

179

SANTE35

Consultation sur le développement durable
de la production porcine au Québec

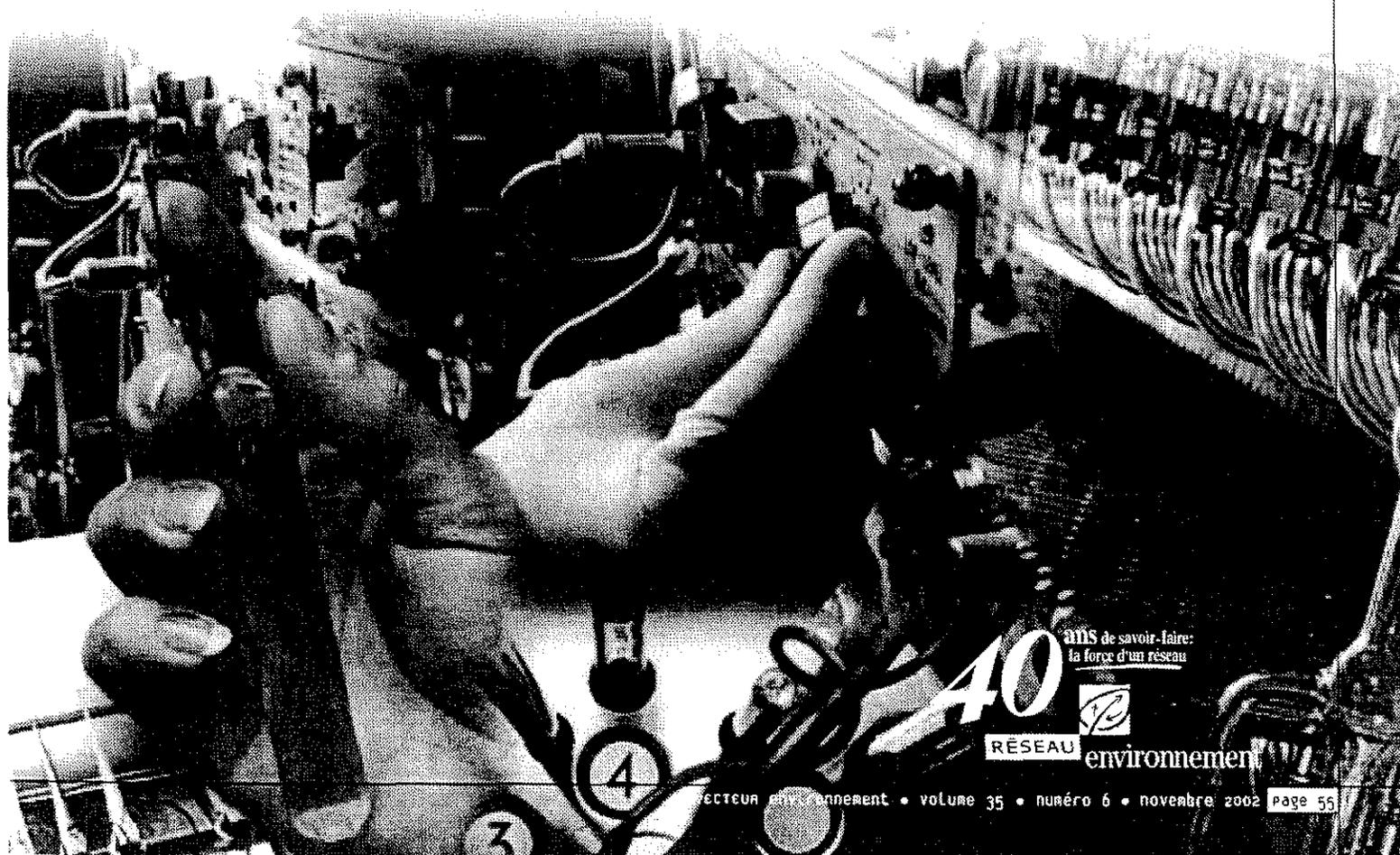
6211-12-007

EAUX DE SURFACE

Les cyanobactéries (algues bleues) toxiques et les microcystines dans le bassin versant de la rivière Yamaska (Québec, Canada); le risque à la santé publique

EAUX SOUTERRAINES

Impacts de la surexploitation de l'eau souterraine sur l'aquifère dunaire de Bouteldja, Algérie



Eaux de surface

Les cyanobactéries (algues bleues) toxiques et les microcystines dans le bassin versant de la rivière Yamaska (Québec, Canada); le risque à la santé publique

Pierre Chevalier^{*1,2}
Régis Pilote²
Jean-Marc Leclerc³
Christian DeBlois⁴
Paul Hamilton⁵ et
Michel Poulin⁵

* Auteur pour
correspondance

Toxic Cyanobacteria (blue-green algae) and Microcystins in the Yamaska Watershed (Québec, Canada); the risk for public health

Résumé

Les cyanobactéries (algues bleues) peuvent être associées à divers problèmes de santé publique découlant d'activités nautiques ou de la consommation d'eau. Dans ce contexte, plusieurs plans et cours d'eau du bassin de la rivière Yamaska (sud-ouest du Québec) ont été échantillonnés afin d'y rechercher des cyanobactéries (algues bleues) productrices de toxines; les microcystines ont été plus spécifiquement recherchées. L'échantillonnage a été effectué entre la fin de juillet et la mi-septembre de l'année 2000, dans des secteurs utilisés pour la baignade ainsi qu'à toutes les usines de traitement de l'eau potable du bassin. La présence de sept espèces de cyanobactéries, produisant des toxines et appartenant aux genres *Anabaena*, *Aphanizomenon* et *Microcystis*, a été relevée. Dans plusieurs plans d'eau utilisés pour la baignade, le nombre de cyanobactéries était de l'ordre de plusieurs centaines de milliers par millilitre, soit une densité ayant le potentiel d'engendrer des problèmes chez les baigneurs. Quant à la concentration de microcystines, le recours à une méthode de détection très sensible (chromatographie liquide à haute performance couplée à la spectrométrie de masse) a permis d'en détecter dans presque tous les échantillons, mais à de très faibles concentrations, de l'ordre de quelques nanogrammes par litre. De telles concentrations ne sont pas susceptibles de représenter un risque pour les activités nautiques à contact primaire ou lors de l'ingestion d'eau potable produite par une usine de traitement.

Mots-clés : Cyanobactéries, algues bleues, microcystines, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*

1. Introduction

Les cyanobactéries (algues bleues) sont des micro-organismes photosynthétiques regroupant environ 2000 espèces (Duy *et al.*, 2000). D'un diamètre de 2 à 10 µm, les cyanobactéries peuvent se retrouver dans l'eau sous forme de colonies de quelques centaines ou milliers de cellules, incluses dans une enveloppe mucilagineuse (Lee, 1999).

