diffuses* (**Schindler & Vallentyne, 2008**).

Vers le milieu du 20^e siècle, des déjections humaines et les détergents représentaient plus de la moitié du phosphore total qui atteignait les eaux de surface. Ceux-ci entraient dans les lacs principalement par les sources *non-diffuses*, soit les tuyaux qui émettaient les eaux usées, traitées ou non. Depuis le milieu du 20^e siècle, l'élevage de bétail et la fertilisation des terres ont augmenté énormément en réponse à la demande globale pour la nourriture. Les villes accroissent rapidement, suite à des migrations de populations rurales vers les centres urbains, et la superficie des routes et stationnements augmente. Le ruissellement des nutriments des terres agricoles, des systèmes septiques, des rues urbaines et des pelouses a augmenté pour devenir un problème important. Ces sources *diffuses* de nutriments sont plus difficiles à contrôler que les sources *non-diffuses*.

Les sources diffuses agricoles

Au Québec, l'accent est mis sur la diminution de la pollution diffuse générée par l'agriculture surtout par la mise en application des Pratiques de Gestion Optimales (PGO). Ces PGO sont adoptées principalement sur une base volontaire. Le statut de la mise en application de certaines de ces pratiques est rapporté partiellement dans des sondages volontaires produits occasionnellement, ex.(**BPR-Infrastructure inc., 2008**).

Cependant, il n'y a peu ou pas de preuves scientifiques indiquant que les mesures volontaires prises jusqu'à maintenant dans le domaine de l'agriculture au Québec ont un impact significatif sur la pollution diffuse d'origine agricole du phosphore. Il n'y a pas d'indices formels indiquant que les mesures prises à date se traduisent en une réduction de la teneur de phosphore dans les cours d'eau, les sols et les eaux souterraines, détériorés par la pollution diffuse agricole.

L'importance de la pollution diffuse, combinée avec la lenteur d'implantation des PGO agricoles, ainsi que d'autres mesures possibles de prévention et de réduction, et conséquemment le manque de progrès mesurable dans l'amélioration de la qualité de l'eau, justifient l'implantation de nouveaux incitatifs afin de contrôler les polluants agricoles, principalement le phosphore. Ces mesures seront nécessaires afin d'atteindre les critères et normes de qualité de l'eau à l'intérieur de délais satisfaisants. Des suggestions sont faites à cet égard dans ce Mémoire.

Les sources diffuses urbaines

Le ruissellement des eaux pluviales en milieu urbain est également un contributeur à l'ensemble des polluants de sources diffuses. Nous ferons également des recommandations à cet égard dans ce Mémoire, notamment dans la section traitant du « Développement à Faible Impact ».

Le milieu agricole : une source importante de phosphore

Dans l'optique de protection de la qualité de l'eau, il est très important d'empêcher le phosphore d'atteindre les eaux de surface ou souterraines. Les eaux de ruissellement et les sédiments érodés venant des terres en culture agricole sont les contributeurs importants du phosphore aux lacs et cours d'eau. Plusieurs études en font foi, dont :

- Les terres agricoles ont été identifiées comme la source principale des nutriments causant l'eutrophisation accélérée des lacs et rivières (**Parry, 1998**) (**United States Environmental Protection Agency, 1996**);
- Dans les pays développés d'Europe et l'Amérique du Nord, l'eutrophisation des eaux douces est causée surtout par les apports en phosphore de sources diffuses, venant principalement de l'agriculture (**Carpenter, Caraco, Correll, Howarth, Sharpley, & Smith, 1998**) ;
- L'agriculture est la source principale des concentrations de nutriments élevés dans les eaux de surface et souterraines à travers le monde (**Heathwaite & Dils, 2000**);
- La qualité de l'eau dans les lacs et rivières est un reflet de l'utilisation des terres dans le bassin versant (**Arbuckle & Downing, 2001**);
- Ce qui est démontré également par une étude réalisée au Québec (**Baillargeon, Blais, & Husk, 2009**).

Selon un sondage réalisé en 2007 (**BPR-Infrastructure inc., 2008**), les fermes du Québec continuent à appliquer un excédant de phosphore sur les terres en culture. Cependant, de nouveaux règlements devenant effectifs au printemps 2010 défendront cette pratique.

L'Institut national de recherche sur les eaux (INRE) a dirigé une étude exhaustive des effets d'éléments nutritifs provenant des activités humaines sur l'environnement canadien. Entreprise pour répondre à l'engagement du gouvernement canadien devant le Comité permanent du Parlement sur l'environnement et le développement durable, l'étude examine la nature des éléments nutritifs et la façon dont les éléments nutritifs provenant des activités anthropiques peuvent détériorer les écosystèmes canadiens et affecter la qualité de vie et la santé des Canadiens.

Cette étude récente démontre que les apports en phosphore dans l'environnement canadien proviennent dans une proportion de 97% de sources agricoles (voir *Figure 1 - Sources de phosphore relâché dans l'environnement canadien* (Chambers, 2001)) (**Chambers, et al., 2001**).

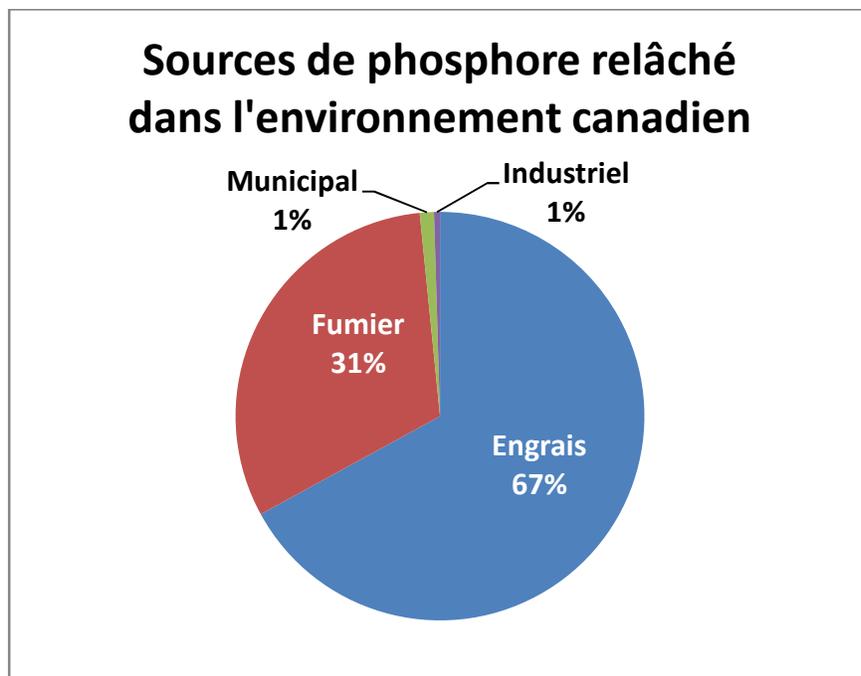


Figure 1 - Sources de phosphore relâché dans l'environnement canadien (Chambers, 2001)

Les apports de phosphore provenant de sources agricoles sont en général de sources diffuses. Évidemment, ce phosphore relâché dans l'environnement ne migre pas globalement vers les plans d'eau, cependant, les mesures actuellement en place ne nous permettent pas de mesurer, contrôler ou de suivre ces apports.

Il est recommandé que la priorité soit mise sur la réduction des apports en phosphore venant du milieu agricole. De plus, il est recommandé que des mesures soient mises en place afin de mesurer adéquatement et de suivre la présence du phosphore d'origine agricole dans l'environnement.

L'omniprésence du phosphore

Compte tenu que le phosphore est le nutriment limitant pour l'eutrophisation de nos lacs au Québec, il est important de comprendre toutes les façons dont le phosphore peut être livré à ces écosystèmes, surtout par les processus hydrologiques. Ici nous discuterons de l'omniprésence du phosphore dans l'environnement et les différentes façons dont il peut se rendre aux lacs.

Le phosphore dans les sols

Les pratiques modernes d'utilisation du phosphore dans l'agriculture, incluant les analyses de sols, ne peuvent plus focaliser exclusivement sur la fertilité des sols et la productivité agricole, mais doivent également aborder le rôle du phosphore agricole dans la contamination des eaux par la pollution diffuse.

Le phosphore entre dans la biosphère par l'érosion ou par l'exploitation minière. Présentement, le flux annuel global de l'exploitation minière du phosphore ($\approx 18.5 \text{ Tg}\cdot\text{y}^{-1}$) et le flux annuel de l'érosion ($15 - 20 \text{ Tg}\cdot\text{y}^{-1}$) sont similaires. Bien que le flux du phosphore transporté par les rivières vers les océans ait triplé depuis les temps préindustriels, beaucoup de phosphore ajouté à la biosphère s'accumule dans les écosystèmes continentaux. Actuellement, les écosystèmes continentaux accumulent $10,5 - 15,5 \text{ Tg}\cdot\text{y}^{-1}$ de phosphore. La majorité de cette accumulation se trouve dans les sols agricoles, une conséquence de l'application des fertilisants en excès des besoins de la culture agricole (**Bennett, Carpenter, & Caraco, 2001**).

Les surplus de phosphore à l'échelle de la ferme et au niveau régional sont courants dans l'agriculture du monde occidental. Les intrants en phosphore dans l'alimentation et les engrais excèdent souvent les extrants de phosphore en produits animaliers et les cultures. Dû à un manque d'alternatives économiquement viables, les surplus en phosphore qui sont concentrés dans les rejets animaux sont presque toujours appliqués aux terres de cultures agricoles, habituellement à des taux qui fournissent plus de phosphore qui est requis pour la production optimum des cultures (**Sims, 1997**) (**Sharpley, Meisinger, Breeuwsma, Sims, Daniel, & Schepers, 1998**).

Le stockage net du phosphore dans les sols et les écosystèmes d'eaux douces du monde est maintenant estimé être d'environ 75% plus élevé que durant les temps préindustriels.

La quantité de phosphore pouvant causer des problèmes de qualité d'eau est relativement très faible lorsque comparée à la quantité de phosphore requis pour la culture agricole, et à la quantité de phosphore dans les fumiers. Par exemple, les concentrations de phosphore dans les eaux de surface pouvant causer l'eutrophisation (soient de l'ordre de $0,01 - 0,02 \text{ ppm}$) sont d'un ordre de magnitude inférieures aux concentrations de phosphore nécessaires pour la croissance des plantes dans les sols (typiquement $0,2 - 0,3 \text{ ppm}$) (**Sharpley, T.C., Sims, Lemunyon, & Parry, 1999**). La comparaison de ces concentrations - niveaux causant l'eutrophisation dans l'eau et niveaux nécessaires dans les sols pour l'agriculture - illustre l'importance de limiter toutes pertes de phosphore des terres vers les eaux.

Les sols avec des concentrations élevées en phosphore sont considérés plus aptes à perdre le phosphore vers les eaux de surface, par l'érosion ou par le ruissellement de surface ou souterrain. Dans la littérature, on réfère maintenant à des classes de sols en tant qu'eutrophes et mésotrophes. Dans certains cas, un sol avec plus de 50 mg P/kg^{-1} Mehlich est considéré comme un sol eutrophe.

Des études démontrent que, dans certaines endroits où l'agriculture intensive est pratiquée depuis quelques décennies, l'excédant du phosphore dans les sols est tellement élevé qu'il est devenu soluble (**Carpenter, 2005**).

La densité du phosphore dans les sols doit diminuer afin d'améliorer la qualité de l'eau. La diminution du phosphore dans les sols est une étape importante vers la mitigation de l'eutrophisation. La simple équilibrage du budget de phosphore sur les sols (enlever autant de phosphore qu'on ajoute) ne sera pas suffisante pour diminuer le phosphore dans les sols et atténuer l'eutrophisation. Des analyses démontrent qu'il faudrait jusqu'à 1 000 ans ou plus dans certains cas pour se remettre de l'eutrophisation.

Une étude réalisée au Québec (**Guérin, Parent, & Abdelhafid, 2007**) a trouvé que le seuil environnemental pour le phosphore dans les sols (niveau à partir de lequel il y a un impact sur l'environnement) était moins élevé que les seuils agronomiques nécessaires pour la culture de légumes, confirmant ainsi le risque environnemental à ajouter le phosphore dans les terres Histosols du Québec.

En principe, l'eutrophisation est réversible mais dans la perspective de la vie humaine, l'eutrophisation des lacs peut paraître permanente, à moins qu'il y ait des changements substantiels dans la gestion des sols agricoles (**Carpenter, 2005**). Des technologies pour diminuer rapidement le contenu en phosphore des sols sur-enrichis, ou pour réduire les taux d'érosion, pourraient grandement accélérer les améliorations de la qualité de l'eau.

Au Québec, l'entrée en vigueur du Règlement sur les exploitations agricoles et les modifications apportées en 2009 sont des mesures intéressantes pour restreindre l'apport en phosphore dans les sols. Mais, il n'est pas assuré que ces mesures seront suffisantes pour corriger la situation.

Il est recommandé que des actions soient entreprises, incluant la poursuite des mesures actuelles, afin de diminuer la saturation des sols en phosphore, particulièrement en milieu agricole.

Le phosphore dans l'aquifère

Très peu d'attention a été consacrée à l'évaluation des transferts de phosphore des eaux souterraines aux eaux de surface. (**Heathwaite, Burke, & Bolton, 2006**). Par le passé, les scientifiques, étudiant les eaux souterraines, pensaient que le phosphore dans la nappe phréatique migrerait très peu vers les eaux de surface et était donc une préoccupation écologique minimale. On pensait généralement que les eaux souterraines contenaient des niveaux minimums de phosphore dû à la solubilité relativement basse des minéraux de phosphore et la capacité élevée des sols de capter et retenir cet élément (**Stumm & Morgan, 1970**).

Cependant, les études plus récentes démontrent qu'effectivement il y a migration de phosphore vers les eaux souterraines puis vers les eaux de surface (**McCobb, LeBlanc, Walter, Hess, Kent, & Smith, 1999**). Le phosphore peut être transporté à travers les sols par l'infiltration avec l'eau jusqu'à la nappe phréatique. Une fois dans la nappe phréatique, le phosphore peut ensuite être transporté aux eaux de surface par l'écoulement des eaux souterraines (**Sims, Simard, & Joern, 1998**).

D'autres études ont démontré que, dans un nombre significatif d'échantillons, les seuils de phosphore écologiquement importants sont dépassés (**Holman, et al., 2008**) et que le phosphore dans les eaux souterraines peut être un contributeur important de phosphore aux eaux de surface.

De plus, les contributions relativement importantes des eaux souterraines aux eaux de surface se produisent lors des périodes de débit faible, ce qui coïncide avec les périodes de production biologique maximale (tard au printemps et été), et donc lors de la période de demande maximum biologique de phosphore (**Foy, 2005**). Le moment des transferts de phosphore en relation avec les demandes biologiques est un facteur déterminant l'importance des sources différentes et ce facteur est souvent négligé lors du développement des mesures de contrôle de l'eutrophisation (**Withers & Haygarth, 2007**).

Des analyses indiquent que dans certains cas, le phosphore dans les eaux souterraines a le potentiel de contribuer significativement au phosphore biologiquement disponible dans les eaux de surface et peut donc nécessiter un contrôle plus important sur la qualité écologique que cela était présumé auparavant (**Ulen, Johansson, & Kyllmar, 2001**) (**Wood, Heathwaite, & Haygarth, 2005**) (**Holman, et al., 2008**).

La situation du phosphore dans nos eaux souterraines au Québec (sa présence, sa provenance et sa concentration) est peu connue, sauf dans le cas des fermes laitières où le contenu en phosphore de l'eau d'abreuvement est vérifié régulièrement. Des analyses préliminaires faites dans le contexte d'un projet pilote de réhabilitation intégrale d'un bassin-versant au Québec ont démontré une moyenne de 300 µg P/L sur 12 échantillons pris au hasard et des résultats atteignant jusqu'à 750 µg P/L (**BlueLeaf inc., 2010**), alors qu'un résultat de ≥ 10 µg P/L peut causer l'eutrophisation (**United States Environmental Protection Agency, 2000**). Une étude importante récente d'un autre pays fournit plusieurs suggestions et commentaires à ce sujet, incluant la question de la détermination des niveaux de fond ambiants naturels de phosphore dans l'environnement (**Scotland and Northern Ireland Forum For Environmental Research (SNIFFER), 2008**).

Il est recommandé de mettre en place un programme de recherche afin de mieux connaître la situation du phosphore dans nos eaux souterraines et leur impact potentiel sur la qualité des eaux de surface.

Le phosphore dans les sédiments de lacs (charges internes)

L'eutrophisation des systèmes aquatiques est une condition persistante et un problème écologique généralisé. Certains lacs peuvent s'améliorer lorsque les sources de nutriments externes sont réduites. Cependant, dans certains lacs, le recyclage du phosphore des sédiments, enrichis par des années d'apports élevés en nutriments, maintient le lac au niveau eutrophe, même lorsque les apports externes en nutriments ont diminué (**Carpenter, Caraco, Correll, Howarth, Sharpley, & Smith, 1998**).

Les sédiments agissent comme un puits de certaines substances, dont le phosphore, qui s'accumulent avec le temps, contaminent les écosystèmes aquatiques. De plus, les sédiments contaminés peuvent constituer une source permanente de contamination à d'autres éléments de l'environnement, ainsi qu'une voie de pénétration des contaminants dans le réseau alimentaire (**Environnement Canada**).

La resuspension des sédiments peut également contribuer à la quantité totale de phosphore dans la colonne d'eau des lacs et ainsi contribuer au maintien de son statut trophique (**Koski-Vahala & Hartikainen, 2001**). Certaines études démontrent également que des cyanotoxines microcystines peuvent adhérer sur les particules de sédiments de lacs (**Freitas de Magalhaes & Azevedo, 2001**).

La connaissance des interactions sédiments-eau, ainsi que des processus régissant la rétention et le relâchement du phosphore des sédiments, est fondamentale pour la compréhension du fonctionnement des lacs (**Bostrom, Andersen, Fleischer, & Jansson, 1988**) (**Christophoridis & Fytianos, 2006**).

Il est recommandé de mettre en place un programme pour examiner la situation concernant le phosphore dans les sédiments de lacs afin de mieux comprendre les charges internes en phosphore et leurs effets sur les efforts de réhabilitation des lacs.

La sensibilité des lacs aux changements de phosphore

Il y a un danger de présumer que le contrôle et la diminution des sources diffuses de nutriments externes aux lacs apporteront un changement rapide dans la condition des lacs eutrophes.

D'une part, les sources d'apports diffuses sont relativement difficiles à réduire et d'autre part, les sources internes de phosphore sont souvent plus importantes et plus dominantes que les sources diffuses (**Osgood, 2000**). Carpenter *et al.* ont classifié les lacs eutrophes selon leurs réponses aux réductions des apports en phosphore (**Carpenter, Ludwig, & Brock, 1999**). Une autre étude suggère une procédure utile pour estimer la réponse des systèmes aquatiques aux changements d'apports en phosphore et en azote (**Newton & Jarrell, 1999**). De plus, les cyanobactéries peuvent emmagasiner les phosphates en excès par rapport à leurs besoins immédiats et utiliser ces excédants à des moments ultérieurs de déficience de phosphates. Bien qu'une gestion améliorée des bassins versants peut réduire les charges externes en phosphore, dans plusieurs cas la concentration de phosphore dans les lacs n'a pas diminuée tel qu'attendu (**Koussouris, Bertakos, & Diapoulis, 1992**) (**Jiang & Shen, 2006**).

Nous avons vu ici que la situation concernant l'omniprésence de phosphore dans l'environnement (les sols, les eaux souterraines, les sédiments des cours d'eau et lacs) est une menace écologique sérieuse. La présence, la quantité et la nature de ce contaminant fait en sorte que la réhabilitation des lacs, surtout les lacs eutrophes, se fera sur de longs termes. La surapplication de phosphore dans l'environnement a créé une situation qui - même si les apports sont éliminés immédiatement - pourra avoir des conséquences écologiques négatives pendant longtemps.

Il est recommandé d'accroître nos connaissances concernant la présence du phosphore dans l'environnement, à tous les niveaux - sols, eaux souterraines et sédiments de lacs - afin de mieux comprendre l'ensemble des mesures nécessaires pour la réhabilitation des plans d'eau.

L'importance stratégique du phosphore

Pic de phosphore (« Peak Phosphorus »)

Les changements climatiques reçoivent beaucoup d'attention, mais dans plusieurs sens il y a une crise de phosphate qui est non moins sérieuse, mais moins bien connue.

L'agriculture et l'alimentation dépendent du phosphore. Le phosphore est un des trois nutriments principaux des plantes (c.-à-d. N-P-K), mais le plus rare des trois. Pendant le 20^e siècle, ces trois nutriments ont permis à l'agriculture d'augmenter sa productivité et à la population du monde de croître six fois.

Tel que mis en évidence par Hubbert (**Hubbert, 1949**), la production des ressources pétrolières atteindra éventuellement un taux maximum, ou « pic », basé sur la nature limitée des ressources non renouvelables, suite auquel la production diminuera. Hubbert et autres prétendent que la période importante n'est pas lorsque la ressource est épuisée, mais plutôt lorsqu'elle atteint un maximum de production, ce qui se produit lorsque 50% de la ressource est encore dans la terre. À partir de ce

moment, la production diminue, mettant de la pression sur les prix et augmentant les tensions internationales (Campbell, 1995).

Bientôt, les réserves des grandes mines de phosphore arriveront à épuisement et le phosphore sera de moindre qualité et plus cher (Figure 2 - Courbe « Hubbert » du pic de phosphore). Déjà on parle d'une situation de « Peak Phosphorus » (pic du phosphore) (Déry & Anderson, 2007) (Cefic, 2008) (White & Cordell, 2009).

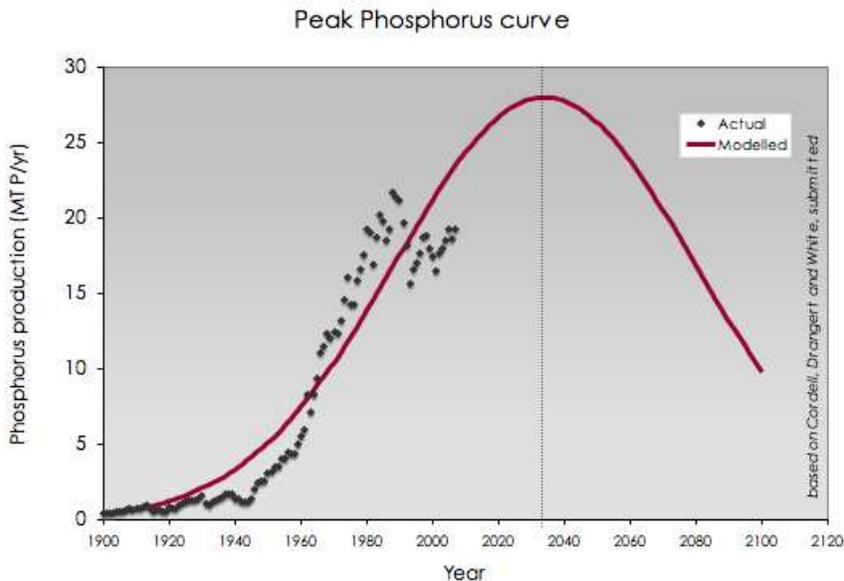


Figure 2 - Courbe « Hubbert » du pic de phosphore

En 2006 Heffer *et al.* ont prédit que les ressources minières de phosphore d'aujourd'hui seront épuisées en 67 ans, au taux actuel d'exploitation, soit en 2073 (Heffer, Prud'Homme, Muirhead, & Isherwood, 2006). Cependant, parallèlement à la croissance de la population, il faudra augmenter la production agricole, donc augmenter les besoins du phosphore en agriculture.

