



Fleur d'eau de cyanobactéries (surtout *Microcystis* sp). Source: Sébastien Bourget



Microcystis sp

Aphanizomenon flos-aquae

Anabaena sp.

Source: www-cyanosite.bio.purdue.edu

LES FLEURS D'EAU DE CYANOBACTÉRIES

Vulnérabilité des prises d'eau

Isabelle Lavoie¹, Isabelle Laurion¹, Warwick Vincent²

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

²Département de Biologie, Université Laval, Québec, G1K 7P4.

LAVOIE, I., I. LAURION et W.F. VINCENT, 2007. Les fleurs d'eau de cyanobactéries, vulnérabilité des prises d'eau. Québec, INRS Eau, Terre et Environnement, rapport n° 919, v, 17 p.

Courriel : isabelle.laurion@ete.inrs.ca

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements.....	ii
GLOSSAIRE	iii
PRÉAMBULE	v
1. Distribution verticale et migration des cyanobactéries	1
2. Quelle est la profondeur optimale d'une prise d'eau?	4
3. Ajustement de la profondeur des prises d'eau en fonction de la position verticale des fleurs d'eau	7
4. Aménagement temporaire des prises d'eau.....	10
5. Amélioration des prises d'eau en rivière	11
5.1 Prise d'eau par filtration des berges (<i>bank filtration</i>).....	11
5.2 Prise d'eau linéaire sous-fluviale.....	13
6. Conclusions	13
RÉFÉRENCES CITÉES	16

Coordination

Isabelle Laurion

Auteurs

Isabelle Lavoie, UQTR
Isabelle Laurion, INRS-ETE
Warwick Vincent, Université Laval

Remerciements

Les auteurs remercient les personnes suivantes pour leur contribution à l'élaboration de ce document.

Mise en page et révision linguistique :
Diane Tremblay et Béatrice Morel (INRS-ETE).

Discussions, conseils et transfert d'information :
Sylvie Blais (chargée du dossier cyanobactéries au MDDEP) et Marie-Andrée Fallu (UQTR, agente de liaison scientifique au GRIL).

Révision :
Caroline Robert et Donald Ellis (Direction des politiques de l'eau, MDDEP), Sylvie Blais et Lise Boudreau (Direction du suivi de l'état de l'environnement, MDDEP).

GLOSSAIRE

Les termes du glossaire sont en caractères gras dans le texte. Les définitions sont tirées des sites suivants : fr.wikipedia.org, www.mddep.gouv.qc.ca et www.thonon.inra.fr.

Anaérobique : Relatif à une activité biologique qui demande peu ou pas d'oxygène.

Anoxique : Masse d'eau totalement dépourvue d'oxygène.

Biomasse : Quantité totale de matière (masse) de toutes les espèces vivantes présentes dans un milieu naturel donné. La biomasse peut être exprimée en unité de gramme de poids sec ou humide. Une façon d'estimer la biomasse du phytoplancton ou des cyanobactéries est de mesurer la concentration en chlorophylle *a*.

Charge externe : Quantité totale d'un élément ou d'une substance déchargée dans un lac en provenance du bassin versant et de l'atmosphère. La charge externe en phosphore comprend les apports mineurs d'origine naturelle et les apports majeurs d'origine anthropique (par ex. effluents municipaux et industriels, apport agricoles).

Charge interne : Quantité totale d'un élément ou d'une substance qui provient des sédiments et des macrophytes. Cette charge interne n'est pas indépendante de la charge externe, au contraire, elle représente l'accumulation de la fraction de la charge externe qui n'a pas été exportée du lac et qui n'est pas dans l'eau. Ainsi, mise hors circuit, elle peut être remise en circulation (libérée dans la colonne d'eau) lorsque les circonstances s'y prêtent (par ex. en conditions anoxique) et constituer un mécanisme s'opposant à la régénération d'un plan d'eau.

Chlorophylle *a* : Principal pigment des organismes photosynthétiques, permettant d'intercepter l'énergie lumineuse, première étape dans la conversion de cette énergie en énergie chimique. Ce pigment est vert puisque c'est la longueur d'onde la moins absorbée par la chlorophylle *a*.

Colonne d'eau : Masse d'eau sous une surface donnée, de l'atmosphère jusqu'aux sédiments.

Épilimnion : Couche d'eau plus chaude à la surface d'un lac et relativement homogène puisqu'elle est soumise au mélange par le vent. C'est dans cette couche où la lumière est la plus abondante, et où la majorité de la photosynthèse se produit. En raison de l'activité photosynthétique, cette zone se trouve rapidement appauvrie en éléments nutritifs au cours de l'été. Sous l'épilimnion se trouve l'hypolimnion, où l'eau est plus froide et plus dense et où la photosynthèse est généralement réduite. Dans cette zone, la respiration et la décomposition de la matière organique dominant, permettant ainsi un enrichissement de l'eau en minéraux dissous. Ces éléments nutritifs sont redistribués dans la colonne d'eau au moment du brassage automnal.

Eutrophe : Un lac eutrophe est défini par la concentration en phosphore total (supérieur à 30 µg par litre), en chlorophylle *a* (supérieur à 8 µg par litre) ou par la valeur de transparence de l'eau (profondeur de Secchi inférieure à 2.5 m). Cet état résulte d'un excès en nutriments qui stimule la croissance des végétaux aquatiques (macrophytes, phytoplancton) et des cyanobactéries.

Eutrophisation : Désigne un état de déséquilibre résultant d'un apport excessif en nutriments.

Fetch : Distance sur un plan d'eau au dessus de laquelle souffle un vent donné sans rencontrer d'obstacle (par ex. une côte) depuis l'endroit où il est créé ou depuis une côte s'il vient de la terre.

Fleurs d'eau de cyanobactéries : Les fleurs d'eau (« blooms » en anglais) de cyanobactéries résultent de la prolifération excessive de leur communauté. En général, les fleurs d'eau sont visibles de la surface du milieu aquatique affecté. Leur apparence diffère selon les conditions environnementales et les espèces de cyanobactéries.

Groupes fonctionnels : Des espèces constituent un groupe fonctionnel quand elles jouent un rôle identique dans les processus écologiques au sein des communautés. La conjonction de traits biologiques semblables et de réponses similaires aux facteurs écologiques sert de base à leur classification en groupes ou types fonctionnels plutôt que taxinomiques.

Métalimnion : Couche d'eau intermédiaire de fort gradient thermique où se trouve la thermocline. Le métalimnion constitue une barrière efficace qui isole l'épilimnion de l'hypolimnion.

Microcystine : Hépatotoxine produite par certaines espèces de cyanobactéries. Molécule toxique pour les mammifères, mais aussi pour de nombreux invertébrés aquatiques et terrestres. Une exposition ou une consommation chronique d'eaux contaminées par de faibles concentrations en microcystines peut entraîner des hépato-entérites, des cancers du foie ou des dermatites.