La prolifération excessive de cyanobactéries en milieu aquatique («fleur d'eau» ou «floraison» - «bloom» ou «algae scum» en langue anglaise) peut conférer à l'eau une couleur verte, bleue ou même rouge. Lorsqu'elle est relativement importante, la prolifération ressemble à une tache de peinture et la densité microbienne (qui peut atteindre plusieurs millions de cellules/mL) peut donner à l'eau une texture visqueuse. Une prolifération de cyanobactéries soulève aussi la possibilité de la présence de toxines, collectivement appelées cyanotoxines (Long *et al.*, 2001). Selon Pearl et Millie (1996), les cyanotoxines seraient impliquées dans la biosynthèse

Abstract

Cyanobacteria (blue-green algae) can cause various problems to public health, especially through aquatic activities or water-consumption. In this context, several rivers and reservoirs of the Yamaska River's watershed, in south-western Québec, have been sampled for toxin-producing cyanobacteria, and especially for the algae producing microcystins. Water sampling was conducted from the end of July to mid-September 2000 in different swimming sectors as well as in every water treatment plant of the watershed. Seven taxa of toxin-producing cyanobacteria have been reported and they belong to the genera *Anabaena*, *Aphanizomenon* and *Microcystis*. In many water bodies used for swimming activities, there were several hundreds of thousands of cyanobacteria cells per milliliter, that is a density sufficiently high to develop health problems for the swimmers. A highly sensible detection method (high performance liquid chromatography coupled with mass spectrometry) allowed for the detection of the microcystins in almost all samples but at very low concentrations, in the range of few nanograms per liter. These low concentrations are unlikely to represent a threat for aquatic recreational activities or when drinking potable water processed by a water treatment plant.

Keywords : Cyanobacteria, blue-green algae, microcystins, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*

ou le catabolisme de certains pigments, bien que leur rôle et les mécanismes à l'origine de leur synthèse ne soient pas encore clairement établis.

Deux grandes classes de cyanotoxines ont été identifiées, les neurotoxines et les hépatotoxines; s'ajoutent à ces toxines des endotoxines de nature lipopolysaccharidique, ou endotoxines LPS (Carmichael, 1992) qui sont relativement mal caractérisées chez les cyanobactéries, bien que présentes chez la plupart des espèces (Ressom *et al.*, 1994). Compte tenu de ce fait, il a été convenu de qualifier de «cyanobactéries toxiques» seules les espèces produisant des neurotoxines et des hépatotoxines, les endotoxines LPS n'entraînant pas actuellement ce qualificatif. Les hépatotoxines qui, comme leur nom l'indique, agissent préférentiellement dans le foie, sont les cyanotoxines les plus étudiées, compte tenu de leur répartition géographique très large et de leur persistance environnementale de l'ordre de plusieurs jours à quelques semaines (Codd *et al.*, 1999; Duy *et al.*, 2000; Jones *et al.*, 1993).

* (1) Unité de recherche en santé publique, Centre hospitalier de l'Université Laval (CHUL), 2400, rue d'Estimauville, Beauport, Québec, Canada, G1E 7G9; (418) 666-7000 poste 456; pierre.chevalier@sss.gouv.qc.ca

(2) Groupe de recherche en recyclage biologique et aquaculture, Département des sciences animales, pavillon Paul-Comtois, Université Laval, Québec, Canada, G1K 7P4; (418) 656-2131 poste 4043

(3) Institut national de santé publique du Québec, 2400, rue d'Estimauville, Beauport, Québec, Canada, G1E 7G9; (418) 666-7000 poste 319; jean-marc.leclerc@sss.gouv.qc.ca

(4) Laboratoire de la qualité du milieu, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, gouvernement du Québec, 2700, rue Einstein, Sainte-Foy, Québec, Canada, G1P 3W8; (418) 643-8225 poste 224; christian.deblois@mer.gouv.qc.ca

(5) Division de la recherche, Musée canadien de la nature, C.P. 5443, succursale D, Ottawa, Ontario, Canada, K1P 6P4; (613) 566-4788; mpoulin@mns-nature.ca

Elles ont une structure moléculaire commune sur laquelle peuvent se substituer divers acides aminés; on compte actuellement une soixantaine d'analogues structuraux, le plus commun étant la microcystine-LR (présence des acides aminés leucine et arginine). Les microcystines sont surtout synthétisées par une douzaine d'espèces de cyanobactéries appartenant aux genres *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* et *Planktothrix* (*Oscillatoria*).

Dans les cas d'intoxications humaines connues, des irritations cutanées et oculaires ont été notées suite à un simple contact (Turner *et al.* 1990) ainsi que des problèmes gastro-intestinaux lors d'ingestion d'eau contaminée (Chorus et Bartram, 1999). De graves cas d'intoxication suivis de décès ont été rapportés dans des situations particulières; au Brésil, plusieurs décès sont survenus suite à la contamination d'une eau utilisée pour la dialyse rénale en milieu hospitalier (Jochimsen *et al.* 1998). Une exposition à long terme pourrait aussi se traduire par des effets clastogènes ou par la promotion de tumeurs cancéreuses (Falconer et Humpage, 1996; Lambert *et al.* 1994). Une étude épidémiologique effectuée en Chine a permis de faire un lien entre l'incidence de cancers du foie et l'utilisation d'eau de surface contaminée par des cyanobactéries produisant des microcystines (Ueno *et al.* 1996).

Des cyanobactéries toxiques et des microcystines ont été retrouvées dans toutes les régions du monde (Chorus, 2001; Fastner *et al.* 1999; Vasconcelos *et al.* 1996; Vezie *et al.* 1997; Wirsing *et al.* 1998). Au Canada, leur présence a été surtout rapportée en Alberta (Kotak *et al.* 1993) ainsi qu'au Manitoba (Santé Canada, 1998). En Saskatchewan, des cas d'intoxication humaine ont par ailleurs été rapportés dès 1959 (Dillenberg et Dehnel, 1960).

Au Québec, la présence de cyanobactéries toxiques n'a jamais fait l'objet de recherches systématiques. Outre le signalement de floraisons, parfois très importantes, et certains rapports anecdotiques faisant état de malaises consécutifs à des activités nautiques en présence de proliférations de cyanobactéries, il n'existe aucune donnée permettant de connaître l'ampleur du problème. Des études préliminaires du ministère de l'Environnement du Québec, effectuées durant les étés 1999, 2000 et 2001 dans quelques lacs, ont permis d'identifier plusieurs espèces de cyanobactéries toxiques ainsi que des microcystines (S. Blais, Ministère de l'Environnement du Québec, communication personnelle). Dans ce contexte, l'hypothèse sous-jacente à la présente étude était que des cyanobactéries toxiques pouvaient être présentes en abondance dans de nombreux plans et cours d'eau du sud québécois et que des cyanotoxines pouvaient être détectées dans les réseaux de distribution d'eau potable dont la source était constituée de ces plans et cours d'eau. Il est conséquemment apparu pertinent d'entreprendre un relevé plus exhaustif à l'échelle d'un bassin versant particulier situé dans un secteur densément peuplé du Québec où les conditions environnementales et les activités humaines favorisent la prolifération des cyanobactéries.