Seulement quatre pays comptent pour 83% des réserves du phosphore et 2/3 de la production globale annuelle - le Maroc, les États-Unis, la Chine et l'Afrique du Sud. La Chine a déjà cessé l'exportation du phosphore, car elle le considère trop important stratégiquement (Vaccari, 2009).



Figure 3 - Mine de phosphore en Togo

Comparé à la situation de « Peak Oil », il n'y a pas de possibilité actuelle de remplacement de phosphore par d'autres matériaux. Nous croyons qu'il est opportun de mentionner le sujet du pic du phosphore dans le contexte des cyanobactéries, car une des causes principales de l'eutrophisation des lacs est un « gaspillage » de la ressource phosphore.

Il est recommandé qu'une politique gouvernementale soit établie concernant la disponibilité stratégique à long terme de l'utilisation du phosphore et son impact éventuel sur l'agriculture et la société.

Récupération du phosphore

En tant que partie intégrale de notre stratégie de survie, il faudra compléter le cycle de nutriment P - capter le P dans les eaux usées urbaines, les fumiers, les pertes alimentaires, les boues des eaux usées et autres résidus organiques et le retourner aux endroits où la culture est faite. Si les boues de biosolides et autres matières organiques doivent être brûlées, le phosphore devra être extrait auparavant ou les cendres devront être préservées jusqu'au jour où il sera financièrement viable de récupérer le phosphore. Les organismes de régulation devront considérer cela comme la bonne intendance d'une ressource essentielle, non remplaçable, sans substitut et qui est épuisée à un taux alarmant.

Il est recommandé de mettre en place un programme de récupération et de recyclage du phosphore, avec incitatifs financiers, afin que cette ressource puisse être réutilisée.

Enjeu 1 : La Gouvernance

La politique du gouvernement du Québec et les actions correctives proposées en matière de protection et de réhabilitation de la qualité d'eau en ce qui concerne les cyanobactéries reposent surtout sur son « *Plan d'action détaillé sur les algues bleu-vert 2007-2017* ». En dépit du progrès réalisé, la pollution et la dégradation des milieux aquatiques par des cyanobactéries continuent à affecter au moins 150 plans d'eau au Québec chaque année. Il y a lieu de remettre en question les méthodes de gestion utilisées dans la gouvernance de cette question.

Nous commençons avec un examen de méthodes fondamentales d'analyse de la problématique. Par exemple, nous avons vu ci-haut que - bien que le phosphore soit la cause principale d'eutrophisation des eaux - aucune action n'est identifiée dans le *Plan d'action détaillé sur les algues bleu-vert 2007-2017* afin de mesurer, surveiller et quantifier ce nutriment d'importance primordiale dans nos eaux. Il sera donc difficile de connaître l'ampleur de cette cause principale et de mesurer notre progrès vers sa résolution.

Si on a choisi de ne pas mesurer la cause principale de la problématique dans notre plan d'action détaillé, c'est un indice important démontrant fondamentalement que les méthodes efficaces et structurées pour examiner et résoudre des problèmes ne sont pas mises en application dans le processus de gestion de cette problématique.

Il est recommandé que les façons de faire et méthodes fondamentales d'analyse et de résolution de problèmes dans le cas des cyanobactéries soient réexaminées.

Améliorer les méthodes de résolution de problèmes

La situation des cyanobactéries devra être étudiée de façon plus structurée et selon des méthodes scientifiques de règlement de problèmes. Pour ce faire, nous vous référons à la méthode du Cycle Shewhart développée par le Dr W. Edwards Deming et utilisée en amélioration de procédés et de problématiques (**Deming, 1994**). Cette méthode est un procédé itératif en quatre étapes pour résoudre des problèmes reliés à des processus et des problématiques diverses. (**Figure 4 - Cycle Shewhart selon Deming - Planifier, Développer, Contrôler,**

Le concept du Cycle Shewhart est basé sur la méthode scientifique - hypothèse, expérience et évaluation. Brièvement, les quatre étapes du Cycle Shewhart consistent en :

Planifier : Établir les objectifs et processus nécessaires afin de réaliser les résultats espérés.

Développer : Instaurer les nouveaux processus, souvent sur une petite échelle.

Contrôler : Mesurer les nouveaux processus et comparer les résultats avec les résultats attendus afin de détecter des différences.

Ajuster : Analyser les différences afin de déterminer leurs causes. Déterminer où appliquer les changements afin d'améliorer la situation.

Un principe fondamental du Cycle Shewhart est l'itération. Lorsqu'une hypothèse est affirmée (ou rejetée), l'exécution répétitive du cycle élargira les connaissances concernant la problématique et nous amènera ainsi plus près de l'objectif.

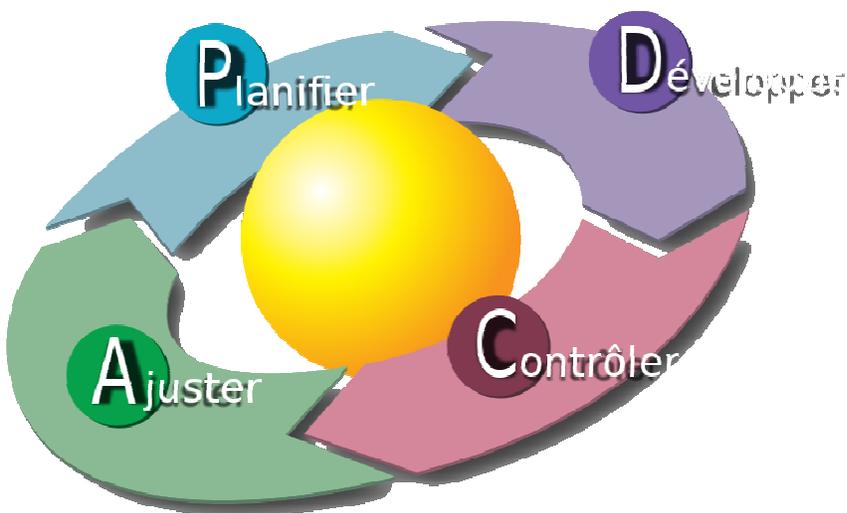


Figure 4 - Cycle Shewhart selon Deming - Planifier, Développer, Contrôler, Ajuster

Il est recommandé d'implanter et d'utiliser les meilleures méthodes de résolution de problèmes, dont le Cycle Shewhart, en ce qui concerne les problèmes reliés à l'eutrophisation et la contamination des eaux.

Concentrer les efforts d'amélioration sur les causes principales de la problématique

La cause principale d'eutrophisation des eaux douces et le problème des cyanobactéries sont la présence en trop grande quantité du phosphore dans l'environnement. Cependant, beaucoup d'efforts, de structures administratives et de ressources humaines et financières sont consacrés à des programmes, des réunions, des rapports et des efforts qui n'ont rien ou peu à voir avec la cause principale d'eutrophisation.

Il est recommandé que les efforts d'amélioration du problème des cyanobactéries soient centrés sur la cause principale - la quantité excessive du phosphore dans l'environnement.

Clarifier les responsabilités et l'autorité d'agir sur les causes principales de la problématique

Actuellement, il n'y a pas un seul ministère ou autre organisme qui a la responsabilité et l'autorité d'assurer la réduction du phosphore dans l'environnement, la cause principale d'eutrophisation. Les objectifs, tâches et responsabilités des divers intervenants sont mal définis et divisés entre plusieurs ministères et organismes.

Plusieurs intervenants - soit agences, ministères, organismes, institutions, associations, regroupements, etc. - sont impliqués dans la question des cyanobactéries au Québec. Nous n'avons qu'à penser aux différents ministères impliqués- le MDDEP, le MAPAQ, le MRNF, le MSSS, le MDEIE, le MAMROT, etc. Le gouvernement du Québec, par l'entremise de la *Table de concertation sur les cyanobactéries*, et son *Plan d'intervention détaillé sur les algues bleu-vert 2007-2017*, tente de coordonner les actions de tous ces intervenants. Impossible de réduire le gouvernement à un seul ministre, mais il serait nécessaire de s'assurer de la cohérence des politiques de tous les ministères, surtout de ceux qui ont un impact sur l'environnement (agriculture, industries, aménagement du territoire, etc.)

Sur le plan local où les mesures d'intervention doivent se faire, la situation est confuse en ce qui concerne les responsabilités et les pouvoirs d'intervenir sur les situations spécifiques.

Il est recommandé de mieux clarifier les responsabilités et d'avoir une vision intégrée et cohérente pour la réduction du phosphore dans l'environnement parmi tous les intervenants, surtout afin de connaître les responsables et les autorités d'intervention de chacun.

Améliorer la focalisation et la coordination

La *Politique nationale de l'eau* impose une gestion de l'eau par bassin versant. Le gouvernement du Québec dans toutes ses communications et politiques prône la gestion des ressources en eau sur l'échelle de bassin versant. Pour ce faire, on a créé, entre autres, les organismes de bassins versants (OBV), tous membres du *Regroupement des organismes de bassins versant du Québec* (ROBVQ). Il y a maintenant quarante de ces organismes établis au Québec. Ces organismes ont la responsabilité d'établir les *Plans directeurs de l'eau* (PDE) pour chacun de leurs bassins versants.

Cependant, bien qu'ils aient un mandat de surveillance et du suivi (voir Opération Bleu Vert du ROBVQ et les OBV, volet surveillance et suivi), en général ces organismes n'ont pas de programme de suivi ou de surveillance de la qualité de l'eau, incluant l'évaluation des nutriments tel le phosphore, dans l'ensemble de leurs bassins versants.

Il n'y a pas d'outil de gestion adapté aux besoins des OBV leur permettant d'évaluer, de prioriser et de suivre la situation, à l'échelle du bassin versant, en ce qui concerne les cyanobactéries et les facteurs principaux qui en sont la cause. De plus, il n'est pas clair qui a la responsabilité et l'autorité d'agir sur les causes de ce problème.

Il est recommandé que, sur le plan local, les OBV se voient accordés officiellement la responsabilité et l'autorité d'agir en matière de plan d'intervention sur la question des cyanobactéries dans l'eau.

Améliorer la cohérence dans les programmes gouvernementaux

Certaines politiques du gouvernement du Québec vont à l'encontre des mesures de réduction de l'eutrophisation. Nous citons deux exemples ici.

Une de ces politiques est l'encouragement de la production d'éthanol cellulosique. La production d'éthanol cellulosique provient principalement de la production du maïs grain. La culture de maïs grain est un facteur contributif important aux apports en phosphore, compte tenu des méthodes de culture à sols nus et le potentiel d'érosion du phosphore, lorsque comparé à la culture d'autres espèces.

Un rapport récent par l'Institut C.D. Howe a déterminé que le coût par tonne de réduction des gaz à effet de serre (GES) par l'éthanol est sept fois plus élevé que le coût d'autres politiques alternatives de réduction d'émissions. Également, ils ont déterminé qu'il n'y a pas d'évidence concluante, qu'une fois le cycle complet de production considéré, qu'il y a un avantage pour l'éthanol par rapport aux GES.

De plus, le gouvernement dit, par ses politiques, vouloir encourager l'utilisation d'éthanol. Par contre, il applique des tarifs sur les importations d'éthanol produit à coût moindre dans d'autres pays. Ce n'est pas cohérent, à moins que la motivation soit la protection des producteurs agricoles locaux. De plus, le George Morris Centre a récemment calculé que la demande par l'éthanol pour le maïs grain coûte 150 MM \$ par année aux producteurs de bœuf d'Ontario par l'augmentation le prix d'alimentation animale. Ce n'est pas cohérent dans le sens que par les programmes gouvernementaux certains producteurs agricoles sont avantagés et d'autres sont désavantagés.

D'autres questions sont soulevées concernant la cohérence des programmes gouvernementaux dans le cas des bandes riveraines. Par exemple, ces règlements ne s'appliquent pas nécessairement aux fossés de drainage agricoles et ne s'appliquent pas de façon égale entre les domaines agricoles et résidentiels.

Il est recommandé que le gouvernement soit cohérent dans la mise en place de différents programmes, lois ou règlements (par exemple, en ce qui concerne les subventions pour la production de maïs grain pour l'éthanol, ainsi que les règlements concernant les bandes riveraines) afin de ne pas contrevir aux efforts mis de l'avant pour limiter l'apport en phosphore dans nos plans d'eau.

Intervenir sur les bassins versants au complet, de façon intégrale

Les bassins versants sont des écosystèmes intégraux. Un lac ne peut être dissocié de son bassin versant en ce qui concerne l'écologie. Les actions entreprises pour évaluer et améliorer la condition des lacs doivent nécessairement prendre en considération tous les aspects écologiques de l'ensemble des bassins versants. La condition d'un lac est forcément le reflet de la condition des sols, des eaux souterraines et des sédiments de son bassin versant ainsi que les autres sources de pollution.

Pour ces raisons, il est essentiel que tout programme d'intervention et de réhabilitation d'un lac ou d'un cours d'eau fasse l'objet d'un examen approfondi de l'ensemble du bassin versant. Nous suggérons que ces programmes d'intervention incluent au moins les étapes suivantes, idéalement dans l'ordre mentionné :

1. Caractérisation (et suivi) du bassin versant;
2. Réduction-élimination des nutriments à la source;
3. Interception des nutriments avant le lac;
4. Neutralisation des nutriments dans le lac.

Les plans directeurs de l'eau devront également refléter ces étapes.

Il est recommandé que les programmes d'intervention et de réhabilitation des bassins versants, ainsi que les plans directeurs de l'eau, incluent des étapes assurant une intervention intégrale sur l'ensemble du bassin versant, incluant la caractérisation, et qu'on examine, dans l'ordre, la réduction des nutriments à la source, l'interception des nutriments et la neutralisation des nutriments.

Instaurer des programmes de surveillance sur l'ensemble des bassins versants

Afin de prévenir et corriger, le leadership local et régional doit intervenir au niveau de la pollution. Actuellement, il n'y a pas moyen de savoir si les mesures actuelles sont cohérentes et suffisantes, car elles ne sont pas mesurées. Pour ce faire, on doit entreprendre des programmes structurés afin de procéder à des mesures sur l'ensemble du territoire pour :

1. Connaître la situation réelle de la présence des cyanobactéries;
2. Permettre de connaître les impacts des interventions d'amélioration;
3. Connaître les effets des cyanobactéries sur la santé humaine, sur la faune et sur les écosystèmes.

Plusieurs systèmes pour appuyer les décisions dans la gestion du phosphore à l'échelle de bassins versants existent (**Djodjic, Montas, Shirmohammadi, Bergstrom, & Ulén, 2002**). Récemment un modèle de suivi de l'ensemble d'un bassin versant au Québec, incluant la surveillance du phosphore dans l'eau, a été démontré (**Baillargeon, Blais, & Husk, 2009**). Ce modèle propose, entre autres, une méthode synoptique et intégrée, sur l'ensemble d'un bassin versant important, permettant de prioriser et de suivre l'évolution et l'efficacité des interventions.

Plusieurs sources d'informations existent afin d'aider à l'estimation des sources de phosphore dans l'eau (**White & Hammond, 2007**)

À l'échelle des champs, il est recommandé d'utiliser un Indice de Phosphore (« *Phosphorus Index* ») ou l'Outil de Diagnostic des Exportations de Phosphore (ODEP), développé par l'institut de Recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). Plusieurs modèles existent et sont basés sur l'évaluation

des risques de ruissellement de phosphore par la source et par le transport (**Lemunyon & Gilbert, 1993**) (**Gburek, Sharpley, Heathwaite, & Folmar, 2000**).

Il est recommandé que des programmes de surveillance sur l'ensemble des bassins versants soient développés et mis en application.

Effort et durée de l'échantillonnage requis

Nous avons discuté ici de la mise en place des programmes de surveillance et de suivi de la qualité de l'eau. Dans ce contexte, il est important de prendre en considération que les efforts substantiels et soutenus d'échantillonnage et de suivi sont requis afin de détecter des changements statistiquement significatifs dans les cours d'eau. Certaines études démontrent que l'estimé médiane de l'effort requis afin de détecter un changement de 25% est de huit ans d'échantillonnage hebdomadaire pour le phosphore soluble réactif, deux ans pour le phosphore total et trois ans pour le phosphore dissous (**Ferris & Lehman, 2008**).

Par exemple, des programmes de suivi de la qualité d'eau sont instaurés, connexes avec les *Programmes collectifs de gestion intégrée de l'eau dans dix sous-bassins en milieu agricole* du MAPAQ, les *Zones d'intervention prioritaire phosphore - ZIPP*, ainsi que d'autres programmes réalisés par d'autres intervenants. Si un des buts de ces programmes est d'évaluer l'impact de ces interventions sur la qualité de l'eau en milieu agricole, il est important que les programmes d'échantillonnage soient bien conçus et appropriés.

Il est recommandé que les méthodes de suivi et d'échantillonnage pour la qualité de l'eau prennent en considération la durée et la fréquence d'échantillonnage nécessaire afin d'établir des résultats statistiquement significatifs.

Programme « Réseau de surveillance volontaire des lacs »

Le gouvernement du Québec s'appuie actuellement principalement sur son programme de « *Réseau de surveillance volontaire des lacs* » afin de connaître la situation concernant les cyanobactéries à travers la province. Ce programme est très pertinent pour plusieurs aspects de suivi des lacs. Cependant, la nature des cyanobactéries est d'avoir une grande variabilité spatiale et temporelle. Ce programme ne permet pas de connaître et comprendre la situation adéquatement.

De plus, si on inclut une surveillance de nutriments, la cause principale des cyanobactéries, il faut un programme structuré et de longues durées afin d'avoir des données statistiquement représentatives (voir ci-haut). Le programme de surveillance volontaire des lacs n'est pas adéquat pour répondre aux besoins d'informations des gestionnaires de l'eau.

Il est recommandé que des programmes de suivi de la qualité des cours d'eau soient instaurés sur l'ensemble des bassins versants afin d'être suffisamment détaillés, à des fréquences adéquates, et que les paramètres et techniques d'échantillonnage soient harmonisés.

Implanter des normes et programmes de gestion

Établir des normes numériques pour les nutriments et la qualité de l'eau

Afin de bien gérer les plans d'eau et la qualité de l'eau, des normes numériques de la qualité de l'eau devront être établies pour les nutriments, surtout le phosphore et l'azote. Ces normes devront être établies autant pour la pollution diffuse que non-diffuse.

De nombreuses recommandations, normes et critères de référence sont suggérés relativement aux concentrations critiques du phosphore dans les eaux. Cependant, au Québec il n'existe pas actuellement de normes maximales pour les nutriments de phosphore et d'azote dans l'eau de surface. Il y a seulement des « critères » (**Ministère de Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec**). L'utilisation de ces critères n'est pas claire, car ils n'ont pas de portée légale.

Il est recommandé que des normes pour les nutriments et la qualité de l'eau soient adoptées, autant pour les sources de pollution diffuses que non-diffuses. Ces normes doivent être scientifiquement défendables. On devrait examiner si ces normes doivent varier selon les caractéristiques naturelles de chaque écorégion (**United States Environmental Protection Agency, 2000**).

Ces normes pourraient s'inspirer, entre autres, de la récente implantation de règlements établissant des limites légales de nutriments dans l'eau par l'*United States Environmental Protection Agency* en Floride, É.-U. (**United States Environmental Protection Agency, 2009**).

Il est recommandé que des normes pour les nutriments et la qualité de l'eau soient adoptées, autant pour les sources de pollution diffuses que non-diffuses.

Utiliser les Bilans massiques (Bilans de masse)

L'établissement d'un bilan de masse permet de quantifier les apports provenant de différentes origines, telles que les effluents municipaux, les effluents de résidences isolées, les parcelles agricoles, les installations industrielles et commerciales (ex. golf, piscicultures) et le milieu naturel. Un bilan rigoureux permet de désigner les responsabilités de chacun et de bien cibler les actions à entreprendre qui permettront de réduire efficacement les apports de phosphore.

Les bilans massiques pour le phosphore dans les lacs ont été développés par Vollenweider et Kerekes (**Vollenweider, 1975**) (**Vollenweider & Kerekes, 1982**) (**Lam, Schertzer, & Fraser, 1982**). Les modèles de bilans massiques pour le phosphore qui prennent en considération la rétention biotique sont à considérer également (**Hakansson, Ostapenia, & Boulion, 2003**).

Il est recommandé d'instaurer et d'encourager l'utilisation des bilans massiques pour le phosphore dans les cours d'eau du Québec. Ces bilans devront inclure le phosphore de sources de pollution diffuses et non-diffuses.

Instaurer un Programme de Charge Journalière Maximum Totale - CJMT (« Total Maximum Daily Load - TMDL »)

Une CJMT est un calcul de la quantité maximum d'un polluant qu'un cours d'eau peut recevoir tout en continuant de rencontrer les normes de la qualité de l'eau, ainsi qu'une allocation de cette charge parmi les sources de ce polluant. Les sources des polluants sont caractérisées comme diffuses ou non-diffuses.

Les CJMT comprennent les sources anthropogènes et les sources naturelles de fond. Elles devront également prendre en compte les variations saisonnières, ainsi qu'une marge de sécurité. Ces normes devraient comprendre minimalement les nutriments de phosphore, d'azote et les sédiments pouvant être relâchés dans les cours d'eau. Le programme devrait comprendre également des mesures et des conséquences pour l'inobservation (« *non-compliance* »).

Les CJMT devront être développés prioritairement pour tous les cours d'eau qui ne rencontrent pas les normes établies de la qualité de l'eau. Chaque polluant causant une déficience environnementale ferait l'objet d'un CJMT. S'il y a trois polluants menaçant la qualité de l'eau, il y aurait trois CJMT.

Les CJMT sont développés en utilisant une variété de techniques, incluant les bilans massiques et le modelage de la qualité de l'eau.