Microcystine-LR : Type de microcystine la plus connue et répandue.

Nodularine : Hépatotoxine produite par certaines espèces de cyanobactéries.

Nutriments : Les nutriments, ou éléments nutritifs, sont constitués par l'ensemble des composés organiques et minéraux nécessaires aux organismes vivants pour assurer et entretenir la vie. En écologie aquatique, on parle surtout de phosphates, de nitrates et autres molécules contenant du phosphore et de l'azote, éléments essentiels à la croissance des végétaux et des cyanobactéries.

Organismes autotrophes : Organismes capables de subvenir seuls à leurs besoins métaboliques en utilisant comme source de carbone le CO₂. L'apport de matière nutritive leur provient des minéraux et la source d'énergie utilisée est le soleil. Ils regroupent donc le phytoplancton, les macrophytes et les cyanobactéries.

Phycocyanine : La phycocyanine (du grec *phyco* signifiant « algue » et *cyanine* venant de la couleur « cyan », qui est dérivé du grec « kyanos » et signifie bleu-vert) est une des quatre protéines de la famille des phycobiliprotéines; pigment hydrosoluble permettant de réaliser la photosynthèse.

Refroidissement convectif ou courants convectifs : La convection est un mode de transfert de chaleur où celle-ci est advectée par un fluide. Lorsqu'une zone change de température, elle se déplace alors verticalement sous l'effet de la poussée d'Archimède. De tels déplacements s'appellent des mouvements de convection et sont à l'origine de certains phénomènes tels les courants marins et les orages.

Stratification thermique : Superposition de masses d'eau ayant des températures différentes et donc des densités différentes. Ces deux masses d'eau sont séparées par une barrière thermique appelée thermocline.

Succession phytoplanctonique : Évolution temporelle et spatiale de la composition du phytoplancton.

Taxon : Entité conceptuelle qui regroupe tous les organismes vivants possédant en commun certains caractères taxinomiques ou diagnostiques bien définis. L'espèce constitue le taxon de base de la classification systématique.

Thermocline : Profondeur située dans le métalimnion où la transition thermique est la plus rapide.

Zone photique (ou euphotique) : Zone où la photosynthèse peut se produire. Elle s'étend généralement de la surface jusqu'à une profondeur de pénétration de la lumière correspondant à 1% de l'énergie lumineuse incidente, au-delà de laquelle se situe la zone aphotique.

PRÉAMBULE

La conception et le choix de l'emplacement des prises d'eau dans les lacs et les rivières du Québec ont principalement été établis en fonction des débits, de la sédimentation, de la navigation et des variations du niveau de l'eau. Les concepteurs des prises d'eau ont également dû composer avec les conditions hivernales du Québec (glace et frasil). Pour ces raisons, les prises d'eau au Québec ne sont généralement pas localisées en surface afin d'assurer une protection contre les dommages causés par la glace et les activités de navigation. Elles sont généralement situées à des profondeurs très variables, de moins d'un mètre à plus de 20 mètres (Caroline Robert, comm. pers.). En rivière, les prises d'eau se trouvent généralement le plus profondément possible. Le choix de l'emplacement des prises d'eau tient compte des études hydrologiques et hydrodynamiques des systèmes aquatiques, mais les facteurs biologiques sont rarement considérés lors de la conception des systèmes de pompage. La problématique grandissante des fleurs d'eau de cyanobactéries - et les risques pour la santé humaine qui y sont associés - devrait être considérée dans la gestion des prises d'eau potable afin d'assurer une eau de qualité et diminuer les coûts de traitement en usine.

Vu la grande variabilité des écosystèmes aquatiques et les différents besoins en eau potable selon les municipalités, le choix de l'emplacement ainsi que le type de prise d'eau requis se fait au cas par cas. Pour cette raison, il est difficile de standardiser l'endroit idéal et la profondeur optimale pour les prises d'eau du Québec. Dans l'éventualité où la présence de fleurs d'eau de cyanobactéries serait un critère décisionnel dans la conception d'une prise d'eau, une étude limnologique devrait être réalisée. L'écologie des cyanobactéries est complexe et influencée par de nombreux facteurs tels que l'abondance en nutriments et sa répartition spatiotemporelle, la structure physique de la colonne d'eau, les conditions météorologiques dominantes, la transparence de l'eau et la morphologie du plan d'eau. Ainsi, une meilleure connaissance de ces facteurs permet de mieux prévoir les zones à risque et peut aider à choisir l'emplacement le plus approprié pour la construction d'une prise d'eau.

Le présent document a pour objectif de discuter de la vulnérabilité des prises d'eau en relation avec l'écologie des cyanobactéries (distribution, migration) et des caractéristiques limnologiques des plans d'eau. Certaines méthodes potentiellement applicables aux prises d'eau municipales du Québec et pouvant diminuer les risques de prélever de l'eau chargée en cyanobactéries et en cyanotoxines sont également présentées.

1. Distribution verticale et migration des cyanobactéries

La **stratification thermique** favorise les cyanobactéries et joue un rôle important dans la profondeur à laquelle elles sont susceptibles de s'accumuler. La stratification thermique influence le patron de variabilité des concentrations en **nutriments** et en oxygène dissous. Par exemple, l'établissement hâtif d'une stratification de la **colonne d'eau** au printemps (ensoleillement et arrivée rapide de la chaleur dès la fonte des glaces) mène à un épuisement plus rapide des nutriments en surface (saison de croissance devancée) et de l'oxygène en profondeur (colonne d'eau n'ayant pas le temps de se réoxygéner après l'hiver), ce qui influence la **succession phytoplantonique**. Les caractéristiques morphologiques d'un lac (superficie, profondeur, forme, **fetch**) et les variables environnementales (vents, température, ensoleillement, carbone organique dissous) et hydrologiques (temps de résidence de l'eau, précipitations) susceptibles d'influencer la profondeur du **métalimnion** et la stabilité de l'**épilimnion** jouent donc un rôle dans la distribution verticale des cyanobactéries dans la colonne d'eau. Par exemple, la concentration en carbone organique dissous (COD) joue un rôle important dans la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et contrôle en partie la profondeur de la **thermocline** des lacs non-**eutrophes** (Pérez-Fuentetaja et al. 1999). Selon Fee et al. (1996), il semble que la superficie du lac soit le facteur déterminant l'épaisseur de l'épilimnion dans les lacs de grande taille (> 500 ha), alors que la transparence de l'eau (influencée par le COD) serait le facteur déterminant dans les petits lacs (< 500 ha).