2. Matériel et méthodes

2.1 Zone d'étude, fréquence et localisation des échantillonnages

Divers critères ont conduit à choisir le bassin versant de la rivière Yamaska (sud-ouest du Québec) où les activités anthropiques

sont responsables du rejet d'une importante quantité de substances nutritives favorisant la croissance des organismes photosynthétiques et des cyanobactéries, tel que rapporté depuis les années 1980 (Primeau, 1999). Puisque les eaux des rivières de ce bassin versant servent d'approvisionnement en eau potable à plus de 100 000 personnes et que plusieurs secteurs sont fréquemment utilisés à des fins récréatives, il s'est avéré pertinent d'évaluer le risque pour la santé des utilisateurs.

D'une superficie de 4 784 km², ce bassin est principalement drainé par quatre cours d'eau (Yamaska, Yamaska Sud-Est, Yamaska Nord et Noire); on y retrouve aussi cinq lacs ou réservoirs importants à usage récréatif (Boivin, Brome, Choinière, Davignon et Waterloo) (Figure 1). L'agriculture occupe 63 % du territoire et constitue une activité économique de première importance: en 1996, le nombre d'animaux d'élevage atteignait 310 000 têtes (dont 54 % de porcs et 32 % de bovins) alors que la superficie des terres en culture était de 207 000 hectares (58 % pour les cultures à grand interligne et 32 % pour le fourrage et le pâturage) (Primeau *et al.* 1999).

La zone d'étude comprenait 21 stations d'échantillonnage, Y1 à Y22a (voir le Tableau 1 pour une description de chacune de ces stations et la Figure 1 pour un repère géographique sommaire). Quatre périodes d'échantillonnage ont eu lieu, de la fin juillet à la mi-septembre de l'année 2000. Les stations d'échantillonnage ont été choisies en fonction de la présence de prises d'eau potable ou de la pratique d'activités récréatives à contact primaire (baignade, ski nautique, plongée, etc.). Des échantillons ont été prélevés dans les cours et les plans d'eau ainsi qu'aux usines de traitement d'eau potable (eau brute et traitée).

Dans les zones récréatives situées en milieu lacustre ainsi que près de certaines prises d'eau, les échantillons ont été prélevés à partir de la rive en utilisant une perche extensible, atteignant trois mètres, au bout de laquelle était fixé un contenant en verre. Ailleurs, les échantillons ont été prélevés au milieu des cours d'eau, à partir de ponts routiers ou piétonniers. Dans ce cas, une base lestée avec une pesée de plomb a été utilisée. Quelle que fut la méthode utilisée, la profondeur moyenne de l'échantillonnage était de l'ordre de 15 cm. À chacune des stations d'échantillonnage un seul prélèvement à deux contenants a été effectué, l'un des contenants destiné à l'analyse des microcystines, l'autre à l'identification des cyanobactéries.

Les échantillons destinés à l'identification des cyanotoxines étaient prélevés dans un contenant de verre de 500 mL avec un couvercle de plastique dont l'intérieur était recouvert d'une feuille d'aluminium afin d'empêcher tout contact entre l'eau et la matière plastique. Pour les échantillons d'eau traitée en usine, 100 µL d'une solution de 1 % de thiosulfate de sodium (Na₂S₂O₃) étaient ajoutés afin de neutraliser le chlore. Les échantillons ont été conservés à 4 °C pendant une période maximale de 48 heures avant d'être traités au laboratoire. Quant aux échantillons destinés à l'identification des cyanobactéries, ils étaient recueillis dans un contenant de plastique (polypropylène) de 250 mL avec une solution de 1 % de Lugol (iode acidifié, Fisher Scientifique) afin d'inactiver tous les micro-organismes et de permettre la conservation de l'échantillon.

Tableau 1

Localisation (d'amont en aval) et description des stations d'échantillonnage de chacun des cours d'eau (incluant les lacs et réservoirs) du bassin de la Yamaska.

Secteur d'étude (rivière)	Numéro de la station	Localisation/description
Yamaska (cours principal)	Y11	Lac Brome: plage municipale, rive sud-est
	Y10	Lac Brome: exutoire, rive nord
	Y13	Bromont: prise d'eau de l'usine de traitement (avec perche extensible)
	Y12	Bromont: eau brute à l'usine de traitement
	Y12a	Bromont: eau potable à l'usine de traitement
	Y6	Farnham: prise d'eau principale de l'usine (à partir du pont piétonnier)
	Y5	Farnham: eau brute à l'usine de traitement
	Y5a	Farnham: eau potable à l'usine de traitement
	Y4	Saint-Damase: au centre de la rivière (à partir du pont Henri-Bourassa)
	Y3	Saint-Hyacinthe: 1 km en amont de l'usine de traitement, au centre de la rivière (pont Douville)
	Y2	Saint-Hyacinthe: prise d'eau de l'usine de traitement (avec perche extensible)
	Y1	Saint-Hyacinthe: eau brute à l'usine de traitement
	Y1a	Saint-Hyacinthe: eau potable à l'usine de traitement
Yamaska Sud-Est	Y9	Cowansville: prise d'eau de l'usine dans le réservoir Davignon (avec perche extensible)
	Y8	Cowansville: eau brute à l'usine de traitement
	Y8a	Cowansville: eau potable à l'usine de traitement
	Y7	Farnham: prise d'eau alternative de l'usine de traitement (avec perche extensible) Yamaska Nord
Yamaska Nord	Y14	Lac Waterloo: plage municipale, rive est (avec perche extensible)
	Y15	Lac Waterloo: exutoire, rive nord (pont de la route 241)
	Y16	Parc de la Yamaska: plage publique du réservoir Choinière (avec perche extensible)
	Y20	Granby: lac Boivin (avec perche extensible)
	Y18	Granby: entrée du réservoir Lemieux, servant à entreposer l'eau brute puisée dans la rivière Yamaska Nord
	Y19	Granby: sortie du réservoir Lemieux, près des canalisations acheminant l'eau brute à l'usine de traitement
	Y17	Granby: eau brute à l'usine de traitement
	Y17a	Granby: eau potable à l'usine de traitement Noire
Noire	Y22	Acton Vale: eau brute à l'usine de traitement
	Y22a	Acton Vale: eau potable à l'usine de traitement
	Y21	Acton Vale: 1 km en aval de la prise d'eau (pont de la route McDonald)

d'être filtré (0,45 µm), pour constituer la solution à injecter dans le chromatographe liquide à haute performance (CLHP) (Hewlett Packard, série 1100). Un volume de 10 µl a été injecté dans le CLHP, les microcystines étant séparées dans une colonne C-18 (Waters ODS, 50 mm, 3,5 µm). La phase mobile était composée d'un mélange 80:20 méthanol-eau contenant 0,1 % d'acide formique. Le débit de la phase mobile était de 0,1 mL/minute en mode isocratique. Les temps de rétention approximatifs étaient (en minutes): MC-RR, 1,98; MC-YR, 2,83; MC-LR, 2,89; MC-LA, 6,21.