Le calcul pour le CJMT est :

$$\text{CJMT} = \sum \text{allocations non-diffuses} + \sum \text{allocations diffuses} + \text{marge de sécurité}$$

Afin de bénéficier d'un système de CJMT déjà établi et fonctionnel, il est suggéré de fonder ce programme essentiellement sur le système et les méthodes du programme « *Total Maximum Daily Load (TMDL)* », tel que développé et utilisé par le *Environmental Protection Agency* des États-Unis (**United States Environmental Protection Agency (United States Environmental Protection Agency, 2008a)**).

L'instauration d'un tel programme, basé sur la qualité de l'eau par bassin versant, est nécessaire au Québec afin d'apporter de la rigueur, de l'imputabilité et une autorité statutaire au processus d'amélioration de la qualité de l'eau.

Il est recommandé d'instaurer un programme de Charge Journalière Maximum Totale (CJMT).

Établir une liste des cours d'eau compromis ou détériorés (« Impaired Waters List »)

Il est important de prioriser les travaux de restauration et de réhabilitation des eaux de surface afin d'avoir le plus d'impacts possible avec le budget disponible. Afin de procéder à cette priorisation, il faut évaluer la qualité d'eau de l'ensemble des bassins versants et d'identifier les cours d'eau et les plans d'eau qui ne peuvent pas rencontrer les exigences nécessaires pour l'utilisation souhaitée pour des raisons d'excédants de pollution.

Ces cours d'eau et plans d'eau devront être inscrits sur une liste des eaux compromises ou détériorées. Ils seraient ensuite sujets à un programme de Charge Journalière Maximum Totale (voir ci-haut).

Il est recommandé qu'une liste des plans d'eaux compromis ou détériorés soit établie, et que ceux-ci soient par la suite sujets à un programme de Charge Journalière Maximum Totale.

Implanter les méthodes du Développement à Faible Impact (« Low Impact Development »)

Le ruissellement et l'érosion de sources diffuses urbaines, telles la construction, les pelouses, les rues, etc., peuvent également être des sources significatives de phosphore. Les pertes organiques de sources diffuses industrielles et municipales représentent des sources importantes en phosphore.

Le Développement à Faible Impact (DFI) est une stratégie de gestion intégrée qui utilise des processus naturels pour capter, traiter et filtrer les eaux pluviales en milieu urbain. Le DFI a plusieurs avantages pour une communauté, la principale étant l'amélioration de la qualité de l'eau. Ce sont des techniques développées durant les années 1980 dans l'état du Maryland, É.-U. pour résoudre des problèmes de gestion d'eau pluviale.

Le DFI peut être résumé en trois étapes :

1. Ralentir l'eau;
2. L'étaler;
3. L'absorber.

Le DFI est un ensemble de techniques et de méthodes. Une liste partielle comprend les techniques suivantes :

- Les pavés perméables
- Les fossés végétalisés
- Les jardins pluviaux
- Les milieux humides
- Les toits verts
- La collection d'eau de pluie en barils ou citernes
- Les puits percolants
- Le couvert forestier
- Le débranchement des gouttières
- Etc.

Des travaux de recherches approfondies ont été entrepris également en ce qui concerne l'utilisation de ces techniques du DFI en climat froid, notamment par l'*University of New Hampshire*, NH, É.-U., soit dans un climat similaire à celui du Québec (**Roseen, et al., 2009**). Leurs résultats appuient l'utilisation des méthodes du Développement à Faible Impact dans les climats froids et devront dissiper les préoccupations d'un rendement réduit en hiver par peur du gel des médias filtrants. Il est également intéressant de noter que plusieurs des systèmes non-DFI utilisés fréquemment, sans préoccupation pour le rendement en hiver, démontrent, qu'en réalité, ils sont moins efficaces durant les périodes froides.

Quelques exemples du DFI en photo :



Figure 5 - Pavé perméable



Figure 6 - Fossé végétalisé



Figure 7 - Jardin pluvial



Figure 8 - Toit vert

Il est recommandé que le gouvernement mette sur pied un programme de financement des méthodes du Développement à Faible Impact s'adressant aux municipalités afin que celles-ci puissent mettre en place des mesures d'atténuation du ruissellement urbain, une meilleure gestion des eaux pluviales en milieu urbain et des infrastructures limitant les déversements au cours d'eau ou les épisodes de surverses.

Se donner les moyens financiers

Année après année, dans les sondages, l'environnement se place en tête de liste des priorités, avec la santé et l'éducation, chez bon nombre de québécois. Toutefois, cela ne se traduit pas dans l'attribution des budgets. Les sommes allouées au Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec sont insuffisantes. Autour de 1% du budget global est alloué à l'environnement, ce qui est bien peu pour faire face à la situation. Un meilleur financement du MDDEP lui permettrait de se donner les moyens d'agir, de mieux prévenir, de mieux contrôler et de mieux faire face aux crises actuelles et futures.

Il est recommandé que le gouvernement du Québec augmente le budget alloué aux questions environnementales afin d'améliorer le suivi et la réalisation d'actions concrètes.

Instaurer des mesures incitatives financières pour contrer la pollution

Établir un programme de marchandisation des nutriments (« Nutrient Credit Trading Program »)

Un programme de marchandisation des nutriments est une approche, selon les conditions du marché (« *market-based* »), afin d'agir sur les problèmes de la qualité de l'eau par des primes financières. La marchandisation des nutriments permet à une source de nutriments de rencontrer ses obligations réglementaires en payant une autre source pour réduire ses émissions au-delà de leurs exigences. Ainsi, les émissions totales de nutriments sont réduites à des coûts inférieurs de contrôle de la pollution. Ce programme est le transfert de « crédits » de réduction des nutriments - spécifiquement ceux pour l'azote et le phosphore - entre les acheteurs et les vendeurs.

Par ce programme, un émetteur de la pollution non-diffuse (ex. industrie ou municipalité) pourrait acheter des crédits de nutriments générés par un « producteur de pollution diffuse » (ex. producteur agricole), si moins chers. Dans le cas des producteurs agricoles, ils pourraient vendre des crédits de nutriments seulement lorsque leurs objectifs de nutriments individuels seraient atteints.

Des programmes de marchandisation des nutriments (« *Nutrient Credit Trading Programs* ») existent actuellement, entre autres, dans les états américains de Pennsylvanie, Ohio, Indiana, Virginie, Virginie-Occidentale, Maryland et Delaware (**Pennsylvania Department of the Environment**) (**United States Environmental Protection Agency**).

La marchandisation des nutriments encourage l'adoption des pratiques de réduction de pollution moins coûteuse, qui sont typiquement plus rapide et plus facile à installer (**World Resources Institute, 2009**).

Il est recommandé de mettre en place un programme de marchandisation des nutriments, surtout pour le phosphore, par bassin versant au Québec.

Instaurer un système d'enchères inversées afin de contribuer à un fonds pour la conservation

Compte tenu que la demande pour le financement des programmes de conservation écologique a historiquement excédé les fonds disponibles, l'allocation du financement permettant de réaliser les plus grands bénéfices est essentielle. Les enchères inversées sont une façon d'attribuer les fonds efficacement.

Les enchères inversées sont des enchères avec plusieurs vendeurs, mais seulement un acheteur. Elles sont utilisées surtout dans le secteur privé afin d'obtenir des services les moins chers possible, mais les enchères inversées peuvent également être utilisées afin d'attribuer les sommes d'argent publiques pour la conservation environnementale.

Les enchères inversées sont bien adaptées pour l'attribution des fonds pour l'amélioration de la qualité de l'eau ou des marchés de gaz à effet de serre. Dans les deux cas, un acheteur avec un budget limité (ex. agence gouvernementale) achète des biens et services environnementaux de plusieurs vendeurs (ex. producteurs agricoles). Par exemple, une enchère inversée pourrait payer les producteurs agricoles pour implanter les Pratiques de Gestion Optimales (PGO) afin de réduire le phosphore dans l'environnement.

Des enchères inversées ont été utilisées, entre autres, en Pennsylvanie, É.-U., afin de démontrer l'efficacité de cette méthode pour l'attribution des fonds pour l'amélioration de l'environnement (**Greenhalgh, Guiling, Selman, & St John, 2007**).

Il est recommandé d'instaurer un système d'enchères inversées pour attribuer les fonds pour les mesures de conservation écologique.

Établir un programme de crédits d'impôt pour les investissements en contrôle de la pollution

Les coûts d'acquisition et d'installation d'équipements et infrastructures pour le contrôle de la pollution peuvent être une barrière majeure à leur utilisation.

Il est recommandé que le gouvernement adapte des mesures de crédit d'impôt permettant des crédits équivalents à 50% des coûts d'infrastructures contre les impôts corporatifs ou personnels pour des investissements dans des actifs pour le contrôle de la pollution. Ces crédits d'impôt devraient s'appliquer autant pour des investissements pour contrer la pollution diffuse et non-diffuse et comprendre le secteur agricole.

Instaurer un programme de prêts pour les investissements en contrôle de la pollution diffuse

C'est pour les mêmes motifs que nous recommandons également l'instauration d'un programme de prêts pour les investissements pour contrer la pollution diffuse.

Il est recommandé qu'un programme de prêts pour les investissements pour contrer la pollution diffuse soit instauré.

Établir des consortia pour la gestion de la pollution de sources diffuses

La pollution de sources diffuses est une source importante et continue de polluants aux eaux de surface. L'utilisation des Pratiques de Gestion Optimales (PGO) est encouragée afin de diminuer ou éliminer ces polluants. Cependant, l'utilisation des PGO est généralement sur une base volontaire. Nous proposons qu'un cadre réglementaire soit considéré afin de mieux contrôler ces sources de pollution.

Ce cadre réglementaire pourrait comprendre :

- a. la formation de consortia à l'échelle de bassins versants, composé de toutes les parties impliquées dans la génération de la pollution diffuse (producteurs agricoles, municipalités, etc.);
- b. le développement de cibles de quantité maximale de polluants diffus et non-diffus dans les segments de cours d'eau, et;
- c. l'émission de permis aux consortia afin de régler les impacts de la pollution diffuse.

Cette méthode pour réglementer la pollution diffuse est décrite en plus grand détail par Foran *et al.* (Foran, Butler, Cleckner, & Bulkley, 2007).

Il est recommandé que des démarches soient considérées pour l'établissement des consortia pour la gestion de pollution de sources diffuses.

Examiner la possibilité d'instaurer des taxes « Pigouviennes »

Nous croyons que toutes les mesures incitatives économiques devront être examinées et considérées pour la réduction de la pollution. Certains économistes ont avancé la notion que la solution à la pollution est une taxe sur les effluents et que des taxes développées de façon appropriée peuvent restreindre efficacement la pollution. De plus, de telles taxes peuvent générer des revenus de sorte que l'on peut diminuer les taux de taxation sur d'autres formes de taxation.

Les « taxes vertes » peuvent offrir un « double dividende » : ils peuvent réduire les niveaux excessifs de pollution et augmenter l'efficacité de l'ensemble du système de taxation. Ils sont considérés comme des taxes « Pigouviennes », ou des taxes chargées sur des activités qui ont un effet néfaste et qui ne sont pas réglées par le marché (Baumol, 1972).

Il est recommandé que le gouvernement passe en révision tous les programmes d'incitatifs économiques et de taxation qui peuvent avoir une influence, ou être des mesures incitatives, pour l'implantation des méthodes de contrôle de la pollution, autant diffuse que non-diffuse. De plus, il est recommandé de mettre l'accent sur les mesures aptes à corriger la situation concernant le phosphore dans l'environnement.

Méthodes diverses

Régir et utiliser des abrasifs de route à faible teneur en phosphore

Récemment, le ministère des Transport du Québec a amorcé des projets pilotes afin d'évaluer la diminution d'utilisation du sel de déglçage sur les routes et ainsi réduire son impact sur l'environnement. Cependant, le Québec n'a pas de normes concernant la teneur en phosphore pour les abrasifs utilisés sur les routes durant l'hiver (**Transport Québec, 2005**).

Nous savons que la teneur en phosphore dans les sols est un facteur influençant l'eutrophisation des eaux de surface. Il est donc logique de penser que le phosphore contenu dans les abrasifs pourrait se trouver dans les eaux de surface et ainsi contribuer à l'eutrophisation.

Bien qu'il n'y a pas de norme pour le niveau de phosphore dans ces matériaux actuellement au Québec, nous pouvons nous inspirer, entre autres, de l'État de New York qui a fait les recommandations suivantes de phosphore total pour les produits de déglçant de routes (**Tierney & Silver, 2002**) :

- Approuvé : ≤ 50 ppm P total
- Déconseillé : > 100 ppm P total
- Éviter : > 250 ppm P total

À titre d'exemple, une récente évaluation d'abrasifs municipaux utilisés dans un bassin versant présentement en réhabilitation au Québec donnait un résultat moyen de 310 ppm P total (**BlueLeaf, 2009**).

Compte tenu de la grande quantité d'abrasifs de route utilisée au Québec et sa contribution à l'eutrophisation des eaux de surface, il est recommandé qu'une norme maximale soit établie pour la charge en P acceptable pour ces matériaux, autant pour les routes provinciales que les routes municipales.

Interdire l'utilisation résidentielle d'engrais contenant du phosphore

Plusieurs municipalités ont adopté ou considèrent l'adoption de restrictions sur l'utilisation résidentielle d'engrais contenant du phosphore. Ceci est fait sachant que le phosphore n'est souvent pas un nutriment limitant la croissance dans plusieurs sols, et dans le but de diminuer la quantité globale de phosphore relâchée inutilement dans l'environnement (**Lehman, Bell, & McDonald, 2009**).

Il est recommandé que le gouvernement du Québec et les municipalités adoptent des règlements interdisant ou limitant l'utilisation des engrais contenant du phosphore pour utilisation résidentielle.

Enjeu 2 : L'efficacité des interventions

Réticence ou difficulté des ministères à entreprendre des mesures

Le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) et le Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) doivent être transparents. Les nouvelles politiques d'informations du gouvernement du Québec concernant la présence des cyanobactéries font en sorte que seuls les représentants de ces ministères peuvent juger de la nécessité de publiciser ou non les résultats obtenus, malgré que les résultats soient obtenus en utilisant des fonds publics. De plus, lorsqu'ils jugent approprié de publiciser ces informations, les OBV, partenaires privilégiés des ministères en matière de la qualité de l'eau, ne sont pas informés immédiatement.

Ces pratiques vont à l'encontre des tendances globales des gouvernements d'être plus transparents et plus rapides à rendre les informations accessibles. Plusieurs gouvernements rendent disponibles les informations concernant la présence des cyanobactéries immédiatement sur des sites Internet dédiés à ce sujet. La politique de communication du gouvernement du Québec à ce sujet est trop paternaliste et n'est pas utile à long terme. De plus, cela donne un mauvais exemple aux associations de riverains et aux municipalités qui auraient tendance à retenir la diffusion des informations sur la qualité de l'eau pour des raisons économiques.

Malgré les risques de réactions négatives non appropriées, il est nécessaire que les informations relatives à la qualité de l'eau et à la présence de cyanobactéries soient disponibles facilement pour les citoyens.

Il est recommandé que les informations relatives à la qualité de l'eau et les avis de présence de cyanobactéries soient rendus disponibles à la population, sans délai, sans devoir passer par la loi d'accès à l'information, afin que des interventions soient réalisées dans les délais requis.

Utiliser le biovolume au lieu du décompte cellulaire

La présence et la quantification des cyanobactéries sont maintenant rapportées en concentrations de cellules. Compte tenu de la grande variété d'espèces de cyanobactéries et les différences en biovolume d'une espèce à l'autre et dans le but d'uniformiser la comparaison spatiale et temporelle, certains pays adoptent la méthode de quantification en biovolume (**Ministry for the Environment-New Zealand Government, 2009**). Ces variations de biovolumes sont accentuées par la présence de picocyanobactéries.

Il est recommandé que la méthode de quantification des cyanobactéries par biovolume soit adoptée.

Enjeu 3 : Les connaissances et la diffusion de l'information

Validation et utilisation des nouveaux outils de détection et quantification des cyanobactéries et cyanotoxines

Méthodes de détection et quantification des cyanobactéries et cyanotoxines par ELISA et fluorimétrie

Plusieurs méthodes existent pour la détection et la quantification des cyanobactéries et cyanotoxines. Certaines de ces méthodes ont l'avantage d'être moins coûteuses et/ou plus rapides que les essais traditionnels par HPLC en laboratoire. Le MDDEP a procédé à l'évaluation de certaines de ces méthodes.

Entre autres, on peut nommer :

- Essais ELISA (pour les cyanotoxines)
 - o Bandes
 - o Tubes
 - o Plaquettes
- Fluorimétrie (pour les cyanobactéries)
 - o *In situ*
 - o En laboratoire

Il est recommandé que le MDDEP accélère les études d'évaluation des nouvelles méthodes de détection et de quantification des cyanobactéries et cyanotoxines, soit la fluorimétrie et les méthodes ELISA (bandes, tubes et plaquettes) et, lorsque possible, encourager leur utilisation.

Examiner la possibilité d'utiliser le pigment cyanobactérien myxoxanthophyll comme vecteur de détection et de quantification des cyanobactéries

En fluorimétrie le pigment phycocyanine est utilisé pour la détection et la quantification des cyanobactéries. Le myxoxanthophyll est un pigment glycoside caroténoïde présent dans certaines cyanobactéries.

Il est recommandé d'examiner la possibilité d'utiliser le pigment cyanobactérien myxoxanthophyll comme vecteur de détection et de quantification des cyanobactéries.

Méthode de détection et quantification des cyanobactéries par les bandes de papier biodétecteur

Une nouvelle méthode pour la détection rapide des microcystines dans l'eau a été développée (**Wang, et al., 2009**). Cette méthode utilise des bandes de papier infusées avec des nanotubes de carbone

(« *single-walled carbon nanotubes* » qui peuvent rapidement détecter cette toxine. Les limites de détection sont comparables à celles des méthodes ELISA et le temps d'analyse est réduit d'un ordre de grandeur.

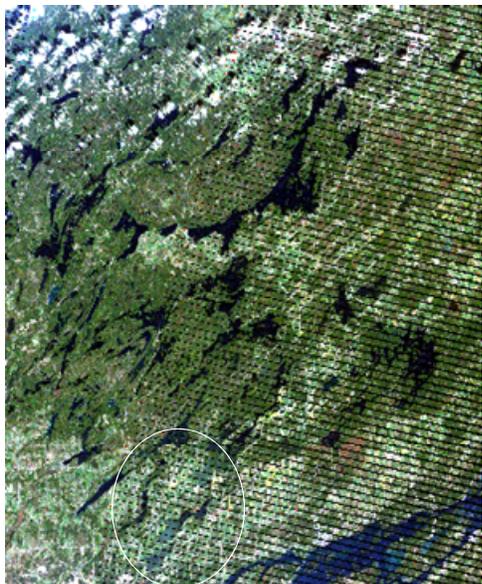
Il est recommandé que le MDDEP évalue les avantages possibles de cette nouvelle méthode de détection et quantification des cyanotoxines.

Méthodes de détection et quantification des cyanobactéries par satellite

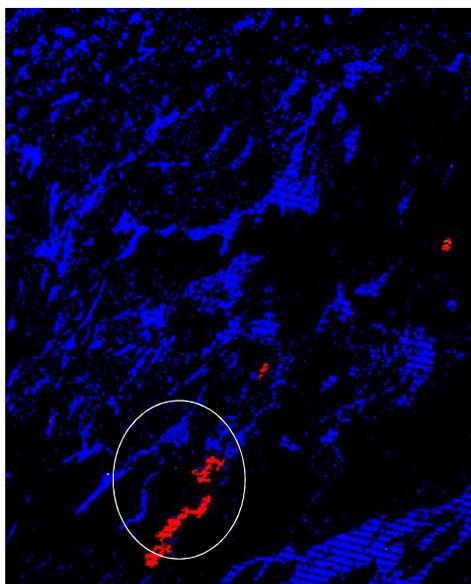
Les populations des cyanobactéries toxiques dans les eaux de surface peuvent présenter un risque à la santé. L'information concernant l'abondance et la distribution de ces cyanobactéries est nécessaire afin de développer des évaluations de risque et des activités de gestion. Cependant, ces informations sont difficiles à obtenir sur un ensemble de lacs, sur des lacs plus larges et de façon opportune avec des méthodes de détection traditionnelles.

L'utilisation de la télédétection peut maintenant être utilisée afin d'obtenir de l'information sur la distribution et l'abondance des cyanobactéries sur les lacs (**Vincent, et al., 2003**) (**Hunter, Tyler, Gilvear, & Willby, 2009**). Ces méthodes emploient généralement une détection par infrarouge des pigments dans les cyanobactéries, les phycocyanines, dans l'eau.

Nous démontrons quelques exemples ici :



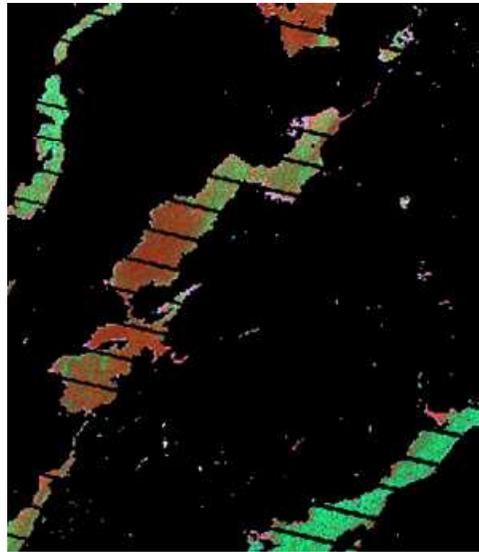
Lacs Rideau, Ontario, photo normale*



Lacs Rideau, Ontario, présence de cyanobactéries*



*Lacs Rideau, gros plan, photo normale**

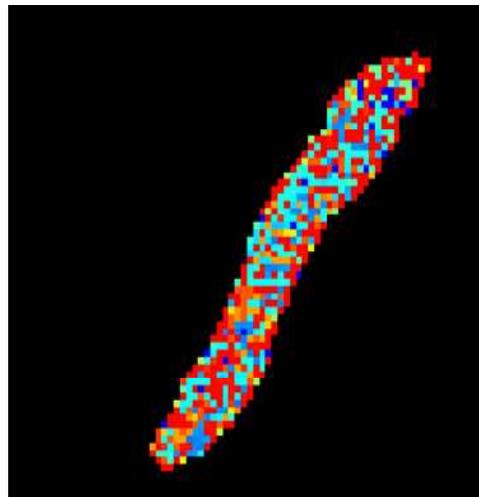


*Lacs Rideau, gros plan, présence des cyanobactéries**

Nous démontrons également quelques exemples de lacs au Québec :



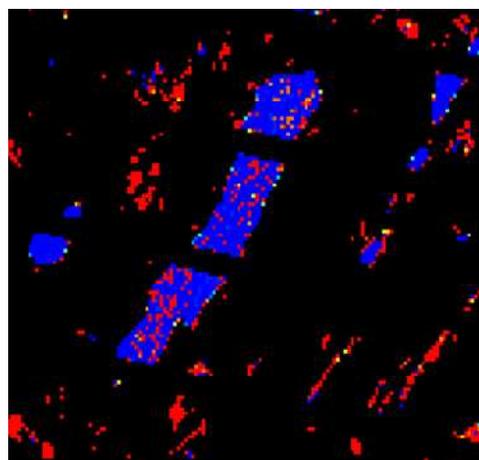
*Lac St-Augustin, Québec, 2008-08-15**



*Lac St-Augustin, Québec, cyanobactéries, 2008-08-15**



*Lac à l'Anguille, Québec, 2008-09-01**



*Lac à l'Anguille, Québec, cyanobactéries, 2008-09-01**

*photos © BlueLeaf inc.