Certaines espèces phytoplantoniques prolifèrent en surface alors que d'autres s'accumulent dans le métalimnion, leur répartition spatiotemporelle étant dictée par leurs besoins physiologiques en lumière et en nutriments spécifiques à chaque espèce. Les **fleurs d'eau de cyanobactéries** sont généralement observées à la surface de l'eau. Toutefois, même les prises d'eau situées plus en profondeur peuvent être à risque de prélever une grande quantité de cellules et de toxines puisque les cyanobactéries ont la capacité de migrer dans la colonne d'eau. De plus, certaines espèces de cyanobactéries possédant des vacuoles gazeuses prolifèrent près de la thermocline. Généralement, les populations métalimnétiques (c.-à-d. près de la thermocline) se développent lorsque la profondeur de la **zone photique** (Z_{eu}) excède la profondeur à laquelle la colonne d'eau

est mélangée par l'action du vent et du **refroidissement convectif** (c.-à-d. lorsque $Z_{eu} > Z_m$ où Z_m = profondeur de mélange; Oliver & Ganff 2000). Par exemple, dans les lacs tempérés et clairs, là où la lumière peut pénétrer au-delà de l'épilimnion, il est possible qu'*Aphanizomenon flos-aquae* (une espèce commune au Québec) forme une population métalimnétique. Toutefois, *A. flos-aquae* est aussi responsable des fleurs d'eau de surface, donnant alors lieu à une écume verdâtre. Les paragraphes qui suivent présentent les résultats d'études portant sur la distribution verticale des cyanobactéries et des populations susceptibles de s'établir dans le métalimnion.

Selon l'étude de Gregor et al. (2007), l'avènement d'une forte abondance de cyanobactéries dans les lacs profonds et stratifiés est caractérisé par deux périodes critiques: le recrutement printanier de cellules à partir des sédiments vers la colonne d'eau et l'affaissement automnal des fleurs d'eau lorsque la **biomasse** sédimente et qu'une forte concentration en cyanotoxines est libérée. Une analyse de l'assemblage phytoplanctonique et/ou des cyanotoxines devrait être réalisée plus fréquemment durant ces périodes. Gregor et son équipe ont suivi les densités de cellules à l'entrée de trois prises d'eau localisées à différentes profondeurs (10, 30 et 50 m) dans le réservoir Vir en République tchèque et ont étudié la migration verticale des cyanobactéries au fil des saisons. Par exemple, une fleur d'eau d'*Anabaena* (un genre commun au Québec) s'est développée en surface du réservoir à la fin juin alors que la densité de cellules à l'entrée des trois prises d'eau était très faible. Toutefois, la densité de cyanobactéries enregistrée à l'entrée des prises d'eau de 30 et 50 mètres a grandement augmenté à la fin de l'été (plusieurs centaines de cellules par ml) lorsque les cellules sédimentaient vers le fond. Cette population d'*Anabaena* « sédimentée » a ensuite été remplacée par *Microcystis aeruginosa* (une autre espèce commune au Québec) et *M. wesenbergii*, qui ont atteint des valeurs maximales à la prise d'eau de 10 m à la mi-septembre (62,400 cellules par ml), puis à la mi-octobre aux prises d'eau situées à 30 et 50 m (6600 et 1000 cellules par ml, respectivement). Ce patron de distribution a été observé pendant deux années consécutives (2004 et 2005).

Selon la littérature, *Planktothrix rubescens* semble être une espèce qui préfère les faibles températures (autour de 10°C), proliférant généralement en profondeur durant l'été (20-25 m) et se dispersant jusqu'en surface en hiver (Messineo et al. 2006). *P. rubescens* est une espèce hautement toxique (production de microcystines) très répandue en Europe. Elle a été remarquée au Québec (voir Lavoie et al. 2007 pour les

cas répertoriés), mais elle n'y est probablement pas très répandue. En effet, étant donné la difficulté de différencier les espèces du genre *Planktothrix* et les changements récents de nomenclature, il est possible que sa présence ait été sur- ou sous-évaluée. *P. rubescens* est une espèce de cyanobactéries dont les fleurs d'eau sont rougeâtres (donc plus faciles à remarquer à l'œil nu lorsque les densités sont grandes), mais elles doivent faire surface pour qu'on les remarque.

Selon Walsby et al. (1998), la densité maximale de cellules de *P. rubescens* est observée dans la thermocline (8-15 m) l'été, alors que les cellules sont concentrées dans l'épilimnion l'automne. Le patron de distribution de *P. rubescens* au lac Bourget en France (profondeur maximale supérieure à 145 m) montre des abondances maximales (27,000 cellules par ml) à une profondeur de 10 à 15 m le printemps et l'été, alors que les cellules sont dispersées uniformément de l'épilimnion jusqu'au dessus de la thermocline durant l'automne, et de la surface jusqu'aux sédiments en hiver (Leboulanger et al. 2002). Une étude conduite dans le même lac par Briand et al. (2005) indique un patron semblable alors que *P. rubescens* se trouvait à une profondeur de 12 à 18 m en été, puis a migré vers l'épilimnion à la fin de l'été, pour finalement se disperser dans toute la colonne d'eau à la fin de l'automne lorsque la stratification était faible (dû à la réduction des températures et à l'augmentation des vents). Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Jann-Para et al. (2004) au lac Nantua en France (profondeur maximale de 42 m) où la production de toxines par *P. rubescens* a été observée durant l'été à une profondeur de 10 mètres (concentration maximale de 10.8 µg par litre).

Dans le lac Östra Kyrksundet en Finlande (profondeur maximale de 22 m, profondeur moyenne de 8.5 m), *Planktothrix agardhii* a été observé durant plusieurs mois, et ce sur la totalité du lac excepté dans l'hypolimnion (Lindholm et al. 1989). Le niveau le plus élevé de toxicité (37 µg par litre) a été observé à près de 6 mètres, là où était située la prise d'eau.

Reynolds & Rogers (1976) ont étudié les variations saisonnières dans la distribution verticale et la flottabilité de *Microcystis aeruginosa* dans un lac en Angleterre. Leurs résultats indiquent une forte densité de colonies de *Microcystis* (80-308 colonies par ml) réparties dans les 9 premiers mètres de la colonne d'eau en septembre, alors que la population s'était progressivement dispersée sur 18 mètres en octobre et sur au moins

24 mètres en novembre. Une augmentation de l'abondance des cellules a ensuite été détectée en juin de l'année suivante dans l'ensemble de la colonne d'eau. La densité de cellules a continué à augmenter rapidement dans la couche de 0 à 9 mètres vers la mi-juillet, alors que des quantités *quasi* indétectables de colonies ont été observées plus en profondeur. Selon Reynolds & Rogers, la phase de croissance de *Microcystis* est particulièrement importante dans la couche de surface.