Un spectromètre de masse triquadripolaire équipé d'une source de type «electrospray» a été utilisé pour identifier et quantifier les microcystines préalablement détectées. Une série de fragments MS-MS (ion parent-fils) permettait de caractériser chaque composé. La nodularine a été utilisée comme étalon de recouvrement afin de vérifier le bon fonctionnement du procédé de préparation et d'extraction des composés analysés, alors que l'atrazine-d5 a été employée comme étalon interne pour compenser et corriger les variations instrumentales. Une seule injection a été faite pour chacun des échantillons.

Pour chacune des toxines étudiées, les limites de détection, de quantification ainsi que le coefficient de variation (ce dernier basé sur la réplicabilité d'une série de 10 mesures effectuées avec des solutions étalons) étaient :

Toxine	Limite de détection	Limite de quantification	Coefficient de variation
MC-LR	0,001 µg/L	0,003 µg/L	4,0 %
MC-RR	0,02 µg/L	0,07 µg/L	14,3 %
MC-LA	0,10 µg/L	0,30 µg/L	non déterminé
MC-YR	0,05 µg/L	0,18 µg/L	3,3 %

2.3 Identification et énumération des cyanobactéries

L'identification et l'énumération des cyanobactéries ont été effectuées au laboratoire de phycologie du Musée canadien de la nature (Ottawa, Ontario). Une aliquote de chacun des échantillons a été placée sur une lame de microscope ou dans une chambre à sédimentation pendant une période de 24 heures lorsque le nombre de micro-organismes était trop faible pour être compté sur une lame standard.

L'identification, à l'espèce lorsque possible, a été effectuée à l'aide des ouvrages suivants : Anagnostidis et Komárek (1988), Bourrelly (1985), Komárek (1991), Komárek et Anagnostidis (1989) et Smith (1950). Les comptages cellulaires ont été effectués avec un microscope à contraste de phase (Leitz Dialux 22), pouvant aussi être utilisé en lumière blanche, à divers grossissements. Un minimum de 300 cellules a été compté pour chacun des échantillons en utilisant la méthode des transects, caractérisée par la délimitation d'une zone de comptage de largeur fixe allant d'une extrémité à l'autre du champ microscopique (Venrick, 1978). La saisie des données brutes a été faite avec un logiciel permettant l'acquisition et la transformation des données (Hamilton, 1990). Dans certains cas, le comptage a été approximatif, compte tenu de la très forte concentration de cellules regroupées sous forme de colonies compactes (*Microcystis* sp., par exemple). Dans un tel cas, une surface de la colonie a été comptée sur plusieurs plans de focalisation, permettant ainsi une bonne évaluation du nombre de cellules au sein des colonies les mieux structurées.

3. Résultats et discussion

3.1 Risque associé aux concentrations de microcystines dans l'eau brute et traitée

Le tableau 2 présente les concentrations de trois microcystines recherchées (-LR, -RR et -YR). Les plus fortes concentrations, de même que la plus grande diversité de microcystines, ont été observées aux stations les plus en aval, soit à Saint-Hyacinthe (Y1, Y2 et Y3). Dans les stations en amont, notamment dans les lacs de tête, les concentrations étaient très faibles, souvent en deçà du seuil de quantification.

En ce qui concerne plus particulièrement l'ingestion d'eau, le risque n'a été évalué qu'en fonction de la microcystine-LR pour laquelle il existe des données de référence sur le risque à la santé. Le seuil provisoire suggéré par l'Organisation mondiale de la

santé est de 1,0 µg/L (WHO, 1998a) alors que celui fixé de façon préliminaire par le Canada est de 1,5 µg/L (Santé Canada, 1998). Le tableau 2 permet de mettre en évidence que, dans l'eau brute, les concentrations de microcystines ont toujours été bien inférieures à la valeur de référence de Santé Canada, alors que dans l'eau traitée (potable), elles ont été la plupart du temps non détectables. Dans ce contexte, les personnes utilisant l'eau potable produite par l'une ou l'autre des usines de traitement n'étaient pas exposées à un risque notable durant l'été 2000, du moins lors des périodes d'échantillonnage. L'examen du tableau 2 fait également ressortir les constats suivants : dans deux cas (Y12a et Y5a) la concentration n'est plus détectable après le traitement alors que dans trois autres cas (Y1a, Y8a et Y22a) on note soit une légère diminution ou augmentation de la concentration de microcystines, quoique faible (de 0,001 à 0,004 µg/L). Il n'y a qu'une station (Y17a) où une très forte hausse a été notée après le traitement, mais lors d'un seul échantillonnage.

Il est généralement reconnu que les traitements conventionnels (floculation et filtration) sont peu efficaces pour l'élimination des microcystines, comparativement au charbon activé et à l'ozonation (Hirtzfeld *et al.*, 2000; Lambert *et al.*, 1994; 1996). Nos données sont cependant insuffisantes pour évaluer la capacité d'élimination des usines de traitement du bassin versant de la Yamaska puisque les concentrations de microcystines étaient souvent inférieures au seuil de quantification (entraînant donc une grande imprécision quant à leur valeur réelle) et à cause du trop petit nombre d'échantillons recueillis. Compte tenu de la faible concentration en microcystines, de l'impossibilité d'effectuer une analyse statistique, il est impossible de statuer sur l'efficacité des traitements, sauf pour affirmer que, règle générale, une diminution des microcystines a été relevée.

3.2 Dénombrement, répartitions géographique et temporelle des cyanobactéries toxiques et des microcystines

L'identification des cyanobactéries a révélé que 23 échantillons contenaient des espèces produisant des toxines, spécifiquement dans les rivières Yamaska et Yamaska Nord. Le tableau 3 présente le dénombrement de ces espèces en fonction des périodes d'échantillonnage. *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs a été la plus fréquemment détectée (21 fois), suivie de deux espèces du genre *Anabaena* (14 fois) et de *Microcystis aeruginosa* Kütz (10 fois). Le tableau 4 regroupe les cyanobactéries produisant des toxines par genre ainsi que leur proportion par rapport à l'ensemble de toutes les cyanobactéries identifiées (genres et espèces non toxiques). Il faut noter les très grandes variations temporelles et spatiales du nombre de cyanobactéries toxiques ainsi que celles du ratio «toxiques/totales».

Les espèces toxiques identifiées dans le bassin de la Yamaska sont celles retrouvées dans d'autres régions nordiques, que ce soit en Europe du Nord (Chorus, 2001) ou au Canada (Kotak *et al.*, 1993). À noter qu'une espèce, *Microcystis wesenbergii* (Komárek) Komárek, serait rapportée pour la première fois au Québec, la recension des études antérieures n'en faisant pas mention (Paquet *et al.*, 1998; Poulin *et al.*, 1995; S. Blais, Ministère de

Tableau 2

Concentration des microcystines-LR, -RR et -YR (en µg/L) dans les quatre principales rivières du bassin versant de la rivière Yamaska (d'amont en aval).