Il est recommandé que les méthodes de détection et de quantification des cyanobactéries dans les lacs par télédétection satellite soient utilisées afin de cibler les endroits prioritaires d'intervention et de suivi dans les lacs et les bassins versants.

Les effets des changements climatiques sur les populations de cyanobactéries au Québec

Les cyanobactéries sont les plus anciens microorganismes photosynthétiques connus sur la Terre. Leur longue histoire évolutive leur a permis de développer des stratégies de survie et de persistance. Les changements climatiques globaux et régionaux que nous connaissons actuellement peuvent avoir des effets sur l'évolution des cyanobactéries.

Ces changements peuvent favoriser les diverses espèces de cyanobactéries nocives en augmentant leur taux de croissance, leur dominance, leur persistance et leur distribution géographique. Un exemple est la présence de la cyanobactérie cylindrospermopsine maintenant au Québec, une espèce qui traditionnellement était présente seulement dans les climats plus tempérés (voir **Présence des cyanotoxines cylindrospermopsine et oxycylindrospermopsine**).

Nous devons être conscients que les changements climatiques peuvent altérer le *statu quo* en ce qui concerne les populations de cyanobactéries au Québec et apporter des changements qui peuvent avoir un effet sur les aspects toxicologiques et la santé.

Il est recommandé que le gouvernement entreprenne des mesures afin d'assurer un suivi dans la population des cyanobactéries au Québec reliées aux changements climatiques et les effets conséquents possibles sur la toxicologie et la santé.

Les effets sur la santé humaine suite à l'exposition chronique subaiguë aux cyanotoxines dans l'eau

Les effets sur la santé humaine suite à l'exposition chronique subaiguë aux cyanotoxines dans l'eau ne sont pas assez bien analysés et documentés au Québec. De nombreuses études scientifiques existent maintenant concernant ce sujet. Une revue préliminaire de la littérature a été préparée au Québec (**BlueLeaf inc., 2009a**) et remise aux MDDEP et MSSS.

Parmi les questions discutées dans ces études, on retrouve la promotion et l'initiation des tumeurs, les maladies neurodégénératives (voir **Présence de la cyanotoxine BMAA, Présence de la cyanotoxine DAB**), les organes affectés par les cyanotoxines, les études épidémiologiques, ainsi que d'autres aspects de la toxicité des cyanobactéries.

Nous croyons que le potentiel pour l'exposition chronique subaigüe aux cyanotoxines existe, surtout en région riveraine des lacs contaminés. Une étude concernant ce sujet a été réalisée par le *Nebraska Department of Environmental Quality* de 2006 à 2008 et a démontré que les cyanotoxines peuvent circuler avec l'eau du lac dans les eaux souterraines à des concentrations significatives lorsque comparées aux standards de l'eau potable de l'Organisation mondiale de la santé (**Brakhage, 2009**).

Dans le contexte du principe de précaution médicale, il est recommandé que le gouvernement entreprenne un programme afin d'évaluer les effets sur la santé humaine suite à l'exposition chronique subaigüe aux cyanotoxines dans l'eau.

Les effets sur la santé de la faune et les écosystèmes suite à l'exposition chronique aux cyanotoxines dans l'eau

Généralement au Québec la préoccupation principale en ce qui concerne la santé et les cyanobactéries est axée sur la santé humaine. Peu d'attention est portée sur la question de la santé de la faune et de la flore. Par exemple, à notre connaissance, le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, responsable de la question de la santé de la faune, n'a aucun programme de recherche ou de surveillance concernant cette question.

Cependant, plusieurs études scientifiques démontrent un lien entre les cyanobactéries, les cyanotoxines et les effets sur la santé de la flore et la faune. Nous en citons quelques-unes ici. (Ce sommaire est à titre indicatif seulement et est n'est pas exhaustif.) :

Phytoplancton et macrophytes :

Parmi les études concernant les effets allélopathiques (interaction d'une plante avec un autre) de cyanobactéries, la majorité se concentre sur l'aspect d'inhibition de la croissance d'autres algues par les cyanobactéries (**Bagchi, Palod, & Chauhan, 1990**) (**Christoffersen, 1996a**) (**Kearns & Hunter, 2001**).

Zooplancton :

Les cyanotoxines peuvent causer la mortalité rapide du zooplancton herbivore (**Rohrlack, Dittman, Borner, & Christofferson, 2001**) et Fulton 1988 et Rohrlack *et al.* 1999, dans (**Paerl, Fulton, Moisander, & Dyble, 2001**).

Les cyanotoxines peuvent causer des effets chroniques à long terme sur la croissance et la reproduction du zooplancton (**Lurling, 2003**).

Des composés de cyanobactéries non considérés comme des « toxines » peuvent être plus inhibiteurs aux zooplanctons que des toxines connues, Rohrlack *et al.* 1999 dans (**Paerl, Fulton, Moisander, & Dyble, 2001**) (**Lurling, 2003**).

Bivalves :

La toxicité de crustacés causée par l'acide domoïque dissous est démontrée (**Novaczek, Madhyastha, Ablett, Johnson, Nijjar, & Sims, 1991**).

Les bivalves peuvent produire des fèces toxiques qui agissent comme sources de toxines aux autres organismes. Le même bivalve peut aussi être recontaminé par ses propres fèces toxiques (**Amorim & Vasconcelos, 1999**) (**Svensen, et al., 2003**).

Invertébrés benthiques (non-bivalves) :

L'abondance et la distribution d'une large gamme de faune benthique peuvent être affectées par certaines fleurs d'eau algales (**Wear & Gardner, 2001**)(**Landsberg, 2002**).

La matière fécale contaminée et l'ingestion d'animaux benthiques déjà contaminés par des charognards divers peuvent également introduire les phycotoxines dans l'alimentation benthique (**Guisande, Frangopulos, Carotenuto, Maneiro, Riveiro, & Vergara, 2002**).

Poissons :

La mortalité des poissons associée avec les fleurs d'eau des cyanobactéries est souvent le résultat de l'épuisement de l'oxygène, mais les toxines de cyanobactéries peuvent aussi tuer les poissons directement. Rodger *et al.* 1994 dans (**Paerl, Fulton, Moisander, & Dyble, 2001**).

Microcystis aeruginosa peut inhiber les taux de broutage, être mal digéré, ou d'une pauvre valeur nutritive pour les poissons herbivores (**Kanjunke, Mendonca, Hardewig, & Mehner, 2002**).

La croissance des poissons est inhibée par les microcystines (**Li, Chung, Kim, & Lee, 2004**).

Plantes :

La bioaccumulation et les effets toxiques de la microcystine-LR sont détectés dans des plantes et une algue filamenteuse (**Mitrovic, Allis, Furey, & James, 2005**).

La consommation des microcystines par des plantes a un effet inhibiteur sur la croissance et les plantes deviennent toxiques (**McElhiney, Lawton, & Leifert, 2001**).

Une étude de laboratoire examinant la bioaccumulation des microcystines et leurs stress oxydatif sur la pomme a démontré une diminution de croissance et une accumulation de microcystines reliée au temps d'exposition et concentration. Les microcystines ont provoqué une augmentation significative de l'activité peroxydase (**Chen, et al., 2010**).

Oiseaux marins et mammifères marins (par phytotoxines) :

L'information sur les événements et impacts des phytotoxines par rapport aux oiseaux et mammifères marins a été révisée récemment (**Shumway, Allen, & Boersma, 2003**) (**Van Dolah, G.J., Gulland, Rowles, & Bossart, 2003**).

Scholin et al. ont signalé la détection de l'acide domoïque dans les otaries mortes après la consommation de leur proie planctivore qui produit cette toxine, impliquant fortement cette toxine comme la cause des mortalités (**Scholin, Gulland, & Doucette, 2000**). De plus, Lefebvre et al. ont détecté des frustules (couches externes des diatomées) d'espèces toxiques dans les fèces d'otaries (**Lefebvre, Bargu, Kieckhefer, & Silver, 2002**). Des cas similaires sont rapportés pour des oiseaux marins (**Shumway, Allen, & Boersma, 2003**).

De plus, des changements dans les comportements d'alimentation sont notés par la présence d'alimentations toxiques, par exemple chez les loutres et des oiseaux marins, incluant des canards (**Kvitek & Bretz, 2005**).

Bioaccumulation générale :

Les cyanotoxines peuvent s'accumuler dans les consommateurs, incluant les palourdes d'eau douce, écrevisses, zooplancton, gastropodes, et poissons (**Paerl, Fulton, Moisander, & Dyble, 2001**).

Plusieurs autres études existent au sujet des effets sur la santé de la faune et la flore par les cyanotoxines, et, tel que mentionné, les quelques références ici sont fournies à titre d'exemple seulement. Mais cela signifie qu'il y a plusieurs voies pour le transfert des phytotoxines dans l'environnement.

Il est recommandé que l'impact sur la santé de la faune et la flore par les cyanotoxines soit examiné, qu'une importance au moins égale à l'influence sur la santé humaine par les cyanotoxines soit accordée à ce sujet et que, s'il y a lieu, des mesures soient entreprises afin de pallier à ces effets.

Présence des cyanotoxines cylindrospermopsine et oxycylindrospermopsine

Le cyanotoxine cylindrospermopsine est présente dans les lacs du Québec (**BlueLeaf inc., 2009b**) (rapport remis au MDDEP et MSSS).

Actuellement, la surveillance, le suivi et l'analyse de cette cyanotoxine ne sont pas inclus dans les pratiques et méthodes du gouvernement du Québec. Cette cyanotoxine est considérée comme cancérigène (**Carson, 2000**) (**Hawkins, Bosch, Odin, & Wohlers, 2006**) (**BlueLeaf inc., 2009a**). Compte tenu des changements climatiques, il est possible que cette cyanotoxine se propage de plus en plus sur le territoire du Québec.

Il est recommandé que le gouvernement du Québec mette de l'avant une étude portant sur la présence et la quantification des cylindrospermopsines dans les eaux de surface du Québec. De plus, il est recommandé d'examiner les effets possibles sur la toxicité lorsque plusieurs catégories de cyanotoxines sont combinées, eg. microcystine et cylindrospermopsine (voir *Les effets sur la santé par les effets combinés de plus d'une cyanotoxine*).

Présence de la cyanotoxine BMAA

La β -N-méthylamino-L-alanine (BMAA) est un acide aminé, non protéinique, qui est impliqué dans les maladies neurodégénératives. Il est produit par une grande variété de cyanobactéries et est retrouvé dans les cerveaux de patients souffrant des maladies d'Alzheimer et la sclérose latérale amyotrophique (maladie de Lou Gehrig) (**BlueLeaf inc., 2009a**). Il se retrouve dans les eaux de surface d'eaux douces.

Des études sont en cours près du Québec dans la Nouvelle-Angleterre, entre autres, afin d'examiner l'association possible entre les grappes de maladies neurodégénératives et la présence de BMAA dans les lacs (**Caller, et al., 2009**). Également, des études préliminaires sont en cours au Québec afin de vérifier la présence de cette cyanotoxine dans les eaux douces du Québec (**communications personnelles - BlueLeaf inc., Dr. E. Stommel, Dr. S. Banack, le MDDEP et le MSSS, 2009**). Des mesures ont été prises afin d'intéresser les instances gouvernementales du Québec à cette étude (**BlueLeaf communication personnelle avec MDDEP et MSSS, 2009**).

Des protocoles d'analyses pour l'identification du BMAA dans les échantillons biologiques ont été développés (**Spacil, Eriksson, Jonasson, Rasmussen, & Ilag, 2010**).

Également, un symposium scientifique annuel est organisé afin d'échanger les informations et de mieux coordonner les efforts de recherches scientifiques à ce sujet.

Des rapports récents mentionnant que le BMAA est produit par les cyanobactéries dans des écosystèmes divers et est présent dans les tissus de cerveau et de moelle épinière des patients souffrant des maladies de Lou Gehrig et d'Alzheimer apportent une forte motivation pour d'autres enquêtes concernant ses mécanismes toxiques et ses contributions à la maladie humaine.

Il est recommandé de vérifier par un programme de recherche la présence de la cyanotoxine β -N-méthylamino-L-alanine (BMAA) au Québec et de vérifier la potentialité de son effet toxique et son risque pour la santé.

Présence de la cyanotoxine DAB

L'acide 2,4-diaminobutyric (DAB), un isomère du BMAA, est un acide aminé neurotoxique présent dans certaines cyanobactéries aquatiques (**Faassen, Gillissen, Zweers, & Lurling, 2009**).

Il est recommandé, par un programme de recherche, de vérifier la présence de la neurocyanotoxine l'acide 2,4-diaminobutyric (DAB) dans les eaux du Québec et de vérifier la potentialité de son effet toxique et de son risque sur la santé.

Présence des picocyanobactéries

Le picoplancton représente une partie importante des communautés planctoniques dans les systèmes aquatiques. Cependant, par le passé leur présence n'était souvent pas reconnue dû à leur petite taille. Une large part de la communauté picoplanctonique est composée de picocyanobactéries. Ils sont connus pour produire plusieurs substances toxiques, incluant les microcystines. Les effets cytotoxiques et immunotoxiques de ces organismes ont été rapportés (**Blaha & Marsalek, 1999**).

Les picocyanobactéries peuvent jouer un rôle dans la méthode du décompte cellulaire des cyanobactéries dans les lacs. Pour cette raison, nous recommandons l'utilisation de la méthode d'analyse de biovolume (voir ***Utiliser le biovolume au lieu du décompte cellulaire***).

Le développement de techniques d'identification moléculaires a créé de nouvelles opportunités pour l'étude de ces organismes et leur quantification.

Il est recommandé d'examiner la présence de picocyanobactéries dans les écosystèmes d'eau douce au Québec et de déterminer le rôle qu'ils peuvent jouer dans la production de phytoplancton et la biomasse, y compris dans les lacs oligotrophes et mésotrophes, ainsi que les risques de toxicité qu'ils peuvent représenter. Il est particulièrement important d'examiner de tels risques en ce qui concerne les usines d'eau potable, compte tenu de leur petite taille.

Il est recommandé également d'examiner l'utilisation de picocyanobactéries en tant qu'indicateurs possibles du stress biologique causé par les contaminants.

Présence des cyanobactéries benthiques

Les risques pour la santé occasionnés par les cyanobactéries benthiques sont moins bien connus que ceux occasionnés par leurs équivalents planctoniques. Il y a eu peu de recherche internationale à leur sujet et aucune tentative de développer des indicateurs quantitatifs.

Cependant, ces cyanobactéries benthiques peuvent exister dans les rivières canadiennes. Des études récentes ont démontré des liens entre ces cyanobactéries et les empoisonnements de chiens dans d'autres pays (**Wood, Selwood, Holland, Milne, & Smith, 2007**) (**Heath, Wood, & Ryan, 2009a**) (**Heath, Wood, & Ryan, 2009b**). Des recherches démontrent la présence de toxines non caractérisées dans les mattes benthiques.



Figure 9 - Cyanobactéries benthiques

Il est recommandé que la présence, la distribution et la toxicité des cyanobactéries benthiques au Québec soient examinées afin de mieux comprendre leurs effets et risques potentiels pour la santé.

Les effets sur la santé par les effets combinés de plus d'une cyanotoxine

Il est démontré maintenant que plus d'une catégorie de cyanotoxines existe dans les lacs du Québec. Cependant, les normes et règlements régissant les cyanotoxines ne traitent que d'une cyanotoxine à la fois. Peu de connaissances existent concernant les effets possibles sur la santé par l'existence et la combinaison de plus d'une cyanotoxine simultanément. Par exemple, il n'est pas connu si ces combinaisons peuvent avoir un effet d'amplification toxique.

Il est recommandé qu'un programme de recherche soit entrepris afin d'examiner les combinaisons de cyanotoxines dans l'environnement et les effets et risques toxicologiques potentiels.

Les effets sur la biodiversité de l'ajout des nutriments dans les écosystèmes

La biodiversité de la Terre est de plus en plus menacée par les activités humaines qui causent la perte des écosystèmes naturels et l'extinction des espèces. L'ajout des nutriments, dont le phosphore et l'azote, aux écosystèmes naturels est une des multiples menaces à la biodiversité.

Les tensions causées par l'ajout des nutriments et l'eutrophisation ont tendance à rendre les écosystèmes moins résilients et moins complexes. Par exemple :

- L'eutrophisation modérée des lacs a tendance à augmenter la présence des phytoplanctons et des plantes aquatiques enracinées, combinée avec des changements dans la composition des espèces de plantes aquatiques. Il y a aussi des augmentations dans l'abondance et des changements dans la composition des animaux aquatiques, tels les invertébrés et poissons.
- Dans les rivières et ruisseaux, l'eutrophisation modérée augmente la biomasse periphyton et celle des plantes aquatiques enracinées. Avec l'eutrophisation plus importante, il y a une productivité réduite des periphytons, des invertébrés benthiques et des poissons ainsi qu'une perte d'espèces (**Chambers, et al., 2001**).

Des récentes études et métaanalyses de lacs ont déterminé que la richesse de certaines espèces est mieux déterminée par l'utilisation des sols dans un bassin versant (ex. agricole, résidentiel, urbain) que par la productivité des lacs (**Hoffmann & Dodson, 2005**) (**Dodson, 2008**). De la même façon, une autre étude a trouvé que la biodiversité de la communauté de plantes aquatiques diminuait avec le développement riverain de lacs (nombre de domiciles par km de rive) (**Jennings, Emmons, Hatzenbeler, Edwards, & Bozek, 2003**).

En particulier, l'utilisation des terres pour les fins agricoles a une corrélation négative avec la biodiversité aquatique (**Dodson & Lillie, 2001**) (**Dodson, Lillie, & Will-Wolf, 2005**).

L'implication de ces études est que la gestion de la diversité aquatique doit inclure la gestion du bassin versant du lac ou du cours d'eau.

Il est recommandé que le gouvernement du Québec inclue l'examen de la situation concernant la biodiversité dans tout programme de suivi de la qualité environnementale des lacs.

Le développement des connaissances agroenvironnementales appliquées par la création d'un réseau de « Fermes Découvertes »

Plusieurs activités de recherche et développement concernant l'agriculture et l'environnement sont en cours dans les centres de recherche et les laboratoires. Cependant, les méthodes et techniques développés afin d'apporter des améliorations aux aspects agroenvironnementaux ne sont pas transférées et expérimentées sur une base commerciale, « dans la réalité ». De plus, du point de vue du producteur agricole, il y a un besoin d'évaluer aussi les aspects économiques des nouvelles méthodes et techniques agricoles proposées.

Nous proposons donc la création d'un réseau de « **Fermes Découvertes** » au Québec qui aurait comme objectif de développer la recherche sur un groupe divers de fermes afin de déterminer les effets économiques et environnementaux de pratiques agricoles. Ce réseau pourrait informer et améliorer les communications entre la communauté agricole, les consommateurs, les chercheurs et les législateurs.

Elles auront comme objectifs de :

- Communiquer avec une large gamme d'entreprises agricoles afin de déterminer l'impact environnemental et de production agricole des nouvelles pratiques;
- Colliger l'information concernant des résultats environnementaux, de gestion et financiers permettant le calcul des coûts d'implantation des pratiques agroenvironnementales;
- Déterminer les effets des règlements environnementaux sur l'environnement, la rentabilité des fermes et la gestion des fermes;
- Travailler et communiquer avec les groupes de producteurs agricoles, groupes environnementaux, consommateurs, chercheurs, organismes de bassins versants, et commerces agricoles et coopératives;
- Identifier les impacts - positifs et négatifs - de l'agriculture au Québec.

Cette forme de recherche appliquée est bien connue et utilisée ailleurs. On peut, entre autres, trouver des exemples de ce genre de programme dans les états du Wisconsin, Dakota du Nord, Arkansas et Minnesota aux É.-U.

Il est recommandé que le gouvernement établisse un réseau de « Fermes Découvertes » afin de mieux expérimenter et communiquer les nouvelles méthodes agroenvironnementales au Québec.

Utilisation de la biomanipulation

En plus des charges en nutriments et autres facteurs, l'amplitude d'eutrophisation des lacs est également affectée par la composition de la communauté biologique du lac. Dans certains cas, on peut considérer l'utilisation des méthodes de biomanipulation afin de mieux contrôler la présence des algues.

La biomanipulation est définie comme étant l'altération délibérée d'un écosystème par l'ajout ou l'enlèvement d'espèces, surtout des prédateurs.

En général, les lacs nordiques tempérés ont quatre niveaux trophiques dans les zones pélagiques. Les poissons piscivores se nourrissent des poissons plus petits, qui se nourrissent des zooplanctons, qui consomment les algues. Lorsque les piscivores sont abondants, les poissons zooplanctivores plus petits sont contrôlés, faisant en sorte que les zooplanctons sont abondants et les algues sont plus rares. Cependant, lorsque les piscivores sont enlevés, les poissons plus petits prospèrent, les zooplanctons deviennent plus rares et les algues nombreuses (**Schindler & Vallentyne, 2008**).

Les recherches ont déterminé que les lacs, à une concentration donnée de nutriments, ayant un nombre de niveaux trophiques pairs auraient une abondance algale plus basse que des lacs ayant un nombre de niveaux trophiques impairs (**Carpenter, Kitchell, & Hodgson, 1985**). La bascule de l'état d'un écosystème ayant peu d'algues et un nombre de niveaux trophiques pairs à une phase ayant beaucoup d'algues et un nombre de niveaux trophiques impairs a été nommée la « *trophic cascade* », ou cascade trophique. Les recherches ont également démontré que de gros *Daphnies* doivent être présents afin d'avoir une cascade trophique forte.

Une étude examinant plusieurs années d'expérience pratique avec la biomanipulation, ayant connue du succès dans un lac hypereutrophe, suggère une nouvelle approche avec des poissons afin de contrôler les cyanobactéries (**Xie & Liu, 2001**).