La succession saisonnière des espèces de cyanobactéries, leurs préférences écologiques ainsi que les caractéristiques limnologiques du plan d'eau génèrent un patron de distribution verticale des cellules unique à chaque plan d'eau et variant selon les saisons. Les résultats des quelques études présentées ci-dessus soulignent l'importance de faire un suivi des populations de cyanobactéries sur l'ensemble de la colonne d'eau lorsque leur présence est soupçonnée (au minimum à 3 profondeurs; dans l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion). Ces résultats appuient également la stratégie adoptée dans plusieurs pays qui consiste à avoir des prises d'eau à profondeurs multiples dans le cas où le plan d'eau est stratifié et relativement profond. Cette méthode de gestion permet de choisir la prise d'eau optimale située où les cyanobactéries sont en plus faibles densités. Les décomptes cellulaires doivent toutefois être fait rapidement si l'on veut réagir promptement et maintenir un débit et une qualité acceptable de l'eau potable. Voilà le principal défit, c'est pourquoi les méthodes d'estimation de la biomasse cyanobactérienne par des outils optiques automatisés deviennent intéressantes (par ex. fluorescence naturelle *in vivo*, Lzydorczyk et al. 2005; cytométrie en flux, Reilley-Matthews 2007).

2. Quelle est la profondeur optimale d'une prise d'eau?

La figure 1 montre que les fleurs d'eau de cyanobactéries peuvent survenir à divers endroits dans un lac en fonction des conditions environnementales et des saisons. Selon les variations dans l'abondance des cellules présentées dans cette figure, il semble qu'une prise d'eau située dans l'hypolimnion pourrait minimiser les risques de prélever une grande quantité de cyanobactéries. Toutefois, tout dépend de la profondeur de l'hypolimnion et s'il est **anoxique** ou non. Évidemment, une profondeur optimale est difficile à établir étant donné la grande variabilité spatiotemporelle associée aux fleurs d'eau de cyanobactéries. Une profondeur optimale universelle pour tous les lacs est

impossible à déterminer puisque les caractéristiques limnologiques sont parfois très différentes. De plus, en fonction de chaque lac, la profondeur de la prise d'eau doit être un compromis entre différentes variables de la qualité de l'eau. Par exemple, une prise d'eau située en profondeur peut être avantageuse pour éviter les accumulations de cyanobactéries, mais peut être problématique vu les niveaux élevés de fer, de manganèse et de soufre parfois observés sous la thermocline des lacs stratifiés. Les prises d'eau ne doivent également pas être situées trop près du fond pour éviter de prélever des sédiments.

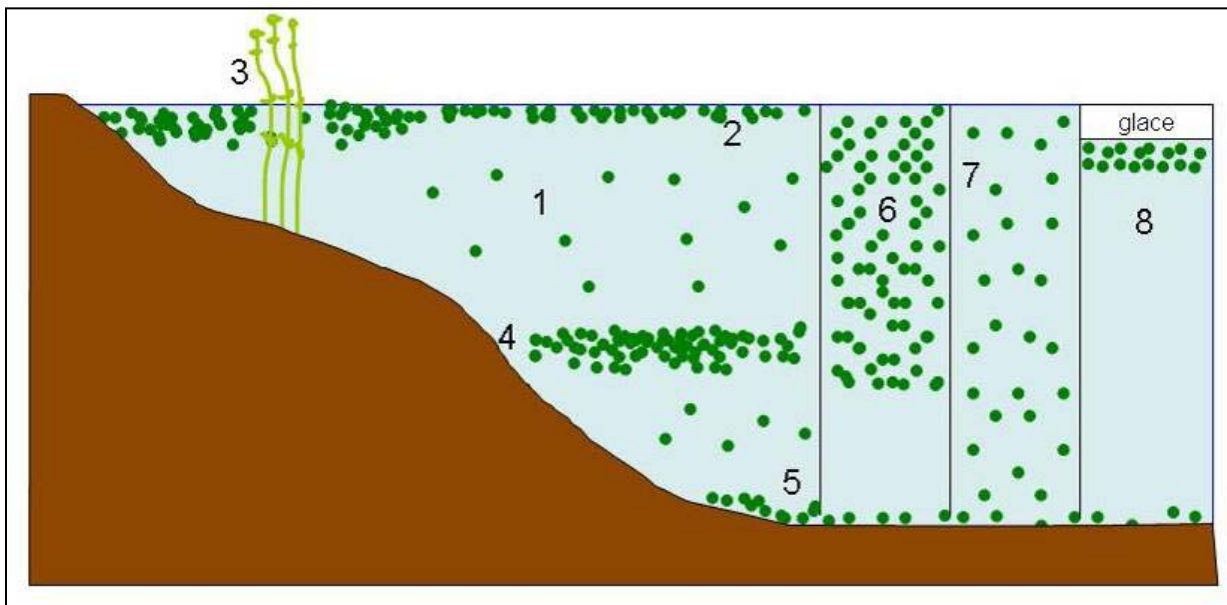


Figure 1. Dessin schématique de la distribution potentielle des cyanobactéries dans un lac stratifié selon les saisons. (1) cyanobactéries dispersées dans l'épilimnion, (2) écume à la surface lors de conditions calmes, (3) écume près de la berge, (4) prolifération dans le métalimnion, (5) population sur les sédiments, (6) brassage de la couche d'eau supérieure lors du début du mélange automnal, (7) colonne d'eau complètement mélangée en automne et au printemps et (8) prolifération sous la glace. Figure adaptée de Lindholm et al. (1989).

Il est à noter que d'autres groupes phytoplanctoniques peuvent également être nuisibles pour la production d'eau potable. Par exemple, une algue appartenant au groupe de flagellées (*Chrysochromulina breviturrita*) a causé de sérieux problèmes d'odeurs dans certains lacs de l'Ontario (Nicholls et al. 1982). La plus forte densité de cellules a été observée à des profondeurs variant entre 1 et 5 mètres (profondeur maximale du lac de 8 m). Cette situation serait problématique dans le cas d'une prise d'eau positionnée à la profondeur préférentielle de cette algue étant donné les risques d'alimenter la population avec une eau présentant un goût et une odeur désagréables.

Ainsi, l'établissement d'une profondeur idéale doit se baser sur la structure thermique saisonnière propre à chaque plan d'eau. De façon générale, la surface d'un plan d'eau devrait être évitée puisque les cyanobactéries s'y accumulent (écumes). Aussi, l'hypolimnion devrait être évité dû à la présence potentielle d'autres composés rendant l'eau impropre à la consommation (pour les cas d'anoxie souvent associés aux lacs touchés par les cyanobactéries). Il serait également préférable d'éviter le métalimnion puisque les cyanobactéries toxiques métalimnétiques peuvent s'y établir (en plus de l'accumulation de particules détritiques dû au changement de densité). Finalement, il ne reste que la profondeur située entre la surface (excluant la toute surface) et le métalimnion où les risques d'accumulation de cyanobactéries sont inférieurs. Toutefois, les cyanobactéries traverseront cette profondeur « idéale » de façon journalière lors de leur migration verticale. L'eau située dans cette zone intermédiaire est un bon compromis mais elle n'est pas exempte de voir sa densité en cyanobactéries augmenter de façon significative à un moment ou un autre de la journée.