Station et localisation	26-27 juil.	14-15 août	28-29 août	18-19 sept.
Rivière Yamaska				
Y11 (lac Brome, plage/marina, rive sud)	n.d. ^a	0,003 (LR)	0,002 (LR)	n.d.
Y10 (lac Brome, exutoire, rive nord)	n.d.	0,004 (LR)	n.d.	n.d.
Y13 (Bromont, près prise d'eau)	n.d.	0,006 (LR)	- ^c	-
Y12 (Bromont, usine, eau brute) n.d.	0,009	(LR)	n.d.	n.d.
Y12a (Bromont, usine, eau traitée)^b	-	n.d.	n.d.	n.d.
Y6 (Farnham, près prise d'eau)	0,02 (LR)	0,018 (LR)	-	-
Y5 (Farnham, usine, eau brute)	0,02 (LR)	0,015 (LR)	0,012 (LR)	0,004 (LR)
Y5a (Farnham, usine, eau traitée)	-	n.d.	n.d.	n.d.
Y4 (Saint-Damase)	0,02 (LR)	0,007 (LR)	-	-
Y3 (Saint-Hyacinthe, port Douville, 1 km amont)	0,02 (LR)	0,15 (LR) 0,17 (RR)	0,012 (LR)	0,003 (LR)
Y2 (Saint-Hyacinthe, près prise d'eau)	0,13 (LR) 0,24 (RR) 0,52 (YR)	0,20 (LR)	-	-
Y1 (Saint-Hyacinthe, usine, eau brute)	n.d.	0,007 (LR) 0,03 (RR)	n.d.	n.d.
Y1a (Saint-Hyacinthe, usine, eau traitée)	n.d.	0,006 (LR)	0,004 (LR)	n.d.
Rivière Yamaska Sud-est				
Y9 (Cowansville, près prise d'eau)	n.d.	0,005 (LR)	-	-
Y8 (Cowansville, usine, eau brute)	n.d.	0,003 (LR)	0,004 (LR)	n.d.
Y8a (Cowansville, usine, eau traitée)	-	0,004 (LR)	n.d.	n.d.
Y7 (Farnham, près prise d'eau alternative)	n.d.	0,012 (LR)	-	-
Rivière Yamaska Nord				
Y14 (lac Waterloo, plage, rive est)	n.d.	0,008 (LR)	0,002 (LR)	n.d.
Y15 (lac Waterloo, exutoire, rive nord)	n.d.	0,002 (LR)	0,002 (LR)	n.d.
Y16 (Parc Yamaska, réservoir Choinière, plage)	n.d.	0,01 (LR)	0,004 (LR)	n.d.
Y20 (Granby, lac Boivin)	0,03 (LR)	0,004 (LR)	-	-
Y18 (Granby, entrée réservoir Lemieux)	n.d.	0,012 (LR)	0,005 (LR)	0,010 (LR)
Y19 (Granby, sortie réservoir Lemieux)	-	0,01 (LR)	0,005 (LR) 0,003 (RR)	0,005 (LR)
Y17 (Granby, usine, eau brute)	n.d.	0,004 (LR)	0,006 (LR)	0,005 (LR)
Y17a (Granby, usine, eau traitée)	-	0,014 (LR)	n.d.	n.d.
Rivière Noire				
Y22 (Acton Vale, usine, eau brute)	n.d.	0,012 (LR)	n.d.	n.d.
Y22a (Acton Vale, usine, eau traitée)	-	0,009 (LR)	n.d.	n.d.
Y21 (Acton Vale, près prise d'eau)	n.d.	0,01 (LR)	-	-

^a n.d.: non détectables (sous la limite de détection de l'appareil); se référer également au seuil de quantification (voir section 2.2)^b les concentrations dans l'eau traitée sont en caractère gras.^c pas de mesure à cette station

l'Environnement du Québec, communication personnelle). Il a par ailleurs été impossible d'établir un patron de répartition et d'évolution temporelle des espèces toxiques. Ainsi, une diminution du nombre des espèces toxiques a été notée de la mi-août à la mi-septembre (14 ou 15/08 au 18 ou 19/09) au lac Brome (Y10 et Y11) alors que ce nombre demeurait constant ou subissait même une augmentation (du 28 ou 29/08 au 18 ou 19/09) au lac Waterloo (stations Y14 et Y15) ainsi qu'au réservoir Choinière (Y16). Il n'a donc pas été possible d'observer une variation globale et systématique, applicable à l'ensemble des

stations, tel que démontré par Kotak *et al* (1993), Eynard *et al* (2000) ainsi que Fromme *et al* (2000) qui rapportent des patrons de répartition temporelle cyclique bien définis et identifiables.

L'examen des tableaux 3 et 4 montrent que les plus grandes densités de cyanobactéries, toxiques et totales, ont été essentiellement observées en milieu lacustre; l'absence de plusieurs stations d'échantillonnage utilisées en rivière (voir le tableau 1) dans ces tableaux découle de la non-détection des cyanobactéries. Cette observation est consistante avec le fait que

Tableau 3

Identification et énumération des cyanobactéries toxiques (nombre de cellules/mL) dans les rivières Yamaska (cours central) et Yamaska Nord, d'amont en aval^a.

Station, localisation, date	<i>Anabaena lemmer-mannii</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Anabaena spiroides</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Microcystis flos-aquae</i>	<i>Microcystis wesenbergii</i>
Rivière Yamaska							
Y11 (lac Brome, plage rive sud)	14/08 28/08 18/09	1 450	5 441 951		5 360 2 461 3 685		1 457 39
Y10 (lac Brome, exutoire, rive nord)	15/08 28/08 19/09	5 052 283	12	5 440	6 639 352 16 356		
Y13 (Bromont, prise d'eau)	15/08 28/08 19/09	587 1 437 459		154	486 1 609 2 989	648	4
Y2 26/07 (Saint-Hyacinthe, prise d'eau)	14/08	11 654 1 080	6 535 628	5 303		237 846 65 700	83 456 5 492
Rivière Yamaska Nord							
Y14 (lac Waterloo, plage)	15/08 28/08 18/09	6 480		184 930 97	2 348 94 1 927	246 236 99 025	213 000 94
Y15 (lac Waterloo, exutoire)	15/08 28/08 18/09		6 477 4 541	112 871 1 352 1 380	6 558 259 648	147 687 81 090	537 000
Y16 (parc Yamaska, plage (réserv. Choinière))	15/08 29/08 18/09	137 778 24		325 693 1 376	2 123 3 158 1 795	1 134	674
Y18 (Granby, entrée Lemieux)	15/08	198		1 248	187		
Y19 (Granby, sortie Lemieux)	15/08 28/08	81		472 14 783	258 156 1 749 576	1 162 10 283	

^a Les stations en caractère gras indiquent des lieux où se pratiquait la baignade. Quant aux données en caractère gras, elles indiquent qu'au moment du prélèvement, des baigneurs ont été observés dans l'eau.

les floraisons sont directement liées à l'existence de zones calmes caractéristiques des lacs et des réservoirs (Chorus et Bartram, 1999; Duy *et al.*, 2000; Santé Canada, 1998). Les floraisons observées dans les lacs Brome et Waterloo auraient cependant un impact en aval, dans les rivières y prenant leur source (Yamaska Nord et la Yamaska), situation compatible avec les observations faites à leur exutoire où il était possible de voir ces floraisons s'écoulant en abondance.