Figure 10 - Dominance des planctivores

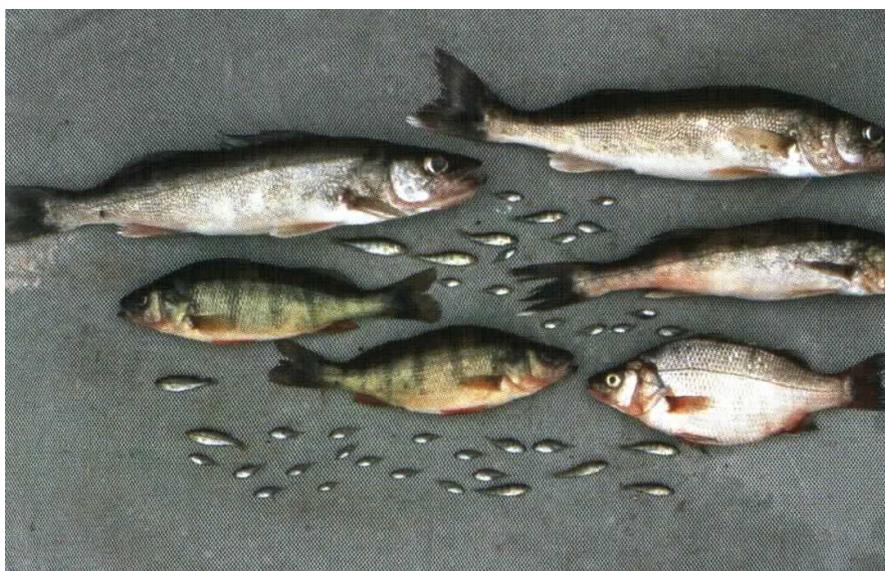


Figure 11 - Population équilibrée

Il est recommandé que l'option de la biomanipulation soit étudiée et considérée dans des circonstances appropriées.

Enjeu 4 : Les installations septiques

Exiger le suivi du phosphore total

Le programme de suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux relatif aux stations d'épuration a pour objectif de vérifier si les exigences de rejets établies pour une station sont respectées. Il doit également permettre de constater si les efforts minimaux d'exploitation sont consentis en vue d'obtenir une performance satisfaisante des ouvrages et d'assurer leur pérennité. Selon le type de station et les équipements dont celle-ci est dotée, un ou plusieurs des paramètres suivants sont assujettis à une exigence de rejet : DBO₅, MES, Ptot et coliformes fécaux. Les paramètres de contrôle de l'affluent et de l'effluent ont été uniformisés pour tous les types de traitement. Dans le cas des paramètres de l'affluent, il s'agit de la DCO, de la DBO₅, des MES et du Ptot. En ce qui concerne les paramètres de l'effluent, aux quatre précédents, on ajoute le pH, le NH₃-NH₄ et les coliformes fécaux.

Toutefois, le phosphore total est généralement soustrait des analyses lorsqu'une station d'épuration n'est pas soumise à une exigence sur ce paramètre. Par contre, le MDDEP peut demander que le phosphore fasse l'objet d'un suivi, même si la station n'est pas assujettie à une exigence sur ce paramètre (**Ministère des affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire du Québec, 2006**).

Il est recommandé que le phosphore total ne soit soustrait en aucun temps des exigences de rejet.

Il est recommandé que le MAMROT revoie le suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (SOMAE) afin de s'assurer d'avoir une meilleure connaissance des quantités de phosphore qui entrent à la station et qui en sortent.

Améliorer le rendement de déphosphatation des usines d'assainissement des eaux municipales

Les rejets en phosphore des stations d'épuration municipales peuvent contribuer à la présence de cyanobactéries dans les plans d'eau recevant ces rejets ou situés en aval de ces rejets. Le Ministère des Affaires municipales, Régions et l'Occupation du territoire du Québec (MAMROT) publie un rapport annuel concernant l'évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux. Tel que démontré dans ce rapport, le bilan des ouvrages d'assainissement se rejetant dans un plan d'eau ou en amont d'un plan d'eau affecté par les cyanobactéries s'établit comme suit pour 2008 :

Nombre total de stations concernées :	78
Nombre de stations avec déphosphatation :	46
Concentration en Ptot à l'effluent :	
Indéterminée :	2
Ptot ≤ 0,7 mg/L :	24

Ptot 0,7 - 1,0 mg/L :	15
Ptot >1,0 mg/L :	5

Nombre de stations sans déphosphatation : 32

On dénombre également 287 ouvrages de surverse dont le point de rejet se situe dans un plan d'eau ou en amont d'un plan d'eau affecté.

Il est important de noter que le seuil de phosphore total considéré comme le seuil environnemental pour l'eutrophisation des eaux de surface est >0,010 mg/L. En 2008 le résultat moyen total pour les stations soumises à une exigence de rejet sur le phosphore total était de 0,500 mg/L, soit 50 fois le niveau d'eutrophisation. Cependant, pour la très grande majorité de stations, l'exigence est de 1,0 mg/L, soit 100 fois le niveau considéré comme le seuil d'eutrophisation. De plus, ce sommaire exclut les stations non soumises à une exigence sur le phosphore total. Finalement, ces exigences sont pour les résultats moyens annuels, ce qui permet des périodes de dépassements.

Il est recommandé que les exigences de niveau de rejets de phosphore des stations d'épuration municipales soient resserrées et que les stations sans déphosphatation soient équipées pour cette fin.

Améliorer le rendement des stations d'assainissement des eaux en ce concerne les déversements

Le MAMROT demande aux exploitants de transmettre un avis de déversement pour tous les débordements résultant de situations particulières (bris, travaux à réaliser, urgences) et dont la durée prévue est supérieure à 48 heures, que ces débordements surviennent à la station d'épuration ou sur le réseau d'égout. Durant ces périodes les effluents peuvent ne pas recevoir les traitements habituels.

En 2008 ces avis dénombraient 329 pour toutes les stations.

Il est recommandé d'examiner les causes de ces déversements et que les recommandations soient faites afin de diminuer le nombre et la durée.

Reconduire le Programme d'aide à la prévention des algues bleu-vert (PAPA)

Il est recommandé de reconduire le Programme d'aide à la prévention des algues bleu-vert (PAPA) afin d'avoir une meilleure connaissance des installations sanitaires.

Il est recommandé de fournir une aide financière supplémentaire aux MRC et aux municipalités afin d'appliquer les recommandations des PAPA réalisés et de leur permettre de dégager les ressources nécessaires (inspecteur, prêt, etc.) afin de corriger les situations problématiques.

Programme d'aide pour installations sanitaires résidentielles

Il est recommandé que le gouvernement mette sur pied un programme d'accompagnement (technique et financier) afin de soutenir les citoyens devant apporter des modifications importantes à leurs installations sanitaires, à l'image du programme Prime-Vert, par exemple.

Systèmes combinés pluvial et sanitaire

Plusieurs municipalités du Québec ont procédé dans les années antérieures à la séparation de leurs systèmes de captage et transport des eaux pluviales et sanitaires. Dans d'autres villes, ces travaux ne sont pas encore complétés, ou seulement partiellement complétés. Dans certains cas, une fois les systèmes sanitaires et pluviaux séparés, les systèmes de transport ou traitement des eaux ne peuvent pas supporter les volumes d'eau lors des périodes de précipitation intenses. Lors de ces périodes, dans certains cas, des débordements des systèmes occasionnent des décharges substantielles de polluants dans l'environnement.

Il est recommandé que le gouvernement mette en place des programmes d'investissement afin de terminer les travaux de séparation des systèmes d'eaux pluviales et sanitaires adéquates afin de supporter les charges lors des périodes de précipitation intense.

Décharges illicites dans les systèmes pluviaux

Une fois que ces systèmes d'eaux pluviales et sanitaires sont séparés et fonctionnels, le problème possible des déversements illicites demeure. Une décharge illicite est un drain pluvial qui a un écoulement mesurable, contenant des polluants, durant les temps secs. Ce sont surtout des déversements d'égouts sanitaires embranchés sur le système d'eaux pluviales. Une variété de techniques de surveillance est utilisée afin de localiser et éliminer ces branchements.

Il est recommandé que le gouvernement procède à l'examen des systèmes pluviaux afin de localiser et éliminer tout embranchement illicite.

Enjeu 5 : L'importance des rejets agricoles et l'utilisation des fertilisants

Utilisation des Pratiques de Gestion Optimales (PGO) en agriculture

Une fois l'identification des endroits critiques de sources de nutriments identifiés (voir ***Instaurer des programmes de surveillance sur l'ensemble des bassins versants*** il faut assurer l'étape d'implantation des Pratiques de Gestion Optimales (PGO) agricoles, spécifiques aux sites en question. Par exemple, au Québec on préconise la gestion à l'équilibre ferme par ferme.

D'autres PGO sont nombreuses et bien connues. Nous en mentionnons quelques-unes ici, soient :

- Les plans de gestion des nutriments
- Des cultures de couverture
- Éliminer le labourage d'automne;
- Les pratiques de champs structurales (ex. voies engazonnées, culture en terrasses, etc.)
- Techniques de culture sans labour
- Les pratiques de champs culturales (ex. rotation des cultures, gestion des résidus, etc.)
- Les bandes riveraines
- Système de gestion des fumiers et lisiers
- Contrôles d'érosion
- L'agriculture « de précision »
- Le broutage en rotation
- Etc.

Des sondages reposants sur la participation volontaire font état de la situation partielle de certaines de ces pratiques au Québec (**BPR-Infrastructure inc., 2008**). Cependant, plusieurs PGO ne sont pas incluses dans ces sondages.

Compte tenu des délais à envisager afin d'obtenir des résultats d'amélioration de la qualité de l'eau des lacs (voir ***La sensibilité des lacs aux changements de phosphore***), ainsi que l'importance du rôle de l'agriculture dans cette problématique, il est important d'agir le plus rapidement possible, et à une échelle plus large, sur les mesures de réduction d'apports en nutriments. Ces mesures devront inclure les PGO.

Sharpley et Tunney suggèrent que les PGO peuvent être regroupées par catégorie de source et de transport (**Sharpley & Tunney, 2000**).

Il est recommandé que toutes mesures soient prises afin d'augmenter l'utilisation de Pratiques de Gestion Optimales agricoles au Québec.

Il est recommandé que plus de méthodes de Pratiques de Gestion Optimales agricoles soient incluses dans toute évaluation ou sondage futur concernant les fermes du Québec.

Utilisation de phosphate en roche pour application directe aux sols

L'utilisation du phosphore en forme moins raffinée que les engrais chimiques traditionnels, soit en forme de roche, peut avoir des avantages environnementaux possibles, principalement un taux de lessivage moins rapide.

Cependant, il faut prendre d'autres facteurs en considération, incluant la source et les caractéristiques de la roche, les caractéristiques du sol, les nutriments secondaires et autres éléments ainsi que les facteurs économiques (**Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2004**).

Il est recommandé que l'utilisation du phosphore en forme de roche soit évaluée pour les bénéfices agronomiques, écologiques et économiques potentiels.

Utilisation du Biochar

Le biochar est un produit riche en carbone obtenu lorsque la biomasse (tels le bois, le fumier ou des feuilles) est chauffée dans un contenant refermé avec peu ou aucun air disponible (la pyrolyse). Le biochar est produit par la décomposition thermique des matières organiques en absence d'oxygène et à des températures relativement basses (**Lehmann & Joseph, 2009**).

La fabrication du biochar est une pratique vieille de 2 000 ans qui permet de convertir des biomasses (pertes organiques, agricoles ou autres) en un amendement qui enrichit le sol et qui peut retenir le carbone, augmenter la sécurité alimentaire et décourager la déforestation (**International Biochar Initiative**).

Le sujet du biochar est complexe, impliquant plusieurs aspects, incluant la production, les matières premières, les méthodes de production, les méthodes d'utilisation, la productivité agricole, les économies, etc. Le biochar offre plusieurs avantages pour l'environnement et pour l'agriculture en général, qui sont nombreux et qui seraient mieux énoncés dans un document dédié à ce sujet. Pour les besoins de ce rapport, nous en tiendrons seulement à la question des avantages concernant le sujet du phosphore et l'eutrophisation.

Tel que mentionné ici, le phosphore et autres nutriments causent l'eutrophisation lorsqu'ils se font lessiver des sols ou qu'ils ruissellent des sols agricoles. Le biochar peut avoir un impact sur le lessivage du phosphore, lorsqu'incorporé dans les sols agricoles. Plusieurs études à ce sujet ont été réalisées ou sont en cours actuellement. Entre autres, une étude d'essai de champs est en cours au Québec depuis deux ans (**BlueLeaf inc., 2009**). Les résultats préliminaires de cette étude démontrent des avantages associés au biochar en ce qui concerne la rétention du phosphore dans les sols.

Il est recommandé que le gouvernement encourage la recherche appliquée concernant l'utilisation du biochar, entre autres pour sa capacité potentielle d'améliorer la situation agroenvironnementale.

Utilisation des produits pour augmenter l'absorption du phosphore dans les sols par les plantes

Lorsque le phosphore dans les engrais chimiques est ajouté aux sols, il est souvent fixé aux particules de sol par les ions de calcium, aluminium, fer et magnésium. Certains produits disponibles sur le marché empêchent cette ionisation, et, par le fait même, rendent le phosphore plus disponible pour les plantes et moins apte d'être fixé dans les sols. Les compagnies fabriquant ces produits promettent des augmentations de production et des diminutions de coûts associés à l'utilisation de ces produits. Cependant, il faut vérifier qu'il n'y aura pas d'augmentation dans la teneur en P soluble.

Quelques exemples de compagnies offrant ces produits sont *Precision Laboratories, Inc.*, et *Specialty Fertilizer Products, LLC*, entre autres. La compagnie BlueLeaf fait des expériences de champs au Québec avec cette catégorie de produits.

Il est recommandé que les avantages potentiels d'augmenter l'absorption du phosphore dans les sols par les plantes, offerts par ces produits, soient examinés.

Utiliser les plantes, tel le sarrasin, aptes à mobiliser et diminuer le phosphore dans les sols

Nous avons discuté ici de la problématique de saturation des sols agricoles en phosphore et la contribution potentielle à l'eutrophisation des eaux de surface et souterraines (voir « **Le phosphore dans les sols** »). Il existe peu de méthodes pratiques permettant l'activation et l'acquisition des différentes formes de phosphore dans les sols agricoles afin de diminuer les concentrations. Cette source de phosphore peut donc devenir une source « héritage » du phosphore, contribuant ainsi à l'eutrophisation pendant des décennies, soit par le ruissellement ou par la lixiviation.

Certaines plantes, tel le sarrasin (*Fagopyrum esculentum*), ont la capacité d'activer, de consommer et de séquestrer le phosphore des sols dans leurs organismes à un taux beaucoup plus élevé que d'autres plantes. L'utilisation de ces plantes est donc une méthode à considérer afin d'activer les sources de phosphore dans les sols, de les consommer et de les utiliser en tant qu'engrais verts et dans la rotation des cultures. L'utilisation de ces plantes en tant qu'engrais verts permettrait d'activer le phosphore présent dans les sols en formes non disponibles aux plantes, le convertir en formes disponibles et de le remettre aux sols en forme d'engrais vert. Cela pourrait permettre des économies en engrais chimiques aux producteurs agricoles, tout en diminuant le contenu en phosphore dans les sols. Le sarrasin offre aussi d'autres avantages agronomiques en tant que supprimeur de mauvaises herbes et conditionneur des sols. Il est aussi une bonne culture pour le renouvellement des sols surcultivés et attire des insectes bénéfiques (Amann & Amberger, 2007) (Zhu, He, Smith, & Smith, 2002) (Van Ray & Van Diest, 1979) (McLachlan).

Il est recommandé d'examiner l'utilisation des plantes, tel le sarrasin, afin de mobiliser et diminuer le contenu en phosphore dans les sols agricoles.

Optimiser le phosphore dans l'alimentation animale

Les intrants dans l'alimentation de bétail sont un facteur majeur contribuant aux surplus de phosphore sur les fermes (**Satter & Wu, 1999**) (**Powell, Jackson-Smith, Satter, & Bundy, 2002**) (**Sharpley, T.C., Sims, Lemunyon, & Parry, 1999**).

Un portrait agroenvironnemental des fermes du Québec a été tracé en 1998, 2003 et 2007. Ce portrait est tracé par sondages volontaires sur un nombre de fermes représentatif. Le sondage réalisé en 2007 (**BPR-Infrastructure inc., 2008**) a fait l'examen de deux aspects concernant le phosphore et l'alimentation animale monogastrique : le phytase dans l'alimentation du cheptel porcin et de volaille, et le cheptel porcin alimenté en régime multiphase.

Ce sondage n'a pas cependant examiné le contenu en phosphore dans l'alimentation de ces secteurs, ni le secteur de la production laitière.

Réduire le contenu en phosphore dans l'alimentation

L'accumulation de P dans les sols est accélérée lorsque le cheptel est suralimenté en ration P diététique. L'excrétion de P dans le fumier est directement reliée au niveau de consommation en P (**Ternouth, 1989**) (**Morse, Head, Wilcox, Van Horn, Hissem, & Harris, 1992**) (**Khorasani, Janzen, McGill, & Kenelly, 1997**) (**Metcalf, Mansbridge, & Blake, 1996**).

L'abus des suppléments de phosphore diététiques accélère l'accumulation de phosphore dans les sols à des niveaux excessifs et augmente le potentiel de perte de phosphore des champs où le fumier est appliqué.

Le fait de donner des rations avec une teneur plus élevée en phosphore que celle qui est recommandée n'améliore pas le rendement laitier du troupeau, ni sa performance de reproduction. C'est donc à la fois avantageux d'un point de vue économique et environnemental si on ne donne pas aux vaches laitières des quantités trop élevées de phosphore.

Selon la *Loi relative aux aliments du bétail* de l'Agence canadienne d'inspection des aliments, l'exigence minimale en phosphore alimentaire pour les vaches laitières est de 0,30 pour cent d'ingestion de matière sèche. Le National Research Council (NRC) américain a calculé que le phosphore devrait constituer de 0,33 à 0,38 pour cent de la matière sèche ingérée. Pourtant, de nombreux producteurs laitiers en donnent de 0,50 à 0,60 pour cent à leurs vaches très productives.

Les recherches ont indiqué que l'on pouvait réduire le phosphore alimentaire de 30 à 40 pour cent en deçà de ces niveaux, sans nuire à la production laitière, ni à la qualité. Il n'y aurait pas non plus d'effet négatif sur la performance de reproduction.

Ainsi, un essai effectué en Californie a suivi deux groupes de vaches qui ont reçu des aliments ayant deux teneurs différentes de phosphore. L'un des groupes recevait le niveau de 0,37 pour cent recommandé par le NRC américain et l'autre 0,57 pour cent.

Les chercheurs ont examiné les éléments suivants chez les vaches :

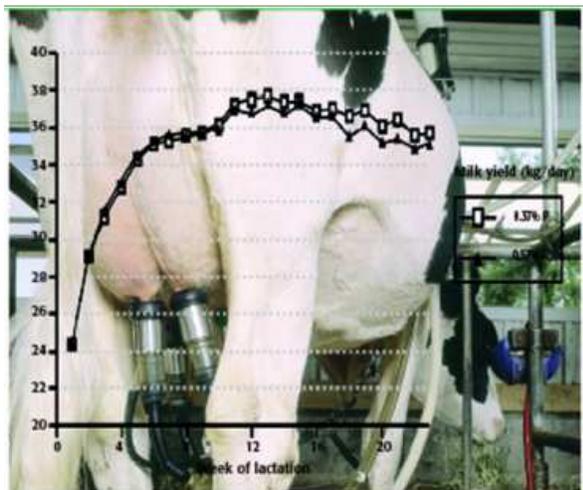
- nombre de jours avant la première augmentation de progestérone;
- nombre de jours avant la détection des premières chaleurs;
- nombre de jours avant la première intervention par le soigneur du troupeau;
- taux de conception à la première intervention.

Ils n'ont trouvé aucune différence dans ces mesures pour les deux groupes. Les résultats étaient similaires pour les éléments suivants :

- taux de conception à 30 jours;
- nombre de jours où une vache est non saillie;
- interruption de gestation entre 30 à 60 jours;
- taux d'ovulations multiples;
- incidence de l'anovulation au jour 71 sur le lait.

Il n'y a pas de différence dans la durée de l'oestrus, le nombre moyen de montes par oestrus ou la durée totale de l'activité de monte pendant l'oestrus.

Au Wisconsin, une recherche a examiné les mêmes teneurs en phosphore données à deux différents groupes et a surveillé la production laitière. Les deux groupes ont produit des quantités égales de lait (voir le graphique).



Wisconsin study finds reducing phosphorus intake has no effect on lactation curves.

Figure 12 - Graphique démontrant que la réduction en P n'a pas d'effet sur la lactation

L'ingestion de phosphore alimentaire n'affecte pas le rapport calcium-phosphore. Les vaches peuvent s'adapter à de larges intervalles du rapport Ca:P, du moment que les aliments qu'elles reçoivent comblent leurs besoins individuels pour chacun des minéraux.

Les recommandations du NRC en 2001 avaient rajusté ce que l'on croyait de la capacité d'assimilation du phosphore par la vache. On supposait jusque-là que 50 pour cent du phosphore était disponible dans tous les aliments. On pense maintenant que 64 pour cent du phosphore se trouve dans les fourrages et 70 pour cent dans les concentrés. De nouvelles recherches signalent que ces données seraient faibles. Aussi, non seulement les recommandations ont-elles réduit les exigences en phosphore alimentaire, mais elles ont aussi rajusté les quantités de ce que les vaches retirent de chaque type d'aliments. Les

recherches signalent qu'il est difficile de formuler une ration déficiente en phosphore, même sans supplément de phosphore.

D'un point de vue économique, le fait d'abaisser la teneur en phosphore à 0,37 comparé à 0,57 pour cent pourrait réduire le coût en phosphore de 716 \$ par année par 100 vaches. Ce calcul est basé sur le prix du phosphate bi-calcique qui est de 13 \$ le sac de 25 kg, chaque vache en consommant 13,8 kg par année.

Tout en permettant d'économiser, la réduction de phosphore à des teneurs recommandées dans l'alimentation bovine protège l'environnement. Diminuer la quantité de phosphore dans les rations abaisse la quantité de phosphore excrétée dans le fumier. Par exemple, supposons une vache laitière en lactation qui produit en moyenne 9 100 kilogrammes de lait sur 305 jours et qui reçoit une ration avec 3,8 grammes de phosphore par kg de matière sèche alimentaire. On a besoin de 1 acre de culture pour recycler le phosphore excrété dans le fumier. Si on a donné du phosphore au taux de 5,7 grammes, on aura besoin de deux acres par vache.

Les vaches avec un régime à haute teneur en phosphore (0,57 pour cent) en excrètent jusqu'à 50 grammes par jour dans leur fumier. C'est l'équivalent de plus de 18 kg de phosphore dans le fumier par année. Les vaches qui consomment moins de phosphore, autour de 0,30 pour cent, en excrètent 22,7 pour cent moins dans leur fumier. De façon générale, les chercheurs concluent que pour chaque gramme par jour de réduction de phosphore alimentaire, il y a une baisse de 0,55 gramme par jour de phosphore excrété.