Tout comme en milieu lacustre, les prises d'eau en rivière sont généralement positionnées en fonction des glaces et du frasil, des activités nautiques et des variations du niveau d'eau. Très peu d'information n'est disponible concernant la distribution des cyanobactéries en rivière, ce qui rend difficile l'établissement de recommandations quant au positionnement des prises d'eau. Dans le cas des rivières où le débit est suffisamment élevé pour maintenir la colonne d'eau mélangée, aucune profondeur n'est meilleure que l'autre puisque les cyanobactéries se trouveront réparties uniformément. Les profondeurs près des sédiments sont bien entendu à éviter question de réduire la quantité de sédiments à filtrer ou décanter. Toutefois, en règle générale, il semble que de faibles débits puissent favoriser la stratification thermique de l'eau de certaines rivières lors de périodes chaudes accompagnées de radiations solaires intenses. Aussi, certaines rivières sont très turbides, réduisant la pénétration de la lumière à travers la colonne d'eau et favorisant sa stabilité. Ces périodes calmes associées aux faibles débits, la stratification thermique qui en résulte, ainsi qu'une faible intensité lumineuse sont tous des facteurs favorisant la dominance des cyanobactéries. Les rivières propices à de telles conditions devraient donc être suivies régulièrement, particulièrement en périodes de canicule, lorsque les prises d'eau sont situées dans des tronçons à risque pour la présence de cyanobactéries.

3. Ajustement de la profondeur des prises d'eau en fonction de la position verticale des fleurs d'eau

Plusieurs études soulignent l'utilité des fluorimètres pour un suivi *in situ* et en continu de l'état de progression des fleurs d'eau de cyanobactéries ou des communautés phytoplanctoniques en général (par ex., Lee et al. 1995; Hashimoto & Otsuki 1995; Hashimoto et al. 1997; Ahn et al. 2002; Vincent et al. 2004; Izydorczyk et al. 2005). Les fluorimètres, dépendant de leur configuration optique, permettent d'estimer les concentrations en pigments et ainsi la biomasse des **organismes autotrophes**. Il est maintenant possible de différencier les cyanobactéries des autres composantes du phytoplancton grâce à la signature de fluorescence unique à certains pigments (par ex. **phycocyanine** chez les cyanobactéries et **chlorophylle a** chez tous les organismes photosynthétiques). Certains fluorimètres permettent de distinguer jusqu'à quatre grands **groupes fonctionnels** (par ex. Fluoroprobe de BBE Moldaenke), soient les cyanobactéries (bleu-vert), les Chlorophytes (vert), les algues dorées (regroupant surtout les diatomées et les dinoflagellés) et les Chrysophytes. Ces fluorimètres sont faciles à opérer, mais les données doivent être rigoureusement validées par une observation sous microscope. De plus, une technologie plus récente, la cytométrie en flux, permet maintenant d'obtenir une image de chaque particule passant devant le faisceau lumineux de l'instrument (par ex. FlowCAM de Fluid Imaging; www.fluidimaging.com). On utilise alors un logiciel de reconnaissance par la morphologie et la fluorescence des particules pour identifier un **taxon** spécifique. Une fois la banque de taxons constituée pour une communauté lacustre donnée, on peut identifier et compter un taxon d'intérêt (par ex. une cyanobactérie à potentiel toxique) de façon automatisée et instantanée. Ces instruments ne sont pas particulièrement difficiles à opérer, mais l'utilisation des logiciels de reconnaissance, l'établissement des banques de taxons et l'interprétation des données requiert un technicien spécialisé.

Il est important de comprendre que la fluorescence est une mesure relative. Ainsi, il est nécessaire de calibrer le signal de fluorescence pour une communauté lacustre particulière si on veut convertir la fluorescence en unité de biomasse (abondance des cellules ou concentration en pigments). De plus, une calibration régulière des instruments doit être réalisée si l'on veut obtenir une estimation juste de la biomasse. Les compagnies fournissent pour leurs instruments une conversion du signal de

fluorescence en unités de biomasse (parfois même les équations permettant cette conversion), mais il faut savoir que plusieurs facteurs peuvent influencer la justesse de cette conversion (par ex. la physiologie et la morphologie), et qu'une validation par des méthodes conventionnelles (microscopie) est nécessaire.

Les données peuvent être obtenues de façon instantanée par un profil vertical (profileurs submersibles) ou par un système de pompage de l'eau en continu à travers les senseurs (fluorimètres sur bouée, à bord d'un bateau ou dans un laboratoire adjacent au plan d'eau; voir revue des méthodes de détection dans Lavoie et al. 2007). De telles installations sont particulièrement intéressantes pour les usines de traitement de l'eau potable, car elles permettent d'ajuster le niveau de la prise d'eau en fonction de la profondeur à laquelle se trouvent les cyanobactéries. Cette information permet aux opérateurs d'usines de pompage d'obtenir une indication immédiate de leur abondance dans le cas où des traitements supplémentaires sont nécessaires. Par exemple, l'utilisation d'un fluorimètre en continu (données enregistrées aux 15 minutes) dans le Réservoir Sulejow en Pologne a permis à Izydorczyk et al. (2005) d'observer une augmentation de la fluorescence par la phycocyanine de 18 à 75 unités relatives (RAW) près de la prise d'eau à l'intérieur d'une période de 2 heures. Cette augmentation soudaine a été attribuée à l'accumulation de cyanobactéries causée par l'action de vents violents. À titre de comparaison, la valeur de fluorescence par la phycocyanine s'élevait à 100 RAW lors d'une fleur d'eau de *Microcystis aeruginosa* dans le même réservoir, équivalent à une biomasse de près de 50 mg par litre (poids humide) et où la concentration en microcystines a atteint environ 7.5 µg par litre (somme des toxines à l'intérieur des cellules et dissous dans l'eau).

En Angleterre, une sonde à paramètres multiples (incluant une sonde à phycocyanine) est installée en permanence depuis le mois de mai 2006 sur une structure positionnée près de la prise d'eau du réservoir Queen Mother (Fig. 2; www.ysi.com). Le système est géré par les employés de *Thames Water*, la plus importante compagnie de production d'eau potable en Angleterre. Cette sonde permet de profiler en continu la colonne d'eau et de sélectionner la profondeur présentant les qualités optimales pour le prélèvement de l'eau. Ce système assure que l'eau pompée et envoyée à l'usine de traitement affiche la meilleure qualité possible, permettant ainsi d'optimiser les traitements et de diminuer les coûts de production.