À l'instar des autres organismes photosynthétiques, des éléments nutritifs inorganiques sont nécessaires à la croissance des cyanobactéries. En étudiant l'effet de plusieurs facteurs environnementaux sur la croissance des cyanobactéries, une bonne corrélation a été mise en évidence avec la présence de phosphore dissous ainsi qu'avec un rapport azote/phosphore inférieur à 29 (Eynard *et al.*, 2000; Jacoby *et al.*, 2000). La formation d'importantes floraisons est conséquemment favorisée par le phosphore (Rappala et Sivonen, 1998) de même que la synthèse des microcystines serait liée à la concentration de cet élément (Chorus *et al.*, 2001; Sivonen, 1990). Selon les données

compilées par Primeau (1999) pour l'ensemble du bassin versant, de 1979 à 1997, ainsi que par Rashidan et Bird (2001) dans le lac Brome, en 1998, les concentrations en phosphore ainsi que les rapports N:P seraient nettement favorables à la croissance des cyanobactéries et pourraient expliquer la présence de ces floraisons dans certains secteurs.

Kotak *et al.* (1993) ont établi un lien entre la présence de l'espèce *Microcystis aeruginosa* au sein d'une prolifération et la concentration de microcystine-LR libre. Dans le cadre de la présente étude, un tel lien n'a toutefois pas été noté. Ainsi, au lac Waterloo, les importantes densités de *Microcystis* sp. (tableau 4) n'étaient pas accompagnées d'une concentration notable de microcystine-LR aux périodes et aux lieux des prélèvements (tableau 2). Par ailleurs, en comparant nos résultats avec ceux d'une étude amorcée durant l'été 2000, il a été possible de quantifier la différence entre la concentration extracellulaire de microcystines au lac Brome (non détectable à la mi-septembre dans le cadre de la présente étude – tableau 2) et la concentration intracellulaire mesurée à la même période (septembre 2000), cette

Tableau 4

Regroupement, par genre, des cyanobactéries toxiques et leur proportion par rapport au nombre total de cyanobactéries (nombre de cellules/mL), dans les rivières Yamaska (cours principal) et Yamaska Nord, d'amont en aval^a.

Station, localisation, date	Genre <i>Anabaena</i>	Genre <i>Aphanizomenon</i>	Genre <i>Microcystis</i>	Cyanobactéries toxiques totales	Cyanobactéries totales	Rapport toxiques/totales ^b	
Rivière Yamaska							
Y11 (lac Brome, plage rive sud)	14/08 28/08 18/09	1 450 5 441 951	5 360 2 461 3 685	1 457 7 902 4 636	8 267 413 360 165 000	1% 2% 3%	
Y10 (lac Brome, exutoire, rive nord)	15/08 28/08 19/09	10 492 12 283	6 639 352 16 356	17 131 364 16 639	129 717 98 747 299 666	13% <1% 6%	
Y13 (Bromont, prise d'eau)	15/08 28/08 19/09	741 1 437 459	486 1 609 2 989	4 14 539 648	1 231 99 956 234 641	1% 14% 2%	
Y2 (Saint-Hyacinthe, prise d'eau)	26/07 14/08	23 492 1 708		321 302 71 192	344 794 72 900	99% 90%	
Rivière Yamaska Nord							
Y14 (lac Waterloo, plage)	15/08 28/08 18/09	191 410 97 8 979	2 348 94 1 927	213 000 246 330 99 025	406 758 246 521 109 931	76% 92% 86%	
Y15 (lac Waterloo, exutoire)	15/08 28/08 18/09	119 348 1 352 5 921	6 558 259 648	537 000 147 687 81 090	662 906 149 298 87 659	73% 76% 87%	
Y16 (parc Yamaska, plage (résér. Choinière))	15/08 29/08 18/09	462 1 471 1 380	2 123 3 158 1 795	674 4 629 1 134	3 261 82 527 72 028	8% 6% 6%	
Y18 (Granby, entrée Lemieux)	15/08	1 446	187		1 633	<1%	
Y19 (Granby, sortie Lemieux)	15/08 28/08	472 14 864	258 156 1 749 576	1 162 10 283	259 790 1 774 723	366 011 1 890 080	71% 94%

^a Les stations en caractère gras indiquent des lieux où se pratiquait la baignade. Quant aux données en caractère gras, elles indiquent qu'au moment du prélèvement, des baigneurs ont été observés dans l'eau.

dernière étant de l'ordre de 13 µg/g de poids sec de cyanobactéries (Y. Prairie, Université du Québec à Montréal, communication personnelle). Cette situation démontre que de faibles concentrations de microcystines libres ne constitue donc qu'une proportion du potentiel toxique. À cet égard, Fromme *et al.* (2000) ont montré que les microcystines extracellulaires ne représenteraient que 0,3 à 12 % de la concentration totale. Outre l'utilisation d'algicides ou d'herbicides et la mort naturelle des cellules, les facteurs favorisant la lyse des cyanobactéries sont peu documentés, mais la mise en évidence, au lac Brome, de bactéries du genre *Cytophaga* pouvant provoquer la lyse des cyanobactéries (Rashidan et Bird, 2001) mériterait une attention particulière.

3.3 Risque associé aux eaux de récréation

Selon l'Organisation mondiale de la santé, une abondance de cyanobactéries totales (toxiques ou non) de l'ordre de 20 000 cellules/mL pourrait représenter un risque d'irritation ou de réaction allergique (Fromme *et al.* 2000; WHO, 1998b). Le risque d'irritation serait notamment lié à la présence d'endotoxines lipopolysaccharidiques (LPS), des macromolécules

intégrées à la paroi cellulaire. Suite à un contact avec certaines cyanobactéries, il pourrait en résulter une réponse allergique cutanée (Chorus et Bartram, 1999). On doit également tenir compte de l'ingestion potentielle de cyanobactéries de même que des cyanotoxines, capables d'engendrer une symptomatologie gastro-intestinale (Pilotto *et al.* 1997). Le repérage visuel de proliférations de cyanobactéries dépend toutefois de nombreux facteurs, comme la couleur vraie et la turbidité de l'eau. Dans les faits, il semble difficile, pour une personne non informée, de détecter ou d'interpréter la signification d'une eau colorée par des proliférations, tel que mis en évidence par la présence de baigneurs dans une eau contenant un nombre très élevé de ces micro-organismes (données en caractère gras du tableau 4).