Les éléments nutritifs comme le phosphore excrété dans le fumier animal qui sont épandus en trop grandes quantités dans les champs peuvent ruisseler dans les voies d'eau. C'est l'une des causes de la pollution des eaux de surface et souterraines.

En élaborant un plan de gestion des éléments nutritifs pour mieux équilibrer les besoins en éléments nutritifs d'une exploitation, on peut évaluer le programme nutritionnel du troupeau d'un point de vue environnemental. En plus de réduire les risques environnementaux sur la ferme, avec de meilleures stratégies d'ingestion de phosphore on abaisse les coûts de production (**Potter, 2005**)(**Cotanch, Ballard, Emerich, Sniffen, & Thomas, 2003**).

Il est recommandé de continuer les efforts et que l'on examine tous les mesures d'optimisation du contenu en phosphore dans l'alimentation animale, ainsi que des volets de suivi de la mise en application.

Inclure les enzymes phytases dans les rations d'animaux monogastriques

Afin d'améliorer l'efficacité de la gestion de P dans les fumiers d'animaux monogastrique (les non-ruminants, tels les porcs et volailles), on peut examiner l'option d'inclure les enzymes phytases dans les rations animales. Ces produits réduisent la quantité de P dans les fumiers en augmentant l'efficacité par laquelle l'animal extrait le P de la ration. En ajoutant les enzymes phytases aux rations des non-ruminants, l'efficacité de la consommation durant la digestion peut être augmentée (**Kornegay, 1996**) (**Van Der Klis, Versteegh, Simons, & Kies, 1997**) (**Jalal & Scheideler, 2001**) (**Dou, Zhang, Stout, &**

Ferguson, 2003) (Augsperger & Baker, 2004) (Jeliazkov, 2008) (Chu, Komori, Nakayama, Asanagi, Yano, & Matsui, 2008) (Kerr, Weber, Miller, & Southern, 2010).

Le portrait agroenvironnemental des fermes du Québec réalisé par un sondage volontaire en 2007 (BPR-Infrastructure inc., 2008) indique un taux d'utilisation de la phytase dans le secteur porcin de 89% et dans le secteur de la volaille de 58%.

Il est recommandé de poursuivre l'examen et l'utilisation des enzymes phytases dans les rations du cheptel monogastrique, surtout dans le secteur de la volaille, où l'utilisation est moins répandue.

Utiliser le maïs grain à basse teneur en phosphate

Une autre option est l'utilisation des variétés de maïs grains à basse teneur en phosphate, « *high available phosphate* » (HAP). Dans le maïs et la plupart des grains, le P est stocké dans la forme phytate, qui est largement non-disponible aux animaux non ruminants. En conséquence, la nourriture de porc et la volaille est systématiquement complétée avec des suppléments P, habituellement « *di-calcium phosphate* ». Le P-phytate de la plante non utilisée par l'animal est excrété, résultant en un fumier qui est très enrichi en phosphore (Doerge, 1999).

Il est recommandé que l'examen de l'option d'utiliser du maïs grain à basse teneur en phosphate soit examiné et mise en pratique, là où c'est jugé avantageux.

Ajouter de l'alun aux fumiers

L'ajout du chlorure d'aluminium (AlCl_3) à des fumiers peut réduire le contenu en phosphore substantiellement et, conséquemment, le ruissellement du phosphore dans les champs agricoles. Il peut également avoir un effet réducteur sur l'azote devenant l'ammoniaque dans les fumiers et étant relâché dans l'environnement.

Des études démontrent une réduction du phosphore soluble réactif dans le fumier de porc jusqu'à 73% avec l'ajout de AlCl_3 lorsque comparé au fumier normal (Smith, Moore, Maxwell, Haggard, & Daniel, 2004). Les résultats d'études démontrent également que l'application des fumiers traités avec l' AlCl_3 n'affecte pas la consommation de P par les plantes fourragères (Warren, Phillips, Mullins, & Zelazny, 2006).

Il est recommandé que la pratique d'ajouter de l'alun aux fumiers soit examinée et mise en pratique, là où c'est jugé avantageux.

Examiner la possibilité de prolonger la période d'épandage de fumier

L'épandage de fumiers dans les champs à l'automne doit se faire avant le 1 octobre. Parfois cette limitation fait en sorte que l'épandage subséquent au printemps doit se faire de façon hâtive dû à un manque de capacité d'entreposage. De plus, cette date limite crée une période intense d'épandage qui a un effet sur la compaction des sols.

Il est recommandé que la période permise pour l'épandage des fumiers à l'automne soit réexaminée, tout en s'assurant qu'elle soit faite avant le gel des sols.

Utilisation des méthodes de drainages contrôlés

Une nouvelle technique de gestion des eaux de drainage de champs agricoles a été investiguée aux États-Unis et au Canada afin de réduire les impacts environnementaux **(Skaggs & Gilliam, 1981)** **(Lalonde, Madramootoo, Trenholm, & Broughton, 1996)**

Cette méthode est simple et implique l'utilisation d'hauteurs différentes d'un « barrage ajustable » dans l'exutoire du drain. Durant les périodes de besoin maximum de drainage, le niveau d'eau dans le champ peut s'élever jusqu'au même niveau que le barrage ajustable. Le concept de drainage contrôlé rend possible la variation dans l'intensité du drainage selon les besoins du drainage et de contrôler ainsi la quantité d'écoulement du système de drainage et ainsi la quantité de nutriments solubles **(Wesstrom & Messing, 2007)**

Il est recommandé que les méthodes de drainages contrôlés de champs agricoles soient examinées et instaurées là où c'est avantageux.

Enjeu 6 : La gestion des rives, du littoral et des plaines inondables

Les bandes riveraines

Selon la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* du Québec (**Ministère de Développement durable, de l'Environnement et des Parcs**), il est permis en milieu agricole :

« ...de cultiver à l'intérieur de la rive, en conservant toutefois une bande minimale de végétation naturelle (sans labour ni culture) de **trois mètres** de large de part et d'autre du cours d'eau. Cette bande doit inclure au moins **un mètre** sur le replat du terrain si le haut du talus se situe à moins de trois mètres de la ligne des hautes eaux ».

Les bandes riveraines végétalisées sont une pratique de gestion agricole bien étudiée. La littérature scientifique fournit beaucoup d'information concernant leur efficacité.

Une étude récente (**Zhang, Liu, Zhang, & Dahlgren, 2010**) a examiné plusieurs de ces études et a agrégé les résultats dans une métaanalyse quantifiant les relations entre l'efficacité de ces bandes végétalisées d'enlever les polluants et leur largeur, pente, type de sol et végétation. Des modèles théoriques pour enlever les polluants avec ces bandes filtrantes ont été développés. Les auteurs ont examiné l'efficacité pour enlever les sédiments, pesticides, N et P.

Ces modèles ont démontré les résultats suivants :

- des bandes filtrantes d'une largeur de **30 mètres** sont requises pour enlever 85% des polluants étudiés, avec une pente de 10%;
- des bandes filtrantes composées d'arbres sont plus efficaces pour enlever les polluants N et P que les bandes composées des graminées, ou une combinaison d'arbres et graminées;
- les pentes entre 8,1% et 11,7% sont optimales pour l'efficacité d'enlever des sédiments.

Une étude récente décrit les coûts reliés à l'établissement et l'entretien des bandes riveraines (**Roberts, Clark, English, Park, & Roberts, 2009**).

Une étude réalisée en 2007 au Québec (**Gagnon & Gangbazo, 2007**) a examiné trois aspects concernant l'utilisation et l'efficacité de bandes riveraines :

1. Un résumé de la documentation scientifique relative à l'efficacité des bandes riveraines;
2. Déterminer dans quelle mesure on peut se fier sur les bandes riveraines pour résoudre les problèmes liés à l'eau;
3. Faire connaître la politique et le programme existant relatif aux bandes riveraines.

Nous abordons dans le même sens que les conclusions de cette étude, que nous reproduisons ici :

« Les bandes riveraines peuvent jouer un rôle important dans la prévention de la contamination de l'eau ainsi que dans la protection des habitats pour la faune et la flore. Leur efficacité dépend cependant de plusieurs facteurs. Citons la largeur de la bande riveraine, la topographie du terrain, le type de végétation qui la compose, la présence d'une infrastructure de drainage

agricole de surface, le type de sol, les conditions climatiques et son emplacement dans le bassin versant.

La recommandation de l'utilisation des bandes riveraines pour résoudre les problèmes qui touchent les ressources en eau d'un bassin versant doit être mûrement réfléchie, étant donné qu'elle dépend de l'analyse de bassin versant, des enjeux et des objectifs poursuivis. Cela dit, il nous semble que l'information disponible ne permette pas de déterminer objectivement la largeur de bande riveraine nécessaire pour remplir une fonction précise. Ainsi, s'il s'agit de prévenir la contamination de l'eau ou de récupérer un de ses usages liés à des contaminants physicochimiques (fonction d'assainissement), la végétalisation de bandes riveraines ne peut être qu'une des composantes d'un plan d'action crédible, lequel doit comprendre d'autres mesures de réduction des charges de contaminants de sources ponctuelles et diffuses, s'il y a lieu. Citons la modification de l'aménagement du territoire, la réduction des charges de certains contaminants à la source, la construction de stations d'épuration des eaux usées municipales, l'adoption de certaines pratiques de conservation des sols et d'aménagement forestier, l'entreposage étanche des fumiers, etc. Toutefois, s'il s'agit de protéger l'environnement naturel, c'est-à-dire protéger les habitats aquatiques et riverains, par exemple (fonction écologique), les bandes riveraines bien constituées et d'une largeur appropriée représentent certainement une solution à privilégier.

Les largeurs de bande riveraine recommandées dans la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables ne doivent pas être interprétées comme des critères suffisants pour protéger ou restaurer les écosystèmes aquatiques et riverains. Elles visent seulement à assurer une protection minimale aux rives des lacs et des cours d'eau. »

Sans diminuer les efforts mis à la promotion de l'utilisation des bandes riveraines, nous pensons que l'emphase de prévention devrait être mise sur d'autres outils et méthodes, notamment sur la réduction des nutriments à la source.

Autres recommandations pour diminuer les nutriments dans l'eau

Nous incluons dans ce Mémoire des recommandations pour diminuer les nutriments dans l'eau qui ne peuvent être catégorisés selon les enjeux discutés jusqu'ici.

Valider et utiliser des nouveaux outils de surveillance et de quantification du phosphore dans les sols

Le phosphore dans les sols étant une des sources principales de phosphore dans l'environnement, la capacité de surveiller et quantifier le phosphore est importante. L'utilisation des nouvelles technologies, telles la détection et la quantification du phosphore dans les sols par satellite, permettrait possiblement de prioriser les endroits d'intervention rapidement sur les grandes superficies à des coûts relativement faibles (**Maruthi Sridhar, Vincent, Ritter, & Spongberg, 2009**).

Un exemple de cette technique est démontré ici (voir **Figure 13 - St-François-Xavier-de-Brompton, 2008-05-11, numérisation de phosphore**). Cette image satellite démontre une région agricole et urbaine dont les parcelles de terre ayant une haute teneur en phosphore sont indiquées en couleur, selon la concentration. Ces images sont ensuite utilisées pour des travaux de réduction et de captage de phosphore.

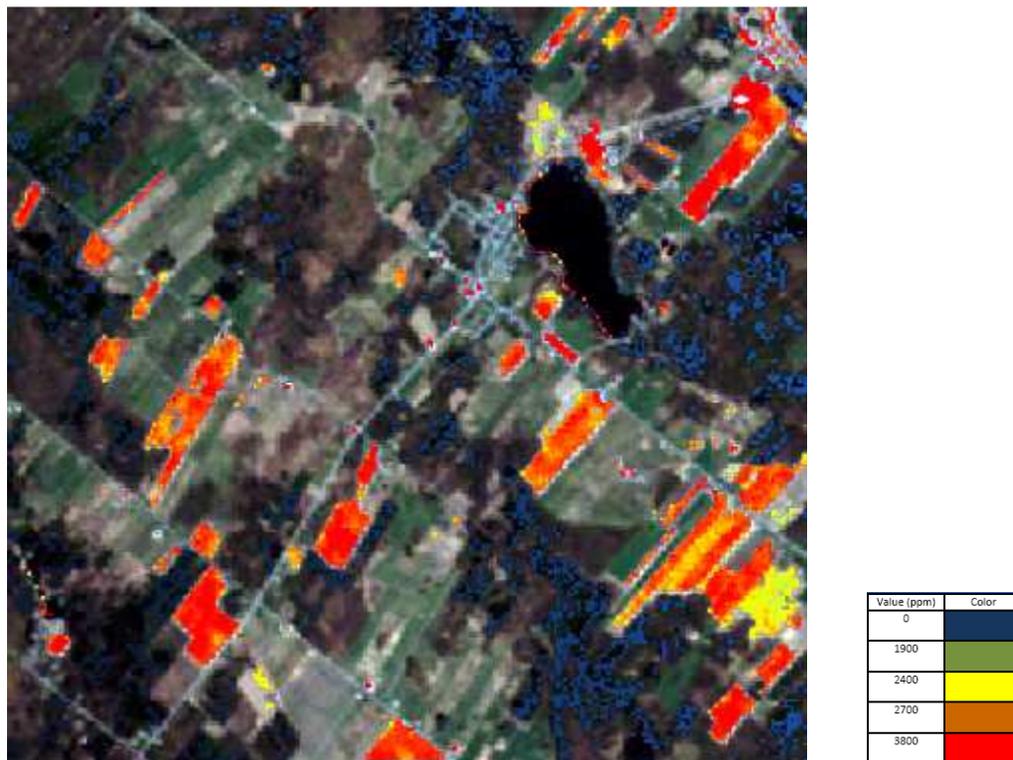


Figure 13 - St-François-Xavier-de-Brompton, 2008-05-11, numérisation de phosphore*

Nous présentons ici (voir **Figure 14 - P dans les sols, bassin versant du lac Memphrémagog, plus région à l'est, 2008-05-11**) un autre exemple de cette méthode utilisée au Québec. Celui-ci démontre la capacité de surveiller un très grand territoire. Après une numérisation préliminaire d'un grand territoire, on peut ensuite faire une focalisation sur les régions démontrant les plus hautes teneurs en phosphore.

Cet exemple montre le bassin versant au complet du lac Memphrémagog au Québec, incluant la région transfrontalière américaine, et des territoires agricoles à l'est de cette région. Les régions en haute teneur de phosphore peuvent être distinguées par les couleurs jaune, orange ou rouge, dépendamment de la concentration du phosphore dans les sols.

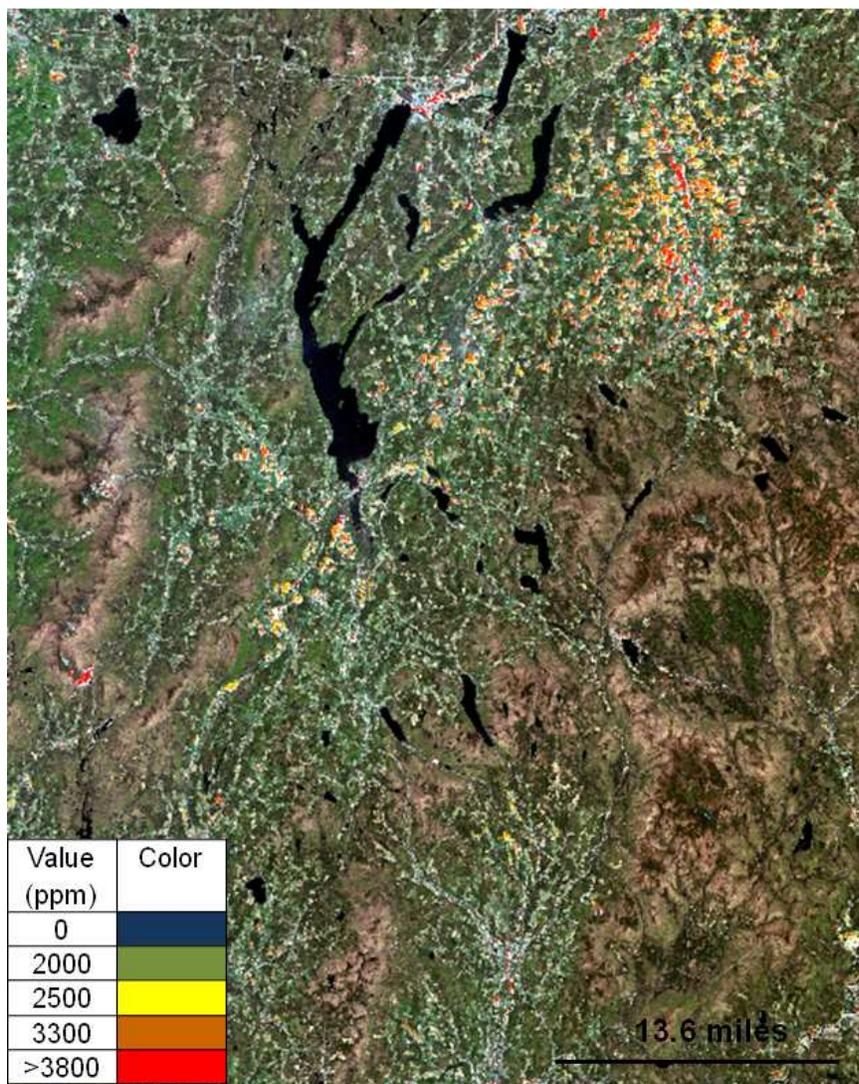
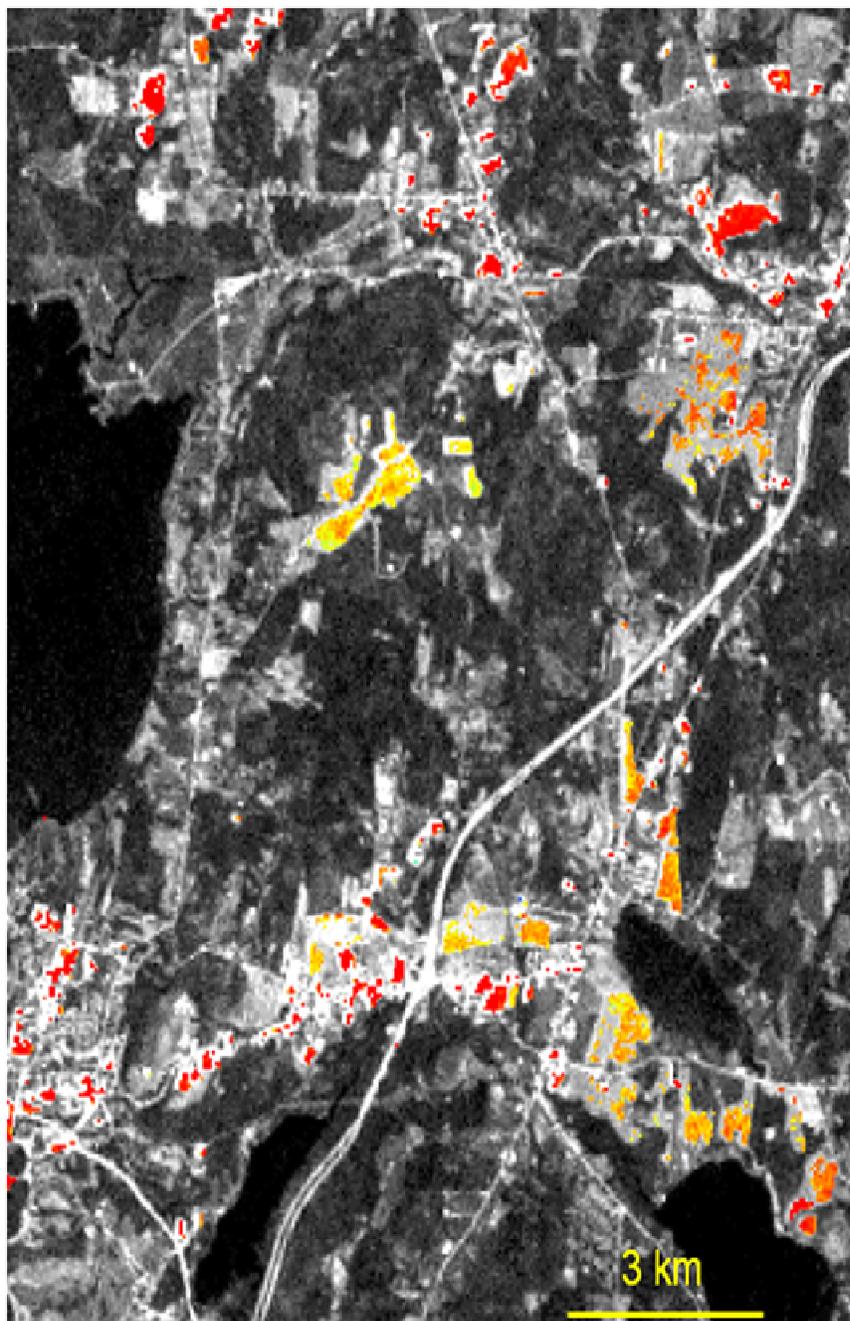


Figure 14 - P dans les sols, bassin versant du lac Memphrémagog, plus région à l'est, 2008-05-11*

Cette photo (voir **Figure 15 - P dans les sols, région du bassin versant du lac Memphrémagog en gros plan, 2008-05-11**) montre une focalisation sur une des régions ayant une teneur plus élevée en phosphore, tel que démontré par la numérisation de l'ensemble du territoire ci-haut, à la même date.



*Figure 15 - P dans les sols, région du bassin versant du lac Memphrémagog en gros plan, 2008-05-11**

** Photos © BlueLeaf inc.*

Il est recommandé que la méthode de détection et de quantification du phosphore dans les sols par satellite soit utilisée afin de cibler les endroits prioritaires d'intervention et de suivi dans les bassins versants.

Valider et utiliser des nouveaux outils de surveillance et de quantification du phosphore dans l'eau

Le phosphore peut maintenant être détecté et quantifié avec l'utilisation des méthodes de télédétection. Ces méthodes pourraient être particulièrement importantes afin de déterminer efficacement les sources, la présence et les concentrations de phosphore dans les lacs, rivières et bassins, de façon rapide, simultanée et globale.

Cet exemple démontre les concentrations de phosphore dans un lac en milieu urbain, telles que déterminées par la télédétection satellite.