Figure 2 Dispositif permettant de suivre de façon automatisée la structure physique de la colonne d'eau et la localisation verticale des cyanobactéries, YSI Environmental, Angleterre.

Le réservoir Vir en République tchèque est un autre exemple de l'application d'une sonde à fluorescence où la profondeur de pompage de l'eau est déterminée en fonction de la qualité de l'eau à l'entrée de trois prises d'eau (Gregor et al. 2007). Ces sondes sont relativement abordables, avec un coût approximatif de \$12,000 si elles incluent des senseurs de profondeur, de température, de pH, de conductivité, d'oxygène dissous et de fluorescence pour l'estimation de la biomasse totale (chlorophylle *a*) et celle des cyanobactéries (phycocyanine).

Les exemples ci-dessus présentent l'applicabilité de l'utilisation d'une sonde de fluorescence dans des réservoirs profonds munis de prises d'eau multiples. Toutefois, plusieurs plans d'eau du Québec sont de profondeurs largement inférieures, et par conséquent, caractérisés par une seule prise d'eau localisée à une profondeur fixe. Dans de tels cas, il est probable qu'un léger ajustement de la profondeur de la prise d'eau soit nécessaire afin de minimiser le pompage d'eau chargée de fortes densités en cyanobactéries en période de fleurs d'eau. Par exemple, les systèmes qui ne sont pas conçus pour être mobiles (ou munis de prises d'eau à profondeurs multiples) pourraient être adaptés à l'aide de siphons (*Environmental Health Unit, Queensland Health 2001*). Cette technique consiste à placer une extension (tuyau flexible) à l'extrémité de la prise d'eau afin de prélever l'eau dans une zone où l'abondance de cyanobactéries est réduite. L'extension peut être positionnée à l'aide d'un système régulant sa flottaison (par ex. de simples bouées). Cette technique semble efficace et peu coûteuse.

4. Aménagement temporaire des prises d'eau

Idéalement, les prises d'eau ne devraient jamais être positionnées aux endroits propices à l'accumulation de cellules et d'écumes causée par l'action des vents dominants (c.-à-d. en aval du vent et dans les baies). La présence d'écumes est souvent associée à des concentrations élevées en toxines. Toutefois, il est possible que la vaste étendue d'un plan d'eau oblige le prélèvement dans une baie susceptible d'accumuler par moment de grandes quantités de cyanobactéries (par ex., cas de la baie Missisquoi). S'il est impossible de relocaliser l'endroit ou la profondeur de ces prises d'eau (voir ci-dessus), la situation peut être partiellement corrigée en érigeant un périmètre de sécurité par une barrière physique empêchant les cellules d'être transportées par le vent vers la prise d'eau (Fig. 3; Hrudey et al. 1999). Ces techniques sont des solutions à court terme permettant de réduire la quantité de cyanobactéries et de cyanotoxines dans l'eau pompée vers une usine de traitement. Bien que cette barrière physique permette de réduire l'accumulation d'écumes près d'une prise d'eau, cette technique n'empêche pas la migration active (verticale) des cyanobactéries qui pourraient alors passer sous la barrière par l'advection de masses d'eau créée par les **courants convectifs**. Les courants convectifs sont créés lorsque l'eau près des rives se réchauffe (ou se refroidit) plus rapidement que le reste du lac, causant l'advection des eaux de surface vers le large (ou vers les rives) et par conséquent l'advection des eaux plus profondes vers les rives (ou vers le large). Il est à noter que l'utilisation de telles barrières flottantes est inefficace dans le cas où les toxines sont dissoutes dans l'eau (par ex. une fois que les cyanobactéries sénescents aient libéré leurs toxines dans l'eau); elles ne font qu'empêcher le passage des accumulations de cellules flottants en surface.



Figure 3 Barrière physique installée afin d'éviter que l'écume ne se déplace vers les prises d'eau (photo de Peter Baker, Australian Water Quality Centre). Tirée de Chorus & Bartram (1999).

5. Amélioration des prises d'eau en rivière

5.1 Prise d'eau par filtration des berges (*bank filtration*)

Un système de filtration par les berges constitue une technique de purification économique basée sur la filtration de l'eau des rivières à travers le sol. L'eau filtrée est ensuite pompée dans un puits situé sur la rive, entraînant une recharge de la nappe phréatique (Fig. 4). Plusieurs systèmes de prélèvement d'eau destinée à la consommation humaine impliquent un passage à travers le sol des berges. Tel qu'observé par Lahti et al. (2001), ce procédé semble éliminer les cyanotoxines (**microcystines**) de façon satisfaisante, bien que l'efficacité du traitement varie selon les circonstances et l'usage de purification. De plus, cette étude indique que les cellules de cyanobactéries sont très rarement observées dans l'eau suite au traitement. Une étude conduite en laboratoire par Miller & Fallowfield (2001) visait à déterminer la dégradation microbienne des **nodularines** et de la **microcystine-LR** suite à un passage à travers trois types de sols. Les résultats obtenus indiquent qu'une élimination complète des toxines a été possible après 10-16 jours d'incubation à 20°C pour les sols contenant du carbone organique et de l'argile. Toutefois, le sol sablonneux (98.5% sable) étaient inefficaces pour la dégradation de l'une ou l'autre des toxines.

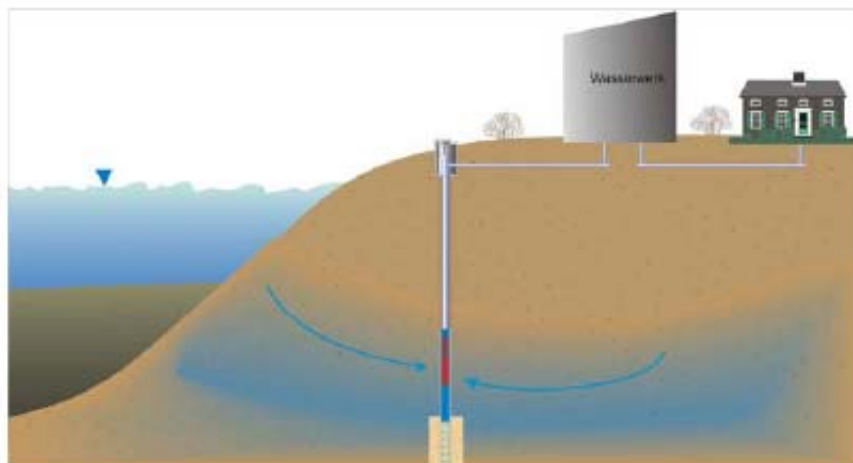


Figure 4 Schéma illustrant un système de filtration par les berges (*Bank filtration*). Tiré de www.cees.iupui.edu/Education/Workshops/SourceWaterManagement