Beaucoup d'espèces de cyanobactéries posséderaient des endotoxines LPS (Resson *et al.* 1994), mais les caractéristiques de ces macromolécules sont très mal connues de même que les effets sur les humains (Duy *et al.* 2000). Cette situation engendre d'ailleurs une certaine confusion quant à la manière d'évaluer le risque lors d'activités nautiques à contact primaire. Dans le cadre

d'une analyse descriptive portant sur l'incidence de symptômes associés à la baignade en Australie, Piloni *et al* (1997) ont déterminé que, dans certaines circonstances, une eau contenant 5 000 cyanobactéries/mL avait engendré des symptômes irritatifs chez des baigneurs. Par contre, Fitzgerald *et al* (1999) estiment que le risque est négligeable en deçà de 50 000 cellules/mL. Au-delà de ces divergences sur le nombre minimal de cellules requises, la présente étude révèle que le nombre de cyanobactéries, toxiques ou totales, était suffisamment élevé dans certaines zones de baignade, de l'ordre de plusieurs centaines de milliers par millilitre, pour représenter un risque (tableau 4).

4. Conclusion

Cette étude a permis de mettre en évidence la présence systématique de cyanobactéries toxiques et de la microcystine-LR. Les plus importantes densités de cyanobactéries toxiques ont été relevées dans les zones calmes des rivières, les réservoirs ou les lacs, ces derniers servant vraisemblablement à «inoculer» les cours d'eau en aval. Il ne semble toutefois pas y avoir de lien entre la densité de cyanobactéries et la concentration de microcystines libres dans l'eau, ces dernières étant essentiellement intracellulaires. Les plus fortes concentrations de microcystines libres ont été enregistrées dans les stations d'échantillonnage les plus en aval, situation qui serait attribuable à leur persistance environnementale ainsi qu'à leur accumulation, d'une station à l'autre.

Des résultats de notre étude, il ressort que les concentrations de microcystines libres étaient trop faibles pour représenter un risque pour la santé, du moins lors des périodes d'échantillonnage. La situation était toutefois différente en ce qui concerne la densité de cyanobactéries, suffisante pour représenter un risque dans certains cas, plus spécifiquement pour les personnes pratiquant une activité nautique à contact primaire.

Nos conclusions sont loin d'être définitives, car il y a lieu de croire que des concentrations de microcystines bien supérieures à celles que nous avons relevées pourraient être mises en évidence, notamment avec des conditions climatiques plus chaudes et plus sèches. De plus, puisque des concentrations plus élevées auraient peut-être été mesurées si les prélèvements avaient été plus fréquents, il serait souhaitable d'élaborer un protocole prévoyant une fréquence accrue de l'échantillonnage, notamment dans les usines de traitement de l'eau afin de pouvoir faire une évaluation de leur performance quant à l'enlèvement des cyanotoxines, ainsi que dans les plans et cours d'eau afin de mieux cerner le risque à la santé publique. Finalement, puisque les microcystines peuvent se bioaccumuler, leur recherche dans la chair des poissons devrait constituer une suite logique à la présente étude, notamment dans le bassin de la Yamaska.

5. Remerciements

Les auteurs remercient l'ensemble du personnel technique et administratif des usines de traitement d'eau des municipalités du bassin de la rivière Yamaska, plus particulièrement messieurs Robert Bolduc (Saint-Hyacinthe), Gilles Comtois (Granby) et François Paquet (Bromont) ainsi que madame Lucie Bruneau (Cowansville). Nous remercions également monsieur Sylvain

Primeau (ministère de l'Environnement du Québec) pour son aide précieuse. Nos remerciements vont aussi à mesdames Annie Laverdière et Nicole Nadeau, du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

Cette étude a été effectuée dans le cadre d'une subvention conjointe de Santé Canada ainsi que du ministère de la Santé et des Services sociaux (Québec), dans le cadre du programme Saint-Laurent Vision 2000. Les données complètes de l'étude peuvent être consultées dans Chevalier *et al* (2001).

6. Références bibliographiques et électroniques

- Anagnostidis, K. and J. Komárek (1988) Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3. Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol. Suppl. 80: 327-472.
- Bourrelly, P. (1985) Les algues d'eau douce. Tome III. Les algues bleues et rouges. Société Nouvelle des Éditions Boubée, Paris. 606 pp.
- Carmichael, W.W. (1992) Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. J. Appl. Bacteriol., 72: 445-459.
- Chevalier, P., R. Piloni et J.-M. Leclerc (2001). Risques à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries (algues bleues) et de microcystines dans trois bassins versants du sud-ouest québécois tributaires du fleuve Saint-Laurent. Unité de recherche en santé publique (Centre hospitalier de l'Université Laval) et Institut national de santé publique, 151p. Le document est accessible à: www.crchul.ulaval.ca/crchul/fr/acti/Unite.cspq.htm
- Chorus, I. (2001) Cyanotoxin occurrence in freshwater: a summary of survey results from different countries. Dans: Chorus, I. (éd.) Cyanotoxins, occurrence, causes, consequences. Springer Verlag, pp.: 75-78.
- Chorus, I. et J. Bartram (1999) Toxic cyanobacteria in water; a guide to their public health consequences, monitoring and management. E&FN Spon, Londres, 416p.
- Chorus, I., V. Niesel, J. Fastner, C. Wiedner, B. Nixdorf and K.-E. Lindenschmidt (2001) Environmental factors and microcystin levels in waterbodies. Dans: Chorus, I. (éd.) Cyanotoxins, occurrence, causes, consequences. Springer Verlag, pp.: 159-177.
- Chow, C.W.K., M. Drikas, J. House, M.D. Burch et R.M.A. Velzeboer (1999) The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Wat. Res., 33: 3253-3262.
- Codd, G.A., C.J. Ward, K.A. Beatie et S.G. Bell (1999) Widening perceptions of the occurrence and significance of cyanobacterial toxins. Dans: Peschek, G.A., W. Löffelhardt et G. Schmetterer (éds.) The phototrophic prokaryotes, Kluwer Academic/Plenum Publishers, pp.: 623-632.
- Dillenberg, H.O. et M.K. Dehnell (1960) Toxic bloom in Saskatchewan, 1959. Can. Med. Assoc. J., 83: 1151-1154.
- Duy, N., P.K.S. Lam, G.R. Shaw et D.W. Connell (2000) Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. Rev. Environ. Contam. Toxicol., 163: 113-186.
- Eynard, F., K. Mez et J.-L. Walther (2000) Risk of cyanobacterial toxins in Riga waters (Latvia) Wat. Res., 34: 2979-2988.
- Falconer, I.R. et A. R. Humpage (1996) Tumour promotion by cyanobacterial toxins. Phycologia, 35: 74-79.
- Fastner, J., M. Erhard, W.W. Carmichael, F. Sun, K.L. Rinehart, H. Röncke et I. Chorus (1999) Characterization and diversity of microcystins in natural blooms and strains of the genera *Microcystis* and *Plankothrix* from German freshwaters. Arch. Hydrobiol., 145: 147-163.