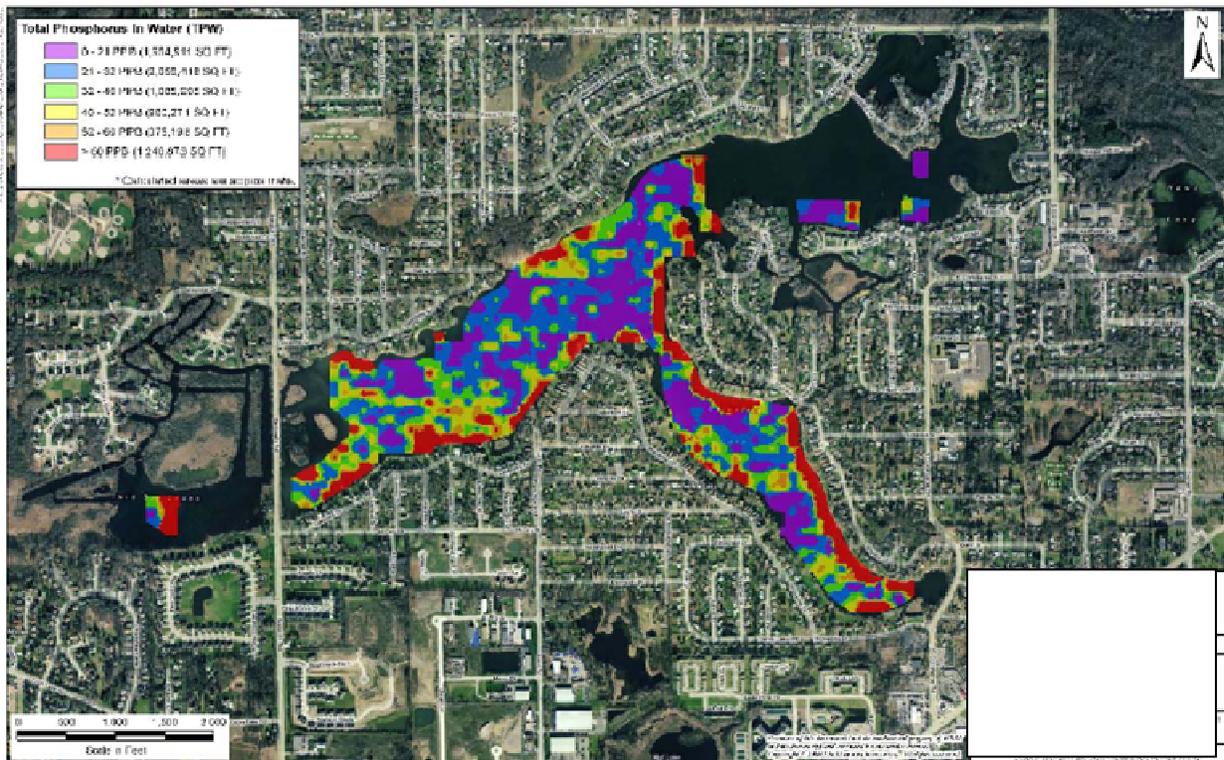


Figure 16 - Concentrations de phosphore dans un lac en milieu urbain

Il est recommandé que la méthode de détection et de quantification du phosphore dans l'eau par satellite soit utilisée afin de mieux cibler les endroits prioritaires d'intervention et de suivi dans les bassins versants.

Utiliser des méthodes d'interception du phosphore entre les sources diffuses et les lacs

Interception du phosphore avec des matières perméables réactives

Protéger la qualité de l'eau de la pollution diffuse est une priorité. Dans le but de trouver des meilleures méthodes pour réduire le phosphore dans les eaux usées et de ruissellement, beaucoup de recherche a été faite afin de trouver des matériaux capables d'absorber le phosphore. Certains matériaux semblent prometteurs à cet égard. On réfère à ces matériaux en tant que « matières perméables réactives ».

Un des matériaux dans cette catégorie sont les scories d'acier. Des essais de laboratoire démontrent que certaines sources de scories d'acier ont la capacité d'absorber le phosphore, sans avoir des effets négatifs sur l'environnement.

Des essais sont actuellement en cours au Québec afin d'évaluer l'efficacité de ces matériaux dans les milieux naturels ainsi que leurs capacités de capter le phosphore dans les cours d'eau et sur les fermes (**BlueLeaf inc.**). Une fois leur capacité de captage de phosphore maximisée, ces matériaux seront alors évalués en tant que source d'engrais de phosphore, avec capacité d'engrais de longue durée.

Il est recommandé que le gouvernement encourage la recherche appliquée concernant l'utilisation des matières perméables réactives afin de capter le phosphore dans les cours d'eau et sur les fermes et d'ensuite le recycler.

Interception du phosphore par l'utilisation des marais filtrants

L'utilisation des marais filtrants est une pratique en croissance afin de mitiger les impacts de la pollution diffuse. Les marais filtrants construits sont des systèmes artificiels conçus pour reproduire des caractéristiques spécifiques des écosystèmes de zones humides. Les marais filtrants encouragent les processus physiques, chimiques et biologiques qui atténuent et convertissent les nutriments et améliorent la qualité de l'eau. Le marais filtrant est un des modes de phytoremédiation. Les marais filtrants peuvent être construits en milieux agricoles, urbains ou partiellement dans les cours d'eau (**Kadlec, 2007**).



Figure 17 - Marais filtrant agricole; Source : <http://www.see.ed.ac.uk/news/Archive/news059.html>

Il est recommandé d'utiliser les marais filtrants afin de capter le phosphore dans les cours d'eau et sur les fermes et d'ensuite le recycler.

Utiliser les traitements des sédiments de lac afin d'immobiliser et réduire le relâchement de phosphore

Traitements des lacs au complet

Les sédiments jouent un rôle important dans le métabolisme des lacs. Les sources principales de phosphore dans les lacs incluent les charges externes (ruissellement, lessivage des sols, effluents, etc.) et les charges internes. Les charges internes vont souvent déterminer le statut eutrophe d'un lac, ainsi que le temps requis pour son rétablissement après la réduction des charges externes (**Kaiserli, Voutas, & Samara, 2002**) (**Gao, Zhou, & Yang, 2005**). Dans les lacs eutrophes, le relâchement du phosphore des sédiments représente souvent la portion majeure de la charge totale du phosphore dans le lac (**Wauer, Gonsiorczyk, & Casper, 2005a**).

Les traitements des sédiments de lacs *in situ* sont utilisés et peuvent être de nature chimique, biologique ou stabilisante. Les traitements chimiques utilisent des agents chimiques qui sont appliqués sur ou dans les sédiments afin de réduire le relâchement du phosphore dans les plans d'eau.

Une quantité significative de recherche a été faite au sujet de la réduction du phosphore dans les charges internes et l'immobilisation du phosphore dans les sédiments. Les méthodes de réhabilitation par l'interruption du relâchement du phosphore dans les sédiments et l'amélioration de leur rétention du phosphore sont bien étudiées (**Sondergaard, Jeppesen, & Jensen, 2000**) (**Prepas, Babin, Murphy, & Chambers, 2001**).

Étant donné que plusieurs lacs du Québec ont subi et continuent de subir des charges importantes en nutriments de sources externes et que ces nutriments continuent de s'accumuler dans les sédiments de ces lacs, ils auront de la difficulté à se remettre de leur condition eutrophe. Dans certains de ces cas, et lorsque des mesures ont été entreprises afin de diminuer les charges externes, il serait utile et souhaitable d'utiliser des traitements de sédiments.

Plusieurs produits ont été essayés et utilisés pour ces techniques, dont les composés d'aluminium, de fer et de calcium, ainsi que des produits commerciaux d'argile, tel le Phoslock^{MD}, pour en nommer quelques-uns.

Traitement par injection d'alun Microfloc

L'injection d'alun microfloc, contrairement à des traitements de lacs au complet, est une technique relativement nouvelle pour traiter des lacs avec l'alun. Elle est conçue pour précipiter le phosphore dans la colonne d'eau en utilisant des petites doses appliquées sur une base continue ou intermittente. Cette technique utilise des diffuseurs afin de créer des particules d'hydroxyde d'aluminium ultra-petites avec des vitesses de déposition lentes et des temps de durée plus longue que des traitements de lac au complet (**Moore, Christensen, & Richter, 2009**).

Il est recommandé que les traitements de sédiments de lac pour l'immobilisation et la réduction du relâchement du phosphore soient examinés, incluant les traitements par injection d'alun microfloc, et utilisés lorsque nécessaire.

Diminuer la contribution du phosphore par les oiseaux migrateurs

Les limnologues et gestionnaires de l'eau s'intéressent aux oiseaux aquatiques, car les nutriments dans leurs fèces réduisent la qualité de l'eau dans les lacs et réservoirs et contiennent du phosphore (**Manny, Johnson, & Wetzel, 1994**) (**Marion, Clergeau, Brient, & Bertru, 1994**) (**Tamisier & Boudouresque, 1994**) (**McKinnon & Mitchell, 1994**).

Les oiseaux possèdent un métabolisme rapide et donc ingèrent et rejettent des quantités relativement grandes de matières organiques. Les effets sur l'eutrophisation dépendent du site où ils relâchent leurs excréments (**Gere & Andrikovics, 1994**). Manny *et al.* ont documenté que 3 000 bernaches (*Branta canadensis*) sur un étang de 15 ha étaient suffisantes pour le rendre hypereutrophe (**Manny, Wetzel, & Johnson, 1975**). La compagnie BlueLeaf a étudié la contribution de nutriments en phosphore et coliformes par des oiseaux aquatiques migrateurs à un petit lac hypereutrophe du Québec pendant deux ans (**BlueLeaf inc., 2010**).

Le nombre d'oiseaux aquatiques migrateurs augmente au Québec (**Les oies blanches trop nombreuses - Écosystème menacé, 2009**) (**Les oies blanches dépassent la limite, 2009**).

Il est recommandé d'étudier les effets d'oiseaux aquatiques migrateurs sur l'eutrophisation de certains des cours d'eau du Québec et, le cas échéant, d'examiner les possibilités et les options afin de diminuer ou limiter ces effets.

Conclusions

Dans ce Mémoire nous avons analysé les questions concernant les enjeux majeurs des cyanobactéries au Québec posées par la Commission des transports et de l'environnement de l'Assemblée nationale du Québec. Nous avons également apporté nos commentaires et suggestions concernant certains autres aspects du problème non questionnés dans le document de consultation de la Commission. En tout, nous faisons plus de 75 recommandations.

Les politiques et objectifs du gouvernement du Québec prônent le développement durable. La définition du développement durable tel que proposée par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement en 1987 dans son Rapport Bruntland est :

« ...un développement qui répond aux besoins des générations du présent, sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs. »

Le gouvernement du Québec, par son engagement aux objectifs fixés à la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement durable à Rio de Janeiro en 1992 et au Sommet mondial sur le développement durable en 2002 à Johannesburg, s'est engagé à adopter et promouvoir des politiques de développement durable.

Dans ce Mémoire nous avons présenté la situation en ce qui concerne les cyanobactéries au Québec. Nous pensons que nous devons agir sur les conditions produisant et aggravant ce problème dans le respect des exigences du développement durable, tel que prônées par le gouvernement du Québec.

Nous avons créé une situation écologique au Québec en ce qui concerne les nutriments dans l'environnement - dans nos sols, nos eaux de surface, nos eaux souterraines et nos sédiments de lacs - dont les effets négatifs se feront sentir à long terme. L'importance de ces conditions écologiques est souvent sous-estimée et ces conditions seront déjà difficiles et coûteuses à remédier. De plus, par nos actions journalières, en dépit des niveaux déjà élevés de nutriments dans l'environnement, nous continuons de les d'augmenter.

Lorsqu'on compare cette situation à la définition du développement durable, on ne peut que constater qu'on compromet actuellement « les besoins des générations du présent, ainsi que la capacité des générations futures à répondre aux leurs ».

Cette situation n'est pas tenable - ni écologiquement, ni économiquement - et ne peut être considérée comme du « développement durable ». C'est donc une situation en contradiction avec les politiques et engagements formels du gouvernement du Québec. Le gouvernement du Québec a, cependant, les pouvoirs et les moyens de remédier à cette situation.

Lorsque les experts en environnement et écologie, de leur perspective et de leur point d'observation du 23^e siècle, analyseront nos actions actuelles, il sera évident pour eux qu'au 20^e siècle l'ignorance des causes et une sous-estimation de la sévérité des effets aura marqué la condition des eaux douces. Ils diront que nous avons vécu à une période où les conditions de l'environnement n'étaient pas comprises. Ceci était certainement vrai jusqu'aux années 1960. Cependant, la science dont nous avons besoin pour prévenir et corriger la majorité des problèmes de l'eau est maintenant connue. Mais avec la croissance

des populations, du bétail, d'utilisation des engrais, d'industrie et le réchauffement du climat nous perdons encore la bataille contre l'eutrophisation.

Nous pensons qu'il est impératif que le gouvernement du Québec, ainsi que tous les autres acteurs de ce milieu, agissent plus rapidement et avec plus d'efforts ciblés et concertés sur les causes de ce problème. Nous croyons que les recommandations ci-incluses, si acceptées et mises en application, peuvent contribuer à des solutions durables.

Coordonnées

Pour nous rejoindre :

BlueLeaf inc.

310, rue Chapleau

Drummondville (Québec) Canada J2B 5E9

Téléphone : (819) 472-9525

Fax : (819) 477-1857

Internet : <http://www.blue-leaf.ca>

Courriel : info@blue-leaf.ca

Bibliographie

- Amann, C., & Amberger, A. (2007). Phosphorus Efficiency of Buckwheat (*Fagopyrum esculentum*). *Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde* , 152 (2), 181-189.
- Amorim, A., & Vasconcelos, V. (1999). Dynamics of microcystins in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Toxicon* , 37, 1041-1052.
- Arbuckle, K., & Downing, J. (2001). The influence of watershed land use on lake N:P in a predominantly agricultural landscape. *Limnol. Oceanogr.* , 46, 970-975.
- Augsperger, N., & Baker, D. (2004). High dietary phytase levels maximize phytate-phosphorus utilisation but do not affect protein utilization in chicks fed phosphorus or amino acid deficient diets. *Journal of Animal Science* , 82, 1100-1107.
- Bagchi, S., Palod, A., & Chauhan, V. (1990). Algicidal properties of a bloom-forming blue-green alga, *Oscillatoria* sp. *J Basic Microbiol* , 30, 21-29.
- Baillargeon, S., Blais, A., & Husk, B. (2009). *Modèle de gestion intégrée des rivières et des tributaires d'un bassin versant: Bassin versant de la rivière St-François, Québec, Canada*. Drummondville, Québec, Canada: BlueLeaf inc.
- Baumol, W. (1972). On Taxation and the Control of Externalities. *The American Economic Review* , 62 (3), 307-322.
- Behrendt, H., & Boekhold, A. (1993). Phosphorus saturation in soils and groundwaters. *Land Degradation and Rehabilitation* , 4, 233-243.
- Bennett, E., Carpenter, S., & Caraco, N. (2001). Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective. *BioScience* , 51, 227-234.
- Blaha, L., & Marsalek, B. (1999). Microcystin production and toxicity of picocyanobacteria as a risk factor for drinking water treatment plants. *Archiv. fur Hydrobiologie. Supplementband, Algological Studies* , 127, 95-108.
- BlueLeaf inc. (2010). *Aquatic Bird Lake Phosphorus Loading Study - PLSF*. Drummondville, Québec: BlueLeaf inc.
- BlueLeaf inc. (2009). *Évaluation préliminaire de Biochar dans une Entreprise Agricole Commerciale au Canada*. Drummondville, Québec, Canada: BlueLeaf inc.
- BlueLeaf inc. (2009a). *Literature review pertaining to chronic toxicity from sub-acute exposure to cyanobacterial toxins in water*. Drummondville, Québec, Canada: BlueLeaf inc.
- BlueLeaf inc. (2009b). *Modèle de suivi intégré des cyanobactéries et des cyanotoxines de lacs: Lacs des Cantons de l'Est, Québec, Canada*. Drummondville, Québec, Canada: BlueLeaf inc.

BlueLeaf inc. (2010). *Rapport concernant la teneur en phosphore des eaux sous-terraines d'un bassin versant du Québec*. Drummondville, QC: BlueLeaf inc.

Bostrom, B., Andersen, J., Fleischer, S., & Jansson, M. (1988). Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia* , 170, 229-244.

BPR-Infrastructure inc. (2008). *Suivi 2007 du Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec*. Québec: BPR-Infrastructure inc.

Brakhage, P. (2009). The Nebraska Experience. *Lakeline* , 29-33.

Caller, T., Doolin, J., Haney, J., Murby, A., West, K., Farrar, H., et al. (2009). A cluster of amyotrophic lateral sclerosis in New Hampshire: A possible role for toxic cyanobacteria blooms. *Amyotrophic Lateral Sclerosis* , 10 (S2 2009), 101-108.

Campbell, C. (1995, April 7). Better understanding urged for rapidly depleting reserves. *Oil & Gas Journal* , 14.

Carpenter, S. (2005). Eutrophication of aquatic systems: Bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences* , 102 (29), 10002-10005.

Carpenter, S., Caraco, N., Correll, D., Howarth, R., Sharpley, A., & Smith, V. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* , 8 (3), 559-568.

Carpenter, S., Kitchell, J., & Hodgson, J. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* , 35, 634-639.

Carpenter, S., Ludwig, D., & Brock, W. (1999). Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* , 9 (3), 751-771.

Carson, B. (2000). *Cylindrospermopsin: A review of toxicological literature*. Research Triangle Park: Integrated Laboratory Systems.

Cefic. (2008, September). *Scope Newsletter 71*. Récupéré sur www.ceep-phosphates.org/

Chambers, P., Guy, M., Roberts, E., Charlton, M., Kent, R., Gagnon, C., et al. (2001). *Nutrients and their impact on the Canadian environment*. Ottawa: Agriculture and Agrifood Canada, Environment Canada, Fisheries and Oceans Canada, Health Canada, Natural Resources Canada.

Chen, J., Dai, J., Zhang, H., Wang, C., Zhou, G., Han, Z., et al. (2010). Bioaccumulation of microcystin and its oxidative stress in the apple (*Malus pumila*). *Ecotoxicology* .

Christoffersen, K. (1996a). Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs. *Phycologia* , 35, 42-50.

Christophoridis, C., & Fytianos, K. (2006). Conditions affecting the release of phosphorus from surface lake sediments. *Journal of Environmental Quality* , 35, 1181-1192.

Chu, G.-M., Komori, M., Nakayama, A., Asanagi, M., Yano, H., & Matsui, T. (2008). Efficacy of a genetically modified yeast phytase on phosphorus bioavailability in a corn-soybean meal based diet for growing pigs. *Animal Science Journal* , 79 (4), 466-471.

COGESAF. (2006). *Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François*.

Correll, D. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality* , 27, 261-266.

Correll, D. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality* , 27, 261-266.

Cotanch, K., Ballard, C., Emerich, W., Sniffen, C., & Thomas, E. (2003). *The Feeding of Supplemental Phosphorus on Dairy Farms in the Lake Champlain Basin: An Education/Demonstration Project*. W.H. Miner Institute.

Deming, W. E. (1994). *The New Economics, for Industry, Government, Education* (éd. 2nd). Cambridge, Massachusetts, USA: MIT, Center for Advanced Educational Services.

Déry, P., & Anderson, B. (2007). Peak Phosphorus. <http://energybulletin.net/node/33164> .

Djodjic, F., Montas, H., Shirmohammadi, A., Bergstrom, L., & Ulén, B. (2002). A Decision Support System for Phosphorus Management at a Watershed Scale. *Journal of Environmental Quality* , 31, 937-945.

Dodson, S. (2008). Biodiversity in southern Wisconsin storm-water retention ponds: Correlations with watershed cover and productivity. *Lake and Reservoir Management* , 24, 370-380.

Dodson, S., & Lillie, R. (2001). Zooplankton communities of restored depressional wetlands in Wisconsin. *Wetlands* , 21, 292-300.

Dodson, S., Lillie, R., & Will-Wolf, S. (2005). Land use, water chemistry, aquatic vegetation, and zooplankton community structure of shallow lakes. *Ecol. Appl.* , 15, 1191-1198.

Doerge, T. (1999). Low-phytate corn: a crop genetic approach to manure P management. *Proc. 1999 Wis. Fertilizer, Agrilime, and Pest Mgmt. Conf.*, (pp. 175-183). Madison, WI, USA.

Dou, Z., Zhang, G., Stout, W., & Ferguson, J. (2003). Efficacy of alum and coal combustion by-products in stabilizing manure phosphorus. *Journal of Environmental Quality* , 32, 1490-1497.

Environnement Canada. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments*. Ottawa: Bureau national des recommandations et des normes.

Faassen, E., Gillissen, F., Zweers, H., & Lurling, M. (2009). Determination of the neurotoxins BMAA and DAB by LC-MSMS in Dutch urban waters with cyanobacterial blooms. *Amyotrophic Lateral Sclerosis* , 10 (2), 79-84.

Ferris, J., & Lehman, J. (2008). Nutrient budgets and river impoundments: interannual variation and implications for detecting future changes. *Lake Reserv. Management* , 24, 273-281.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2004). *Use of Phosphate Rocks for Sustainable Agriculture*. Rome: FAO.

Foran, J., Butler, P., Cleckner, L., & Bulkley, J. (2007). Regulating nonpoint source pollution in surface waters: A proposal. *Journal of the American Water Resources Association* , 227 (3), 479-484.

Foy, R. (2005). The return of the phosphorus paradigm: Agricultural phosphorus and eutrophication. Dans J. Sims, & A. Sharpley, *Phosphorus: Agriculture and the Environment-American Society of Agriculture monograph no. 46* (pp. 911-939). Madison, WI, USA: American Society of Agronomy.

Freitas de Magalhaes, V., & Azevedo, S. (2001). *Microcystins adsorption on sediment particles*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Gagnon, E., & Gangbazo, G. (2007). *Efficacité des bandes riveraines: analyse de la documentation scientifique et perspectives*. Québec: MDDEP.

Gao, L., Zhou, J., & Yang, H. (2005). Phosphorus fractions in sediment profiles and their potential contributions to eutrophication in Dianchi Lake. *Environmental Geology* , 48 (7), 835-844.

Gburek, W., Sharpley, A., Heathwaite, L., & Folmar, G. (2000). Phosphorus management at the watershed scale: A modification of the Phosphorus Index. *Journal of Environmental Quality* , 29, 130-144.

Gere, G., & Andrikovics, S. (1994). Feeding of ducks and their effects on water quality. *Hydrobiologia* , 279/280, 157-161.

Greenhalgh, S., Guiling, J., Selman, M., & St John, J. (2007). *Paying For Environmental Performance: Using Reverse Auctions to Allocate Funding for Conservation*. Washington, DC: World Resources Institute.

Guérin, J., Parent, L.-É., & Abdelhafid, R. (2007). Agri-environmental Thresholds using Mehlich III Soil Phosphorus Saturation Index for Vegetables in Histosols. *Journal of Environmental Quality* , 36, 975-982.