Une étude conduite par Grützmacher et al. (2003) en Allemagne visait à évaluer la capacité des sédiments à éliminer les cyanotoxines. Les résultats de leur étude indiquent que le passage de l'eau à travers les berges est une méthode efficace pour réduire la quantité de microcystines (libres et intracellulaires) avant l'arrivée de l'eau à la station de traitement. Plus de 85% des microcystines ont été éliminées pour une concentration initiale de 12.8 μg par litre détectée par ELISA (ou de 5.9 μg par litre détectée par HPLC). Ils ont toutefois remarqué que l'élimination des toxines était réduite sous certaines circonstances, par exemple pour un substrat sableux offrant peu d'adsorption dû à une faible proportion d'argile ou de limon, ou lorsque la dégradation biologique (par les bactéries) est ralentie par des températures inférieures à 4°C ou par des conditions anoxiques où les communautés bactériennes **anaérobiques** seraient incapables de dégrader les microcystines.

En somme, il semble que la filtration par les berges soit efficace pour éliminer une quantité appréciable de cyanotoxines. De plus, les cellules de cyanobactéries sont peu propices à être transportées à travers le sol (vu leur taille), ce qui réduit grandement le transfert des toxines intracellulaires vers la prise d'eau. Bien entendu, la performance d'un tel système doit être testée. Afin de produire une eau conforme aux seuils fixés, un traitement supplémentaire devrait être effectué dans certains cas lorsque les sols n'offrent pas les conditions optimales à la dégradation ou la rétention des toxines libres.

5.2 Prise d'eau linéaire sous-fluviale

La possibilité de construire une prise d'eau linéaire sous-fluviale a été évaluée pour le secteur des Îlets de la rivière Montmorency (Paniconi et al. 2005). Il est à noter que cette étude n'a pas été conduite pour fin d'élimination des cyanobactéries ou des cyanotoxines. Néanmoins, elle présente une avenue intéressante pour la gestion de la problématique des cyanobactéries. Brièvement, la technique consiste à installer un tuyau perforé à l'horizontal sous le lit de la rivière et de récolter l'eau qui s'y infiltre. Un tel système de captage de l'eau permet d'éviter les problèmes liés au frasil durant l'hiver et assure une filtration naturelle de l'eau à travers le lit de la rivière. Bien que cette technique requière des travaux considérables dans le lit de la rivière en comparaison à un système de filtration commun par les berges, l'avantage majeur est la possibilité de choisir le matériau filtrant. En effet, un système de filtration par les berges est parfois inefficace vu la composition des sols (peu de matière organique et d'argile). Dans de telles situations, une prise d'eau linéaire sous-fluviale pourrait être une solution intéressante puisque le tuyau d'infiltration peut être recouvert d'un matériau ayant d'excellentes propriétés filtrantes. Aucune prise d'eau au Québec n'est actuellement munie d'un système linéaire sous-fluvial et d'autres études seront nécessaires pour en évaluer l'efficacité, notamment le potentiel de ces installations à dégrader ou filtrer les cyanotoxines libres. De plus, tout comme pour la filtration par les berges, cette approche pourrait offrir un grand potentiel de rétention des cellules de cyanobactéries, et donc une réduction du transfert des toxines intracellulaires vers les prises d'eau.

6. Conclusions

La prévention des fleurs d'eau de cyanobactéries par une réduction de l'**eutrophisation** des plans d'eau est l'approche la plus sérieuse de gestion à long terme pour le contrôle des cyanobactéries, puisque c'est le facteur principal en amont de la problématique liée à la prolifération des cyanobactéries. En attendant de voir les effets des efforts de réduction des apports en nutriments (**charge externe**), ce qui peut prendre plusieurs années selon le type de bassin versant et le degré d'accumulation des nutriments dans le plan d'eau (**charge interne**), il est souhaitable de demeurer vigilant pour ne pas exposer les utilisateurs à des problèmes de santé. Dans les cas problématiques où les

fleurs d'eau de cyanobactéries sont bien établies, la technique la plus prometteuse permettant de réduire les risques de contamination et les coûts de traitement de l'eau potable est de suivre la progression estivale des cyanobactéries par des mesures fréquentes 1- de la structure physique de la colonne d'eau (profils de température et d'oxygène) et 2- de la fluorescence *in vivo*. La fréquence d'échantillonnage dépend du niveau de risque atteint, tels que défini par des seuils d'alerte en concentration en toxines ou en densité de cyanobactéries (Ministry of Health, 2005a).

L'établissement des fleurs d'eau de cyanobactéries nécessite que la colonne d'eau soit stable (c.-à-d. température non mélangée), du moins par intermittence, leur permettant ainsi de migrer verticalement dans la colonne d'eau et de s'accumuler en surface (premier effet de concentration), pour être ensuite poussées par le vent (deuxième effet de concentration). De plus, la prolifération des cyanobactéries est stimulée par l'arrivée de nutriments, par exemple lors du relargage de phosphore par les sédiments sous une masse d'eau anoxique ou lors de fortes pluies (érosion de particules transportant le phosphore adsorbé alors qu'aucune barrière naturelle en bordure des cours d'eau et du lac n'empêche son entrée vers la zone de croissance des cyanobactéries). Si l'apport en nutriments est suivi d'une période calme et ensoleillée, les conditions sont gagnantes pour l'apparition de fleurs d'eau (voir revue par Lavoie et al. 2007 et Bouchard-Valentine 2004). Ainsi, la structure physique de la colonne d'eau et les conditions météorologiques pourraient être exploitées pour déterminer les conditions les plus à risque pour l'apparition de fleurs d'eau près d'une prise d'eau. Par ailleurs, la fluorescence *in vivo* permet de détecter rapidement l'augmentation de l'abondance en cyanobactéries grâce à la fluorescence de leurs pigments spécifiques. Un seuil de fluorescence, calibré auparavant par des mesures en laboratoire (quantité de pigments en fonction de l'abondance en cyanobactéries), pourrait alors être défini, au-delà duquel un échantillonnage conventionnel (mesures directes de l'abondance des cyanobactéries et de la concentration en toxines) serait amorcé. Quelques études proposent un protocole de suivi basé sur de tels seuils d'alerte (Chorus and Bartram 1999, Ministry of Health 2005b).