- Fitzgerald, D.J., D.A. Cunliffe et M.D. Burch (1999) Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in South Australia. *Environ. Toxicol.*, 14: 203-209.
- Fromme, H., A. Kohler, R. Krause et D. Fuhring (2000) Occurrence of cyanobacterial toxins – microcystins and anatoxin-a – in Berlin water bodies with implications to human health and regulation. *Environ. Toxicol.*, 15: 120-130.
- Hamilton, P.B. 1990. The revised edition of a computerized plankton counter for phytoplankton, periphyton and sediment diatom analysis. *Hydrobiologia*, 194: 23-30.
- Hitzfeld, B.C., S.J. Höger et D.P. Dietrich (2000) Cyanobacterial toxins: removal during water treatment, and human risk assessment. *Environ. Health Perspect.*, 108(suppl.): 113-122.
- Jacoby, J.M., D.C. Collier, E.B. Welch, F.J. Hardy et M. Crayton (2000). Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57: 231-240.
- Jochimsen, E.M., W.W. Carmichael, J. An, D.M. Cardo, S.T. Cookson, C.E.M. Holmes, M.B. Antunes, de M. D.A. Fihlbo, T.M. Lyra, V.S.T. Barreto, S.M.F.O. Azevedo et W.R. Jarvis (1998) Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *N. Eng. J. Med.*, 338: 873-878.
- Jones, G.J., W. Minarol, K. Craig et R. Taylor (1993) Removal of low level cyanobacterial peptide toxins from drinking water using powdered and granular activated carbon and chlorination; results of laboratory and pilot plant studies. *Proceedings of the Fifteenth federal convention of Australian Water and Wastewater Association*, 2: 339-346.
- Komárek, J. (1991) A review of water-bloom forming *Microcystis* species, with regard to populations from Japan. *Algol. Stud.* 9: 450-481.
- Komárek, J. et K. Anagnostidis (1989) Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4. Nostocales. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 82: 247-345.
- Korak, B.G., S.L. Kenefick, D.L. Fritz, C.G. Rousseaux, E.E. Prepas et S.E. Hruđey (1993) Occurrence and toxicological evaluation of cyanobacterial toxins in Alberta lakes and farm dugouts. *Wat. Res.*, 27: 495-506.
- Lahti, K., J. Rapala, M. Färdig, M. Niemelä et K. Sivonen (1997) Persistence of cyanobacterial hepatotoxin, microcystin-LR, in particulate material and dissolved in lake water. *Wat. Res.*, 31: 1005-1012.
- Lambert, T.W., C.F.B. Holmes et S.E. Hruđey (1994) Microcystin class of toxins: health effects and safety of drinking water supplies. *Environ. Rev.*, 2: 167-186.
- Lambert, T.W., C.F.B. Holmes et S.E. Hruđey (1996) Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment. *Wat. Res.*, 30: 1411-1422.
- Lee, R.E. (1999) *Phycology*. Cambridge University Press, 614p.
- Long, B.M., G.J. Jones et P.T. Orr (2001) Cellular microcystin content in N-limited *Microcystis aeruginosa* can be predicted from growth rate. *Appl. Microbiol. Microbiol.*, 67: 278-283.
- Paquet, S., V. Jarry et C. Hudon (1998) Phytoplankton species composition in the St-Lawrence River. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 1095-1105.
- Pearl, H.W. et D.E. Millie (1996) Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. *Phycologia*, 35(suppl): 160-167.
- Pilotto, L.S., R.M. Douglas, M.D. Burch, S. Cameron, M. Beers, G.J. Rouch, P. Robinson, M. Kirk, C. Cowie, S. Hardiman, C. Moore et R.G. Atwell (1997) Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water activities. *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, 21: 562-566.
- Poulin, M., P.B. Hamilton et M. Proulx (1995) Catalogue des algues d'eau douce du Québec, Canada. *The Canadian Field Naturalist*, 109: 27-110.
- Primeau, S. (1999) Le bassin de la rivière Yamaska: qualité des eaux de 1979 à 1997. Dans: ministère de l'Environnement du Québec. (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska: l'état de l'écosystème aquatique*, 70p. + annexes.
- Primeau, S., N. La Violette, J. St-Onge et D. Berryman (1999) Le bassin de la rivière Yamaska: profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement. Dans: ministère de l'Environnement du Québec (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska: l'état de l'écosystème aquatique*, 52p. + annexes.
- Rapala, J. et K. Sivonen (1998) Assessment of environmental conditions that favor hepatotoxic and neurotoxic *Anabaena* spp. strains cultured under light limitation at different temperatures. *Micro. Ecol.*, 36: 181-192.
- Rashidan, K.K. et D.F. Bird (2001) Role of predatory bacteria in the termination of a cyanobacterial bloom. *Microbial Ecology*, 41: 97-105.
- Ressom, R., F.S. Soong, J. Fitzgerald, L. Turczynovich, O. El Saadi, D. Roder, T. Maynard et I. Falconer (1994) Health effects of toxic cyanobacteria (blue-green algae). National Health and Medical Research Council, Australia, 108 p. Document accessible à: <http://www.health.gov.au/nhmrc/publications/synopses/eh14syn.htm>
- Santé Canada (1998) Les toxines cyanobactériennes: les microcystines dans l'eau potable (document de consultation publique). Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable. Document accessible en format PDF à: <http://www.hc-sc.gc.ca/ehp/dhm/catalogue/dpc.htm>
- Sivonen, K. (1990) Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Appl. Environ. Microbiol.*, 56: 2658-2666.
- Smith, G.M. (1950) *The fresh-water algae of the United States*. McGraw-Hill, New York, 719 pp.
- Turner, P.C., A.J. Gammie, K. Hollonrake et G.A. Codd (1990) Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. *Brit. Med. J.*, 300: 1440-1441.
- Ueno, Y., S. Nagata, T. Tsutsumi, A. Hasegawa, M.F. Watanabe, H.D. Park, G.C. Chen et S. Z. Yu (1996) Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. *Carcinogenesis*, 17: 1317-1321.
- Vasconcelos, V.M., K. Sivonen, W.R. Evans, W.W. Carmichael et M. Namihoshi (1996) Hepatotoxic microcystin diversity in cyanobacterial blooms collected in portuguese freshwaters. *Wat. Res.*, 30: 2377-2384.
- Vezie, C., L. Brient, K. Sivonen, G. Bertu, J.-C. Lefevre et M. Salkinoja-Salonen (1997) Occurrence of microcystin-containing cyanobacterial blooms in freshwaters of Brittany (France). *Archiv. Hydrobiol.*, 139: 401-413.
- Ventrick, E.L. (1978) How many cells to count? Dans: *Phytoplankton Manual*, A. Sournia (Ed.). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, pp. 167-180.
- WHO (1998a) Guidelines for drinking-water quality, 2e édition. Volume 2, Health Criteria and other supporting information: addendum au Volume 2, World Health Organization, 283p.
- WHO (1998b) Guidelines for safe recreational water environments: coastal and freshwaters. World Health Organization (document pour consultation publique), 283p. Accessible sur l'internet à: www.oms.ch/water_sanitation_health/Recreational_water/eosdrafe9814.htm
- Wirsing, B., L. Hoffmann, R. Heinze, D. Klein, D. Daloz, J.-C. Braekman et J. Weckesser (1998) First report on the identification of microcystin in a water bloom collected in Belgium. *System. Appl. Microbiol.*, 21: 23-27.