Guisande, C., Frangopulos, M., Carotenuto, Y., Maneiro, I., Riveiro, I., & Vergara, A. (2002). Fate of paralytic shellfish poisoning toxins ingested by the copepod *Acartia clausi*. *Mar Ecol Prog Serv* , 240, 105-115.

Hakansson, L., Ostapenia, A., & Boulion, V. (2003). A mass-balance model phosphorus in lakes accounting for bio-uptake and retention in biota. *Freshwater Biology* , 48 (5), 928-950.

Hawkins, B., Bosch, S., Odin, M., & Wohlers, D. (2006). *Toxicological Reviews of Cyanobacterial Toxins: Cylindrospermopsin*. Cincinnati, OH, USA: National Center for Environmental Assessment.

Heath, M., Wood, S., & Ryan, K. (2009a). Polyphasic assessment of fresh-water benthic mat forming cyanobacteria in New Zealand. *FEMS Microbiology (submitted)* .

Heath, M., Wood, S., & Ryan, K. (2009b). Spatial and temporal variability in *Phormidium* abundance and anatoxin production in the Hutt River, New Zealand. *Applied and Environmental Microbiology (submitted)*.

Heathwaite, A., & Dils, R. (2000). Characterizing phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways. *Sci. Total Environ.*, 251, 523-538.

Heathwaite, A., Burke, S., & Bolton, L. (2006). Field drains as a route of rapid nutrient export from agricultural land receiving biosolids. *Science of the Total Environment*, 365, 33-46.

Heffer, P., Prud'Homme, M., Muirhead, B., & Isherwood, K. (2006). Phosphorus fertilization: Issues and outlook. *Proceedings of the International Fertilizer Society*, 586. York, UK.

Hoffmann, M., & Dodson, S. (2005). Land use, primary productivity, and lake area as descriptors of zooplankton diversity. *Ecology*, 86, 255-261.

Holman, I., Whelan, M., Howden, N., Bellamy, P., Willby, N., Rivas-Casado, M., et al. (2008). Phosphorus in groundwater - an overlooked contributor to eutrophication? *Hydrological Processes*, 22, 5121-5127.

Hubbert, M. (1949). Energy from fossil fuels. *Science*, 103, 109.

Hunter, P., Tyler, A., Gilvear, D., & Willby, N. (2009). Using remote sensing to aid the assessment of human health risks from blooms of potentially toxic cyanobacteria. *Environ. Sci. Technol.*, 43, 2627-2633.

International Biochar Initiative. (s.d.). *What is Biochar?* Consulté le November 20, 2009, sur International Biochar Initiative: <http://www.biochar-international.org/biochar>

Jalal, M., & Scheideler, S. (2001). Effect of supplementation of two different sources of phytase on egg production parameters in laying hens and nutrient digestibility. *Poultry Science*, 80, 1463-1471.

Jeliazkov, V. (2008). *Development of management tools for reducing phosphorus availability in animal manures*. Nova Scotia Agricultural College. Canadian Poultry Industry Council.

Jennings, M., Emmons, E., Hatzenbeler, G., Edwards, C., & Bozek, M. (2003). Is littoral habitat affected by residential development and land use in watersheds of Wisconsin lakes? *Lake Reserv. Manage.*, 19, 272-279.

Jiang, J.-G., & Shen, Y.-F. (2006). Estimation of the natural purification rate of a eutrophic lake after pollutant removal. *Ecological Engineering*, 28 (2), 166-173.

Kadlec, R. W. (2007). *Treatment Wetlands* (éd. 2nd). Boca Raton, FL, USA: Taylor & Francis Group.

Kaiserli, A., Voutas, D., & Samara, C. (2002). Phosphorus fractionation in lake sediment - Lakes Volvi and Koronia, N. Greece. *Chemosphere*, 46 (8), 1147-1155.

- Kanjanke, N., Mendonca, R., Hardewig, I., & Mehner, T. (2002). Assimilation of different cyanobacteria as food and the consequences for internal energy stores of juvenile roach. *J Fish Biol* , 25, 731-738.
- Kearns, K., & Hunter, M. (2001). Toxin-producing *Anabaena flos-aquae* induces settling of *Chlamydomonas reinhardtii*, a competing motile alga. *Microb. Ecol.* , 42, 80-86.
- Kerr, B., Weber, T., Miller, P., & Southern, L. (2010). Effect of phytase on apparent total tract digestibility of phosphorus in corn-soybean meal diets fed to finishing pigs. *Journal of Animal Science* , 88, 238-247.
- Khorasani, G., Janzen, R., McGill, W., & Kenelly, J. (1997). Site and extent of mineral absorption in lactating cows fed whole-crop grain silage or alfalfa silage. *Journal of Animal Science* , 75, 239-248.
- Kornegay, E. (1996). Nutritional, environmental and economic considerations for using phytase in pig and poultry diets. Dans *Nutrient Management of Food Animals to Enhance and Protect the Environment* (pp. 277-302). CRC Press Inc.
- Koski-Vahala, J., & Hartikainen, H. (2001). Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. *Journal of Environmental Quality* , 30, 960-966.
- Koussouris, T., Bertakos, T., & Diapoulis, A. (1992). Background trophic state of Greek lakes. *Fresenius Environ. Bull.* , 1, 96-101.
- Kvitek, R., & Bretz, C. (2005). Shorebird foraging behaviour, diet and abundance vary with harmful algal bloom toxin concentrations in invertebrate prey. *Mar Ecol Prog Ser* , 293, 303-309.
- Lalonde, V., Madramootoo, C., Trenholm, L., & Broughton, R. (1996). Effects of controlled drainage on nitrate concentrations in subsurface drain discharge. *Agr. Water Manage.* , 29, 187-199.
- Lam, D., Schertzer, W., & Fraser, A. (1982). Mass balance models of phosphorus in sediments and water. *Hydrobiologia* , 91-92 (1), 217-225.
- Landsberg, J. (2002). The effects of harmful algal blooms on aquatic organisms. *Rev Fish Sci* , 10, 113-390.
- Lefebvre, K., Bargu, S., Kieckhefer, T., & Silver, M. (2002). From sanddabs to blue whales: the pervasiveness of domoic acid. *Toxicon* , 40, 971-977.
- Lehman, J., Bell, D., & McDonald, K. E. (2009). Reduced river phosphorus following implementation of a lawn fertilizer ordinance. *Lake and Reservoir Management* , 25, 307-312.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2009). Biochar for Environmental Management: An Introduction. Dans J. Lehmann, & S. Joseph, *Biochar for Environmental Management*. London, UK: Earthscan.
- Lemunyon, L., & Gilbert, R. (1993). The concept and need for a phosphorus assessment tool. *J. Prod. Agric.* , 6, 483-396.

Les oies blanches dépassent la limite. (2009, 12 5). *La Tribune* .

Les oies blanches trop nombreuses - Écosystème menacé. (2009, 12 4). *Le Journal de Montréal* .

Li, X.-Y., Chung, I.-K., Kim, J.-I., & Lee, J.-A. (2004). Subchronic oral toxicity of microcystin in common carp (*Cyprinus carpio* L.) exposed to *Microcystis* under laboratory conditions. *Toxicon* , 44, 821-827.

Lurling, M. (2003). Daphnia growth on microcystin-producing and microcystin-free *Microcystis aeruginosa* in different mixtures with the green alga *Scenedemus obliquus*. *Limnol Oceanogr* , 48, 2214-2220.

Manny, B., Johnson, W., & Wetzel, R. (1994). Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water quality. *Hydrobiologia* , 279/280, 121-132.

Manny, B., Wetzel, P., & Johnson. (1975). Annual contribution of carbon, nitrogen and phosphorus to a hard-water lake by migrating Canada geese. *Verh. Int. Ver. Limnol.* , 19, 949-951.

Marion, L., Clergeau, P., Brient, L., & Bertru, G. (1994). The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France. *Hydrobiologia* , 279/280, 133-147.

Maruthi Sridhar, B., Vincent, R., Ritter, J., & Spongberg, A. (2009). Mapping the total phosphorus concentration of biosolid amended surface soils using LANDSAT TM data. *Science of the Total Environment* , 407, 2894-2899.

McCobb, T., LeBlanc, D., Walter, D., Hess, K., Kent, D., & Smith, R. (1999). *Phosphorus in a ground-water contaminant plume discharging to Ashumet Pond, Cape Cod, Massachusetts*. United States Geological Survey.

McElhiney, J., Lawton, L., & Leifert, C. (2001). Investigations into the inhibitory effects of microcystins on plant growth, and the toxicity of plant tissues following exposure. *Toxicon* , 39 (9), 1411-1421.

McKinnon, S., & Mitchell, S. (1994). Eutrophication and black swan (*Cygnus atratus* Latham) populations: tests of two simple relationships. *Hydrobiologia* , 279/280, 163-170.

McLachlan, K. Comparative phosphorus responses in plants to a range of available phosphorus situations. *Australian Journal of Agricultural Research* , 27 (3), 323-341.

Metcalf, J., Mansbridge, R., & Blake, J. (1996). Potential for increasing the efficiency of nitrogen and phosphorus use in lactating dairy cows. *Animal Science* , 62, 636.

Ministère de Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. (s.d.). *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec selon le MDDEP*. Consulté le 14, 2010, sur http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp

Ministère de Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. (s.d.). *Votre cours d'eau: Une valeur à préserver en milieu agricole*. Consulté le janvier 23, 2010, sur Eau: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rives/agricole/index.htm>

Ministère des affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire du Québec. (2006). *Suivi des Ouvrages Municipaux d'Assainissement des Eaux (SOMAE), Programme de suivi de la station d'épuration, Direction des infrastructures*. Québec: Gouvernement du Québec.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. (2009). *Les fleurs d'eau d'algues bleu-vert en 2009, Une responsabilité collective: Bilan provisoire des plans d'eau touchés par une fleur d'eau d'algues bleu-vert au 15 septembre 2009*. Québec: Gouvernement du Québec.

Ministry for the Environment-New Zealand Government. (2009). *New Zealand Guidelines for Cyanobacteria in Recreational Freshwaters*. Wellington, NZ: New Zealand Government.

Mitrovic, S., Allis, O., Furey, A., & James, K. (2005). Bioaccumulation and harmful effects of microcystin-LR in the aquatic plants *Lemna minor* and *Wolffia arrhiza* and the filamentous alga *Chladophora fracta*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* , 61 (3), 345-352.

Moore, B., Christensen, D., & Richter, A. (2009). Newman Lake restoration: A case study. Part II. Microfloc alum injection. *Lake and Reservoir Management* , 25, 351-363.

Morse, D., Head, H., Wilcox, C., Van Horn, H., Hissem, C., & Harris, B. (1992). Effects of concentration of dietary phosphorus on amount and route of excretion. *Journal of Dairy Science* , 75, 3039-3049.

Newton, B., & Jarrell, J. (1999). *A procedure to estimate the response of aquatic systems to changes in phosphorus and nitrogen inputs*. US Department of Agriculture - National Water and Climate Center.

Newton, B., & Jarrell, W. (1999). *A procedure to estimate the response of aquatic systems to changes in phosphorus and nitrogen inputs*. United States Department of Agriculture (USDA) - NRCS.

Novaczek, I., Madhyastha, M., Ablett, R., Johnson, G., Nijjar, M., & Sims, D. (1991). Uptake, disposition and depuration of domoic acid by blue mussels (*Mytilus edulis*). *Aquat Toxicol* , 21, 103-118.

Osgood, D. (2000). Planning for better lakes. *Lakeline* , 20, 9-11.

Paerl, H., Fulton, R., Moisaner, P., & Dyble, J. (2001). Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World* , 1, 76-113.

Parry, R. (1998). Agricultural phosphorus and water quality: A U.S. Environmental Protection Agency perspective. *Journal of Environmental Quality* , 27, 258-261.

Pennsylvania Department of the Environment. (s.d.). *Pennsylvania Nutrient Trading*. Consulté le 12 20, 2009, sur Nutrient Trading: <http://www.dep.state.pa.us/river/Nutrient%20trading.htm>

Potter, B. (2005). *Réduire le phosphore dans les rations, c'est plein de bon sens*. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires Rurales d'Ontario.

Powell, J., Jackson-Smith, D., Satter, L., & Bundy, L. (2002). Whole-farm phosphorus management on dairy farms. *Proceedings of the 2002 Wis. Fert. Aglime and Pest Mgmt. Conference*. Madison, WI, USA: University of Wisconsin.

Prepas, E., Babin, J., Murphy, T., & Chambers, P. (2001). Long-term effects of successive Ca(OH)₂ and CaCO₃ treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes. *Freshwater Biology*, 46 (8), 1089-1103.

Roberts, D., Clark, C., English, B., Park, W., & Roberts, R. (2009). Estimating annualized riparian buffer costs for the Harpeth River Watershed. *Review of Agricultural Economics*, 31 (4), 894-913.

Rohrlack, T., Dittman, E., Borner, T., & Christofferson, K. (2001). Effects of cell-bound microcystins on survival and feeding of *Daphnia* spp. *Appl Environ Microbiol*, 67, 3523-3529.

Roseen, R., Ballesteros, T., Houle, J., Avellaneda, P., Briggs, J., Fowler, G., et al. (2009). Seasonal performance variations for storm-water management systems in cold climate conditions. *Journal of Environmental Engineering*, 135 (3), 128-137.

Satter, L., & Wu, Z. (1999). Reducing manure phosphorus by dairy diet manipulation. *Proceedings of the 1999 Fertilizer, Aglime and Pest Management Conference*, 38, pp. 183-192. Madison, WI, USA.

Schindler, D. W., & Vallentyne, J. R. (2008). *The Algal Bowl: Overfertilization of the World's Freshwaters and Estuaries*. Edmonton: The University of Alberta Press.

Scholin, C., Gulland, F., & Doucette, G. (2000). Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. *Nature*, 403, 80-84.

Scotland and Northern Ireland Forum For Environmental Research (SNIFFER). (2008). An Improved Understanding of Phosphorus Origin, Fate and Transport Within Groundwater and the Significance for Associated Receptors. (p. 139). Edinburgh: SNIFFER.

Sharpley, A., & Tunney, H. (2000). Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *Journal of Environmental Quality*, 29, 176-181.

Sharpley, A., McDowell, R., & Kleinmann, P. (2001). Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant & Soil*, 237, 287-307.

Sharpley, A., Meisinger, J., Breeuwsma, A., Sims, J., Daniel, T., & Schepers, J. (1998). Impacts of animal manure management on ground and surface water quality. Dans J. H. Stewart (Éd.), *Animal waste utilization: Effective use of manure as a soil resource* (pp. 173-242). Chelsea, MI, USA: Ann Arbor Press.

Sharpley, A., T.C., D., Sims, J., Lemunyon, J., & Parry, R. (1999). *Agricultural phosphorus and eutrophication*. United States Department of Agriculture.

Shumway, S., Allen, S., & Boersma, P. (2003). Marine birds and harmful algal blooms: sporadic victims or under-reported events? *Harmful Algae* , 2, 1-17.

Shumway, S., Allen, S., & Boersma, P. (2003). Marine birds and harmful algal blooms: sporadic victims or under-reported events? *Harmful Algae* , 2, 1-17.

Sims, J. (1997). Agricultural and environmental issues in the management of poultry wastes: Recent innovations and long-term challenges. Dans J. Rechcigl (Éd.), *Uses of by-products and wastes in agriculture* (pp. 72-90). Washington, DC, USA: American Chemical Society.

Sims, J., Simard, R., & Joern, B. (1998). Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality* , 27, 277-293.

Skaggs, R., & Gilliam, J. (1981). Effects of drainage system design and operation on nitrate transport. *T. ASAE* , 929-934.

Smith, D., Moore, P., Maxwell, C., Haggard, B., & Daniel, T. (2004). Reducing phosphorus runoff from swine manure with dietary phytase and aluminum chloride. *Journal of Environmental Quality* , 33, 1048-1054.

Sondergaard, M., Jeppesen, E., & Jensen, J. (2000). Hypolimnetic nitrate treatment to reduce internal phosphorus loading in a stratified lake. *Lake and Reservoir Management* , 16 (3), 195-204.

Spacil, Z., Eriksson, J., Jonasson, S., Rasmussen, U., & Ilag, L. (2010). Analytical protocol for identification of BMAA and DAB in biological samples. *Analyst* , 135, 127-132.

Stumm, W., & Morgan, J. (1970). *Aquatic Chemistry* .

Sturgul, S., & Bundy, L. (2004). *An Overview of Phosphorus, Water Quality and Agricultural Management Practices*. University of Wisconsin, Soil Science. Madison, WI, USA: University of Wisconsin.

Svensen, C., Stroglyoudi, E., Riser, C., Dahlmann, J., Legrand, C., Wassmann, P., et al. (2003). Reduction of cyanobacterial toxins through caprophagy in *Mytilus edulis*. *Harmful Algae* , 25, 429-443.

Tamisier, A., & Boudouresque, C. (1994). Aquatic bird populations as possible indicators of seasonal nutrient flow in Ichkeul Lake, Tunisia. *Hydrobiologia* , 279/280, 149-156.

Ternouth, J. (1989). Endogenous losses of phosphorus by sheep. *Journal of Agricultural Science* , 113, 280-288.

Tierney, J., & Silver, C. (2002). *Scientific Guidance on Lower-Phosphorus Roadway De-icers*. Department of Environmental Conservation, New York Department of Environmental Protection . New York: State of New York.

Transport Québec. (2005, 12 15). Norme 14.4 Abrasifs. *Tome VII, Chap. 14, Norme 14401* . Québec.

Ulen, B., Johansson, G., & Kyllmar, K. (2001). Model predictions and long term trends in phosphorus transport from arable lands in Sweden. *Agricultural Water Management* , 49, 197-210.

United States Environmental Protection Agency. (2009, January). *Determination that new or revised nutrient water quality standards are necessary for Florida*. Consulté le 15, 2010, sur Water Quality Standards: <http://www.epa.gov/waterscience/standards/rules/fl-determination.htm>

United States Environmental Protection Agency. (1996). *Environmental indicators of water quality in the United States*. Washington, DC, USA: USEPA.

United States Environmental Protection Agency. (2008a, May 8). *Guidance for Water Quality-Based Decisions: The TMDL Process*. Consulté le November 20, 2009, sur Impaired Waters and Total Maximum Daily Loads: <http://www.epa.gov/owow/tmdl/decisions/>

United States Environmental Protection Agency. (2000). *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual for Lakes and Reservoirs*. Washington, DC, USA: USEPA.

United States Environmental Protection Agency. (2008b, October 15). *Overview of Impaired Waters and Total Maximum Daily Loads Program*. (USEPA) Consulté le November 20, 2009, sur Impaired Waters and Total Maximum Daily Loads: <http://www.epa.gov/owow/tmdl/intro.html>

United States Environmental Protection Agency. (s.d.). *Water Quality Trading*. Consulté le 12 20, 2009, sur <http://www.epa.gov/owow/watershed/trading.htm>

Vaccari, D. (2009, June 3). Phosphorus Famine: A Threat to our Food Supply. *Scientific American* .

Van Der Klis, J., Versteegh, H., Simons, P., & Kies, A. (1997). The efficacy of phytase in corn-soybean meal-based diets for laying hens. *Poultry Science* , 76, 1535-1542.

Van Dolah, F., G.J., D., Gulland, F., Rowles, T., & Bossart, G. (2003). Impacts of algal toxins on marine mammals. Dans J. Vos, G. Bossart, M. Fournier, & T. O'Shea, *Toxicology of Marine Mammals* (pp. 247-269). London, UK: Taylor & Francis.

Van Ray, B., & Van Diest, A. (1979). Utilization of phosphorus from different sources by six plant species. *Plant and Soil* , 51 (4), 577-589.

Vincent, R., Xiaoming, Q., Michael, R., McKay, L., Miner, J., Czajkowski, K., et al. (2003). Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie. *Remote Sensing of Environment* , 12.

Vollenweider, R. (1975). Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweizerische Zeitschrift fur Hydrologie* , 37 (1), 53-84.

Vollenweider, R., & Kerekes, J. (1982). *Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control*. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), OECD, Environment Directorate, Paris.

- Wang, L., Chen, W., Xu, D., Shim, B., Zhu, Y., Sun, F., et al. (2009). Simple, Rapid, Sensitive and Versatile SWNT-Paper Sensor for Environmental Toxin Detection Competitive With ELISA. *Nano Letters* , 9 (12), 4147-4152.
- Warren, J., Phillips, S., Mullins, G., & Zelazny, L. (2006). Impact of alum-treated poultry litter applications on fescue production and soil phosphorus fractions. *Soil Science Society of America Journal* , 70, 1957-1966.
- Wauer, G., Gonsiorczyk, T., & Casper, P. (2005a). P-immobilisation and phosphatase activities in lake sediment following treatment with nitrate and iron. *Limnologia* , 35 (1-2), 102-108.
- Wear, W., & Gardner, J. (2001). Biological effects of the toxic algal bloom of February and March 1998 on the benthos of Wellington Harbour, New Zealand. *Mar Ecol Prog Ser* , 218, 63-76.
- Wesstrom, I., & Messing, I. (2007). Effects of controlled drainage on N and P losses and N dynamics in a loamy sand with spring crops. *Agr. Water Manage.* , 87, 229-240.
- White, P., & Hammond, J. (2007). *Updating the Estimate of the Sources of Phosphorus in UK Waters*. DEFRA.
- White, S., & Cordell, D. (2009). The Story of Phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* , 19 (2), 292-305.
- Withers, P., & Haygarth, P. (2007). Agriculture, phosphorus and eutrophication: a European perspective. *Soil Use and Management* , 23, 1-4.
- Wood, F., Heathwaite, A., & Haygarth, P. (2005). Evaluating diffuse and point phosphorus contributions to river transfers at different scales in the Taw catchment. *Science of the Total Environment* , 304, 118-138.
- Wood, S., Selwood, A., Holland, P., Milne, J., & Smith, K. (2007). First report of homoanatoxin-a and associated dog necrotosis in New Zealand. *Toxicon* , 50, 292-301.
- World Resources Institute. (2009). *How Nutrient Trading Can Help Restore the Chesapeake Bay*. Washington, DC: World Resources Institute.
- Xie, P., & Liu, J. (2001). Practical Success of Biomanipulation Using Filter-feeding Fish to Control Cyanobacterial Blooms. *The Scientific World* , 1, 337-356.
- Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., & Dahlgren, R. (2010). A Review of Vegetated Buffers and a Meta-Analysis of Their Mitigation Efficiency in Reducing Nonpoint Source Pollution. *J. Environ. Qual.* , 39, 76-84.
- Zhu, Y.-G., He, Y.-Q., Smith, S., & Smith, F. (2002). Buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench) has high capacity to take up phosphorus (P) from a calcium (Ca)-bound source. *Plant and Soil* , 239 (1).