Ainsi, ce type de suivi permettrait de changer la profondeur de la prise d'eau en fonction de la distribution des cellules lorsque cela est possible, une approche employée maintenant par plusieurs pays. Ce système est toutefois inutile lorsque le plan d'eau est trop peu profond. Lorsqu'une prise d'eau ne peut être déplacée vers une masse d'eau

exempte de cyanobactéries, le suivi des conditions limnologiques et des cyanobactéries doit être réalisé si l'on veut réduire le risque associés à leur présence et les coûts associés à leur élimination, étant donné la grande variabilité spatiotemporelle de leur distribution. Puisqu'il est difficile de déterminer une profondeur «idéale» exempte de cyanobactéries, il devient alors nécessaire de pouvoir compter sur des procédés de traitement des cyanobactéries et de leurs toxines afin de produire une eau sans risque pour la santé. Investir dans un système de filtration par les berges est une avenue qui vaut la peine d'être considérée et comparée à l'aménagement d'une usine de traitement de l'eau, vu son potentiel d'élimination des toxines intra et extracellulaires.

RÉFÉRENCES CITÉES

- AHN, C.-Y., A.-S. CHUNG et H.-M. OH, 2002. Rainfall, phycocyanin, and N:P ratios related to cyanobacterial blooms in a Korean large reservoir. *Hydrobiologia* 474 : 117-124.
- BOUCHARD VALENTINE, M., 2004. Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin : dynamique à court terme et stratification. Mémoire de maîtrise, Québec, Université Laval, x, 130 p.
- CHORUS, I., et J. BARTRAM, 1999. Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management, London, New York, E & FN Spon.
- Environmental Health Unit, Queensland Health, 2001. Cyanobacteria in Recreational and Drinking Waters, Queensland Government, Australia, [www.health.qld.gov.au/phs/Documents/ehy/11870.pdf]
- FEE, E. J. et al., 1996. Effects of lake size, water clarity, and climatic variability on mixing depths in Canadian Shield lakes. *Limnology and Oceanography* 41 : 912-920.
- GREGOR, J., B. MARSALEK et H. SIPKOVA, 2007. Detection and estimation of potentially toxic cyanobacteria in raw water at the drinking water treatment plant by in vivo fluorescence method. *Water Research* 41 : 228-234.
- GRÜTZMACHER, G. et al., 2003. Removal of cyanobacterial toxins by sediment passage. *Geophysical Research Abstracts* 5 : 11241.
- HASHIMOTO, S. et A. OTSUKI, 1995. Natural occurrence of phycoerythrocyanin-like pigment in cyanobacterial blooming samples by *Microcystis* in Lake Kasumigira. *Journal of Plankton Research* 17 : 907-917.
- HASHIMOTO, S., T. IORIYA et A. OTSUKI, 1997. Variability of the molecular mass of subunit in phycocyanins of colonial *Microcystis aeruginosa* f. *aeruginosa* in different eutrophic pond and lakes. *Hydrobiologia* 350: 163-168.
- HRUDEY, S. et al., 1999. Remedial measures, p. 275-312, dans Chorus, I., et J. Bartram (éds.), Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management, London, E & FN Spon.
- IZYDORCZYK, K. et al., 2005. Measurement of Phycocyanin Fluorescence as an Online Early Warning System for Cyanobacteria in Reservoir Intake Water. *Environmental Toxicology* 20 : 425-430.
- JANN-PARA, G., I. SCHWOB et M. FEUILLADE, 2004. Occurrence of toxic *Planktothrix rubescens* blooms in lake Nantua, France. *Toxicon* 43 : 279-285.
- LAHTI, K., et al., 2001. Occurrence of microcystins in raw water sources and treated drinking water of Finnish waterworks. *Water Science and Technology* 43 : 225-228.
- LAVOIE, I., I. LAURION, A. WARREN et W. F. VINCENT, 2007. Les fleurs d'eau de cyanobactéries: revue de littérature. Québec, INRS Eau, Terre et Environnement, rapport n° 916, xiii, 124 p.

- LEE, T. et al., 1995. Quantitative determination of cyanobacteria in mixed phytoplankton assemblages by an in vivo fluorimetric method. *Analytica Chimica Acta* 302 : 81-87.
- LÉGARÉ, S., 1998. Dynamique de l'oxygène en lac et en rivière dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles, Mémoire de maîtrise, Québec, Université Laval, 146 p.
- LINDHOLM, T., J. E. ERIKSSON et J. A. O. MERILUOTO, 1989. Toxic cyanobacteria and water quality problems – examples from a eutrophic lake on Åland, south west Finland. *Water Research* 23 : 481-486.
- MILLER, M. J. et H. J. FALLOWFIELD, 2001. Degradation of cyanobacterial hepatotoxins in batch experiments. *Water Science and Technology* 43 : 229-232.
- MINISTRY OF HEALTH 2005a. Drinking-water standards for New Zealand 2005. Wellington: Ministry of Health.
- MINISTRY OF HEALTH 2005b. Guidelines for drinking-water quality management for New Zealand. Wellington: Ministry of Health.
- MOREAU-LE GOLVAN, Y. et al., 2006. Occurrence and environmental fate of cyanotoxins during river bank filtration – The Berlin Case, International Workshop 12/13 April 2006, Indianapolis [www.cees.iupui.edu/Education/Workshops].
- NICHOLLS, K. H., J. L. BEAVER et R. H. ESTABROOK, 1982. Lakewide odours in Ontario and New Hampshire caused by *Chrysochromulina breviturrita* Nich. (Prymnesiophyceae). *Hydrobiologia* 96 : 91-95.
- OLIVIER, R. L. et G. G. GANF, 2000. Freshwater blooms, p. 149-194, dans Whitton, B.A. et M. Potts (éds.), *The Ecology of Cyanobacteria. Their diversity in time and space*, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- PANICONI, C. et al., 2005. Mise aux normes de l'eau potable - Analyse numérique d'un concept de prise d'eau linéaire sous-fluviale dans le secteur des Îlets de la rivière Montmorency, Québec, INRS Eau, Terre et Environnement (pour le compte de GENECOR- Civil et du service de l'Ingénierie de la Ville de Québec), rapport n° 765, 34 p.
- PÉREZ-FUENTETAJA, A. et al., 1999. Significance of dissolved organic carbon in the prediction of thermocline depth in small Canadian shield lakes. *Aquatic Ecology* 33 : 127-133.
- REILLEY-MATTHEWS, B. 2007. Particle imaging and analysis instrumentation minimizes taste and odor complaints. *Journal AWWA* 99 : 50-54.
- REYNOLDS, C. S. et D. A. ROGERS, 1976. Seasonal variations in the vertical distribution and buoyancy of *Microcystis aeruginosa* Kutz. Emend Elenkin in Rostherine Mere, England. *Hydrobiologia* 48 : 17-23.
- VINCENT, R. K. et al, 2004. Phycocyanin Detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie. *Remote Sensing of Environment* 89 : 381-392.